

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ЖИТОМИРСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ АГРОЕКОЛОГІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

На правах рукопису

БОРЩЕНКО ВАЛЕРІЙ ВОЛОДИМИРОВИЧ

УДК 633.21.3.03:636.221.28.033 (477.42)

**РАДІОЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА СТАНУ ПРИРОДНИХ УГІДЬ
УКРАЇНСЬКОГО ПОЛІССЯ ТА ОСОБЛИВОСТІ ЇХ ВИКОРИСТАННЯ**

Дисертація

на здобуття наукового ступеня доктора сільськогосподарських наук

Спеціальність 03.00.16 – екологія

Науковий консультант:

доктор с.-г. наук, професор, член-кор. НААНУ Славов В.П.

Київ – 2016

Зміст

	Стор.
Перелік умовних скорочень	5
ЗАГАЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА РОБОТИ	6
РОЗДІЛ 1. РАДІОЕКОЛОГІЧНІ ОСНОВИ ВИКОРИСТАННЯ ПРИРОДНИХ УГІДЬ	16
1.1. Радіоекологічні основи використання природних угідь	16
1.1.1. Природні угіддя – визначальне джерело надходження радіонуклідів в організм людини	16
1.1.2. Аналіз чинників, які зумовлюють процеси міграції радіонуклідів у трофічному ланцюзі «грунт – рослина (корм) – тварина (продукція)»	21
1.1.3. Прогнозування надходження радіонуклідів у трофічному ланцюзі «грунт – рослина – тварина (продукція)»	29
1.2. Технологія використання природних угідь жуйними тваринами	42
1.2.1. Основні чинники, які характеризують умови живлення, споживання корму та рівень продуктивності тварин при їх випасі	42
1.2.2. Організація підгодівлі тварин на пасовищах	57
1.3. Узагальнення	68
РОЗДІЛ 2. ЗАГАЛЬНА МЕТОДИКА І ОСНОВНІ МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ	74
2.1. Загальна характеристика району досліджень	74
2.2. Коротка характеристика стаціонарів та основні завдання експериментальних досліджень	75
2.3. Методика досліджень міграції радіонуклідів у трофічному ланцюзі «грунт – корм – продукція тварин» залежно від різних чинників, та оцінка дозових навантажень сільського населення	86
2.4. Методика оцінки умов живлення жуйних тварин при їх випасі в умовах природних угідь	94

2.5. Методика досліджень при плануванні та моделюванні випасу жуйних тварин в умовах природних угідь	98
2.6. Методика досліджень при плануванні підгодівлі тварин	100
РОЗДІЛ 3. ДОСЛІДЖЕННЯ МІГРАЦІЇ РАДІОНУКЛІДІВ У ТРОФІЧНОМУ ЛАНЦЮЗІ «ГРУНТ – КОРМ – ПРОДУКЦІЯ (МОЛОКО, М'ЯСО)» ЗАЛЕЖНО ВІД РІЗНИХ ЧИННИКІВ ТА ОЦІНКА ДОЗОВИХ НАВАНТАЖЕНЬ СІЛЬСЬКОГО НАСЕЛЕННЯ	103
3.1. Використання кормів природних угідь жуйними тваринами впродовж пасовищного сезону	103
3.2. Структура раціону жуйних тварин при їх випасі в умовах природних угідь	106
3.3. Міграція радіонуклідів в кормові види рослин залежно від різних чинників	121
3.4. Дослідження міграції радіонуклідів у продукцію тварин	147
3.5. Розробка непрямих методів оцінки забруднення організму тварин та продукції (м'яса, молока) радіонуклідами	179
3.6. Визначення впливу критичних продуктів харчування на формування дозових навантажень сільського населення (на прикладі окремого населеного пункту)	191
3.7. Використання прогнозного математичного моделювання для оцінки доз внутрішнього опромінювання населення від харчових продуктів лісу	197
РОЗДІЛ 4. ТЕХНОЛОГІЯ ТА МОДЕЛЮВАННЯ ВИКОРИСТАННЯ ПАСОВИЩ	212
4.1. Оцінка умов живлення жуйних тварин при їх випасі на природних угіддях в умовах Українського Полісся	212
4.1.1. Поживна цінність кормів природних угідь та продуктивні характеристики травостою	212

4.1.2. Критерії та методичні підходи щодо оцінки умов живлення свійських жуйних тварин на пасовищах	230
4.2. Планування та моделювання випасу жуйних тварин в умовах природних угідь	249
4.2.1. Принципи модельних розрахунків для планування випасу жуйних тварин	249
4.2.2. Планування схем випасу та оцінка економічної ефективності використання пасовищ	252
4.2.3. Обґрунтування технологічних параметрів випасу корів	255
4.2.4. Обґрунтування технологічних параметрів випасу при вирощуванні та нагулі молодняка великої рогатої худоби	264
РОЗДІЛ 5. ПРИНЦИПИ ТА МЕТОДИЧНІ ПІДХОДИ ЩОДО ПІДГОДІВЛІ ТВАРИН ЗА ВИКОРИСТАННЯ КОРМІВ ПРИРОДНИХ УГІДЬ	270
5.1. Планування підгодівлі молочних корів	270
5.2. Планування підгодівлі молодняка великої рогатої худоби	278
5.3. Планування підгодівлі дрібної рогатої худоби	287
РОЗДІЛ 6. АНАЛІЗ І УЗАГАЛЬНЕННЯ РЕЗУЛЬТАТІВ ДОСЛІДЖЕНЬ	292
ВИСНОВКИ	313
РЕКОМЕНДАЦІЇ ВИРОБНИЦТВУ	318
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ	319
ДОДАТКИ	362

**Перелік скорочень, умовних позначень, символів, одиниць
та термінів:**

БЕР – безазотисті екстрактивні речовини
 Бк/кг – бекерель/кілограм
 ВРХ – велика рогата худоба
 га – гектар
 ГДж – гігаджоуль
 ДР – допустимі рівні вмісту радіонукліду в продуктах харчування та питній воді, Бк/кг
 ЖНАЕУ – Житомирський національний агроєкологічний університет
 ЖМ – жива маса
 ЗЕП – заплавна екологічна підсистема
 Зп – притерасна частина заплави
 Зц – центральна частина заплави
 к. од. – кормова одиниця
 кБк/м² – кілобекерель/ метр квадратний
 КДК – кислото-детергентна клітковина
 Кі/км² – кюрі/ кілометр квадратний
 КП – коефіцієнт переходу радіонукліду в ланцюгу ґрунт – рослина, м²/кг*10⁻³
 КП_{ар} – агрегований коефіцієнт переходу радіонукліду, м²/кг* 10⁻³
 ЛВЛ – лічильник випромінювання людини
 МАГАТЕ – міжнародне агентство з атомної енергетики
 МБк – мегабекерель
 МДж – мегаджоуль
 МКРЗ – міжнародний комітет з радіаційного захисту
 Н – низина
 НДК – нейтрально-детергентна клітковина
 нЗв – нанозіверт
 ОЕ – обмінна енергія, МДж
 ОМ – обмінна маса
 ОР – органічна речовина
 С – суходіл
 СЖ – сирий жир
 СЗ – сира зола
 СК – сира клітковина
 СП – сирий протеїн
 СР – суха речовина
 Ст. – стаціонар
 СТНРЗ – суходіл тимчасово надлишкового рівня зволоження
 ТЛУ – тип лісорослинних умов
 NRC – відділ Національної академії наук США, який обґрунтовує норми годівлі тварин

ЗАГАЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА РОБОТИ

Актуальність теми. Природні угіддя (сіножаті, пасовища, лісові насадження) в Україні на сьогодні є, і ще довго будуть, вагомим джерелом кормів для годівлі жуйних тварин, особливо в літній період. Їх загальна площа в Україні налічує 5,5 млн га (Прістер, 2005; Петриченко, 2012), на Поліссі – 1,44 млн га, а частка у складі сільськогосподарських угідь становить близько 30%.

На використання природних угідь у кормовому балансі орієнтуються переважно індивідуальні або особисті селянські господарства, а також невеликі фермерські господарства. Частка таких господарств у структурі поголів'я, наприклад корів та інших жуйних тварин, є доволі вагомою – близько 80%.

У післячорнобильський період, унаслідок радіоактивного забруднення природних угідь, постало питання безпечного їх використання. Це, насамперед, обумовлено тим, що природні угіддя є критичними елементами ландшафту, оскільки сприяють інтенсивній міграції радіонуклідів у організм тварин і людини, а по друге, не слід очікувати, що в найближчій перспективі ситуацію можна буде кардинально змінити (Прістер, 1992, 2005; Vandecasteele, 1993; Fry, Clarke, O'Riordan, 1999; Jacob and Likhtarev, 1996; Kenigsberg, Buglova, 1994; Raurct, Firsakova, 1996). Найбільше від радіоактивних викидів ЧАЕС постраждало Українське Полісся. За оцінками спеціалістів загальна площа забруднених природних угідь в цьому регіоні досягає 1 млн. га.

Необхідність вивчення кормових ресурсів природних угідь також продиктовано кризовими явищами в енергетичному секторі та процесами глобального потепління. Ці угіддя, які відрізняються вагомим фотосинтетичним потенціалом, є альтернативним або додатковим джерелом відновних запасів енергії і тому можуть відігравати важливу роль у вирішенні питань не лише продовольчої, але й енергетичної безпеки України як сьогодні, так і в майбутньому.

За раціонального використання продуктивного потенціалу природних угідь можна значно збільшити обсяги виробництва продукції тваринництва. Наукові дослідження і виробничий досвід показують, що за відносно невеликого вкладення матеріальних та фінансових ресурсів виробництво кормів на пасовищах і луках можна збільшити у 1,5–2 рази (Петриченко, 2012). Але використання продуктивного потенціалу природних екосистем потребує конкретного радіоекологічного та технологічного обґрунтування.

У наукових публікаціях доволі детально висвітлено питання реабілітації забруднених земель сільськогосподарського призначення, ведення агропромислового виробництва та економічного відродження сільських територій. Поряд із тим наукові основи використання природних екосистем жуйними свійськими тваринами в умовах радіоактивного забруднення в Україні не розроблялися. Нині загальновідомими є роботи вітчизняних та зарубіжних вчених (Прістер та ін., 1992–2005; Славов та ін., 1996; Краснов та ін., 1998–2013; Савченко, Савчук, 1999–2008; Романенко, 2010; Hove et al., 1993; Howard, 1989–1996; Strand et al., 1996 та ін.) щодо вивчення міграції радіонуклідів у трофічному ланцюзі тварин. Але вони лише фрагментарно і опосередковано торкаються власне безпечності виробництва продукції тваринництва за впливу природних екосистем.

У літературі також недостатньо висвітлюються питання щодо впливу «місцевих» продуктів харчування на формування доз внутрішнього опромінення сільського населення (Гаргер, 1998; Прістер, 2000; Чоботько, Райчук та ін., 2009–2015; Дутов, Ландін та ін., 2015; Проневич, 2014 та ін.), значною мірою це стосується продукції тваринництва.

Крім того, аналіз літературних джерел свідчить про відсутність системних методичних підходів та дієвих технологічних прийомів щодо використання кормових ресурсів природних угідь Українського Полісся свійськими жуйними тваринами.

Тому виникає необхідність наукового обґрунтування залучення у повноцінний господарський обіг радіоактивно забруднених природних угідь Українського Полісся і збалансованого їх використання.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Робота виконувалась згідно з планами науково-дослідних робіт Житомирського національного агроекологічного університету і є складовою частиною таких тем, державних програм та проектів, а також ініціативних тем науково-дослідних робіт: «Розробка еколого-економічного проекту ведення сільськогосподарського виробництва в господарствах з різною формою власності в умовах радіоактивного забруднення на прикладі окремих господарств Коростенського району Житомирської області» (ДР № 01960018644, 1997–1998 рр.); «Радіологічне обґрунтування можливості використання природних кормових угідь та ведення підсобного господарства сільським населенням зони безумовного (обов'язкового) відселення Народицького району на основі аналізу шляхів формування доз зовнішнього та внутрішнього опромінення людини», яка входила у державну науково-технічну програму «Сільськогосподарська радіологія» (ДР № 01995003982, 1999–2001 рр.); «Технологічно-економічні та радіоекологічні аспекти використання угідь великою рогатою худобою м'ясного напрямку продуктивності» (ДР № 0103U008901, 2003–2005 рр.); «Наукове обґрунтування реабілітації радіоактивно забруднених земель Полісся України» (ДР № 0111U006581, 2008–2012 рр.); «Моніторинг хімічного складу і поживної цінності кормових культур та еколого-економічна оцінка їх вирощування в умовах Житомирської області» (ДР № 0112U003645, 2012–2016 рр.); «Біоекологічні основи переробки та якості продукції тваринництва для забезпечення безпеки харчових продуктів» (ДР № 0114U001091, 2012–2016 рр.).

Мета дослідження – системно оцінити стан природних угідь Українського Полісся та розробити радіоекологічні основи їх використання.

Для досягнення поставленої мети необхідно було виконати такі **завдання:**

- системно дослідити чинники, що впливають на міграцію ^{137}Cs та ^{90}Sr з ґрунту у кормові види рослин та харчову продукцію природних угідь (гриби, ягоди чорниці); проаналізувати динаміку забруднення продукції природних угідь радіонуклідами;
- дослідити чинники, що визначають забруднення продукції жуйних тварин ^{137}Cs та ^{90}Sr ; розробити непрямі методи оцінки забруднення організму тварин та продукції (молока, м'яса) радіонуклідами і оцінити вплив ґрунтових частинок на їх забруднення; визначити граничні щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs , за яких можливе використання різних кормів та типів природних угідь; оцінити ефективність заходів за випасання жуйних тварин на природних пасовищах, які сприяють зменшенню забруднення продукції тваринництва радіонуклідами;
- системно дослідити дозові навантаження сільського населення та оцінити внутрішнє його опромінення від «місцевих» харчових продуктів, забруднених ^{137}Cs та ^{90}Sr ; на базі компартментної математичної моделі міграції ^{137}Cs у хвойних лісах Українського Полісся визначити віддалені наслідки формування дозових навантажень у сільського населення від харчових продуктів природних угідь;
- систематизувати критерії та розробити методичні підходи до оцінки умов живлення жуйних свійських тварин за випасу на природних угіддях з урахуванням радіологічних наслідків їх випасу;
- дослідити поживну цінність кормів та продуктивні характеристики травостою, розробити комп'ютерну модель, що враховує особливості кормової поведінки тварин на пасовищі, і на їх основі обґрунтувати технологічні параметри використання природних угідь великою та дрібною рогатою худобою;

- розробити методичні підходи та конкретні схеми щодо підгодівлі великої та дрібної рогатої худоби за різних умов випасу на природних угіддях з використанням розробленої комп'ютерної програми «Раціон з елементами прогнозування забрудненості продукції тваринництва радіонуклідами» та з урахуванням сучасних показників поживності кормів;
- оцінити економічну ефективність використання природних угідь свійськими жуйними тваринами.

Об'єкт дослідження – корми природних угідь та продукція жуйних тварин, одержані на забруднених радіонуклідами територіях; піддослідні свійські жуйні тварини, які утримувалися на природних угіддях в умовах радіоактивного забруднення; козуля європейська в радіоактивних біогеоценозах; «місцеві» продукти харчування у раціонах сільського населення; кормові раціони для свійських жуйних тварин на основі кормів природних угідь, у т. ч. балансуєчі корми та добавки.

Предмет дослідження – процеси міграції радіонуклідів у системі «грунт – корм – тварина (продукція) – людина» залежно від досліджуваних чинників, результати етологічних спостережень, поживність та перетравність кормів, продуктивні характеристики травостою, умови живлення тварин або критерії якості і пропозиції пасовищного корму, схеми годівлі, оптимізація раціонів, технологія використання природних угідь.

Методи дослідження: *аналітичні* (огляд літератури, узагальнення результатів); *радіоспектрометричні* (визначення питомої активності ^{137}Cs та ^{90}Sr ґрунту, кормів, м'яса тварин, вмісту рубця, калу, продуктів харчування, результати спектрометрії організму людини); *зоотехнічні* (етологічні та фізіологічні дослідження на тваринах); *методи проведення польових досліджень* (дослідження продуктивних характеристик травостою); *лабораторно-аналітичні та хімічні* (визначення поживності кормів); *комп'ютерного моделювання* (обґрунтування технологічних параметрів

випасу); *розрахунково-порівняльні та економічні* – для економічної оцінки використання природних угідь та підгодівлі тварин на пасовищах); *математико-статистичний* – для біометричної обробки матеріалів досліджень.

Наукова новизна одержаних результатів. Комплексними дослідженнями розв'язано проблему радіоекологічних основ використання природних угідь. *Вперше:*

- розроблено радіологічно-безпечні та технологічно і економічно обґрунтовані основи використання природних угідь Українського Полісся;
- удосконалено систему годівлі свійських жуйних тварин на забруднених радіонуклідами природних угіддях;
- системно досліджено особливості міграції ^{137}Cs та ^{90}Sr у ланцюзі «грунт – рослина – тварина (продукція) – організм людини» залежно від різних чинників;
- визначено граничні щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs , за яких можливе радіологічно – безпечне використання різних типів природних екосистем жуйними тваринами;
- розроблено непрямі методи оцінки забруднення організму тварин та виробленої продукції (молока, м'яса) радіонуклідами;
- на прикладі окремого населеного пункту зони безумовного відселення проведено оцінку фактичних дозових навантажень сільського населення з урахуванням внеску окремих місцевих харчових продуктів. Методом компартментного математичного моделювання оцінено дозові навантаження населення на перспективу;
- систематизовано критерії та розроблено методичні підходи до оцінки умов живлення жуйних тварин на природних пасовищах. На базі комп'ютерної програми розроблено математичну модель та обґрунтовано технологічні параметри випасу жуйних тварин;

- обґрунтовано принципи та методичні підходи щодо планування підгодівлі жуйних тварин на природних пасовищах, розроблено рекомендації з раціонального використання концентратів, грубих об'ємистих кормів і мінеральних добавок для підгодівлі великої та дрібної рогатої худоби.

Деякі положення наукової новизни одержаних результатів підтверджено патентами: «Мікроелементний премікс для годівлі сухостойних корів в умовах постійно діючих малих доз радіації» № 76645, «Спосіб нормалізації ацидозних порушень кислото-лужного стану в організмі худоби» № 92406 UA, МПК (2009), A23K 1/00.

Практичне значення одержаних результатів. Отримані результати багаторічних досліджень є вагомим внеском у розвиток радіоекології живлення жуйних тварин, практику ефективного використання природних угідь в умовах радіоактивного забруднення.

Проведені дослідження стали практичною основою розроблених рекомендацій, згідно з якими забезпечується раціональна організація годівлі жуйних тварин за використання ресурсного потенціалу природних угідь:

1. Методичні рекомендації з оцінки умов живлення дрібної рогатої худоби на природних угіддях та планування підгодівлі (2015 р., 17 с.).
2. Рекомендації з використання природних кормових угідь худобою м'ясного напрямку продуктивності (2015 р., 48 с.).
3. Методичні рекомендації зі створення і використання пасовищ на деградованих, малопродуктивних і забруднених землях: рекламно-інформаційне видання (2013 р., 30 с.).

Результати досліджень апробовано: на поголів'ї молочної худоби індивідуальних домогосподарств Можарівської сільської ради Овруцького р-ну Житомирської обл.; на поголів'ї м'ясної худоби СТОВ «Можарівське» Овруцького р-ну Житомирської обл.; на поголів'ї м'ясної худоби СФТ «Зоря» Овруцького р-ну Житомирської обл.; в індивідуальних підсобних

господарствах Зарічнлянської сільської ради Овруцького р-ну Житомирської обл., що утримують дрібну рогату худобу (додатки А.1–А.6).

Розробки здобувача використано для написання монографії та 3 навчальних посібників, з них – 2 посібники були видані з грифом Міністерства аграрної політики та продовольства України.

Наукові розробки впроваджено у навчальний процес на технологічному факультеті ЖНАЕУ з дисциплін: «Екологія живлення тварин», «Технологія та моделювання використання пасовищ».

Загалом раціональне використання природних угідь значною мірою проводиться з використанням результатів досліджень, які виконав автор дисертації у ході проведеної роботи.

Особистий внесок здобувача. Дисертація є особистою науковою працею автора. Автором проведено таку роботу: обґрунтовано напрям досліджень; здійснено пробопідготовку та спектрометричний аналіз зразків (грунту, кормів, продукції тварин, вмісту рубця, калу) у лабораторії кафедри радіоекології Шведського університету аграрних наук; розроблено методичку непрямих методів оцінки забруднення продукції тваринництва радіонуклідами на основі досліджень перетравності кормів та забруднення калу; систематизовано критерії та розроблено методичні підходи щодо оцінки умов живлення жуйних тварин на пасовищі; проведено етологічні дослідження на великій рогатій худобі, козах та вівцях щодо оцінки умов живлення на пасовищах; проведено дослідження продуктивних характеристик травостоїв на пасовищах; здійснено оптимізацію раціонів, складено схеми годівлі жуйних тварин та розраховано економічну ефективність використання кормів природних угідь в живленні тварин; розроблено прикладну математичну модель, яка дає змогу оцінювати умови живлення жуйних тварин на пасовищах; обґрунтовано принципи та методичні підходи щодо планування підгодівлі жуйних тварин на пасовищах; виконано статистичну обробку даних; проведено аналіз результатів досліджень та формування висновків і пропозицій.

У співпраці з іншими дослідниками, участь яких відображена у спільних публікаціях, виконано такі завдання: відбір зразків на дослідних стаціонарах; відстріл козулі європейської для радіоекологічних досліджень; фізіологічні дослідження щодо перетравності кормів для оцінки забруднення виробленої продукції (молока, м'яса) радіонуклідами з використанням непрямих методів; дослідження внеску «місцевих» продуктів харчування у формування дозових навантажень сільського населення та їх прогнозне математичне модулювання; аналіз поживної цінності кормів; а також розроблено комп'ютерну програму «Раціон з елементами прогнозування забруднення продукції тваринництва радіонуклідами».

Апробація результатів дисертації. Основні положення дисертаційної роботи доповідались на міжнародних, всеукраїнських та міжвузівських науково-практичних конференціях: міжнародні: «Актуальные проблемы экологии на рубеже третьего тысячелетия и пути их решения» (Брянск, 1999); «П'ятнадцять років Чорнобильської катастрофи. Досвід подолання» (Київ, 2001); «Екологія: вчені у вирішенні проблеми науки, освіти і практики» (Житомир, 2007); «Сучасні проблеми підвищення якості, безпеки виробництва та переробки продукції тваринництва» (Вінниця, 2008); «Сучасні проблеми живлення тварин технології кормів та шляхи їх вирішення» (Житомир, 2008); «Наукові здобутки молоді у вирішенні актуальних проблем виробництва та переробки сировини, стандартизації і безпеки продовольства» (Київ, 2011); «Сучасні проблеми підвищення якості, безпеки виробництва та переробки продукції тваринництва» (Вінниця, 2011); «Сучасні проблеми живлення тварин, технології кормів та шляхи їх вирішення» (Житомир, 2012); «Сучасні проблеми підвищення якості, безпеки, виробництва та переробки продукції тваринництва» (Вінниця, 2013); «Сучасні проблеми розведення та селекції сільськогосподарських тварин» (Житомир, 2013); «Актуальні проблеми інноваційного розвитку тваринництва» (Житомир, 2013); «Земля України – потенціал продовольчої, енергетичної та екологічної безпеки держави» (Вінниця, 2014); «Теорія і

практика годівлі сільськогосподарських тварин» (Київ, 2015); «Аграрна наука, освіта, виробництво: Європейський досвід для України» (Житомир, 2015); всеукраїнських: «Молоді вчені у вирішенні проблем виробництва та переробки продукції тваринництва» (Вінниця, 2014); «Актуальні проблеми розвитку галузей тваринництва» (Житомир, 2014); «Проблеми виробництва і переробки продовольчої сировини та якості і безпеки харчових продуктів» (Житомир, 2015); науково-практичні: «Наука. Чорнобиль-96» (Київ, 1997); «Наука. Молодь Полісся – 2001» (Житомир, 2001); «Радіобіологічний з'їзд» (Київ, 2003); «Наука. Молодь. Екологія» (Житомир, 2005, 2006, 2007); «Актуальні проблеми живлення тварин та технології кормів» (Житомир, 2007); науково-практичній конференції присвяченій 29-й річниці аварії на Чорнобильській АЕС (Житомир, 2015).

Публікації. За матеріалами дисертаційної роботи опубліковано 52 наукові праці, у т. ч. 34 статей у наукових виданнях, 4 методичних рекомендації та 2 патенти.

Структура та обсяг дисертації. Дисертаційна робота складається із вступу, шести розділів (огляду літератури, загальної методики та основних методів досліджень, трьох розділів, де висвітлено результати досліджень, аналізу і узагальнення результатів), висновків та рекомендацій виробництву, додатків та списку використаних літературних джерел. Загальний обсяг дисертаційної роботи налічує 397 сторінки комп'ютерного тексту, у т.ч. основного тексту – 305 сторінок, та містить 85 таблиць, 22 рисунки і 19 додатків. Список використаної літератури містить 350 джерел, з них 165 латиницею.

РОЗДІЛ 1. РАДІОЕКОЛОГІЧНІ ОСНОВИ ВИКОРИСТАННЯ ПРИРОДНИХ УГІДЬ

1.1.Радіоекологічні основи використання природних угідь

1.1.1. Природні угіддя – визначальне джерело надходження радіонуклідів в організм людини

Аварія на Чорнобильській АЕС не має аналогів за ступенем впливу іонізуючої радіації як на природні екосистеми, так і на організм людини.

За даними Міністерства надзвичайних ситуацій та наслідків Чорнобильської катастрофи України [53] на 1.01.1995 року загальна площа 18 областей України забруднених ^{137}Cs більше 37 кБк/м^2 (1 Кі/км^2) складала близько 42 тисяч км^2 (крім м. Києва). Загальна площа угідь, де вміст ^{90}Sr перевищує $5,5 \text{ кБк/м}^2$ ($0,15 \text{ Кі/км}^2$) становить близько 27,5 тисяч км^2 . Найбільші екологічні і соціально-економічні втрати аварія нанесла Україні, Білорусії та Росії [4].

У зоні Українського Полісся розміщена велика кількість природних угідь, які широко використовуються сільським населенням та агропромисловими формуваннями для виробництва продукції тваринництва. Погодно-кліматичні умови, ландшафтно-геохімічні особливості, велика кількість земель з лугово-болотними, торф'яно-болотними, дерново-підзолистими, піщаними і супіщаними ґрунтами в умовах перезволоженості території сприяють підвищеній біологічній доступності радіонуклідів і міграції по трофічним ланцюгам [135, 101].

При забрудненні природних кормових угідь всі радіоактивні випадки акумулюються на поверхні рослинних залишків, розташованих у «дерновому резервуарі», звідки вони порівняно повільно мігрують у нижні шари ґрунту [60, 113,].

Особливу увагу слід звернути на лісові угіддя як критичні ландшафти [87, 128, 312, 139, 56, 226, 120, 106, 175]. Біогеохімічна специфіка лісових екосистем [171, 5, 79], неможливість їх штучної реабілітації [145, 256] потребує врахування у розробці заходів з реабілітації та використання

лісових площ в умовах радіоактивного забруднення [102], а також їх радіоекологічного моніторингу [122].

Численні трофічні ланцюжки, які з лісових екосистем ведуть до людини, починаються у ґрунтах, тому дослідженню поведінки в них ^{137}Cs та ^{90}Sr приділено значну увагу. Зокрема, було вивчено мобільність ^{90}Sr і ^{137}Cs у контрастних за властивостями ґрунтах [125, 61, 150], самоочищення лісової підстилки та нижніх ярусів лісової рослинності від ^{137}Cs [109], динаміку ефективності довготривалого застосування контрзаходів на радіоактивно забруднених територіях у віддалений період після аварії на ЧАЕС [77].

Найбільш детально на Українському Поліссі досліджувалися питання радіоактивного забруднення дикорослих ягід та лікарських трав [87, 110, 82, 83]. Відомі й зарубіжні дослідження: Hubert P., Annisimova L., Antsipov G. (1996), Jacob P. and Likhtarev I. (1996), Strand P., Howard B., Averin V., (1996). Білоруські вчені встановили, що дикоростучі ягоди, які складають лише 2–3 % маси добового раціону сільського населення, можуть вносити в організм людини біля 25% сумарної активності ^{137}Cs , яка знаходиться в раціоні [Kenigsberg Y.E., Buglova E.E., 1994].

Значна увага в умовах радіоактивного забруднення приділяється грибам як продукту харчування людини [105, 169, 81, 196, 121] та компоненту раціону жуйних тварин [141, 42].

Дослідниками показано, що найбільш інтенсивно накопичують ^{137}Cs мікоризні види грибів [1, 86, 267], хоча в розрізі окремих їх видів спостерігаються значні відмінності [213, 214], що пояснюється відмінностями у розподілі мікоризи у шарах ґрунту. Продемонстровано суттєву багаторічну динаміку вмісту ^{137}Cs у плодових тілах грибів [273], залежність інтенсивності акумуляції радіонукліду від вмісту калію, рубідію та стабільного цезію у ґрунті [344], кількості опадів протягом вегетації [59], типу лісорослинних умов [81, 345, 343]. Стосовно найбільш цінного – білого гриба, слід зазначити, що він має міцелій, який проникає на значну глибину і тому концентрація радіонуклідів в післячорнобильський період у білих

грибах була низькою. Про це свідчить співвідношення $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$, яке становило восени 1986 року 0,11. Це говорить про те, що менш ніж 30% забруднення пов'язано із чорнобильськими випадками, в яких співвідношення $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ становило 0,52. Середній рівень забруднення грибів збільшувався з 1986 по 1988 рік. Одночасно й збільшувалося співвідношення $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$, яке досягло 0,29, що свідчить про те, що забруднення на 65% зумовлене післячорнобильськими випаданнями [Kenigsberg J., Belli M., Tikhomirov F., 1996, Nulen T., 1996].

На Українському Поліссі також інтенсивно досліджувалися питання забруднення організму диких мисливських тварин [164, 309, 96, 124, 181, 140, 84, 112, 80]. Дикі види копитних тварин, зокрема козуля європейська, наразі виступають модельним об'єктом досліджень міграції радіонуклідів в трофічному ланцюгу в умовах лісових екосистем. Кінцевою ланкою трофічного ланцюга є людина, саме тому для деяких критичних груп населення, а саме мисливців та їх родин, дичина може бути додатковим джерелом внутрішнього опромінення.

Вченими підкреслювалася значна сезонна динаміка вмісту ^{137}Cs в організмі козулі, зумовлена споживанням різних видів кормів [257, 27, 9, 310, 314].

Щодо радіоактивного забруднення різних видів рослин у лісах, наявні численні публікації: у Латвії [270], на Східному Уралі [299], Українському Поліссі [36, 27, 9, 108, 62], в т.ч. на лісових болотах з аномально високою міграцією ^{137}Cs у ланці ґрунт – кормові рослини жуйних тварин [100, 103, 107, 50, 55]. Дослідниками наголошувалося на значній сезонній динаміці акумуляції радіонукліду рослинами [336]. В той же час більшість в більшості публікацій не розглядаються питання використання саме кормових типів природних угідь, а також вплив технологічних чинників на забруднення кормових видів рослин.

Слід відмітити, що у вищезазначених публікаціях також не висвітлені питання використання непрямих методів оцінки забруднення м'яса козулі в

конкретних умовах їх місцеперебування: зокрема дослідження калу тварин, з метою прогнозування забруднення організму тварин. У більшості публікацій не висвітлені питання оцінки дозових навантажень населення при споживанні м'яса козулі, а також питань пов'язаних з динамікою забруднення її організму радіонуклідами [9]. Враховуючи вищевикладене безпосереднє теоретичне і практичне значення мають дослідження, які: 1) системно описують міграцію радіонуклідів у трофічному ланцюзі ґрунт – кормові рослини – організм козулі; 2) дозволяють оцінити дозові навантаження людини при споживанні м'яса тварин.

Необхідно також зазначити, що в літературі практично відсутня інформація щодо радіологічних наслідків використання лісових угідь саме свійськими тваринами, зокрема на Українському Поліссі [6, 146, 13, 76, 10, 14, 8].

Таким чином, природні угіддя наразі є одним з найголовніших об'єктів перерозподілу радіонуклідів у трофічному ланцюзі: ґрунт – рослина (корм) – тварина (продукція тварин) – людина і тому потребують значної уваги при практичному використанні населенням у процесі повсякденної життєдіяльності.

Оцінка дозових навантажень сільського населення за рахунок продуктів харчування місцевого походження. Радіологічна ситуація, що склалася на забруднених радіонуклідами територіях, радикально змінила умови проживання та особливості формування доз опромінення сільського населення. Як наслідок, ступінь забруднення багатьох продуктів харчування навіть наразі перевищує допустимі рівні, особливо це стосується більшості продукції лісу та деяких продуктів харчування, що виробляються у власних підсобних господарствах [39, 2, 72, 117, 174, 111, 68, 40, 119]. У цих умовах аналіз шляхів надходження радіонуклідів в організм людини з продуктами харчування місцевого виробництва стає надзвичайно важливим елементом безпечного проживання населення в радіаційно забруднених регіонах. Тому так важливо відрізнити різні джерела надходження продуктів харчування в

організм сільських жителів: агроландшафти, продукція власних підсобних господарств та харчова продукція лісу.

Дози внутрішнього опромінення сільських жителів складаються, головним чином, за рахунок ізотопів ^{137}Cs та ^{90}Sr , що надходять до організму при споживанні продуктів харчування місцевого походження [54]. Початок вживання забруднених продуктів можна віднести до 1987 року, коли почалися процеси кореневого надходження радіонуклідів до рослин та інших компонентів трофічного ланцюга.

У літературі [254, 259, 300] повідомлялося, що агроландшафти мають важливе значення у формуванні доз внутрішнього опромінення людини, головним чином, через такі продукти харчування, як молоко, м'ясо та картопля. Проведені різними авторами дослідження в цьому напрямку свідчать, що для певних категорій населення дані продукти формують від 30 до 80 відсотків дози внутрішнього опромінення [150]. Враховуючи значні об'єми виробництва продукції на риллі, важливість агроландшафтів у формуванні потоків радіонуклідів не викликає сумніву [152].

Але до сьогодні не в повній мірі оцінена значимість харчових продуктів з напівприродних екосистем у порівнянні з продуктами від сільськогосподарських екосистем у формуванні доз внутрішнього опромінення населення. Це дає підстави припустити, що наразі агроландшафти мають менший внесок у формуванні доз за рахунок радіоцезію, ніж вважалося раніше, як мінімум для сільського населення що проживає на забруднених радіонуклідами територіях [93, 117, 174, 111,40, 178,179,180,142,143, 145, 86, 138, 154, 153]. Крім того, у вищезазначеному напрямку не досліджувалися свійські тварини, які інтенсивно використовують природні екосистемі у процесі випасу.

Таким чином, проблема радіоактивного забруднення харчових продуктів лісових насаджень (грибів, ягід, м'яса свійських та диких тварин) привертає значну увагу саме тому, що їх використання призводить до

значних доз внутрішнього опромінення населення, що проживає на радіаційно забруднених територіях, в тому числі й на Україні.

У багатолісних районах сумарна доза внутрішнього опромінення сільського населення внаслідок вживання продукції лісу, за оцінками спеціалістів, може сягати 35 – 50% і навіть вище від усіх продуктів споживання [255, 39, 93, 72, 117, 174, 111, 40, 178, 179, 180, 142, 143, 145, 86, 138]. Дослідниками наголошувалося на значній варіабельності доз внутрішнього опромінення населення в залежності від регіону [66, 116, 177, 176]. Радіоекологічний моніторинг доз внутрішнього опромінення населення в зоні посиленого радіоекологічного контролю України та моделювання дозового навантаження розглянуто у незначній кількості публікацій [3, 40, 180, 116], як і оцінка адекватності згаданих моделей [116].

1.1.2. Аналіз чинників, які зумовлюють процеси міграції радіонуклідів у трофічному ланцюзі «грунт – рослина (корм) – тварина (продукція)»

Процеси міграції радіонуклідів у трофічному ланцюгу тварин активно вивчались як у до чорнобильський, так і у післячорнобильський періоди. Серед понад 300 продуктів ядерного розпаду лише декілька є радіологічно важливими, з точки зору їх небезпечності надходження в організм людини. Їх небезпечність полягає у таких чинниках: 1) утворюються в значних кількостях у випадку виникнення ядерних аварій; 2) легко мігрують по різних ланках трофічного ланцюга, включаючи людину; 3) відрізняються достатньо тривалим періодом напіврозпаду, який забезпечує довготривале забруднення кормів та продуктів харчування у випадку радіоактивного забруднення. Такими радіологічно значимими радіонуклідами є: йод-131 (в перші місяці після радіоактивних випадків), барій-140, стронцій-89, стронцій-90, цезій-134, цезій-137, телур-132.

Перед тим як розглядати основні чинники, що зумовлюють забруднення продукції тваринництва радіонуклідами, дуже важливо відмітити, що загалом механізми інкорпорації радіоактивних елементів у

біологічні системи подібні із тими, які забезпечують надходження основних біофільних елементів живлення рослин і тварин з атмосфери, ґрунту, води, кормів. Але часто, порівнюючи поведінку радіоактивних елементів із стабільними поживними елементами, в навколишньому середовищі ми спостерігаємо деякі відмінності. Ці відмінності пояснюються наступним: 1) дуже низькими молярними концентраціями, в яких радіонукліди присутні в навколишньому середовищі порівняно із елементами аналогами (стабільні ізотопи відповідного елемента) або гомологічними елементами (стабільні елементи, які мають подібні хімічні властивості та поведінку); 2) радіонукліди та їх елементи аналогів або гомологічні елементи знаходяться в певному середовищі в різних хімічних формах. Але, незважаючи на вище перелічені відмінності, базові механізми міграції радіонуклідів у трофічному ланцюгу подібні із стабільними елементами [342].

Ґрунт як початкова ланка міграції радіонуклідів у трофічному ланцюгу тварин та людини. Існує багато точок зору на ґрунт як початкову ланку міграції радіонуклідів в екосистемі. З одного боку, ґрунт це система частинок та отворів. Ґрунт, при цьому, розглядається як транспортна система для води, розчинних компонентів. Ці транспортні процеси можна моделювати математично.

Ґрунт як фізико-хімічна система. Компоненти ґрунту (мулісті та глинисті частинки та органічна речовина) адсорбують розчинні форми радіонуклідів. Явище сорбції-десорбції зумовлює подальшу долю радіонукліду в ґрунтового середовищі.

Здатність абсорбувати іони властива переважно глинистим мінералам та органічній речовині [242].

Слід зазначити, що хоча органічні ґрунти відрізняються високими значеннями катіонної обмінної ємності, але органічна речовина не сприяє необмінній фіксації радіозабруднювачів. Тому утримання радіоцезію геміорганічним та органічним горизонтом зменшується із збільшенням відсотку органічної речовини.

Загалом сильніше зв'язуються полівалентні іони, а моновалентні зв'язуються значно гірше. Ступінь зв'язування двовалентних іонів характеризується проміжними значеннями [317]. Зв'язування іонів ґрунту сповільнює процес вимивання радіонуклідів водою в нижні ґрунтові горизонти за межі кореневої системи рослин. Деякі з рідкісноземельних елементів настільки сильно зв'язуються глинистими фракціями ґрунту та окислами заліза, що швидкість їх вертикальної міграції по ґрунтовому профілю становить біля 10^{-9} см/рік [Eisenbud M. et al, 1984]. Ізотопи цезію, які в результаті атомних випробувань початку 60-х років випали на піщані ґрунти Бельгії, мігрували по вертикальному профілю ґрунту з швидкістю 1–5% за рік [333].

Після радіоактивних випадів розчинні форми радіонуклідів, які містяться в ґрунті, розчиняються дощовими водами, природною вологістю ґрунту та включаються у процеси кругообігу та міграції. Вони обмінно та необмінно фіксуються органічними та неорганічними фракціями ґрунту, утворюють низькорозчинні сполуки гідроксидів, сульфідів, карбонатів, оксидів, знаходяться у легкодоступній іонній формі водної фази ґрунту [308].

Розглядаючи ґрунт як фізико-хімічну систему, слід виділити близько 10 параметрів, які вважаються найбільш значимими, з погляду їх впливу на мобільність радіонукліду в ґрунті, ємності поглинання [113, 165].

Ґрунт як біологічна система. Гриби є важливим біотичним чинником перерозподілу і утримання ^{137}Cs у лісових ґрунтах, на відміну від сільськогосподарських, в яких домінують бактерії.

Дослідженнями Olsen et al. (1990) встановлено, що біля 30% загального запасу ^{137}Cs у лісовому ґрунті інкорпорується у гіфах грибів (запаси міцелію становлять $100 - 120 \text{ г/м}^2$, запаси плодових тіл – $0,8 \text{ г/м}^2$, а активність міцелію приблизно дорівнює активності плодових тіл). Guillitte et al. (1994) продемонстрував, що 40% радіоцезію, що міститься у гумусовому горизонті хвойних лісів, можна вимити шляхом штучного зрошення (дощування).

Враховуючи значну біомасу грибів у хвойних лісах та їх важливу роль у мобілізації ^{137}Cs , можна припустити про вагомість їх впливу на процеси перерозподілу радіонуклідів в лісових екосистемах [290]

Чинники, які впливають на міграцію радіонуклідів у рослини (корми). Процес кореневого засвоєння радіонуклідів рослиною визначається властивостями радіонуклідів, фізіологічними властивостями кореневої системи рослин та властивостями ґрунту.

Поведінка радіонуклідів у процесах міграції в трофічних ланцюгах визначається часом їх перебування у корененасиченому шарі ґрунту та доступністю для кореневого засвоєння.

Коренева система рослин засвоює поживні речовини з ґрунтового розчину. Поповнення запасів поживних речовин у ґрунтовому розчині відбувається за рахунок обмінних реакцій між розчином та твердою фракцією ґрунту [342].

Взаємодія між іонами, явище антагонізму (конкуренції) між елементами, як за місця абсорбції на твердій фракції ґрунту, так і антагонізм між іонами в процесах їх засвоєння кореневою системою рослин [342].

На накопичення ^{137}Cs у фітомасі рослин при корневому надходженні радіонуклідів з ґрунту з різних глибин істотний вплив має вертикальний розподіл питомої активності в ґрунтовому профілі.

З 1987 року в районі 30-ти кілометрової зони Чорнобильської АЕС було закладено ряд дослідних ділянок, з метою дослідження вертикальної міграції різних форм радіонуклідів чорнобильського походження та їх надходження в рослини. Цими дослідженнями займалися В.С. Анісімов (1995), Ц.І. Бобовнікова (1990), А.В. Конопльов, Б.С. Прістер, Н.А. Лоцилов, В.А.Кашпаров, Л.В. Перепелятнікова, І.А. Ліхтарьов, М.І. Ільїн, С.В. Фесенко, Н.І. Санжарова, Р.М. Алексахін, С.І. Спірідонов та інші вчені.

В результаті вищезазначених досліджень були експериментально встановлені основні чинники, що зумовлюють вертикальну міграцію радіонуклідів у ґрунтовому профілі та їх надходження в рослину. Зокрема

встановлено, що швидкість вертикальної міграції радіонуклідів тісно пов'язана з умовами зволоження. Було встановлено, що на перезволожених угіддях, як ^{137}Cs , так і ^{90}Sr мігрує на більшу глибину, ніж на незатоплюваних.

За даними Б.С. Прістера та ін. [134] біологічна рухомість, яка визначається величиною переходу ^{137}Cs з ґрунту в рослини у лучних ценозах Полісся України змінювалась у залежності від гідрогеологічних умов і водяного режиму луків до 6 раз, від видового і родового складу до 25 раз, від типу ґрунту і фізико-хімічних характеристик до 7 раз, від способу господарського використання – до 3 раз, від кліматичних умов – до 5 раз.

У лучній екосистемі всі окремі чинники діють комплексно. Ряд з накопичення ^{137}Cs в травостой має наступний вигляд: суходільні → заливні → низинні торф'яники [134, 166].

Іншими дослідженнями, проведеними в різних заплавних екологічних підсистемах пасовищ (ЗЕП), встановлено, що швидкість міграційних процесів у ґрунтовому профілі збільшується у такому порядку: прируслова → притерасна → центральна екологічні підсистеми заплави [166, 28].

Важливим фактором, який впливає на перерозподіл активності ^{137}Cs в ґрунтовому профілі є гранулометричний склад ґрунту [38].

Істотний вплив на інтенсивність накопичення ^{137}Cs фітомасою певного виду може мати реактивність – здатність до високих темпів росту і розвитку в онтогенезі, швидкості розростання як наземної, так і підземної фітомаси. Так, дослідженнями Salt С.А. та ін. встановлено, що концентрація ^{137}Cs підвищувалась у травостой під час інтенсивного росту і знижувалась у рослин у процесі їх дозрівання.

Концентрація радіонуклідів у рослинах має сезонний характер. Протягом вегетаційного сезону для ^{137}Cs відмічено зростання його концентрації в рослинах до періоду цвітіння, а потім її зниження перед закінченням вегетації, що може проявитися по всьому трофічному ланцюгу [304].

Слід зазначити, що незважаючи на значну кількість досліджень у вищезазначеному напрямку, питання інтенсивності накопичення радіонуклідів кормовими видами рослин на природних угіддях й наразі потребують подальшої уваги, з точки зору розробки радіологічно безпечних технологій їх використання. Значної уваги заслуговують питання, пов'язані із впливом інтенсивності використання травостою, фази дозрівання (періоду першого укосу), виду рослин, місця зростання (типу угідь, типу ґрунту, водного режиму), поверхневого забруднення рослин ґрунтовими частинками на процеси накопичення ^{137}Cs та ^{90}Sr . Ці питання активно досліджувалися нами при виконанні даної роботи [58, 44, 45, 148, 35, 47, 168, 146].

Вилуговування. Неорганічні елементи, які присутні в рослинах і органічних молекулах, включаючи амінокислоти, цукри, пектини, можуть бути вилучені з рослини під дією водних розчинів, таких як дощ, туман, сніг. Процес вилуговування найбільш ефективний у практично дозрілих рослин та у рослин у період відмирання листя [Tukey H.V., 1970; Long W.G. et al., 1956].

Динаміка накопичення радіонуклідів у кормах у післячорнобильський період. Зниження активності кормів та рослин у післячорнобильський період визначається таким параметром, як екологічний період напіввиведення є часом, протягом якого концентрація радіонуклідів у рослині зменшується вдвічі, не враховуючи фізичний напіврозпад радіонукліду. Якщо ж враховувати комбіновану дію фізичного напіврозпаду та очищення рослин внаслідок інших природних процесів, то говорять про ефективний період напіввиведення [243].

Чинники, які зумовлюють надходження радіонуклідів в організм тварин та продукцію. Забруднення радіонуклідами кормів та ґрунту є основним ланцюгом, по якому продукти забруднення навколишнього середовища надходять в організм тварин. Більш детальна інформація щодо факторів, які зумовлюють надходження радіонуклідів в продукцію тварин на пасовищах викладена нижче.

Кількість спожитої активності твариною за добу визначається такими основними чинниками: видом, масою, швидкістю росту, перетравністю корму, та у випадку лактуючих тварин – їх продуктивністю.

Для визначення добового споживання пасовищної трави та радіонуклідів існують спеціальні методи: контрольних укусів (до-та після випасання), фістулювання тварин, за даними продуктивності тварин, змінами живої маси до та після випасання, інертних індикаторів [207].

Забруднення організму як результат споживання радіонуклідів у складі ґрунтових частинок, якими поверхнево забруднені корми. Споживання забруднювачів у складі ґрунтових частинок загалом не представляє значної небезпеки, але у випадках, якщо тварини знаходяться на випасі і щоденне споживання ґрунту досягає 20% від добового споживання тваринами сухої речовини – ґрунт може бути важливим джерелом надходження в організм тих забруднювачів, які відрізняються високим значенням K_d та характеризуються низькими показниками переходу забруднювача в ланцюгу ґрунт – рослина [348].

Аналіз літератури свідчить, що споживання радіонуклідів тваринами в складі ґрунтових частинок залежить від сезону року, типу ґрунту, інтенсивності випасу. Добове споживання ґрунтових частинок великою рогатою худобою при випасі на пасовищах становить 4 – 8% [Healy W.B., 1968; Green N., Dodd N.J., 1988], а при стійловому утриманні (в складі силосу та сіна) рідко перевищує 4% [Zach R., Mayoh K.R., 1984]. За даними G.F. Fries, G.S. Marrow (1982), кількість ґрунтових частинок, які щоденно споживає молочна худоба, коливається від 0,1 до 1 кг. Кількість радіоцезію, яку щоденно може спожити молочна худоба, може бути доволі високою, але подальше надходження активності в молоко буде залежати від біологічної доступності радіонукліду в складі ґрунтових частинок.

Дослідження біологічної доступності радіоцезію в складі ґрунтових частинок свідчать, що коефіцієнт переходу радіонукліду з раціону в молоко кіз при споживанні тваринами активності у складі ґрунту органічного

походження та іонних, легкодоступних форм радіонукліду становив 7 та 100%, відповідно [241]. Таким чином дані щодо екстракції радіоцезія з ґрунту різними екстратантами та експериментальні дослідження щодо визначення біологічної доступності радіоцезія в організмі тварин дозволяють зробити висновок, що радіонуклід, який надходить в організм тварин у складі ґрунтових частинок, відрізняється низькими показниками біодоступності.

Хімічна форма конкретного радіонукліду також має значний вплив на ступінь його засвоєння в шлунково-кишковому тракті тварин [319, 326, 34].

Вміст в раціоні клітковини, присутність глинистих частинок, які тварини споживають у складі грубих кормів, можуть значно модифікувати біологічну доступність радіонукліду в умовах шлунково-кишкового тракту [268]. Так, відомо, що коефіцієнти переходу ^{137}Cs з раціону в молоко корів, які споживають сінні раціони, що містили ^{137}Cs глобальних випадінь, були у 2 – 5 разів нижчими порівняно із раціонами, які містили більш легкодоступні форми радіонукліду (G. M. Ward et al., 1967; C. A. Pelletier, P.G. Voellegue, 1971). Ці відмінності пояснювалися наступними причинами:

- грубі корми, забруднені менш доступними формами ^{137}Cs , порівняно із концентрованими кормами, оскільки в складі грубих кормів у травний тракт тварин надходить значна кількість ґрунтових частинок, які знижують біологічну доступність радіонукліду;
- висококонцентратні раціони характеризуються більш низькими рівнями клітковини, яка сприяє виведенню радіонуклідів з калом.

Перетравність та біодоступність. Існують відомості щодо важливості врахування такого чинника, як перетравність раціону. Дослідженнями, проведеними в Англії, встановлено, що концентрація радіоцезія у м'язах овець, що випасаються на гірських пасовищах у літній період, є вищою, ніж у тварин, які випасаються в зимовий період. Цей факт пояснюється, як більш високими рівнями споживання пасовищної трави в літній період, так і більш високою її перетравністю в цей період, наслідком чого є більш висока засвоюваність радіонукліду [188, 249].

Вплив виду тварин на процеси засвоєння радіонуклідів у травному тракті. Різні види тварин відрізняються між собою як за характером фізіологічних процесів, що проходять у шлунково-кишковому тракті, так і за особливостями травлення складових частин корму. Так, наприклад, у жуйних тварин, які мають багатокамерний шлунок, частково пережований корм зброджується в анаеробних умовах рубця та сітки з утворенням різних форм вуглеводів, пептидів, амінокислот. Такі умови можуть значно модифікувати хімічну форму спожитих радіонуклідів.

Вплив фізіологічних чинників на процеси засвоєння радіонуклідів. На накопичення радіонуклідів в організмі ссавців значною мірою впливає вік тварин. Значення коефіцієнтів переходу (Кп) є значно вищим для молодих тварин порівняно із повновіковими тваринами. Lacourly G. et al. (1971) встановив, що коефіцієнт переходу ^{137}Cs в організм телят у 15 – 25 разів перевищував значення коефіцієнту переходу ^{137}Cs в організмі корів [302]. Дослідження Mraz F.R. and Eisele G.R. (1977) свідчать, що оральні дози ^{95}Nb значно краще засвоюються ягнятами та поросятами у перші дні після народження, ніж після вилучення їх від маток. Подібні результати були отримані Sullivan M.F. (1980) при проведенні досліджень на новонароджених поросятах, яким вводилися оральні дози Pu. Польові дослідження, які проводилися після аварії на ЧАЕС, також свідчать про більш високі значення КП радіоцезію в організмі ягнят порівняно із вівцематками [Beresford N.A. et al., 1989]. В той же час, питома концентрація ^{137}Cs в тканинах новонароджених ягнят була нижчою від питомої концентрації ^{137}Cs у відповідних тканинах вівцематок [298].

1.1.3. Прогнозування надходження радіонуклідів у трофічному ланцюзі «грунт – рослина – тварина (продукція)»

Переваги та недоліки коефіцієнта переходу як параметру міграції радіонуклідів трофічному ланцюгу: раціон – організм тварин (продукція). Параметром, який характеризує забруднення продукції тваринництва

радіонуклідами в залежності від їх споживання з раціоном, є коефіцієнт переходу (КП, день/кг або день/літр). Цей коефіцієнт розраховується як відношення питомої концентрації радіонукліду в продукції тваринництва до його добового надходження з раціоном.

Виходячи з аналізу досліджень Ward G.E., Johnson J.E. (1986) [347], при використанні цього коефіцієнту в цілях прогнозування забрудненості продукції нуклідами необхідно враховувати:

- а) стан рівноваги обміну радіонукліду в організмі;
- б). стан метаболічного гомеостазу. Коефіцієнт переходу може застосовуватися лише для радіонуклідів, концентрація яких в крові та молоці збільшується прямо пропорційно із споживанням (не піддержується гомеостатично);
- в). вплив фізико- хімічної форми радіонукліду, типу дієти, віку тварин та інші чинників.

Порівняння значень коефіцієнта переходу радіонуклідів у продукцію тваринництва в розрізі різних видів тварин. Для більшості видів м'ясо-продукції лише радіоактивний цезій є радіологічно значимим радіонуклідом, інші радіонукліди концентруються в м'язовій тканині не в значній кількості. В той же час, молоко тварин виступає як джерело Cs, I та Sr. Розглядаючи різні види тварин з точки зору інтенсивності накопичення радіонуклідів в їх організмі, слід зазначити, що дрібні тварини більш інтенсивно накопичують радіонукліди, ніж великі.

Велика рогата худоба.

Цезій-137. Коефіцієнт переходу в молоко та м'ясо ВРХ є нижчими порівняно із коефіцієнтами переходу в молоко та м'ясо овець та кіз.

У результаті досліджень Hansen and Andersson (1994) особливостей переходу ^{137}Cs в молоко корів у Скандинавських країнах встановлено, що КП коливалися в межах від 0,0045 до 0,0285 (середнє значення 0,0094) день/літр. У ході досліджень не встановлено значних змін у значеннях КП з 1986 по 1992 рік (значення КП дещо збільшилися лише на окремих фермах).

Отримані результати не узгоджуються із дослідженнями, що проводилися на вівцях та козах, у результаті яких відмічено збільшення значень КП в молоко кіз та м'язи овець у 1987 – 1989 роках порівняно із 1986 роком.

Стронцій-90. Дуже обмежену кількість досліджень було проведено після аварії на ЧАЕС стосовно переходу ^{90}Sr у продукцію тваринництва. Це пояснюється наступними причинами: 1) низькою концентрацією ^{90}Sr у радіоактивних випадіннях. За даними Suomela and Melin (1992) в Швеції рівень ^{90}Sr у випадіннях становить 1% від радіоцезію; 2) незначним внеском ^{90}Sr у формуванні дозових навантажень людини; 3) високою вартістю лабораторних аналізів ^{90}Sr .

Але наразі є достатньо широка база інформації щодо радіоактивних ізотопів стронцію, яка базується не лише на післячорнобильських дослідженнях, але й на дослідженнях, що проводилися в СРСР після кишинівської аварії та дослідженнях, що проводилися в США в період глобальних радіоактивних випадіннь внаслідок атомних випробувань. Базуючись на результатах дочорнобильських досліджень МАГАТЕ (1994) рекомендувало використовувати значення (КП) в молоко корів у межах від 0,001 до 0,003. Рекомендоване МАГАТЕ значення (КП) базувалися на модельних розрахунках Coughtrey (1990).

Дослідженнями Comar et al. (1966) встановлено, що коефіцієнт переходу стронцію в молоко обернено пропорційний до споживання кальцію. Сіроткіним (1978) експериментальними дослідженнями встановлено експоненціальну залежність між споживанням кальцію та коефіцієнтами переходу ^{90}Sr в молоко корів.

Останніми дослідженнями Howard et al. (1997) було запропоновано використовувати просте співвідношення для жуйних тварин між КП ^{90}Sr та споживанням кальцію з раціоном: $\text{КП}_{\text{Sr}} = (0,11 * [\text{Ca}] \text{ молока}) / \text{споживання кальцію з раціоном}$.

Кози

Цезій-137. Hansen and Nove (1991) повідомляють, що коефіцієнт переходу (КП) іонного радіоцезію в м'ясо кіз становить 0,23 день/кг.

При вивченні особливостей переходу ^{137}Cs з раціону в молоко кіз Hansen and Nove (1991) встановили, що значення КП в молоко кіз становили:
при годівлі тварин сіном, заготовленим у 1986 році – 0,042 день/літр;
при годівлі тварин сіном, заготовленим в 1987-1989 рр. – 0,091-0,124 день/літр.

Відмінності у значеннях (КП) пояснювались різною біологічною доступністю радіонуклідів, представлених у кормах.

Стронцій-90. Значно менше інформації щодо коефіцієнтів переходу ^{90}Sr в молоко кіз. Опираючись на результати модельного прогнозування, Coughtrey (1990) рекомендує використовувати значення 0,056 день/літр. При цьому наголошується, що рекомендоване значення не базується на достатній кількості інформації.

Останні дослідження Howard et al. (1995a), Beresford et al. (1997) дають більш надійну інформацію. В результаті проведених досліджень створено модель переходу ізотопів стронцію в молоко кіз, яка базується на метаболізмі кальцію. В балансових дослідах при згодовуванні лактуючим козам коливалися в межах від 0,0038 до 0,033 день/літр. При цьому, більш високі значення КП спостерігались у тварин з негативним балансом кальцію. Якщо прийняти живу масу тварин рівною 55 кг, рівень споживання кальцію – 10 г на день (рівень кальцію вдвічі перевищує потреби), молочну продуктивність - 1,5 літри/день, то прогностичне значення КП становитиме 0,024 день/літр. Дослідження, які проводили Beresford et al (1997) на лактуючих козах свідчать, що значення КП становлять 0,02 день/літр при щодобовому споживанні кальцію в кількості 12 г.

Вівці

Цезій-137. Для оцінки рівнів надходження ^{137}Cs в баранину при можливості контролю споживання радіонукліду, МАГАТЕ (ІАЕА, 1994)

рекомендує використовувати коефіцієнти переходу ^{137}Cs ($KП$), який становить 0,49 день/кг.

Підсумовуючи вищевикладене, слід зазначити, що одним з недоліків використання коефіцієнту переходу ($KП$) при складанні радіологічних прогнозів є те, що необхідно мати точну інформацію щодо кількості спожитих кормів твариною та рівня їх радіоактивного забруднення. Ці параметри можна легко визначити, коли тварина знаходиться в стійлі, де можна провести облік кормів. Але в природних умовах, коли тварини випасаються на значних площах, і де важко контролювати реальне споживання кормів та активності, значення $KП$ неможливо визначити.

Використання агрегованого коефіцієнта переходу як важливого параметру міграції радіонуклідів у трофічному ланцюгу: ґрунт – організм тварин (продукція). У природних умовах, коли тварини випасаються на значних площах, і де важко контролювати реальне споживання кормів та активності, для прогностичних цілей використовують агрегований коефіцієнт переходу ($KП_{ag}$). Цей коефіцієнт є інтегрованим показником, який відображає процеси надходження радіонукліду з ґрунту до рослин і далі в організм тварин.

Використання $KП_{ag}$ потребує спеціальних детальних знань про навколишнє середовище та умов, в яких він отриманий. Це пов'язано з тим, що широке різноманіття типів ґрунтів, рослинних угруповань та відмінності в інтенсивності накопичення радіонуклідів кормами не дають можливості точно прогнозувати споживання радіонуклідів тваринами та забруднення продукції тваринництва.

Дослідженнями, головним чином проведеними англійськими та скандинавськими вченими, встановлено, що використання дикими та свійськими тваринами кормів на неоплішених природних угіддях призводить до забруднення їх організму радіонуклідами [244, 232, 334, 248, 193, 222, 241, 189, 247, 335, 293, 246, 303, 227, 320, 301].

Що стосується досліджень, проведених в Україні, то їх не так багато. Дослідження проводилися переважно на диких тваринах. [27, 96, 181, 141, 84]. Щодо досліджень випасу свійських тваринах на природних угіддях то результати таких досліджень нам невідомі.

Свійські тварини

Велика рогата худоба. Коефіцієнт переходу в молоко та м'ясо ВРХ є нижчим порівняно із коефіцієнтами переходу в молоко та м'ясо овець та кіз. Strand and Nove (1996) встановили, що KP_{az} в ланцюгу ґрунт – молоко кіз в 2 – 4 рази вищий порівняно із молоком корів [301].

Слід зазначити, що досліджень щодо особливостей переходу радіоцезію в ланцюгу ґрунт – яловичина обмаль. Це пов'язано з тим, що при виробництві яловичини неполіпшені угіддя використовуються нечасто. Дослідженнями, проведеними в Норвегії при випасі корів на неполіпшених гірських пасовищах, встановлені значення KP_{az} для молока та м'яса, які відповідно становили 0,003 – 0,0045 та 0,006 м²/кг. Враховуючи рекомендовані МАГАТЕ значення (KP), які становлять 0,0079 день/кг для молока та 0,051 день/кг для м'яса, слід відзначити несподівано низьку різницю у значеннях KP_{az} між молоком та м'ясом, отриманих у вищенаведених дослідженнях [301].

Hansen and Andersson, 1994 встановили зниження KP_{az} з часом після 1986 року у всіх Скандинавських країнах. Найнижчі значення KP_{az} спостерігались у Данії, Фінляндії та Швеції. В умовах Ісландії, Норвегії значення в 2 – 10 разів були вищими. В 1987 році KP_{az} відповідно становили 0,0005, 0,0011 та 0,0006 м²/л у Данії, Фінляндії та Швеції. В той же час, в Ісландії, Норвегії KP_{az} , відповідно, становили 0,0043, 0,0016 та 0,0023 м²/л. У 1989 році значення KP_{az} знизилися до 0,00025 м²/л у Данії, Фінляндії та Швеції. В Ісландії, Норвегії KP_{az} знаходилися на рівні 0,0014 м²/л. Отримані дані свідчать про більш інтенсивний характер міграції радіоцезію в трофічному ланцюгу ґрунт – молоко в умовах Ісландії та Норвегії [301].

Отримані результати загалом узгоджуються із результатами досліджень Nove et al. (1994), що проводилися раніше на вівцях і козах. Деякі відмінності у тенденціях можна легко пояснити. Так, наприклад, низькі значеннями $KП_{аз}$ у молоко корів порівняно із високими значення $KП_{аз}$ в м'ясо овець в умовах Швеції пояснюється тим фактом, що вівці випасалися на неполіпшених гірських пасовищах, а корови – на поліпшених [301].

Цікавими є також результати Hansen and Andersson (1994) при випасі корів на неполіпшених пасовищ Норвегії. $KП_{аз}$ в молоко корів становив $0,004 \text{ м}^2/\text{л}$, у той час як в цілому по країні відповідні значення $KП_{аз}$ в молоко корів – $0,0014 \text{ м}^2/\text{л}$. Слід зазначити, що в Норвегії менш ніж 5% молока корів виробляється на неполіпшених пасовищах, а 95% виробляється на фермах з інтенсивною системою кормовиробництва та використанням у годівлі тварин високоякісних грубих кормів та концентратів.

Кози. Найбільш детально агреговані коефіцієнти переходу в ланцюгу ґрунт – організм (продукція) кіз вивчалися в Норвегії. Ця країна має найбільшу кількість поголів'я кіз у Скандинавії. Кіз утримують для виробництва молока та м'яса. Більша частина виробленого молока використовується для виробництва сирів.

Агреговані коефіцієнти переходу ^{137}Cs у молоко кіз у Норвегії, за даними Strand (1994), коливаються в межах від $0,008$ до $0,03 \text{ м}^2/\text{кг}$ [301].

Демонструючи вплив різних типів пасовищ на рівень радіоцезію в молоці кіз Garmo and Hansen (1993), встановили значення $KП_{аз}$ при випасі кіз на природних луках та вербових ділянках. Агреговані коефіцієнти переходу, відповідно, становили $0,0002$ та $0,001 \text{ м}^2/\text{кг}$. Більш високі значення $KП_{аз}$, що отримані на вербових ділянках, пояснювались не лише більш високим рівнем накопичення радіоцезію вербою порівняно із пасовищною травою, але й присутністю у рослинному покриві вербових ділянок рослин, які відрізняються високим накопиченням радіонукліду [301].

Дослідженнями Nove and Strand (1990), які проводилися на гірських природних пасовищ Північної Норвегії протягом 1987 і 1988 рр., встановлені

KP_{ag} , які становили 0,002 – 0,004 м²/кг у період, коли споживання грибів було практично відсутнім. У періоди масової появи грибів значення KP_{ag} можуть збільшуватись у 2 – 4 рази. Цей висновок підтверджується дослідженнями Strand and Nove (1996), проведеними в 1993 – 1994 роках у гірських районах південної Норвегії. Вченими встановлені KP_{ag} , які коливалися в межах від 0,011 до 0,014 м²/кг [301].

Вівці. Агреговані коефіцієнти переходу в організм овець в умовах неполіпшених угідь теж найбільш широко вивчалися в Скандинавських країнах. Агреговані коефіцієнти переходу в м'язи овець в умовах Скандинавії чітко поділяються на дві групи: низькі значення – 0,0005 – 0,003 м²/кг, які спостерігаються в Данії, окремих регіонах Ісландії, Фінляндії; та високі значення – 0,015–0,047 м²/кг, які простежуються в Ісландії, Норвегії, Швеції та лісових регіонах Фінляндії. Враховуючи те, що співвідношення трава/молоко були подібні в більшості регіонів досліджень, різницю між KP_{ag} можна пояснити лише відмінностями у типах ґрунтів та різницею в інтенсивності накопичення ¹³⁷Cs рослинами. Встановлено, що більш високі значення KP_{ag} властиві органічним ґрунтам, гірським регіонам та лісовій місцевості [301].

Дослідженнями Nove and Strand (1990) на неполіпшених пасовищах встановлені агреговані коефіцієнти переходу в м'язи овець, які у період з 1966 по 1972 рік становили 0,013 – 0,093 м²/кг, а у період з 1986 по 1988 рік – 0,07-0,10 м²/кг. Подібні значення KP_{ag} спостерігались і в Чорнобильській зоні в період з 1986 по 1988 і становили 0,024-0,136 м²/кг. Найбільш високі значення KP_{ag} відмічалися в період масової появи грибів. Цей факт свідчить про необхідність врахування кількості спожитих грибів тваринами при оцінці наслідків радіоактивних випадів [301]. За оцінками Mehli (1996) у періоди масової появи грибів вони на 70 – 80% зумовлюють активність раціону овець. Крім того, вересові види рослин, які також відрізняються високими рівнями радіоактивного забруднення, теж є потенційними джерелами забруднення організму овець радіоцезієм [301].

Дикі тварини

Продукти харчування тваринного походження, що отримуються в різних агроформуваннях та власних підсобних господарствах, є одним з найбільш важливих джерел надходження ^{137}Cs в раціон пересічного споживача. В той же час, м'ясо диких тварин є джерелом ^{137}Cs для критичних груп населення.

Козуля європейська. Козуля європейська є одним з найбільш важливих промислових мисливських видів тварин в Україні. Живуть козулі в листяних, хвойних та мішаних лісах, надаючи перевагу тим ділянкам лісу, де є багато підліску, заселяючи як великі суцільні лісові масиви, так і невеликі ліски, чагарники ярів та балок. Влітку основа її раціону – трав'янисті рослини та пагони дерев і кущів, поїдає також різноманітні гриби та ягоди. На польових угіддях поїдає конюшину, злакові трави, озимі, горох, буряк, кукурудзу. На зимові корми переходить поступово, в міру наростання снігового покриву. В багатосніжний період року тварини живляться річними пагонами дерев і кущів.

За даними досліджень шведських вчених, доступ до сільськогосподарських угідь є одним з основних чинників, що зумовлює зниження рівня забруднення організму тварин. Три-чотирикратне збільшення рівнів забруднення м'язів козулі ^{137}Cs спостерігається у серпні-вересні, коли масово з'являються гриби. Вересові види чагарничків також є важливим контрибютором споживання ^{137}Cs козулею восени [Karlen G. et al., 1991]. Загалом $KP_{az}^{137}\text{Cs}$ в м'язи козулі є вищими порівняно із лосем [297].

Селективна кормова поведінка тварин та прогнозування міграції радіонуклідів у трофічному ланцюгу людини. Вивчення особливостей кормової поведінки тварин в різні періоди року важливі не лише з точки зору радіоекології тварин, але й з точки зору оцінки дозових навантажень критичних груп населення [8, 25, 29, 30, 73].

Дослідження Staaland et al. (1995) [227] щодо визначення вибірковості у споживанні кормів свійськими тваринами (вівцями, козами та північними оленями) проводилися у південних районах Норвегії на стаціонарах, які відрізняються між собою різним набором рослинних угруповань. У результаті проведених досліджень Staaland et al. (1995) [227] встановлено, що злакові трави, різнотрав'я та листя дводольних чагарничків та дерев становлять до 80% раціону овець, кіз та північних оленів при їх випасі на стаціонарах, які представлені різними угрупованнями рослин. При випасі овець та кіз на луках і пасовищах вони мають подібну селективність, щодо споживання злаків та різнотрав'я, в той же час, у раціонах північних оленів переважає різнотрав'я.

Результати досліджень свідчать про різницю у селективній поведінці різних тварин, що цілком узгоджується із класифікацією трав'яних, яка була запропонована Hoffmann (1985), відповідно до якої вівці відносяться до типових грайзерів, кози мають проміжний тип кормової поведінки і є селекторами броузерного типу, а північні олені також мають проміжний тип кормової поведінки і відносяться до селекторів концентратного типу.

Різниця в типах кормової поведінки особливо наочно проявляється при випасі тварин на угіддях, що характеризуються високим різноманіттям рослинних угруповань. На стаціонарах, які характеризуються меншим різноманіттям видів (луки та вербові зарості) спостерігаються незначні відмінності у виборі дієти між вівцями, козами та північними оленями [293].

Відносно овець слід зазначити, що не виявлено якоїсь особливої групи рослин, яка б мала домінуючий вплив на надходження радіоцезію. Споживання вівцями радіонуклідів в складі раціону визначається присутністю в ньому відносно низькоактивних злаків, різнотрав'я листя дводольних дерев, чагарничків та більш високоактивного вересу. У той же час, результати інших досліджень Staaland et al. (1990) свідчать, що вівці також можуть споживати високоактивні види рослин, при їх наявності у складі рослинних угруповань, зокрема: такого злаку, як *Deschampsia flexuosa*

та різнотрав'я, зокрема *Rumex acetosa* [222]. Відома також залежність для інших видів тварин між споживанням ними грибів, у періоди їх масового росту, та накопиченням в організмі радіоцезію.

Встановлені відмінності у виборі корму між північними оленями та вівцями в дослідженнях Staaland et al (1995) свідчать також про те, що між ними не може виникнути значного змагання за джерела корму, особливо на угіддях, що характеризуються значним видовим різноманіттям [227].

Динаміка забруднення організму тварин у післячорнобильський період та селективність тварин по відношенню до корму. Для проведення довготривалих прогнозів необхідно опиратися на динаміку значень $KП_{ag}$, при цьому визначають ефективний екологічний період напівзменшення концентрації радіонуклідів: T_{ef} – період, протягом якого концентрація радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища зменшується вдвічі, враховуючи період фізичного напіврозпаду.

На довготривалу поведінку радіонуклідів на рівні організму тварин впливають: 1) характер раціону (його ботанічний склад). Це пов'язано з тим, що різні рослини відрізняються між собою за ефективним екологічним періодом напівзменшення концентрації радіонуклідів; 2) поява і врожайність грибів також є важливим чинником. Це пов'язано з тим, що більшість видів грибів мають більший T_{ef} , ніж більшість рослин, крім того кількісно визначити вплив грибів на T_{ef} в організмі тварин важко у зв'язку з різною врожайністю грибів у різні роки; 3) T_{ef} не є константою і може збільшуватися з часом; 4) T_{ef} є значно довшим для неполіпшених (природних) угідь порівняно із поліпшеними; 5) дослідження на диких тваринах свідчать, що після аварії на ЧАЕС не відбулося значних змін у концентрації ^{137}Cs в організмі лося, косулі та інших видів.

Дослідженнями, що проводилися в післячорнобильський період, встановлено, що коефіцієнти переходу ^{137}Cs в рослини зменшувалися з часом, але рослини відрізняються між собою за періодом екологічного напівочищення та періодом ефективного екологічного напівочищення.

Селективність тварин по відношенню до корму впливає на період ефективного екологічного напівочищення організму тварин (T_{ef}), оскільки кормові види рослин відрізняються між собою за величиною T_{ef} . Ці відмінності зумовлюють різницю у динаміці забруднення організму тварин у різних екосистемах. Так, наприклад, відомо, що при споживанні тваринами грибів, які відрізняються тривалим періодом ефективного екологічного напівочищення порівняно із рослинами, призводить до збільшення періоду ефективного екологічного напівочищення організму тварин. Оскільки продуктивність грибів значно змінюється з року в рік, дуже важко оцінити точні значення періоду ефективного екологічного напівочищення організму тварин, які споживають гриби.

Вивчення динаміки накопичення ^{137}Cs в трофічному ланцюгу ґрунт – корм – організм овець проводилися Rosen K. et al. (1995) в північних гірських районах Швеції на природних пасовищах. Природні угіддя представлені гірськими сінокосами і пасовищами, які використовуються молочною та м'ясною худобою, вівцями та козами. Щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs в 1986 році становила від 10 до 30 кБк/м².

Період екологічного напівзниження концентрації ^{137}Cs ($T_{ек}$) в рослинах, за даними досліджень Rosen (1995), змінювався від 3 до 21 років (середнє значення 7 років). Результати досліджень свідчать, що період екологічного напівзниження є більш тривалим для злаків, верби, осок ($T_{ек}$ перевищував 14 років), ніж для молінії, щавлю, чорниці, берези ($T_{ек}$ становив 1,5 – 6,5 років). Період екологічного напівзниження концентрації ^{137}Cs ($T_{ек}$) в організмі овець становив 3,8 років, а період ефективного екологічного напівзниження концентрації ^{137}Cs (T_{ef}) – 3,4 роки, що свідчить про те, що в раціоні тварин були відсутні гриби та рослини з тривалим періодом екологічного напівзниження.

Дослідження шведських та фінських вчених свідчать про незначне зниження концентрації ^{137}Cs в організмі лося в післячорнобильський період. Хоча й рівень забруднення радіоцезієм м'язів лося у 10 разів перевищує

дочорнобильські рівні. Пояснюється це тим, що за даний період не відбулося значних змін у концентрації радіонукліду в кормовій базі лося (зокрема у листях та пагонах берези, які є основним кормом лося в літній період). Прогнозним оцінкам подальшої динаміки активності м'язів лося заважають значні варіації активності м'яса, що спостерігаються в осінній період при споживанні тваринами грибів [301]. Частка грибів у раціоні тварин становить 1 – 2%, що збільшує активність їх раціону в 2 рази. Агреговані коефіцієнти переходу коливаються в межах 6 – 20 (Бк/кг)/(кБк/м²), що відповідає рівню забруднення таких видів кормових рослин, як чорниця та береза. Таким чином, наведена інформація свідчить про те, що для з'ясування динаміки забруднення організму тварин у природних екосистемах краще всього використовувати період напіврозпаду радіонукліду.

Подібні висновки були зроблені й шведськими вченими Johanson and Bergstrom (1994) при проведенні моніторингу забруднення м'язів косулі у післячорнобильський період [301]. У той же час, дослідженнями німецьких вчених Kiefer et al. (1996) встановлено, що концентрація ¹³⁷Cs в м'язах косулі знижувалася в 1986 – 1991 роках з періодом ефективного екологічного напіввиведення – 3 роки, але в період з 1991 по 1994 рік не відмічалось подальших змін [301].

Таким чином, наведена інформація свідчить про те, що врахування селективної кормової поведінки тварин в умовах природних радіаційних біоценозів є важливою складовою прогнозування забруднення продукції тваринництва, організму диких тварин радіонуклідами, а отже і оцінки дозових навантажень людини, споживачів даної продукції.

1.2. Технологія використання природних угідь жуйними тваринами

1.2.1. Основні чинники, які характеризують умови живлення, споживання корму та рівень продуктивності тварин при їх випасі

Для оцінки умов живлення, споживання пасовищного корму, забезпечення високого рівня продуктивності тварин на випасі, отримання

радіологічно чистої продукції тваринництва необхідно враховувати ряд чинників, серед яких слід виділити наступні: тип природних угідь, систему випасу тварин, кормову поведінку тварин та їх селективність (вибірковість) у споживанні корму, продуктивні характеристики травостою, включаючи його поживність, пропозицію корму та власне споживання корму. Тому в даному розділі ми зупиняємося на аналізі літературних джерел, присвячених даному питанню.

Типи природних угідь, які використовуються для випасу тварин. У зв'язку із ростом населення у світі, зростанням вартості енергетичних ресурсів, наразі значний інтерес представляє використання природних угідь для випасу худоби, що дозволяє знизити енергетичні витрати на виробництво продукції тваринництва, а також перетворити пасовищні корми у біологічно повноцінні продукти харчування тваринного походження. Аналізуючи інформацію, викладену в публікації J. Lee (1988) слід зазначити, що практично всі типи природних пасовищ з успіхом використовуються для випасу овець, кіз та м'ясної худоби [41, 73, 71].

Природні пасовища – це площі на яких природно розвиваються різні види трав'яних рослин, чагарники, які, як правило, відрізняються низькою поживністю. З точки зору використання тваринами, природні пасовища відрізняються від культурних: 1) нижчою продуктивністю, 2) більшою ймовірністю росту рослин зі зниженими смаковими властивостями, 3) підвищеною трудоемністю відновлення після значного виснаження.

На особливу увагу заслуговує питання використання кормової бази лісів свійськими травоядними тваринами. Звертаючись до досвіду використання лісових кормових угідь у країнах Європи, слід зазначити, що вівці, а особливо кози, з успіхом випасають рослини, що ростуть у нижніх ярусах лісу, зокрема трави, чагарнички, підріст дерев. Відомо, що кіз використовують для запобігання розростання нижніх ярусів лісу, боротьби з пожежами, і, як наслідок, тварини сприяють прискоренню кругообігу речовин та енергії в лісових екосистемах. З метою ефективного

попередження лісових пожеж, випас тварин необхідно проводити з весняного періоду, щоб запобігти інтенсивному розростанню найбільш пожежонебезпечних рослин [324].

Як зазначалося, випас кіз в лісах є ефективним способом використання фітомаси нижніх ярусів, запаси якої досягають 15 – 30 ц сухої речовини з гектара. Негативними сторонами використання лісових кормових угідь є сезонність використання (лише в літні місяці), зміна врожайності з року в рік та відносно невисока кормова цінність рослин. В США понад 40,5 млн га національних лісових угідь використовується для випасу худоби відповідно із дозволом, який видається місцевим фермерам Службою лісового господарства. Так, за даними 1985 року, в національних лісах випасалося 1,482 млн дорослих овець та кіз, 1,469 млн голів великої рогатої худоби та коней. Крім того, в лісах випасається молодняк телят, ягнят, випас яких не потребує придбання дозволу [185].

Системи випасу тварин при використанні пасовищ. Основними системами випасу на пасовищі є постійний випас та загінний випас з його різноманітністю порційним випасом [274, 127, 114, 115].

Система постійного випасу нерідко застосовується на природних пасовищах. У деяких випадках дану систему модифікують шляхом огороження певної площі з метою її використання на сіно на початку вегетаційного сезону (коли спостерігається надлишок фітомаси) з наступним випасом на даній площі тварин у період зниження продуктивності травостою. Постійний випас скоріше придатний для утримання корів з приплодом м'ясних порід і сухостійних корів. У молочному скотарстві ця система менш доцільна. Перевагою постійного випасу є незначна кількість затрат на створення огорожі, менше трудових ресурсів, а також знань та навичок у галузі тваринництва. Недоліком постійного випасу є менше навантаження худоби в розрахунку на 1 га пасовища, низький приріст живої маси, нерівномірний розподіл тварин на пасовищі, обмежена можливість догляду за пасовищами (внесення добрив) та худобою. Але, незважаючи на недоліки,

ми повинні розглядати таку систему випасу тварин, як дієву, необхідну та, в окремих випадках, безальтернативну стратегію використання природних угідь жуйними тваринами, особливо в умовах обмежених фінансових можливостей виробника [12, 16, 21, 32].

Будь-яка система випасу, що чергується з перервами на «відпочинок», є кращою, порівняно із постійним випасом. Це – основа впорядкованої загінної системи [95, 33, 126].

Відомо, що загінний випас найбільш ефективний при високому, рівномірно розвиненому травостої на культурних пасовищах в умовах помірного клімату.

Порційний випас (або система смугового випасу). Ця система випасу є різновидом загінного випасу, але більш продуктивним та, за умов гарного менеджменту, відмінно підходить для високопродуктивних тварин. При такій системі в кожному загоні щоденно відводять окремі ділянки або порції для більш рівномірного використання пасовища. Така система випасу характеризується порівняно високими витратами робочого часу [274, 127, 114, 115].

Кормова поведінка травоїдних тварин та основні параметри, що її характеризують. Травоїдні тварини пристосовуються до навколишнього середовища по-різному, використовуючи різні стратегії кормової поведінки.

До основних параметрів, які характеризують кормову поведінку тварин, слід віднести: об'єми споживання корму в розрахунку на 1 кг живої чи обмінної маси, час утримання корму в шлунково-кишковому тракті, ступінь перетравності, селективність у виборі, тривалість румінації тощо. [339].

Жива маса тварин. Проблема межі розміру тварин виникає, перш за все, тому, що різноманітні функції організму не прямопропорційно пов'язані з розмірами тварин (їх масою). Так, наприклад, одна з основних функцій організму – теплопродукція (або швидкість обміну) пов'язана із живою масою степеневим зв'язком $0,75$ (чим менша за масою тварина, тим вищі

витрати енергії на теплопродукцію). В той же час, зв'язок між розміром травної системи і живою масою скоріше прямопропорційний [339].

З вищевикладеного зрозуміло, що функції організму, які пропорційні теплопродукції, навряд будуть мати обмеження, що пов'язані з розмірами або величиною тварин. У той же час, функції, що пропорційні розмірам тіла тварин (наприклад, розмір шлунково-кишкового тракту), безпосередньо зазнаватимуть впливу (будуть відрізнятись) у тварин різної величини.

Об'єм шлунково-кишкового тракту, або його ємність. Довжина шлунково-кишкового тракту, як і його ємність, є одним з обмежуючих факторів надходження поживних речовин та енергії в організм дрібних тварин. Дослідження свідчать, що невеликі тварини, які селективно споживають корми, мають більш високу поверхневу площу в рубці в розрахунку на 1 см², ніж великі, що пояснюється більш інтенсивним утворенням ЛЖК [339].

Практично всі дрібні жуйні практикують селективний тип кормової поведінки, а великі тварини мають можливість споживати більш грубі корми (грайзери рідко мають живу масу меншу ніж 70 кг).

Перетравність корму. Foose (1982) провів порівняльну характеристику перетравності кормів у 36 видів тварин, які характеризуються різними типами кормової поведінки. Дані свідчать, що ступінь перетравлення целюлози (найбільш важко перетравного вуглеводу) залежить від часу перебування корму у відповідному відділі шлунково-кишкового тракту.

Жувальна поведінка, яка характеризується тривалістю власне випасу тварин та румінацією, теж є важливим параметром кормової поведінки тварин. На низькоякісних пасовищах тварини значно більше витрачають часу на споживання корму та його румінацію, що значно обмежує об'єми споживання корму. Максимальна тривалість румінації овець, кіз та великої рогатої худоби на пасовищі не перевищує 9 – 10 годин на день. При цьому,

грайзери витрачають більше часу на румінацію, ніж броузери, при цьому останні мають більше часу на споживання корму та його пошуку.

Вибіркове, селективне споживання корму є проявом кормової поведінки тварин. В умовах вільного доступу до корму під час випасу, серед різноманітної кількості рослин, що ростуть на пасовищах, тварини здатні селективно вибирати ті, які, з морфологічної та поживної точки зору, найкраще задовольняють їх потреби, тим самим збільшуючи споживання корму.

Причина селективності тварин по відношенню до корму. Селективність (вибірковість) тварин при споживанні корму проявляється в умовах надлишку корму або в годівниці, або на пасовищі і характеризується споживанням тваринами найбільш поживних видів та частин рослин, з метою досягнення максимальних рівнів споживання сухої та перетравної речовини для максимального забезпечення власних потреб у поживних речовинах [Paladines, 1979; Zemmeling, 1980].

Вибіркове поїдання корму визначається як властивостями організму тварин, так і властивостями корму. Різні види тварин надають перевагу тим чи іншим рослинам. Так, наприклад, велика рогата худоба і вівці є традиційними грайзерами; кози, олені та коні є броузерами [Hoffmann, 1985].

На пасовищі вівці більш селективні, ніж велика рогата худоба і надають перевагу більш низькому травостою. Також відомо, що велика рогата худоба менш селективна по відношенню до корму, ніж вівці при годівлі тварин з годівниць. Даний факт було встановлено в ході проведення досліджень Dudzinski and Arnold (1973) при згодовуванні тваринам неподрібнених грубих кормів.

На селективність впливає навантаження тварин на пасовищі. При невеликому рівні навантаження та великої кількості доступного корму тварини у більшій мірі можуть проявити селективність у виборі корму (надати перевагу тому чи іншому корму).

На селективність тварин щодо корму впливають особливості трав'яного покриву, зокрема врожайність травостою, щільність рослин, видове різноманіття рослин у травостої, які постійно змінюються протягом пасовищного сезону. Дослідження, проведені на вівцях, що випасалися в гірських районах Шотландії, засвідчили, що вівці, в першу чергу, споживають пасовищну траву (навіть до її повного знищення), перш ніж почнуть споживати значиму кількість вересу, який відрізняється низькою поживністю [316].

Взаємозв'язок між споживанням, перетравністю сухої речовини корму тваринами та їх можливостями вибірково споживати корм. Якщо тварина має можливість вибірково споживати корм (проявити селективність), це сприяє підвищенню перетравності корму, а також зростанню споживання. Обмеження можливості тварини селективно вибирати корм (наприклад при підвищенні навантаження на пасовищі) обмежує споживання корму [212].

Thornton & Minson (1972) [331] встановили, що, за сталих показників наповнення рубця, споживання сухої речовини обернено пов'язано із часом утримання. Тому результатом селективної кормової поведінки є швидше збільшення об'ємів споживання корму, збільшення темпів перетравлення, ніж збільшення вдової перетравності корму.

Основними методами впливу людини на селективний вибір корму тваринами на пасовищі є вибір місць випасу тварин, регулювання навантаження на пасовище та зміна складу стада.

Таким чином, врахування особливостей кормової поведінки конкретних видів тварин, селективного вибіркового споживання ними кормів є вкрай важливим елементом управління пасовищем та оцінки умов живлення тварин. Особливо це стосується природних пасовищ, які характеризуються різноманітним видовим складом кормових видів рослин, різною поживністю рослин та їх доступністю для споживання [7, 11, 19, 20, 21].

Чинники, які визначають споживання, методи визначення споживання та математичні моделі, які використовуються для прогнозування споживання корму на пасовищі. Споживання корму є важливим показником, який зумовлює як рівень продуктивності тварин, так і надходження радіонуклідів у продукцію тваринництва. Тому необхідною передумовою вивчення радіологічних і годівельних аспектів використання природних кормових угідь худобою є точна оцінка споживання в конкретних умовах випасу тварин [12, 26].

Слід зазначити, що наразі в літературі є обмеженою кількість даних щодо практичних аспектів використання продуктивного потенціалу природних кормових угідь при виробництві продукції тваринництва. Даний факт, перш за все, пов'язаний з тим, що у природних умовах тварини випасаються на пасовищах з різним ботанічним складом, де важко контролювати реальне споживання кормів та активності. Принциповою проблемою при визначенні споживання корму тваринами на пасовищі є постійна зміна кількості і якості доступного для споживання корму, і, внаслідок цього, постійна зміна взаємодії між твариною і кормом. Похибки та труднощі оцінки споживання на пасовищах пов'язані із комплексністю пасовищної системи, значною кількістю чинників та перемінних, які потрібно враховувати при проведенні досліджень [275, 324].

Слід зазначити, що, перш ніж визначати споживання, необхідно мати детальну інформацію про тип угідь та доступність кормових видів. Snaydon (1981), описуючи екологію випасу тварин, зробив спробу коротко описати різні типи пасовищних угідь світу. Lee (1988) [266] в подальшому провів групування описаних Snaydon типів угідь відповідно до 5-и географічних і кліматичних регіонів Європи та описав їх продуктивність. Значні відмінності видового складу рослин, які характерні для кожного конкретно типу угідь, повинні мати значний вплив на пасовищну поведінку тварин та споживання тваринами корму.

Далі нами буде розглянута оглядова інформація щодо чинників, які визначають споживання, принципові методи визначення та оцінки споживання, а також математичні моделі, які використовуються для прогнозування споживання при їх випасанні.

Чинники, які впливають на споживання корму. В огляді літературних джерел Grovum (1987) [239] відмічає, що споживання корму тваринами регулюється не одним, окремо взятим чинником, а їх сукупністю. Більшість теорій зводяться до того, що споживання корму призводить до змін в організмі, які реєструються мозком, який має вплив на припинення споживання. Сигнали, які впливають на припинення споживання, мають різну природу: це стимуляції нервової системи, концентрація в крові гормонів або інших метаболітів. Рецептори, які знаходяться в різних частинах організму, реагують на зміну концентрації певних метаболітів та гормонів у крові, і через центральну нервову систему повідомляють мозок про метаболічний стан організму [228].

Наразі добре відомо, що основними чинниками, які впливають на споживання, є фізіологічні (апетит, метаболічні потреби) та якість корму (фізичні і хімічні властивості корму). При споживанні високоякісних енергетичних кормів (концентратів) основним обмежуючим чинником виступають метаболічні потреби, а при споживанні грубих, об'ємистих кормів більш низький рівень споживання обумовлюється якістю корму та ємністю шлунково-кишкового тракту.

Кількість клітинних оболонок та видовий склад травостою. Із кормових чинників на споживання корму в найбільшій мірі впливає кількість клітинних оболонок в кормі. Відомо, що ще у 70 роках минулого століття Ван Соєст запропонував розглядати рослину з точки зору наявності в ній різних компонентів клітинної оболонки [340, 341]. Компоненти клітинної оболонки в рослині виконують структурну та захисну функції і асоціюються з погіршенням перетравлення корму твариною та погіршення його споживання. Основною причиною обмеження споживання корму з високим

вмістом клітинної оболонки є те, що вони займають великий об'єм у розрахунку на 1 кг маси корму, тим самим вони якби не можуть вміститися в обмеженому просторі рубця [318].

Вид травостою теж значною мірою впливає на споживання корму. Результати досліджень [339] свідчать, що споживання злакового травостою вівцями в розрахунку на 1 кг обмінної маси, є вищим для бобового травостою порівняно із злаковим травостоєм, що, головним чином пов'язано із меншою кількістю клітинних оболонок у бобовому травостої.

Вплив концентрації енергії та перетравності корму на його споживання. Залежність між споживанням і концентрацією енергії в сухій речовині раціону не є лінійною. Результати досліджень [339] свідчать, що такий гуморальний механізм, як насиченість є основним обмежуючим чинником споживання при високих концентраціях енергії в сухій речовині раціону. В той же час, для низькокалорійних раціонів основним обмежуючим фактором є фізична ємність окремих відділів шлунково-кишкового тракту. Враховуючи те, що на пасовищах тварини споживають грубі, об'ємисті корми, то об'єми споживання корму будуть безпосередньо залежати від концентрації енергії в кормі.

Споживання та перетравність корму, в певному розумінні, взаємозалежні поняття і, в той же час, в певних випадках дані показники мають між собою дуже низький ступінь зв'язку. Це пояснюється тим, що споживання корму обумовлюється кількістю структурних елементів клітини (НДК), а перетравність залежить від ступеня лігніфікації клітинних стінок рослин. Але загалом, чим краще перетравлюється корм, тим він краще споживається твариною [339].

Розмір тварин. Важливим чинником, який впливає на споживання, є розмір, або жива маса тварин. При однаковій концентрації клітинних оболонок у кормі тварини, великі з них за розміром або масою – будуть споживати більше корму, ніж дрібні. Це пояснюється більш тривалим

перебуванням корму у рубці великих тварин, а, відповідно, й кращим його перетравленням [339].

Загалом, чим більша за масою тварина, тим більше вона споживає корму в розрахунку на 1 кг обмінної маси. В результаті досліджень Vlahter et al. (1966) встановлено, що корови, в розрахунку на 1 кг обмінної маси, споживають більше вівсяної соломи, ніж вівці. Відмінності в об'ємах споживання між видами пояснюється більш тривалим періодом утримання корму в рубці та більш високим ступенем його перетравлення великою рогатою худобою порівняно із вівцями.

Тип пасовищних угідь теж має вплив на споживання корму тваринами. На тих типах пасовищ, які характеризуються високою доступністю та поживністю корму, жуйні тварини споживають значну кількість пасовищного корму: понад 90 г сухої речовини на 1 кг обмінної маси. У той же час, типи угідь, які характеризуються невисокою доступністю та поживністю корму, відрізняються низькими рівнями споживання корму, в межах 50 – 60 г сухої речовини корму в розрахунку на 1 кг обмінної маси [324, 339].

Методи, які дозволяють оцінити споживання корму тваринами при їх випасі. В розділі розглядається огляд різних методів, прийнятних переважно для визначення споживання корму тваринами при їх випасі.

Визначення пропозиції корму. Кількість пропонованого корму, або врожайність травостою, має безпосередній вплив на його споживання тваринами на випасі. Врожайність традиційно визначається шляхом скошування корму, його висушуванням з наступним зважуванням. При відборі зразків потрібно також визначати площу відбору, кількість зразків, висоту травостою. Рекомендується скошувати травостій на рівні ґрунту, нижче від висоти його випасу [228]. Висота травостою має значний вплив на споживання та утилізацію корму тваринами. Крім того висота травостою може бути використана для визначення врожайності травостою.

Визначення ботанічного складу раціону. Ботанічний склад спожитого тваринами раціону можна визначити шляхом аналізу екскрементів тварин, аналізу ботанічного складу рубця та аналізу зразків спожитого корму відібраного з фістули стравоходу [339].

Визначення споживання на основі даних перетравності сухої речовини раціону та добового виділення сухої речовини з екскрементами. При відомих значеннях добового виведення сухої речовини з калом та перетравності кормів можна легко визначити споживання сухої речовини твариною.

Традиційним методом визначення добового виділення сухої речовини з екскрементами (B_d) є штучне введення в раціони тварин зовнішніх інертних індикаторів, наприклад окису хрому [264].

Визначення перетравності корму. Другим компонентом, який необхідно визначити при оцінці споживання корму тваринами на пасовищі, є перетравність спожитого корму. Слід зазначити, що для тварин, які випасаються на пасовищі, не можна застосувати прямий *in vivo* метод, який полягає у визначенні балансу між надходженням в організм сухої речовини і її виведенням з калом. Тому виникає необхідність застосування непрямих методів.

Значну кількість лабораторних методів було розроблено для прогнозування *in vitro* перетравності. Найбільш доцільним наразі є метод, розроблений Tilley and Terry [332], який полягає в інкубації зразків у рубцевій рідині. Використовуючи модифікацію метода Mehrez and Orskov (1977), Aerts et al. (1977) проводив інкубацію зразків у нейлонових мішечках в умовах рубця фістульованих тварин з наступною 48-годинною інкубацією зразка в розчині соляної кислоти (HCL) та пепсину. Отримані Aerts et al. (1977) дані, свідчать про більшу прогностичність отриманої моделі перетравності органічної речовини (ПОР), ніж модель Tilley and Terry [208, 277, 332].

Прогнозування та моделювання споживання. Споживання, як зазначалось, є багатofакторним феноменом і результатом взаємодії

організму тварин, якісних показників раціону та інших умов випасу. При прогнозі споживання, особливо тваринами на випасі, потрібно застосовувати комплексні гіпотези, які потрібно порівнювати з практичними експериментальними даними.

Похибки та труднощі оцінки споживання на пасовищах пов'язані із комплексністю пасовищної системи, значною кількістю факторів та перемінних, які потрібно враховувати при проведенні досліджень. Без сумніву, значно простіше оцінити споживання в умовах інтенсивної або напівінтенсивної пасовищної системи, яка характеризується рівномірним травостоєм, що включає обмежену кількість рослинних видів. Більш важко визначати споживання в регіонах, де практикується екстенсивна пасовищна система, регіонах, які характеризуються екстремальною варіацією мінералогічного складу ґрунтів, водного режиму, різноманіттям рослинних угруповань. Екстенсивна пасовищна система застосовується в гірських або інших регіонах, які, як правило, відрізняються низькою родючістю ґрунтів та низькою врожайністю фітомаси.

Найбільш просте рівняння або модель, яка застосовується для порівняння споживання сухої речовини різними видами тварин, запропонував Van Soest P.J. (1994) [339]. Це рівняння характеризує зв'язок між споживанням (Сп) та живою масою (ЖМ) тварин та виглядає так:
$$Сп = ЖМ^{0,75}$$

Аналіз літературних джерел свідчить, що для прогнозування споживання можна використовувати прогностичні моделі, які базуються на врахуванні метаболічних потреб тварин [223, 271, 287, 338].

Але дані моделі не є досконалими, оскільки не враховують характеристики травостою та його кількість (крім того потрібно проводити контроль живої маси тварин, мати достатню якість травостою, кількість доступного корму на пасовищі тощо).

Більш досконаліми є моделі, які враховують вищезазначені параметри, зокрема моделі запропоновані: Meijs J.A.C. & Hoekstra J.A. (1984); Brown C.A., Chandler P.T. and Holter J.B. (1977); Caird and Holmes (1986).

Таким чином, наразі існує значна кількість моделей, які дозволяють прогнозувати споживання корму тваринами на пасовищі. Кожна з моделей була отримана експериментально в конкретних, специфічних умовах і тому має свої обмеження. На думку Christian (1981) [203], навіть найдосконаліша нині модель може давати похибку внаслідок того, що у процесі проведення дослідів з поля зору дослідника випадає один з чинників, що призводить до помилок при визначенні споживання. Враховуючи вищевикладені застереження, слід, тим не менш, розуміти важливість досліджень, які розширюють та вдосконалюють існуючі моделі щодо оцінки споживання на пасовищах [7, 11].

Використання параметрів кормової поведінки великої рогатої худоби та продуктивних характеристик травостою для прогнозування споживання пасовищного корму тваринами та їх продуктивності, з метою раціональної організації використання пасовища. Як зазначалося вище, дослідження кормової поведінки тварин та продуктивних характеристик травостою дають можливість краще організувати використання пасовищ тваринами. Це пов'язано з тим, що вищезазначені параметри можна використовувати для оцінки умов живлення, споживання корму та продуктивності тварин на пасовищі. В даному підрозділі ми більш детально зупинимось на результатах саме експериментальних досліджень на пасовищах, які дозволяють більш чітко уявити взаємозв'язок між кормовою поведінкою тварин, продуктивними характеристиками травостою, споживанням корму та продуктивністю тварин, а також розглянемо основні моделі, які використовуються для прогнозування споживання корму.

Звертаючись до досвіду вітчизняних досліджень щодо питань використання пасовищ для жуйних тварин, слід зазначити, що у дослідженнях увага акцентується переважно на якісних показниках

травостою, показниках його поживної цінності [167] і практично не звертається увага на пропозиції корму, продуктивних показниках травостою (вважаючи, що на пасовищі, за наявності якісної пасовищної трави, тварини зможуть спожити достатню кількість корму), що, в кінцевому результаті призводить до недооцінки споживання корму тваринами, а тому і зниження їх продуктивності. Тому, за такого традиційного підходу, не можна адекватно оцінювати умови живлення тварин, а тому раціонально організувати їх годівлю [7, 11].

Оцінка споживання пасовищного корму. Дослідженнями L.D. Muller [285] встановлено, що високопродуктивні корови мають вищі потреби і тому тривалість їх випасу більша, ніж низькопродуктивних і становить 500 – 700 хвилин/добу. Для розуміння процесів поведінки великої рогатої худоби на пасовищі потрібно з'ясувати сутність окремих термінів, які ми використовуємо. Зокрема термін «доступний корм» на пасовищі. Кількість доступного корму визначається за різницею між врожайністю, або забезпеченістю (пропозицією) корму, визначеною на рівні ґрунту та кормовими залишками [285]. Кількість доступного корму визначається його висотою та щільністю. Ці параметри є ключовими, з точки зору забезпечення максимального споживання корму.

Основними чинниками, які зумовлюють споживання пасовищного корму, є такі продуктивні характеристики травостою, як висота та щільність. Споживання травостою найбільш інтенсивно зростає за його висоти від 10 до 25 см. Із зниженням висоти травостою та зменшенням його щільності стрімко зменшується споживання. Це викликає необхідність пропонувати тварині якнайщільніші травостої [285].

Забезпеченість пасовищним кормом або його пропозиція. Ефективність літньої годівлі залежить від умов випасу тварин: зокрема пропозиції пасовищного корму або забезпеченості тварин пасовищною травою. У більшості експериментів, проведених на пасовищах, встановлено, що

забезпеченість тварин кормом безпосередньо пов'язана із його споживанням, при цьому ця залежність є криволінійною [198, 199, 205].

Визначення забезпеченості пасовищним кормом проводиться шляхом скошування травостою на певній висоті від землі: на рівні ґрунту, або на певній відстані від ґрунту (традиційно на висоті 4 см). Експериментами встановлено, що максимальний рівень споживання пасовищної трави досягається в залежності від того, на якій висоті проводиться скошування. Якщо скошування проводиться на рівні ґрунту, то максимальне споживання досягається, коли пропозиція корму у два рази перевищує потреби тварини (Le Du et al., 1979), а якщо скошування проводиться на висоті 4 см від землі, то максимальне споживання досягається, коли кількість доступного корму на 50% перевищує потребу тварин [198, 199, 205].

Так, зокрема, дослідження Le Du et al. (1979) свідчать, що споживання корму та молочна продуктивність корів на пасовищі значно зменшуються, якщо забезпеченість пасовищним кормом є нижчою, ніж двократне очікуване споживання корму. Це пояснюється тим, що із збільшенням пропозиції корму, збільшуються можливості селективної кормової поведінки тварин, поліпшується якість раціону, його споживання, а також продуктивність тварин.

Вплив висоти травостою на продуктивність великої рогатої худоби.

Відомо, що на продуктивність м'ясних корів та їх телят на підсосі значною мірою впливає висота травостою, при якій випасаються тварини [Baker R.D., 1981]. В умовах постійного випасу найбільш продуктивним є травостій висотою 8–11 см, який дозволяє підтримувати рівень середньодобових приростів у телят на рівні вищому, ніж 1 кг/добу, а у корів – понад 0,400 кг/добу. Зниження висоти травостою до 3–5 см призводить до втрати живої маси корів, а рівень середньодобових приростів телят на підсосі знижується до 0,700–0,800 кг/добу. При цьому, практично не змінюється рівень молочної продуктивності корів, перетравність корму тваринами, але збільшується тривалість випасу у випадку зниження висоти травостою.

Зниження висоти травостою до 3–5 см призводить до того, що тварини не спроможні спожити достатню кількість травостою за період випасу, щоб забезпечити високі стандарти власної продуктивності. Таким чином, лімітуючим чинником є не якість травостою, а зниження пропозиції корму (забезпеченості тварин пасовищною травою). Дану негативну тенденцію можна зменшити лише за рахунок збільшення тривалості випасу до 10 годин та більше на добу, що є не завжди реальним шляхом вирішення проблеми.

Іншими дослідженнями [325] встановлені продуктивні характеристики корів зі шлейфом при їх випасі на пасовищах із різною висотою травостою. Результати дослідів свідчать, що приріст живої маси корів та телиць, з високою вірогідністю, був пов'язаний з висотою травостою, максимальні прирости живої маси спостерігалися при висоті травостою 8–10 см.

Таким чином, управління пасовищем полягає у забезпеченні тварин адекватною кількістю доступного корму, а саме щільності і висоти травостою, що сприяє максимальному споживанню корму тваринами і утворенню продукції. Тому важливим елементом управління пасовищем є врахування особливостей кормової поведінки тварин та продуктивних характеристик травостою [7, 11].

1.2.2. Організація підгодівлі тварин худоби на пасовищах

Підвищення якості пасовищного корму як основного напрямку підвищення продуктивності тварин. Відомо, що низька якість грубих кормів є основним обмежуючим чинником зростання продуктивності тварин. Тому поліпшення якості кормів є важливим напрямком господарської діяльності, який дозволяє повніше забезпечити потреби тварин, особливо високопродуктивних, і тим самим – підвищити їх продуктивність [17, 18, 23, 74].

До 70-х років у країнах з розвинутим тваринництвом підвищення продуктивності тварин досягалося насиченням раціонів зерновими кормами. Різке підвищення вартості зерна на світовому ринку змусило вчених і

практиків усіх країн збільшувати в раціонах кількість зелених та об'ємистих кормів високої якості [15, 31].

Продуктивна дія пасовищних кормів. Аналіз літературних джерел у напрямку продуктивної дії пасовищної трави свідчить, що у короткострокових дослідженнях, лише за рахунок випасу, можна отримати середньодобові прирости у тварин великої рогатої худоби на рівні 1,6 кг та вище, а також надої на рівні 18 кг молока. Але довгострокові дослідження свідчать, що максимальний рівень середньодобових приростів становить 0,5 – 0,7 кг та надої 12–14 кг/день або 2000–3000 кг за 7–8 місяців випасу [339]. При цьому, дослідження Енсмінгер М. Е., Оулдфілд Дж.Е., Хейнеманн У.У. (1990), свідчать, що молодняк м'ясних порід підтримує нормальні кондиції тіла при рівні середньодобових приростів 410 г/добу [185].

Поживна цінність пасовищних кормів та їх продуктивна дія. Відомо, що, в умовах достатньої пропозиції корму, основним обмежуючим чинником живлення жуйних тварин на пасовищі та їх продуктивності є концентрації енергії у спожитому тваринами кормі [339]. При відомих значеннях концентрації енергії у спожитому тваринами раціоні можна прогнозувати споживання корму тваринами, їх продуктивність та економічні показники виробництва.

Узагальнюючи дані літературних джерел, щодо поживної цінності та продуктивної дії зелених кормів, а саме концентрації енергії в кормах, слід зазначити, що хімічний склад зелених кормів у значній мірі варіює в залежності від ряду чинників, зокрема виду рослин, фази дозрівання, типу ґрунту, погодних умов тощо [339, 19, 20]. Так, наприклад, вміст обмінної енергії у зеленій масі природних угідь, за даними Карпуся М.М. та ін. (1994), коливається в межах 6,7–11,0 МДж/кг сухої речовини, а в середньому становить 8,8 МДж/кг. У зеленій масі сіяних злакових культур енергетична цінність дещо вища – 8,3–11,9 МДж/кг (в середньому 9,5 МДж/кг СР). Найвища енергетична цінність властива зеленій масі бобових культур 8,3–11,1, у середньому 9,7 МДж/кг СР [67]. За даними Енсмінгера М.Е. та ін.

(1990), поживна цінність зелених кормів є дещо вищою. Так, зелена маса сіяних багаторічних злакових культур у середньому становить 9,9 МДж/кг СР, зелена маса сіяних однорічних злакових культур – 10,4 МДж/кг СР, а зелена маса сіяних бобових культур – 11,2 МДж/кг СР [185].

Виникає питання. Який максимальний рівень продуктивності можна отримати від тварин при використанні в годівлі зелених кормів? При розгляді цього питання основною проблемою є те, що в умовах вільного випасу тварин важко встановити енергетичну цінність фактично спожитого твариною зеленого корму. Тому при аналізі потенційного рівня продуктивності ми можемо оперувати лише узагальненими і загальновідомими даними та фактами.

Так, наприклад, за нормами NRC, для забезпечення середньодобових приростів у бичків живою масою 230–320 кг на рівні 0,9 кг/добу, концентрація обмінної енергії в сухій речовині раціону повинна становити 10 МДж/кг, а у теличок тієї ж живої маси і продуктивності – 11,6 МДж/кг [185, 22]. Враховуючи той факт, що концентрація енергії у зеленій масі природних угідь рідко перевищує 10 МДж/кг сухої речовини, можна вважати, що тварини, впродовж пасовищного сезону не можуть досягнути рівня середньодобових приростів 0,9 кг/добу, про, що й свідчать дані щодо фактичного рівня продуктивності ремонтного і надремонтного молодняка при їх випасі на природних пасовищах, без застосування додаткової підгодівлі зеленими та концентрованими кормами.

Для забезпечення середньодобових приростів у бичків живою масою 230–320 кг на рівні 0,7 кг концентрація обмінної енергії в сухій речовині раціону повинна становити 9,3 МДж/кг, а у теличок тієї ж живої маси і продуктивності – 10,4 МДж/кг. Якщо концентрація енергії у зеленій масі природних угідь не перевищує 10 МДж/кг сухої речовини, можна вважати, що телиці впродовж пасовищного сезону не зможуть досягнути рівня середньодобових приростів навіть 0,7 кг/добу. В той же час, бички, потреби

яких є дещо нижчими, потенційно можуть досягнути такого рівня продуктивності.

Перетравність корму та продуктивність тварин. Низька перетравність кормів є основним обмежуючим чинником продуктивності тварин. Відомо, що молочна худоба потребує випасу на травостоях, які характеризуються найвищими показниками перетравності [339]. А далі, у порядку зниження вимог до перетравності, або якості травостою, знаходяться наступні групи тварин: молодняк великої рогатої худоби живою масою 200 кг та рівні середньодобових приростів 0,700 кг/добу > корови м'ясного напрямку продуктивності з телятами на підсосі (живою масою до 225 кг) > сухостійні корови > підтримуючий рівень годівлі тварин [339].

Вміст протеїну в кормі та його продуктивна дія. З метою оцінки продуктивної дії корму, слід зважати на той факт, що, поряд з перетравністю, слід враховувати вміст протеїну в кормі. Відомо, що бобові види трав мають більш високу продуктивну дію порівняно із злаками, навіть при однаковому рівні перетравності, внаслідок більш високих рівнів протеїну та кращого споживання тваринами.

Таким чином, продуктивна дія пасовищного корму значною мірою визначається якістю та поживною цінністю травостою, зокрема його енергетичною цінністю. Але проблемним питанням при застосуванні постійного випасу тварин є відсутність такого роду інформації. Ми нічого не знаємо про кількісний і якісний склад спожитого твариною травостою в різні періоди пасовищного сезону. Тому в умовах постійного випасу так важко точно оцінювати фактичну концентрацію енергії у спожитому твариною кормі. В даній ситуації частково проблему можна вирішити за рахунок досліджень продуктивних характеристик травостою пасовищ у різні періоди його використання та вивчення кормової поведінки тварин [7, 11, 19, 20, 21].

Підгодівля на пасовищах. Відомо, що природні кормові угіддя є джерелом найдешевших зелених кормів та відіграють важливе значення у забезпеченні худоби зеленими кормами протягом пасовищного періоду.

Але внаслідок того, що корми природних угідь, як правило, відрізняються низькою врожайністю, порівняно низькою поживною цінністю, нерівномірністю розвитку фітомаси протягом пасовищного сезону й виникає необхідність додаткової підгодівлі худоби в окремі періоди пасовищного сезону. Підгодівля худоби на пасовищах здійснюється з метою підвищення якості раціонів тварин у періоди недостатнього надходження поживних речовин з пасовищною травою. Практика використання природних пасовищ м'ясною худобою в інших країнах свідчить, що основними обмежуючими чинниками годівлі тварин, з точки зору забезпечення запланованих приростів тварин є такі: недостатня кількість енергії, протеїну, фосфору, кухонної солі і, в окремих випадках, каротину.

Концентровані корми. Початок підгодівлі концентрованими кормами молодняку на відгодівлі залежить від стану худоби та якості травостою. Тварини, які протягом зими отримували достатню кількість зернових і знаходяться в гарному стані, повинні отримувати концентрати з початку періоду випасу. З іншого боку, якщо в зимовий період тварини отримували лише грубі корми, то зернові слід давати худобі в другій половині періоду випасу, після періоду піка росту трави на пасовищі. Остання рекомендація також пов'язана з тим, що іноді тварин важко заставити споживати зернові, коли в достатній кількості є високоякісні грубі корми [185].

Протеїнові добавки. З метою оцінки продуктивної дії корму, слід зважати на той факт, що, поряд з перетравністю, слід враховувати вміст протеїну в кормі. Відомо, що бобові види трав мають більш високу продуктивну дію порівняно із злаками, навіть при однаковому рівні перетравності, внаслідок більш високих рівнів протеїну та кращого споживання тваринами.

Слід зазначити, що у період інтенсивного росту трав протеїнові добавки м'ясній худобі не потрібні. Найбільш економічно доцільно згодовувати протеїнові добавки при зниженні рівня перетравного протеїну до 5–7% від сухої речовини в раціоні. Це свідчить про те, що концентрація протеїну знаходиться на маргінальному та субмаргінальному рівні. У даному випадку, в раціони тварин на відгодівлі потрібно додатково вводити протеїнові добавки, сечовину, амоній у розрахунку 16% сирого протеїну на 1 кг сухої речовини раціону. При використанні непротеїнових форм азоту (сечовина та амоній) їх потрібно згодовувати у складі мелясу, при цьому враховуючи співвідношення між азотом і сіркою, яке не повинно бути вищим ніж 12:1. При такому співвідношенні слід очікувати самодостатньої рубцевої ферментації для синтезу мікробного протеїну. Додатково в меляс можна вводити фосфорні добавки, кухонну сіль та мікроелементи [339]. Під час посухи та пізно восени м'ясній худобі на відгодівлі потрібно згодовувати біля 500 г протеїнових добавок на кожні 3,3–5,4 кг зерна [185].

Добавки фосфору економічно доцільно вводити у період припинення росту рослин, а добавки вітаміну А – якщо тварини знаходяться на випасі понад 4 місяці без доступу до зеленої трави. Ознаками дефіциту фосфору є спотворення апетиту, затримка росту та розвитку, схуднення, зниження відтворювальних функцій.

Окупність підгодівлі молодняка великої рогатої худоби на пасовищі концентрованими кормами. При плануванні підгодівлі тварин концентрованими кормами слід враховувати продуктивну дію корму або його окупність продукцією. Взагалі показники окупності підгодівлі продукцією є вкрай важливими для моделювання технологічних процесів, розрахунків економічної ефективності підгодівлі тварин.

Окупність підгодівлі на пасовищі залежить від пропозиції корму або забезпеченості тварин пасовищною травою. Дослідженнями [274] встановлено, що підгодівля телят концентратами в кількості 1,6 кг на голову за добу не впливала на їх продуктивність, якщо вони випасалися на травостої

висотою 9–11 см, але збільшувала продуктивність телят на 13%, коли, вони випасалися на менш продуктивному травостої висотою 6,5 см. При такій висоті травостою зменшується пропозиція корму або забезпеченість тварин пасовищною травою. Продуктивність телят без підгодівлі при випасі на травостої 6,5 см становила 0,820 кг/добу, а при випасі на травостої 9–11 см – 1,180 кг/добу (Steen, 1995).

Подібні результати були отримані в дослідженнях на молодняку м'ясної худоби на відгодівлі: лише тварини, які випасалися при високих рівнях навантаження на пасовищі позитивно реагували на підгодівлю концентратами [274]. Таким чином, підгодівля концентратами на пасовищі не покращує продуктивність тварин, якщо вони в достатній мірі забезпечені якісним пасовищним кормом. Тому підгодівля концентратами при достатній забезпеченості пасовищним кормом та відповідної його якості може бути економічно не вигідна.

Іншими дослідженнями [311] встановлено, що підгодівля худоби на пасовищі є більш прибуткова у липні та серпні, коли травостій характеризується низькою поживною цінністю. В той же час, підгодівля у травні – червні була неефективною завдяки достатній кількості високоякісного корму.

Показними є також результати досліджень на бичках живою масою понад 500 кг, яких випасали на пасовищах в осінній період, коли знижувалася якість пасовищної трави при різних рівнях пропозиції корму: високій, середній та низькій. Характеризуючи окупність підгодівлі концентратами приростами живої маси тварин, слід зазначити, що вона коливалася в межах 78–120 г приросту живої маси на 1 кг концентратів при високій та середній забезпеченості тварин пасовищною травою, відповідно та біля 160 г приросту живої маси на 1 кг концентратів при низькій забезпеченості тварин пасовищною травою [209].

Інші дослідження Coleman S.W. et al. (1976) свідчать про значно нижчу ефективність підгодівлі бичків концентратами на пасовищі.

Енергетичні добавки, які містили 15% сирого протеїну та 12,1 МДж обмінної енергії згодовувались бичкам у кількості від 0 до 4,5 кг/голову/добу. Жива маса бичків на початку досліду становила біля 223 кг, а в кінці – біля 380 кг. Середньодобовий приріст на пасовищі у бичків, які не отримували концентратів, становив 0,380 кг/добу, а у бичків, які отримували концентрати у кількості до 4,5 кг/голову/добу, середньодобовий приріст досягав 0,67 кг/голову/добу. Окупність приросту живої маси концентратами була доволі низькою і становила за період досліду 77–98 г приросту живої маси на кожний кілограм спожитих концентратів.

Таким чином, при достатній забезпеченості та якості пасовищної трави окупність підгодівлі концентратами приростами живої маси незначна. У той же час, окупність концентратів приростами живої маси зростає за обмеження доступності пасовищного корму для тварин, або зниженні його якості.

При підгодівлі тварин концентрованими кормами слід враховувати ефект заміщення, який полягає у зменшенні споживання грубих кормів тваринами. Дослідженнями French P. et al. встановлено, що за низької забезпеченості бичків пасовищною травою (6 кг СР/голову/добу) не спостерігалось зменшення споживання сухої речовини пасовищної трави при підгодівлі тварин концентратами. У той же час, при середній (12 кг СР/голову/добу) та високій (18 кг СР/голову/добу) забезпеченості тварин пасовищною травою підгодівля концентратами сприяла зменшенню споживання пасовищної трави на 0,43 та 0,81 кг СР, відповідно на кожний кілограм сухої речовини спожитих концентратів [209].

Таким чином, згідно з літературними джерелами, окупність підгодівлі концентрованими кормами становить 0,08–0,16 кг приросту живої маси на 1 кг концентратів. При цьому, за достатньої забезпеченості та якості пасовищної трави, окупність концентратів приростами живої маси незначна. А при обмеженій доступності пасовищного корму або зниженні його якості окупність підгодівлі концентратами зростає. Що стосується продуктивності тварин то вона, навпаки, знижується за зниження якості травостою.

Окупність підгодівлі корів на пасовищі концентрованими кормами.

Проаналізувавши літературні джерела у напрямку підгодівлі молочної худоби концентратами Clark and Davis (1980) [205] зробили висновок, що при концентрації сирого протеїнах у сухій речовині раціону понад 14–15%, з метою підвищення молочної продуктивності дійних корів, найбільш доцільно використовувати енергетичні, а не протеїнові корми.

Відомо, що економічна ефективність підгодівлі тварин залежить від кількості та вартості підкормки відносно отриманої продукції. Тому при плануванні підгодівлі тварин концентрованими кормами слід враховувати продуктивну дію корму або його окупність продукцією.

Слід також розрізняти прямий ефект підгодівлі, який проявляється у збільшенні надоїв, а також віддалений ефект підгодівлі, який проявляється у накопиченні резервів поживних речовин та їх використання у наступній лактації, що особливо характерно для другої половини лактації корів [285].

Огляд літератури щодо підгодівлі дійних корів концентратами на пасовищі свідчить, що узагальнені показники окупності концентратів молоком є невисокими і коливаються в межах 0,3–0,7 кг молока/кг концентратів. Більш низькі значення наводяться у оглядовій статті Leaver et al. (1968) [265]. Оцінюючи окупність підгодівлі молочних корів на пасовищі концентрованими кормами Leaver et al. [265] встановив, що вона загалом є низькою: 0,3–0,4 кг молока на кожний кілограм концентратів. Слід зазначити, що більшість експериментів, які цитувалися Leaver et al. (1968), проводились на коровах, що знаходилися в середині лактації із продуктивністю 14–18 кг молока. Узагальнюючи результати досліджень, автори зробили висновок, що в умовах низької забезпеченості тварин пасовищною травою та зниженні якості травостою, ефективність згодовування концентратів збільшується. За визначенням вищезазначених авторів, низька забезпеченість пасовищною травою виникає у випадку, якщо її пропозиція є меншою, ніж двократна потреба тварин у кормі.

Дослідженнями Burstedt E., 1983 [198] встановлено, що, при згодовуванні коровам 1 кг концентрованих кормів із вмістом сирого протеїну у сухій речовини на рівні 18,6% молочна продуктивність тварин в літній період зростала від 0,5 до 1,1 кг молока 4% жирності/день. При цьому, максимальний ефект спостерігається в кінці експериментального періоду. Провівши дослідження, автор також зробив висновок, що ефективність згодовування концентратів збільшується при зниженні якості травостою.

Значно вищою є продуктивна дія концентрованих кормів, що містять більш високий рівень протеїну. При згодовуванні дійним коровам 1 кг концентрованих кормів із вмістом 180 г перетравного або 210 г сирого протеїну, забезпечується підвищення продуктивності тварин на 2.2 кг молока/добу добавки [18]. При згодовуванні коровам з надоями вище 15 кг, як влітку, так і взимку, високобілкової зернової добавки із вмістом в 1 кг перетравного протеїну на рівні 250 г надій молока зростає до 3 кг/день на кожний 1 кг добавки [18]. При цьому слід зауважити, що більшість дослідників, зокрема Clark and Davis (1980), наголошує, що на пасовищах при концентрації сирого протеїну в сухій речовині корму понад 14–15% не варто застосовувати протеїнові корми, а цілком достатньо використовувати енергетичні.

За даними Muller L. and Tozer P. [285, 286], підгодівля молочних корів на пасовищі концентратами дозволяє підвищити надої на 0,4–1,3 кг молока на кожний кг концентратів. Окупність концентратів вища у тварин з більш високим рівнем продуктивності та на початку лактації. Так, для початку лактації вони пропонують використовувати значення 1, а для середини лактації 0,6–0,8 кг молока на 1 кг спожитих концентрованих кормів. Ці автори [285, 286] також наводять дані щодо очікуваної окупності концентратів у залежності від кількості концентратів у раціоні.

Відносно низька ефективність підгодівлі тварин у літній період пояснюється тим, що при підгодівлі споживання корму збільшується не адекватно до підгодівлі: скоріше спостерігається ефект заміщення

пасовищної трави концентратами, приблизно у співвідношенні 0,4–0,6 кг органічної речовини пасовищної трави на 1 кг органічної речовини концентратів [265]. Це означає, що, підгодовуючи тварину ми обмежуємо споживання нею пасовищної трави.

Таким чином, при підгодівлі тварин концентрованими кормами слід враховувати ефект заміщення, який полягає у зменшенні споживання грубих кормів тваринами та збільшення кількості кормових залишків. У середньому при згодовуванні 1 кг концентратів споживання грубого корму знижується на 0,3–0,9 кг. Більш високими показниками заміщення характеризуються раціони, які складаються з більш якісних грубих кормів. Також відомо, що при підгодівлі тварин концентратами зменшується не лише споживання сухої речовини пасовищної трави, але й інших об'ємистих кормів раціону, наприклад встановлено, що споживання сіна, при підгодівлі тварин концентратами знижується у більшій мірі, ніж споживання сухої речовини силосу [329].

Підгодівля корів на пасовищі концентратами має й інші негативні наслідки, зокрема зниження жирності молока [285, 286].

Таким чином, узагальнюючи вищевикладене можна зробити такий висновок:

- окупність підгодівлі концентрованими кормами, за різними літературними джерелами, коливається у межах 0,3–1,3 кг молока на кожний кг концентрованих кормів. Окупність підгодівлі є вищою: 1) у тварин з більш високим рівнем продуктивності і на початку лактації; 2) в кінці пасовищного сезону, або у періоди, які характеризуються зниженням кількості доступного корму на пасовищі, або зниженні його якості; 3) у тварин, які споживають меншу кількість концентрованих кормів;
- негативним наслідком використання концентратів у раціонах корів є зниження жирності молока.

Використання «повнозмішаних раціонів» (TMR) для підгодівлі тварин на пасовищі. Окремі господарства практикують випас тварин на пасовищах та їх підгодівлю повнозмішаним раціоном. Така годівля за зарубіжними літературними джерелами має назву "Partial" Total Mixed Ration (pTMR) або «частково повнозмішаним раціоном» [286]. Така підгодівля має таку назву тому, що пасовищна трава не є складовою частиною підгодівлі повнозмішаного раціону, а є її окремою складовою частиною.

За даними досліджень Vargo F., 2002 [294], підгодівля корів на пасовищі «повнозмішаним раціоном» є більш доцільним прийомом, ніж традиційне використання концентратів. Результати досліджень, отримані цим автором свідчать про те, що підгодівля «частково повнозмішаним раціоном» хоча й дещо зменшує споживання сухої речовини пасовищної трави, але сприяє збільшенню загального споживання сухої речовини раціону коровами, збільшує їх надій, а також жирно- та білковомолочність.

Таким чином, негативні наслідки використання концентратів можна зменшити шляхом організації підгодівлі тварин «повнозмішаними раціонами».

1.3. Узагальнення

Підсумовуючи вищевикладене слід зазначити, що у післячорнобильський період, внаслідок радіоактивного забруднення природних угідь, постало питання безпечного їх використання. Це по-перше, пов'язано з тим, що корми природних угідь сприяють міграції радіонуклідів в організм тварин і людини, а, по-друге, не слід очікувати, що в найближчій перспективі ситуацію можна буде кардинально змінити [Прістер Б.С., 1992, 2005; Vandecasteele С.М., 1993; Fry F.A., Clarke R.H., O'Riordan M.C., 1999; Jacob P. and Likhtarev I, 1996; Kenigsberg Y.E., Buglova E.E., 1994; Raurct G., Firsakova S., 1996].

При забрудненні природних угідь всі радіоактивні речовини в основному акумулюються у верхніх шарах (дернині та лісовій підстилці), а

подальша їх міграція в трофічному ланцюгу залежить від ряду чинників: властивості ґрунтів, режиму їх зволоження, характеру та інтенсивності радіоактивних випадів, видового складу травостою, вегетаційного періоду тощо [342, 343, 348, 262, 1968; 237]. У залежності від ландшафтно-геохімічних умов вплив цих чинників може бути різним, тому важливі саме такі дослідження, які проводяться в конкретних зонально- кліматичних умовах.

На практиці найбільш ефективними контрзаходами, які можуть бути використані для зменшення забруднення продукції тварин, це: використання хімічних зв'язуючих речовин для запобігання поглинання шлунково-кишечниковим трактом [234, 235, 245, 250, 27, 159], та поліпшення умов живлення тварин [158, 160, 161, 163, 182, 183, 184]. Але в умовах природних угідь їх не завжди можна ефективно застосувати. Таким чином, питання радіоекологічних основ живлення жуйних тварин в умовах природних угідь та технології їх використання, зокрема на Українському Поліссі, залишаються недостатньо з'ясованими.

Аналіз наукових джерел свідчить про те, що в контексті використання природних угідь недостатньо вивчені питання впливу різних чинників навколишнього приподного середовища, зокрема: місця зростання (типу угідь, типу ґрунту, водного режиму), інтенсивності використання травостою, фази дозрівання (періоду першого укусу), виду рослин, поверхневого забруднення рослин ґрунтовими частинками на процеси накопичення ^{137}Cs травостоєм заплавлених лук і пасовищ, що стримує та обмежує наші можливості застосування радіологічно безпечних технологій їх використання [304, 348, 237]. Необхідно також звернути увагу на фрагментарний характер даних щодо особливостей радіоактивного забруднення продукції природних угідь та місцевих харчових продуктів ^{90}Sr .

Недостатньо вивчені й питання радіоекологічних наслідків використання природних угідь, як дикими, так і свійськими тваринами на Українському Поліссі. Зокрема в літературі практично відсутні дані, які б

дозволили оцінити рівні забруднення м'яса та молока різних тварин радіонуклідами при їх випасі на природних угіддях різних типів.

З методологічної точки зору, слід звернути увагу на те, що при дослідженні умов випасу тварин потрібно більш детальну увагу приділяти особливостям кормової поведінки тварин, а саме вибіркового, селективного виборі корму тваринами, що дозволяє більш точно оцінювати радіоекологічні наслідки використання природних угідь, а саме: прогнозувати надходження радіонуклідів в трофічному ланцюгу тварини та визначати дозові навантаження людини.

Аналіз доступної нам літератури свідчить також й про те, що наразі недостатньо в теоретичному, методичному та експериментальному планах розроблені питання непрямих методів оцінки радіологічних наслідків використання різних типів кормових угідь при виробництві продукції тваринництва, зокрема результатів досліджень щодо перетравності кормів та вивільнення ^{137}Cs у рубці фістульованих тварин з кормів, показників забрудненості екскрементів тварин радіонуклідами. Розробка та вдосконалення таких методів, на нашу думку, дозволяє не лише вдосконалити існуючі нині моделі міграції радіонуклідів у трофічних ланцюгах, але й полегшити та прискорити оцінку забрудненості організму тварин та їх продукції при випасі на природних угіддях, планувати терміни забою тварин.

Крім того, в літературі недостатньо висвітлюються питання щодо впливу окремих продуктів харчування на формування доз внутрішнього опромінення сільського населення, у більшій мірі це стосується продукції тваринництва, яка виробляється з використанням різнотипних природних пасовищ.

У результаті огляду літературних джерел щодо технологічних аспектів живлення жуйних тварин, зроблено аналіз сучасного стану вивчення питань, пов'язаних з організацією використання пасовищ при випасі жуйних тварин у літній період. Зокрема, проаналізовано основні параметри та чинники, які

визначають умови їх живлення на пасовищі: продуктивні характеристики травостою, особливості кормової поведінки тварин, тривалість випасу тварин тощо. З'ясовано, що лише максимальне врахування вищезазначених параметрів при плануванні випасу дозволяє забезпечувати високий рівень продуктивності тварин на пасовищах.

Аналізуючи літературні джерела у напрямку технологічних аспектів використання природних угідь жуйними тваринами, встановлено, що пасовище є комплексною системою, раціональне використання якого потребує спеціальних знань та вмінь, які передбачають оцінку умов живлення тварин та, за необхідності, планування їх підгодівлі.

Слід звернути увагу на те, що наразі існують реальні проблеми, які заважають раціонально використовувати пасовища. Серед них слід виділити наступні:

- у довідниках поживної цінності кормів відсутня інформація щодо поживної цінності кормів, відібраних з урахуванням особливостей кормової поведінки тварин, обмежена кількість інформації щодо поживності кормових видів лісових насаджень. Тому так важливо проводити дослідження в даному напрямку, що дозволить більш реально оцінювати умови живлення тварин при використанні кормів природних угідь;
- слід звернути увагу на помилку більшості вітчизняних досліджень, які, при використанні пасовищ, акцентують увагу переважно на якісні показники травостою, показники його поживної цінності і практично не звертають увагу на показники пропозиції корму, продуктивних показників травостою (вважаючи, що на пасовищі, за наявності якісної пасовищної трави, тварини зможуть спожити достатню кількість корму), що в результаті, призводить до недооцінки споживання корму тваринами, а тому і зниження їх продуктивності. Тому за такого традиційного підходу не можна адекватно оцінювати умови живлення тварин, а тому й раціонально організувати їх підгодівлю;

- всі дослідники звертають увагу на те, що в умовах постійного випасу тварин на пасовищі важко точно оцінити фактичну концентрацію енергії у спожитому твариною кормі, та власне його споживання. Відсутність швидких і дієвих методів визначення концентрації обмінної енергії в кормах природних угідь стримує вирішення проблеми підвищення продуктивності тварин при використанні продуктивного потенціалу природних пасовищ. На нашу думку, за умови відсутності, фактичних даних перетравності кормів у різних умовах випасу, потрібно орієнтуватися на показники сирової клітковини у травостої;
- відсутність дієвих методичних підходів щодо оцінки умов живлення тварин при їх випасі та оцінки споживання кормів також спонукає створення прикладної комп'ютерної програми, яка б дозволила моделювати умови випасу тварин на пасовищі. На нашу думку, саме врахування особливостей кормової поведінки тварин, селективності у виборі корму, продуктивних характеристик травостою дає можливість краще зрозуміти технологію та радіоекологію випасу тварин, оцінювати умови їх живлення на різних типах природних пасовищ та надавати рекомендації щодо їх поліпшення;
- відсутність рекомендацій щодо підгодівлі тварин у різні періоди пасовищного сезону, що також потребує розробки конкретних пропозицій, які враховують останні наукові досягнення у даному напрямку;
- відсутність економічної оцінки використання природних кормових угідь та підгодівлі тварин на пасовищах, що не дозволяє організовувати беззбиткове виробництво продукції тваринництва та викликає необхідність економічної оцінки пропонованих заходів щодо удосконалення умов живлення тварин при їх випасі.

Таким чином, в умовах постійного випасу, оцінка умов живлення жуйних тварин на різних типах природних пасовищ та радіоекологічні наслідки їх використання повинні здійснюватися саме крізь призму особливостей кормової поведінки тварин, продуктивних і радіологічних

характеристик травостою, що дозволить надавати дієві рекомендації щодо раціонального використання такого роду угідь жуйними тваринами.

У той же час, аналіз літературних джерел свідчить про відсутність інформації у напрямку використання порівняно низькопродуктивних угідь українського Полісся для організації випасу тварин. Зокрема невідомі такі питання, як оптимальний розмір стада, розмір пасовищ та основні параметри випасу, доцільність підгодівлі, економічна ефективність використання пасовищ у залежності від їх врожайності.

У цьому зв'язку виникає необхідність обґрунтування як доцільності використання пасовищ для жуйних тварин у Поліському регіоні, так і технологічних параметрів випасу.

Підсумовуючи вищевикладене, слід зазначити, що наразі існують реальні проблеми, які заважають раціонально використовувати природні угіддя. До таких проблем належать: відсутність дієвих методичних підходів та інструментарію, що поліпшує практику використання різнотипних угідь тваринами; недостатній рівень висвітлення питань, пов'язаних з міграцією радіонуклідів у трофічному ланцюзі «грунт – рослина – продукція тваринництва – людина», оцінкою внеску «місцевих» продуктів харчування на формування доз внутрішнього опромінення сільського населення саме на території Українського Полісся.

Нині існує необхідність у дієвих рекомендаціях щодо довгострокової життєдіяльності населення на забруднених радіонуклідами територіях та використання природних угідь. Розробка цих питань повинна базуватись на даних радіоекологічних досліджень з урахуванням усіх найважливіших складових, характерних для конкретних зонально - кліматичних умов, а також з урахуванням технологічних та економічних основ їх використання. Саме тому зазначені питання потребують детального вивчення і впровадження у сільськогосподарське виробництво. Їх дослідження сприятиме раціональному використанню природних угідь та удосконаленню сучасної практики виробництва продукції тваринництва.

РОЗДІЛ 2. ЗАГАЛЬНА МЕТОДИКА І ОСНОВНІ МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Загальна характеристика району досліджень

Загальна характеристика району досліджень. Експериментальну частину досліджень проводили впродовж 1996–2015 рр. на території Житомирського та частково Київського Полісся – двох з п'яти фізико-географічних областей Українського Полісся (рис. Б.1 та Б.2, додатки) [173]. Українське Полісся, або фізико-географічна провінція зони мішаних лісів Східно-Європейської рівнини, простягається більш як на 750 км із заходу на схід та на 150–180 км з півночі на південь, площа її становить понад 113 тис. км² (19% тер. України). Типовою особливістю Полісся є велика мозаїчність природних територіальних комплексів, що ускладнюють сільськогосподарське використання земель [173].

Регіон досліджень відрізняється виходами кристалічних порід Українського щита, більш високим гипсометричним становищем, глибоко врізаними річковими долинами і меншою заболоченістю. У ландшафтній структурі області значні площі займають зандрові і моренно-зандрові рівнини на кристалічній основі з переважанням дерново-слабопідзолистих ґрунтів і лісів типу борів і суборів [173].

На території району досліджень широким розповсюдженням користуються річні заплави, ширина яких сягає 1–1,5 км.

Основу господарської діяльності регіону складає сільськогосподарське виробництво. В рослинництві найбільша питома вага приходить на картоплю, зернові та кормові культури, в тваринництві – молочно-м'ясне скотарство. Майже половина території району зайнята лісом, відповідно одним з основних напрямків господарської діяльності є лісозаготівля.

Забруднення території Житомирської області в основному відбулося 26–27 квітня 1986 року. Найбільше виражений радіоактивний слід спостерігається в північних районах області, які межують з Білорусією. В основному це Народицький та Овруцький райони, а також

частина Лугинського та Коростенського. Характер рельєфу, атмосферні опади, мікрокліматичні умови сприяли утворенню високоградієнтної структури забруднення. В першу чергу це стосується природних кормових угідь розміщених в долинах річки Уж (смт. Народичі; сіл: Христинівка, Ноздрище, Нове Шарне, Старе Шарне Народицького району Житомирської області), природних угідь розміщених в Овруцькому районі Житомирської області (с. Журба, с. Липські Романи, с. Деркачі, с. Стовпечне, с. Сидори) [37]. В інших районах Житомирської області щільність забруднення є значно нижчою.

Згідно з Постановою Кабінету Міністрів № 106 від 1 липня 1991 р. та № 17 від 12 січня 1993 р. до зони радіоактивного забруднення віднесено половину території Житомирської області, третину сільськогосподарських угідь і майже стільки ж орних земель. Основними забруднювачами сільськогосподарських угідь є ^{137}Cs та ^{90}Sr , співвідношення яких у ґрунтах Житомирського Полісся складає 10:1 [63]. Загальна площа забруднених ^{137}Cs та ^{90}Sr сільськогосподарських угідь Житомирської області складає 607,9 тис. га.

Природні умови району досліджень – сприяють інтенсивній міграції радіонуклідів у корми та продукцію тварин. З метою обмеження надходження радіонуклідів у трофічному ланцюгу тварин та людини слід дотримуватися конкретних рекомендацій, які базуються на наукових дослідженнях проведених у даному регіоні.

2.2. Коротка характеристика стаціонарів та основні завдання експериментальних досліджень

Структурно-логічну схему радіоекологічних досліджень в умовах природних екосистем наведено рис.2.1.

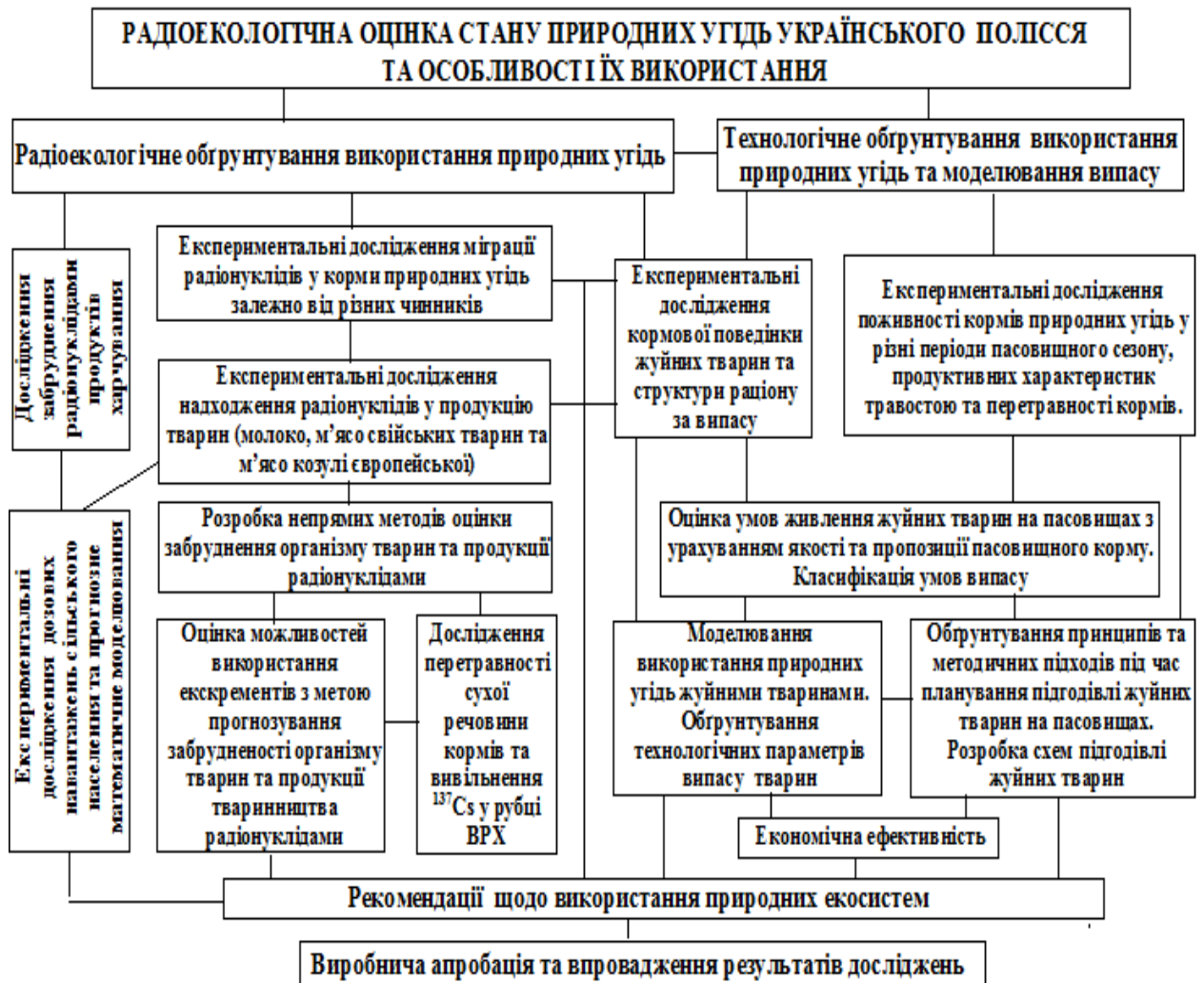


Рис. 2.1. Структурно-логічна схема радіоекологічних досліджень в умовах природних екосистем

Для проведення експериментальної частини досліджень нами було закладено 20 стаціонарів на природних угіддях у різних районах Житомирської обл. (додаток Б.1).

Стаціонари представляють основні типи природних кормових угідь, які використовуються для випасу великої рогатої худоби та інших тварин і розташовані у наступних населених пунктах Житомирської області: с. Христинівка Народицького району (стаціонар 1 та стаціонар 2), с. Клочки Народицького району (стаціонар 3), с. Збраньківці Овруцького району (стаціонар 4, стаціонар 5, стаціонар 6), с. Л.Романи Овруцького району (стаціонар 7) с. Журба Овруцького району (стаціонар 8), на відстані біля 80 км на північний-захід від Чорнобильської АЕС (рис. 2.2).

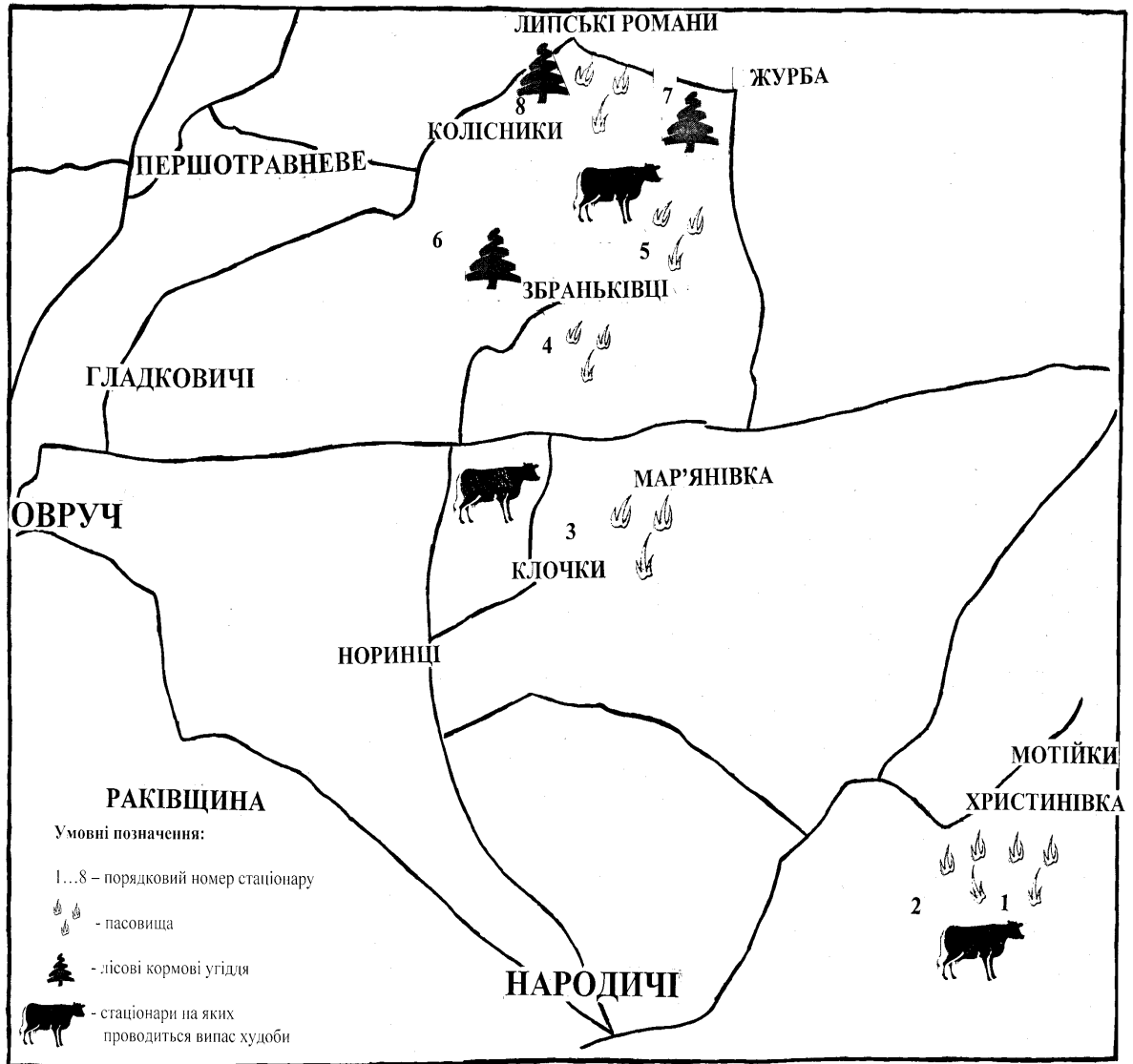


Рис. 2.2. Схема розміщення стаціонарів 1–8

Окремі стаціонари, які не зображені на рисунку 2.2. (зокрема стаціонари 9, 10, 11, 12), представляють собою суходільні і заплавні пасовища, а також лісові насадження і використовувалися для досліджень кормової поведінки тварин. На рисунку 2.2. також не зображені стаціонари 13 – 20 – суходільні пасовища різних районів Житомирської області, які відрізняються широким діапазоном щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs . На цих стаціонарах проводилися дослідження вертикальної міграції ^{137}Cs по ґрунтовому профілю (табл. 2.1).

Узагальнені дані про місце проведення досліджень та експериментальні завдання, які виконували у розрізі окремих стаціонарів, наведено в табл. 2.1.

Для виконання поставлених завдань обстежено стан 14,5 тис. га природних угідь, які представлені: лісовими насадженнями (ТЛУ В₂–В₃ та С₂–С₃), суходільними автоморфними та гідроморфними пасовищами, сформованими на дерново-підзолистих ґрунтах, та заплавленими автоморфними та гідроморфними пасовищами – на дерново-лучних ґрунтах.

Таблиця 2.1

Характеристика місць проведення досліджень та експериментальні завдання, що виконувалися у стаціонарах

№ стаціонару	Розміщення стаціонару	Тип угідь та їх призначення	Експериментальні завдання
1	Народицький р-н, с. Христинівка	Заплавні пасовища, для випасу тварин	<ul style="list-style-type: none"> ○ Дослідження накопичення ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr у кормах природних угідь та продукції свійських жуйних тварин залежно від різних чинників. ○ Дослідження впливу критичних продуктів харчування на формування дозових навантажень сільського населення. ○ Оцінка умов живлення свійських жуйних тварин на природних пасовищах та дослідження технологічних параметрів їх випасу.
2			
3	Народицький р-н, с. Ключки	Літні табори для випасу молодняка ВРХ	<ul style="list-style-type: none"> ○ Дослідження накопичення радіонуклідів у організмі козулі європейської та продукції свійських жуйних тварин залежно від різних чинників. ○ Оцінка умов живлення свійських жуйних тварин на природних пасовищах та дослідження технологічних параметрів їх випасу.
4	Овруцький р-н, с. Збраньківці		
5			
6	Овруцький р-н, с. Збраньківці	Лісові насадження	<ul style="list-style-type: none"> ○ Оцінка умов живлення свійських жуйних тварин на природних пасовищах та дослідження технологічних параметрів їх випасу.
7	Овруцький р-н, с. Липські Романи		
8	Овруцький р-н, с. Журба		
9	Населені пункти північних та центральних районів Житомирської обл.	Суходольні та заплавні пасовища; лісові насадження	<ul style="list-style-type: none"> ○ Оцінка умов живлення свійських жуйних тварин на природних пасовищах та дослідження технологічних параметрів їх випасу. ○ Дослідження вертикальної міграції ¹³⁷Cs ґрунтовим профілем залежно від щільності забруднення.
10			
11			
12			
13–20			

Проведено спектрометричні аналізи кормів природних екосистем, продукції тварин, місцевих харчових продуктів та ґрунтів у кількості понад 2000 зразків. У дослідженнях дозових навантажень сільського населення взяли участь 46 чоловік. Досліджено продуктивні характеристики пасовищ, зокрема: їх урожайність, щільність, висоту та ботанічний склад травостоїв

у кількості понад 530 зразків. Проведено зоотехнічний аналіз поживної цінності різних кормів природних угідь у кількості 120 зразків. У дослідженнях щодо міграції радіонуклідів у трофічному ланцюзі тварин, оцінки умов їх живлення та підгодівлі було залучено 485 голів (додаток Б.2).

Узагальнені дані, щодо характеристики ґрунтів та щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs у дослідних стаціонарах наведено в табл. 2.2.

Таблиця 2.2

Узагальнена характеристика ґрунтів дослідних стаціонарів

№ стаціонару	Розташування стаціонару	Тип пасовища	Тип та гранулометричний склад ґрунту	Щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs , КБк/м ²	
				1996 р.	2005 р.
1	с. Христинівка	Зц	Дерново-лучний, суглинковий	1706	629
2	с. Христинівка	Зп	Дерново-лучний, суглинковий	350	180
3	с. Клочки (пасовище 1)	С/СТНРЗ	Дерново-підзолистий, супіщаний із 5 см шаром дернини *	–	25
4	с. Збраньківці (пасовище 1)	СТНРЗ	Дерново-підзолистий, супіщаний із 15 см шаром дернини *	–	102
5	с. Збраньківці (пасовище 2)	СТНРЗ	Дерново-підзолистий, супіщаний із 25 см шаром дернини *	–	106
6	с. Збраньківці (ліс, низина)	С/СТНРЗ/Н	Дерново-підзолистий, супіщаний із шаром лісової підстилки *	–	90
6а	с. Збраньківці	С	Дерново-підзолистий, супіщаний із 5 см шаром дернини	–	28
7	с. Липські Романи (поле)	СТНРЗ	Дерново-підзолистий, супіщаний *	165	101
7а	с. Колісники	С	Переважно дерново-підзолистий, супіщаний із шаром лісової підстилки	–	89
7б	с. Липські Романи			–	41
8	с. Журба			221	147
8а	с. Журба			123	103
9–12	Населені пункти			–	–
13–20	Житомирської обл.	С	Дерново-підзолистий, супіщаний	4–5214	–

Примітки: С – суходіл; СТНРЗ – суходіл тимчасово надлишкового рівня зволоження; Зц – центральна частина заплави; Зп – притерасна частина заплави; Н – низина; * – дернина оторфована, на стаціонарі проходить процес повторного заболочення.

Додаткову інформацію, щодо потужності експозиційної дози опромінення та щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs у стаціонарах станом на 26 квітня 1996 р. наведено в табл. 2.3.

Таблиця 2.3

Потужність експозиційної дози опромінення (Р) та щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs у стаціонарах Житомирської області

№ стаціонару	№ облікової ділянки	Населений пункт Житомирської обл.	Експозиційна доза, мкр/год. (1996 р.)	Щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs (1996 р.)	
				КБк/м ²	Кі/км ²
1	1	с. Христинівка Народицького р-ну	884	1706	46
2	2	с. Христинівка Народицького р-ну	90	350	9,5
16	1–3	с. Ноздрище Народицького р-ну	462–474	2586–4709	70–141
7	2в, 3	с. Липські Романи Овруцького р-ну	–	105–165	3–4
8	1–4	с. Журба Овруцького р-ну	–	123–472	3–13
8	8 в	с. Деркачі Овруцького р-ну	–	453	12,2
8	8 с	с. Маленовці Овруцького р-ну	–	77	2,1
17	1–4	с. Немирівка Коростенського р-ну	41–159	225–889	6,1–24,0
18	1–5	с. Вороневе Коростенського р-ну	87–180	476–756	12,9–20,4
19	1–2	с. Купеч Коростенського р-ну	69–85	309–401	8,4–10,8
20	1	с. Чигирі Коростенського р-ну	100	416	11,2
10	1, 2	с. Барашівка Житомирського р-ну	9–12	3,6–4,7	0,10–0,13
13	1, 2	с. Давидівка Житомирського р-ну	11–12	5,1–5,6	0,14–0,15
14	1, 2	с. Озерянка Житомирського р-ну	7–10	4,5–7,7	0,12–0,21
15	1, 2	с. Левків Житомирського р-ну	10–11	6,7–7	0,18–0,19

* експозиційна доза визначалася дозиметрами, які надавалися в межах проекту досліджень, при фінансовій підтримці DFG, на тему: «Міграція продуктів радіоактивного розпаду в сильно забруднених районах України», який спільно виконувався із співробітниками Центру з радіаційного захисту та радіоекології Університету Ганновер (Німеччина) та Державної агроєкологічної академії України.

Нижче наведено короткий опис стаціонарів та основні питання, які на них досліджувалися.

Стаціонар 1 та 2 – заплавні пасовища в долині річки Уж, розташовані на території с. Христинівка, Народицького району Житомирської області. Рельєф місцевості рівнинний. Ґрунти на стаціонарі 1 та 2 – дерново-лучні, суглинкові. Пасовища використовуються для випасу тварин. Врожайність зеленої маси – 70–170 ц/га, а сухої речовини – 20–50 ц/га.

У травостой пасовищ переважають такі злакові види, як: грястиця збірна (*Dactylis glomerata* L.), лисохвіст лучний (*Alopecurus pratensis* L.),

тонконіг лучний (*Poa pratensis* L.), пирій повзучий (*Elytrigia repens* (L.) Nevski). Злаковий компонент у травостої становить – 30–70%. Значну участь у травостої складають бобові види – 8–30%. Серед бобових видів переважають: конюшина лучна (*Trifolium pratense* L.), конюшина повзуча (*Trifolium repens* L.), люцерна хмелевидна (*Medicago lupulina* L.), вика мишача (*Vicia cracca* L.).

Різнотрав'я в травостої представлене: кульбабою звичайною (*Taraxacum officinale* Web. ex Wigg) – 2–17%, кмином звичайним (*Carum carvi* L.) – 2–12%, деревієм звичайним (*Achillea millefolium* L.) – 2–10%, перстачем гусячим (*Potentilla anserina* L.) – 1–6%. Незначну участь у травостої займають: будяк колючий (*Carduus acanthoides* L.), таволга в'язолиста (*Filipendula ulmaria* (L.) Max.), дудник лісовий (*Angelica sylvestris* L.), морква дика (*Daucus carota* L.), щавель кінський (*Rumex confertus* Willd).

На село Христинівка в період аварії на ЧАЕС випала значна кількість радіоактивних випадінь, як ^{90}Sr так і ^{137}Cs . Середня щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs на стаціонарах у 2003–2005 році коливалася в межах 180–630 кБк/м². Внаслідок високих рівнів забруднення населення було евакуйовано у 1986 році, але протягом останніх років значна його частина повернулася без офіційного дозволу. Загальна кількість населення станом на 1.01.1997 року (часу проведення досліджень щодо оцінки дозових навантажень у населення) в с. Христинівка становила 55 дворів або 75 чоловік. Населення представлене головним чином літніми людьми, хоча в селі проживає молодь та діти.

Основними напрямками використання земель населенням є їх присадибне використання для вирощування продуктів харчування, кормове використання для заготівлі сіна та випасу корів у літній період.

Основним видом свійських тварин, що утримуються у власних підсобних господарствах, є корови молочного напрямку продуктивності та кози. Корови протягом літнього періоду, який починається всередині травня і закінчується у кінці жовтня, випасаються на двох пасовищах, які одночасно

використовувалися як об'єкт досліджень (табл. 2.1.). Пасовища розглядалися нами як природні ландшафти, оскільки після аварії на ЧАЕС на них не проводилися заходи щодо обмеження міграції радіонуклідів.

В с. Христинівка також проводилися дослідження щодо визначення ролі критичних продуктів харчування у формуванні дозових навантажень населення.

Стаціонар 3 – природне пасовище (суходіл тимчасово надлишкового рівня зволоження), розташоване біля с. Ключки ТОВ «Норинцівське» Народицького району Житомирської області і використовується для літнього табірної утримання та випасу молодняка ВРХ молочних і м'ясних порід. Ґрунти дерново-підзолисті супіщані. Середня щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs на стаціонарі становить 25 кБк/м². Врожайність зеленої маси на пасовищі – 60–110 ц/га, а сухої речовини – 18–30 ц/га.

Травостій пасовищ на 50–70 % представлений злаковими видами трав: пириєм повзучим (*Elytrigia repens* (L.) Nevski), тонконігом лучним (*Poa pratensis* L.), мітлицею тонкою (*Agrostis tenuis* Sibth.), кострицею червоною (*Festuca rubra* L.). Поодинокі зустрічаються: тимофіївка лучна (*Phleum pratense* L.), грястиця збірна (*Dactylis glomerata* L.). Серед бобових видів, участь, яких у травостій не перевищує 25%, переважає конюшина шведська або рожева (*Trifolium hybridum* L.) – 15–25%, зустрічається конюшина повзуча (*Trifolium repens* L.), горошок мишачий (*Vicia cracca* L.), горошок малий (*Vicia minima* L.). Поодинокі зустрічається чина лучна (*Lathyrus pratensis* L.).

Значно меншу участь у травостій займають: біловус стиснутий (*Nardus stricta* L.) 5–10%, верес звичайний (*Calluna vulgaris* (L.)) 5–6%, ситник скупчений (*Juncus conglomeratus* Marss.), злинка канадська (*Erigeron canadensis* (L.) Crong.), королиця звичайна (*Leucanthemum vulgare* Lam.), звіробій звичайний (*Hypericum perforatum* L.), осока заяча (*Carex leporina* L.), золототисячник звичайний (*Centaureum erythraea* Rafn), дрік красильний (*Genista tinctoria* L.), смовдь гірська (*Peucedanum oreoselinum* (L.) Moench.),

кульбаба лікарська (*Taraxacum officinale* Wigg.), вербозілля звичайне (*Lysimachia vulgaris* L.), вероніка лікарська (*Veronica officinalis* L.), полин гіркий (*Artemisia absinthium* L.).

У деяких частинах пасовища домінують куничник наземний (*Calamagrostis epigeios* (L.) Roth) – 30–45%.

Основними завданнями досліджень, які вирішувалися на даному стаціонарі, були визначення продуктивних характеристик травостою пасовища та моделювання випасу молодняка великої рогатої худоби.

Стаціонар 4, 5 – природні пасовища (суходіл тимчасово надлишкового рівня зволоження), розташовані біля с. Збраньківці ТОВ «Гладковичі» Овруцького району Житомирської області і використовується для літнього табірної утримання та випасу молодняка ВРХ молочних і м'ясних порід. Ґрунти на стаціонарі 4 та 5 дерново-підзолисті, супіщані з 15–25-см шаром дернини. Середня щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs на стаціонарах становить 104 кБк/м². Врожайність зеленої маси – 100–170 ц/га, а сухої речовини – 30–40 ц/га.

Травостій пасовищ представлений пирієм повзучим (*Elytrigia repens* (L.) Nevski) – 50–65%, конюшиною шведською або рожевою (*Trifolium hybridum* L.) – 15–35%. Подекуди ростуть такі види: тонконіг лучний (*Poa pratensis* L.), мітлиця тонка (*Agrostis tenuis* Sibth.), костриця червона (*Festuca rubra* L.), конюшина повзуча (*Trifolium repens* L.), горошок мишачий (*Vicia cracca* L.), горошок малий (*Vicia minima* L.), ситник скупчений (*Juncus conglomeratus* Marss.), злинка канадська (*Erigeron canadensis* (L.) Crong.), королиця звичайна (*Leucanthemum vulgare* Lam.), звіробій звичайний (*Hypericum perforatum* L.), осока заяча (*Carex leporina* L.), золототисячник звичайний (*Centaureum erythraea* Rafn), дрік красильний (*Genista tinctoria* L.), смовдь гірська (*Peucedanum oreoselinum* (L.) Moench.), кульбаба лікарська (*Taraxacum officinale* Wigg.), вербозілля звичайне (*Lysimachia vulgaris* L.), вероніка лікарська (*Veronica officinalis* L.), полин гіркий (*Artemisia absinthium* L.).

У деяких частинах пасовища домінують куничник наземний (*Cilamagrostis epideios* (L.) Roth) – 30–45%, щавель кислий (*Rumex acetosa* L.) – 10–15, меншу участь займають пирій повзучий (*Elytrigia repens* (L.) Nevski) – 5–10 %, біловус стиснутий (*Nardus stricta* L.) 5–10%, тонконіг лучний (*Poa pratensis* L.) 5-7%, верес звичайний (*Calluna vulgaris* (L.)) 5–6%.

Поодинокі зустрічаються: чина лучна (*Lathyrus pratensis* L.), тимофіївка лучна (*Phleum pratense* L.), грястиця збірна (*Dactylis glomerata* L.), ситник розлогий (*Juncus effusus* L.), деревій звичайний (*Achillea millefolium* L.), осот польовий (*Cirsium arvense* (N.) Scop.), куколиця біла (*Melandrium album* (Mill.) Garcke).

На даних стаціонарах вивчалися врожайність та поживна цінність травостою при багатоукісному використанні пасовищ. Крім того, на стаціонарі вивчалася перетравність пасовищного корму ВРХ у критичні періоди пасовищного сезону за методом фекального індексу.

Стаціонари 6–8 – лісові насадження, розташовані в межах населених пунктів: Збраньківці, Колісники, Л.Романи, Журба, Овруцького та Народицького районів Житомирської області на відстані біля 80 км на північний захід від Чорнобильської АЕС.

Територія характеризується, переважно, рівнинним рельєфом. Переважаючий тип ґрунту на лісових ділянках – дерново-підзолистий, супіщаний. Щільність забруднення ґрунту ¹³⁷Cs на стаціонарах, що представляють лісові кормові угіддя варіює від 28 до 147 кБк/м².

Домінуючими породами дерев на дослідних ділянках були *Pinus Silvestris*, *Populus tremula*, *Alnus mill*, *Quercus robur* та інші види. Трав'янисто-чагарничковий ярус представлений *Vaccinium Myrtillus*, *Calluna vulgaris*, *Ledum palustre*, *Molinia caerulea* та ін. Більш детальна характеристика облікових ділянок стаціонарів наведена в додатку В.

Деяка частина території зайнята перелогами, які не оброблялися після аварії на ЧАЕС. На перелогах серед дерев переважають *Salix spp.*, а серед трав *Elytrigia repens*, *Trifolium spp.*, *Deshampsia caespitosa*, *Urtika dioica*,

Hirkrikum perforatum, *Carex spp.* та інші види (більш детальна характеристика облікових ділянок вищезазначених стаціонарів наведена в додатку В).

На перелогах переважають дерново-підзолисті, супіщані ґрунти, а в понижених частинах рельєфу – торфо-болотні.

На даних стаціонарах проводилися дослідження накопичення радіонуклідів кормовими видами рослин, грибами, організмом козулі європейської, а також вивчалася структура раціону свійських жуйних тварин при випасі в лісових насадженнях (табл. 2.1).

Стаціонари 9–12 – лісові насадження, представлені сосновими та мішаними лісами в межах сільських населених пунктів, і є сприятливими для випасу худоби в критичні періоди пасовищного сезону, а також суходольні та заплавні пасовища. Стаціонар 9 знаходиться в с. Горщик Коростенського району; стаціонар 10 – в с. Барашівка Житомирського району; стаціонар 11 – в с. Тетерівка Житомирського району; стаціонар 12 – в м. Баранівка. На даних стаціонарах проводилися переважно етологічні дослідження на свійських жуйних тваринах, щодо визначення структури раціону в різні періоди пасовищного сезону.

Стаціонари 13–20 – це суходільні пасовища на яких проводилися дослідження, щодо впливу щільності забруднення ґрунту на вертикальну міграцію радіонуклідів у ґрунтовому профілі, характеризуються дерново – підзолистими ґрунтами.

Стаціонари 13–15 розміщені, відповідно в: с. Давидівка, с. Озерянка та с. Левків Житомирського району. Стаціонари характеризуються низькою щільністю забруднення ґрунту радіонуклідами. Так, щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs у 1996 році становила в межах 3–8 КБк/м².

Стаціонар 16 – розміщений в с. Ноздрище Народицького району і характеризуються високим рівнем забруднення ґрунту ^{137}Cs . Щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs у 1996 році становила 2586–5214 КБк/м².

Стаціонари 17–20 розміщені, відповідно в: с. Немирівка, с. Вороневе, с. Купеч та с. Чигирі Коростенського району. Стаціонари характеризуються

середнім рівнем забруднення ґрунту ^{137}Cs . Щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs у 1996 році становила 225–889 КБк/м².

2.3. Методика досліджень міграції радіонуклідів у трофічному ланцюзі «ґрунт – корм – продукція тварин» залежно від різних чинників, та оцінка дозових навантажень сільського населення

Методика досліджень структури раціону жуйних тварин при їх випасі в умовах природних угідь. Етологічні дослідження на свійських жуйних тваринах проводилися в літній пасовищний період 2003 та 2004 року на природних пасовищах та лісових насадженнях у різних районах Житомирської області (табл. 2.1).

Зокрема, дослідження проводилися на: стаціонарі 1 та 2 (с.Христинівка Народницького району), стаціонарі 9 (с. Горщик, Коростенського району), стаціонарі 10 (с. Барашівка Житомирського району), стаціонарі 11 (с. Тетерівка Житомирського району), стаціонарі 12 (м. Баранівка). На вищезазначених стаціонарах випасалися велика та дрібна рогата худоба населення. Дослідження також проводилися на стаціонарах 4–6 (с.Збраньківці, Овруцького району), де утримувався молодняк абердин-ангуської та чорно-рябої порід місцевого СТОВ «Гладковичське» в умовах літнього табору, а також проводився випас великої та дрібної рогатої худоби населення.

Вибір об'єкта досліджень був зумовлений наявністю критичних типів природних угідь: лісових вирубок, галявин, низин, які є потенційними джерелами забруднення продукції тваринництва радіонуклідами.

Слід зазначити, що дослідження кормової поведінки тварин дають можливість краще розуміти та оцінювати умови живлення тварин на природних пасовищах та прогнозувати радіологічні наслідки їх використання.

Тварини протягом пасовищного сезону вільно випасалися в межах розміщених стаціонарів, що дозволяло вивчати їх селективність по відношенні до того чи іншого корму природних угідь.

Структуру раціону тварин визначали шляхом хронометражу часу, який тварини витрачають на масове споживання конкретного виду корму впродовж періоду спостереження. Тривалість щоденного випасу становила 4–7 годин. Визначення структури раціону проводили протягом трьох суміжних днів.

Методика досліджень міграції радіонуклідів у кормові види рослин залежно від різних чинників. Дослідження накопичення радіонуклідів травостоем природних пасовищ, за багатуокісного використання, проводили на стаціонарах 1–5. Кожен з огорожених стаціонарів (площею 24 м²) розбивали на мікроділянки площею 1 м². Зразки пасовищної трави, на конкретній мікроділянці стаціонару, відбирали від одного до шести разів упродовж пасовищного сезону у чотирикратній повторності. Відбір зразків проводився в кінці кожного місяця з травня по жовтень включно, за схемою наведеною в табл.2.4.

Таблиця 2.4

Схема відбору зразків на природних пасовищах при різних варіантах використання

№ варіанта	Варіанти відбору зразків та мета відбору	Періоди використання пасовища					
		Травень	Червень	Липень	Серпень	Вересень	Жовтень
	<i>На огороженому стаціонарі</i>						
1	Щомісячне скошування з метою моделювання постійного випасу	*	*	*	*	*	*
2	Скошування по періодах використання пасовища з метою моделювання загінного випасу	–	*	–	*	–	*
3	Скошування по періодах використання пасовища з метою моделювання загінного випасу	–	–	*	–	–	*
4	Скошування в різні періоди пасовищного сезону (наростаючим підсумком) з метою визначення поживної цінності невикористаного тваринами травостою	*	*	*	*	*	*

Для визначення особливостей накопичення радіонуклідів окремими видами рослин нами проводилося розділення загального зразка пасовищної трави на окремі кормові види, з подальшим визначенням їх участі у загальному зразку.

Урожайність зразків пасовищної трави визначали укісним методом шляхом скошування і зважування свіжоскошеної зеленої маси та висушених зразків.

Дослідження накопичення радіонуклідів кормовими видами лісових насаджень проводилося на дослідних стаціонарах 6,7,8 в умовах свіжих та вологих суборів. Зразки фітомаси кормових видів, лісових насаджень, відбиралися на початку (30 травня) і в кінці (30 серпня) вегетаційного сезону кількістю 3 зразки кожного кормового виду. Паралельно у місцях відбору фітомаси відбиралися зразки ґрунту на глибині 10 см.

Відібрані зразки травостою природних пасовищ зважувалися, висушувалися при температурі 70–90°C протягом 2–3 днів, знову зважувалися, та подрібнювалися на спеціальному млині. В подальшому у висушених зразках визначали питому активність радіонуклідів.

Методика відбору зразків продукції тваринного походження. Проби молока відбирали від корів приватного сектора, що випасались у межах дослідних стаціонарів. Зразки м'яса свійських жуйних тварин закупали у населення за домовленістю.

Зразки м'яса козулі відбирали під час діагностичного відстрілу тварин. Діагностичний (радіоекологічний) відстріл козулі європейської (*Capreolus capreolus* (Linnaeus, 1758)) проводився нами та спеціалістами українського товариства мисливців і рибалок (УТМР), за якими закріплено район досліджень у рахунок лімітів Житомирської обл. (додаток Д. 1, Д. 2). Також спеціалісти надавали нам зразки тварин, вилучених у браконьєрів в районі досліджень, а також тварин, що загинули від хижаків та з інших причин. Район досліджень займає площу біля 10000 га, він детально досліджений за забрудненням ґрунтів ^{137}Cs (додаток Е). З метою визначення агрегованих

коефіцієнтів переходу у ланцюзі «грунт – козуля європейська» відбирали зразки ґрунту в місцях пострілу, лежанки та загибелі козулі. Отримані дані порівнювали з картографічним забрудненням радіонуклідів у найближчих чотирьох кварталах (орієнтовна ділянка місцеперебування тварин). Ділянка мешкання козулі європейської за даними зарубіжних досліджень (отриманих за допомогою GPS – навігаторів) становить 0,5–4 квартали, або 54–400 га, залежно від ступеня турбування тварин. За оцінками спеціалістів у даному районі протягом року мешкає, або перебуває не менше 300 голів козулі європейської (форма статистичної звітності 2–ТП «мисливство»). Тому ми вважаємо, що отримані нами дані є достатньо репрезентативними.

Перед проведенням спектрометричних досліджень зразки продукції (молоко, м'ясо свійських тварин та м'ясо козулі європейської) висушували на кріофільному обладнанні "BETA-1" німецької фірми CHRIST.

Відбір зразків ґрунту для радіоспектрометричних досліджень. Для визначення щільності забруднення ґрунту радіонуклідами, в місцях відбору зразків кормів та продукції тваринництва, буром відбирали зразки ґрунту на глибині – 10 см. Середній зразок ґрунту відбирався в результаті п'яти уколів на одній мікроділянці.

Відібрані проби, загальною масою біля 2 кг, зважувалися, висушувалися при кімнатній температурі, подрібнювалися, перемішувалися і просіювалися крізь сито з діаметром отворів 2 мм. Із загальної проби відбирали пробу масою 0,8–1,3 кг – на спектрометричний аналіз, та пробу масою 200–300 г – на радіохімічний.

У місцях відбору зразків ґрунту приладом СРП-68-01 здійснювали виміри потужності експозиційної дози на рівні 1 м від поверхні ґрунту.

Коефіцієнт переходу (КП) визначали як відношення активності радіонукліда в одиниці сухої маси корму або рослинного матеріалу, до щільності забруднення ґрунту радіонуклідом (2.1):

$$КП = \frac{\text{Концентрація радіонукліду в рослині, Бк/кг}}{\text{щільність забруднення ґрунту радіонуклідом, кБк/м}^2} \quad (2.1)$$

Для характеристики переходу радіонуклідів між двома трофічними рівнями, використовували агрегований коефіцієнт переходу ($KП_{ag}$). Цей параметр, який характеризує відношення концентрацій радіонукліду між різними трофічними рівнями, розраховувався за формулою (2.2):

$$KП_{ag} = \frac{\text{Бк/кг продукції тварин (м'ясо, молоко)}}{\text{щільність забруднення ґрунту, кБк/м}^2} \quad (2.2)$$

Вивчення вертикальної міграції ^{137}Cs ґрунтовим профілем проводили на стаціонарах 13–20 у межах проекту досліджень за фінансової підтримки DFG на тему: «Міграція продуктів радіоактивного розпаду у сильно забруднених районах України». Дослідження виконували спільно із співробітниками Центру з радіаційного захисту та радіоекології Університету Ганновер (Німеччина) та Державної агроекологічної академії України.

Стаціонари на яких проводилися дослідження представляють собою природні суходільні пасовища, які характеризуються різною щільністю забруднення ^{137}Cs .

Дослідження вертикальної міграції ^{137}Cs ґрунтовим профілем полягали у пошаровому відборі зразків ґрунту на глибині 0–40 см. Всі ґрунтові профілі склалися з 10-ти окремих шарів, які характеризують вертикальний розподіл ^{137}Cs в ґрунтах.

Радіоспектрометричні дослідження зразків ґрунту, кормів, продукції (молока, м'яса), тощо. Визначення ізотопів ^{137}Cs у відібраних зразках проводили на напівпровідниковому (Ge)-детекторі у низькофоновій лабораторії кафедри радіоекології Шведського університету аграрних наук (м.Упсала); лабораторії Центру з радіаційного захисту та радіоекології Університету Ганновер (Німеччина) та лабораторії Інституту регіональних екологічних проблем ЖНАЕУ.

Визначення ^{137}Cs у лабораторії інституту регіональних екологічних проблем ЖНАЕУ проводилося на гамма-спектрометрі, обладнаним блоком детектування БДЕГ–20P1 № 269 з кристалом NaI (63*63 мм), використовуючи персональний комп'ютер та програмне забезпеченням

АК – 1: даний спектрометр атестований Білоцерківським державним центром з стандартизації, метрології та сертифікації (свідоцтво № 20/0922). Час експозиції для маріселлі 1л становить МВА за $T=3600$ с за ^{137}Cs – 2,5 Бк/кг, а по ^{40}K – 40 Бк/кг. Нижня межа детектування приладу за ^{137}Cs – 1 Бк/кг. Похибка вимірювання активності в атестованих геометріях $\leq 15\%$ ($P=0,95$).

Аналіз зразків щодо вертикального розподілу ^{137}Cs по ґрунтовому профілю проводили у лабораторії Центру з радіаційного захисту та радіоекології Університету Ганновер (Німеччина).

Аналіз зразків на вміст ^{90}Sr проводили радіохімічним методом, що ґрунтується на іонообмінному виділенні і концентруванні ^{90}Sr з наступною екстракцією накопиченого ^{90}Y , та вимірюванням β -активності ^{90}Y спектрометром Packard TRI-CARB 4660 у лабораторії Шведського університету аграрних наук.

Методика досліджень, щодо оцінки можливостей використання екскрементів для прогнозування забрудненості організму тварин та продукції (молоко, м'ясо) ^{137}Cs . Методика досліджень полягала у відборі зразків калу та продукції худоби, що випасалася впродовж літнього періоду на дослідних стаціонарах, з наступними спектрометричними дослідженнями цих зразків. Концентрацію ґрунтових частинок у калі визначали за різницею між концентраціями в ньому сирій золи та таких мінеральних елементів, як кальцій, калій, фосфор, магній, залізо. Дослідження перетравності сухої речовини та вивільнення ^{137}Cs із кормів проводили на фістульованих бичках за методикою Й.А. Даниленко та ін. (1960).

Методика визначення ролі критичних продуктів харчування у формуванні дозових навантажень сільського населення. Особливості формування доз опромінення сільського населення вивчали на прикладі населеного пункту с. Христинівка Народицького р-ну Житомирської обл.

Даний населений пункт згідно з паспортизацією відноситься до зони безумовного (обов'язкового) відселення, де рівень радіоактивного забруднення більше 555 кБк/м^2 (15 Ки/км^2 .)

Вибір даного населеного пункту, як репрезентативного, був зумовлений характерним стилем життя населення, його ізольованістю, що дає можливість простежити внесок різних продуктів харчування в формуванні доз внутрішнього опромінення, а також вивчити особливості ведення власних підсобних господарств та інтенсивність використання природних угідь у процесі життєдіяльності.

Дослідження передбачали: 1) збір даних про демографічний стан населення на основі проведення протокольного опитування. При опитуванні увагу приділяли групуванню населення по віку, статі, способу проживання, особливостям ведення власного підсобного господарства. Загальна кількість населення, що підлягала опитуванню, становила 46 чоловік, або 61 % від проживаючих у даному населеному пункті; 2) визначення доз внутрішнього опромінення населення за результатами обліку споживання різних харчових продуктів та за результатами ЛВЛ-дозиметрії. Облік споживання різних продуктів харчування проводився на 12 представниках, які, безпосередньо, проживали у даному населеному пункті. Облік проводили чотири рази на рік протягом 10 денного облікового періоду. Зразки продуктів харчування підлягали радіоспектрометричним дослідженням на вміст ^{137}Cs . Дози внутрішнього опромінення визначали методом прямих вимірювань ^{137}Cs в тілі мешканців на мобільному пересувному ЛВЛ-дозиметричному обладнанні (з вмонтованим приладом типу – WBC-101) фахівцями Коростенського міжрайонного медичного діагностичного центру; 3) визначення доз зовнішнього опромінення населення здійснювали на основі показань індивідуальних термолюмінісцентних дозиметрів типу ДТУ-01), які прикріплювали 12 жителям вказаного населеного пункту для постійного носіння. Після закінчення досліджень дози опромінення визначалися фахівцями радіологічної лабораторії Житомирської обласної санітарно-

епідеміологічної станції. Дозиметри обладнані термолюмінісцентним детектором на основі LiF (діапазон поглинутих доз 0,4–4 мГр; основна відносна похибка вимірювань – 12% ($p=0,95$). Дозиметри перевірені у державному науково-виробничому об'єднанні «Метрологія» (Свідоцтво № 385 від 23.07.1998).

Використання прогностного математичного моделювання для оцінювання доз внутрішнього опромінювання населення від харчових продуктів лісу. Встановлення закономірностей зміни характеристик компартментів екосистеми проводили на базі екосистеми соснового лісу чорнично-зеленомохового природного походження, із моновидовим деревостаном сосни віком 55 років, розташованої у зоні безумовного відселення. Для цієї екосистеми існують багаторічні дані моніторингу питомої та сумарної активності ^{137}Cs у компартментах екосистеми [Орлов, 2000]. Формування математичної моделі міграції ^{137}Cs у лісових екосистемах здійснювали за принципом формування компартментних моделей природних екосистем, описаних В.Г.Георгієвським (1994), і проводили на основі концептуальної схеми міграції ^{137}Cs у лісовій екосистемі, в якій кожний компартмент, що входить в екосистему, описується одним рівнянням у системі звичайних диференціальних рівнянь першого порядку (2.3):

$$\frac{dx_k}{dt} = \sum_{\substack{i=1,n, \\ i \neq k}} a_{i_k} \cdot l_{i_k} \cdot x_i - x_k \cdot \left(\sum_{\substack{i=1,n, \\ i \neq k}} a_{k_i} \cdot l_{k_i} + \lambda + q_k \right), \quad (2.3)$$

де: l_{k_i} – коефіцієнти, взяті з матриці зв'язків між складовими екосистеми; x_i – активність відповідного компартмента екосистеми ($\text{Бк}/\text{м}^2$), λ – постійна напіврозпаду ^{137}Cs , років, q – коефіцієнт зв'язування ^{137}Cs з компартментом, a_{i_j} – коефіцієнти, отримані в результаті розв'язку системи рівнянь (вагові коефіцієнти міграції ^{137}Cs між компартментами екосистеми).

Зважаючи на середню щільність забруднення ґрунту, нами розраховано вміст ^{137}Cs у головних харчових продуктах лісу.

2.4. Методика оцінки умов живлення жуйних тварин при їх випасі в умовах природних угідь

Оцінка умов живлення жуйних тварин з врахуванням особливостей їх кормової поведінки, а також збір даних поживної цінності кормів проводили з метою подальшого використання отриманих результатів для оптимізації живлення тварин, а також прогнозування забруднення продукції тваринництва радіонуклідами.

Дослідження умов живлення великої рогатої худоби та кіз проводили на дослідних стаціонарах Північних районів Житомирської області. Стаціонари представляють собою основні типи пасовищ, які використовуються для випасу тварин.

Тварини протягом пасовищного сезону вільно випасалися в межах розміщених стаціонарів, що дозволяло вивчати умови випасу тварин та проводити оцінку їх продуктивності, як шляхом безпосереднього обліку так і за результатами опитування власників худоби.

Для оцінки умов живлення свійських жуйних тварин в умовах природних угідь орієнтувалися на показники якості та пропозиції пасовищного корму. Якість травостою визначали за його продуктивними показниками (висотою, віком або фазою дозрівання, кількістю бобових видів у травостої).

Пропозицію пасовищного корму визначали за кількістю пасовищного корму, що пропонувався тварині впродовж доби відносно добової потреби, з урахуванням таких продуктивних показників травостоїв, як висота, щільність та врожайність, а також за доступністю інших кормових видів, які займали провідне місце у структурі раціону. Продуктивність тварин визначали як у спосіб її безпосереднього обліку, так і за результатами опитування власників худоби.

Методики досліджень поживної цінності кормів природних екосистем. З метою проведення оптимізації раціонів годівлі тварин, при використанні кормів природних угідь, необхідно доповнити бази даних

хімічного складу кормів даними поживної цінності цілого ряду кормових видів природних угідь, які відсутні в довіднику: «Деталізована поживність кормів та раціони годівлі корів у зоні радіоактивного забруднення Полісся України» [67] та значеннями коефіцієнтів переходу ^{137}Cs з ґрунту в кормові види рослин для конкретних типів ґрунтів. Для доповнення баз даних вищеназваними даними використовувалися результати власних досліджень.

Дослідження поживної цінності кормових видів лісових насаджень проводили на дослідних стаціонарах 6–8 в умовах свіжих та вологих суборів у літній період 2003–2004 рр. під час проведення етологічних досліджень на свійських жуйних тваринах.

Худобу молочного та м'ясного напрямку продуктивності вільно випасали в лісах, що дозволяло вивчати їх кормову поведінку та відбирати саме ті рослини, які найбільш активно споживалися тваринами. Компонентами раціону тварин у період досліджень були такі кормові види: фітомаса молінії голубої, біловусу стиснутого або мички, чорниці, брусниці, листя дуба, крушини, ожини, горобини та інші кормові види.

Зразки кормових видів лісових насаджень відбирали наприкінці травня, у середині липня та наприкінці вересня, що, відповідно, співпадало з початком, серединою і кінцем вегетації.

Фітомасу трав та чагарничків відбирали на висоті 4 см від землі, без врахування селективного, вибіркового споживання корму тваринами. Ця закономірність не стосувалася листя дерев, оскільки, особливість їх відбору подібна до вибіркового споживання тваринами.

Дослідження щодо оцінки поживної цінності кормових видів лісових насаджень, з врахуванням селективного вибіркового споживання корму, проводили на стаціонарі 10 в умовах суборів та сугрудків с. Барашівка Житомирського району Житомирської області в осінній та зимовий періоди 2003–2004 років. Свійських кіз кількістю 7 голів вільно випасали в лісах, що дозволяло вивчати їх кормову поведінку та вибірково відбирати саме ті частини рослин, які найбільш активно споживалися тваринами.

Методика досліджень поживності та продуктивних характеристик травостою за багатуокісного використання пасовищ для моделювання випасу. Визначення врожайності та поживної цінності травостою природних пасовищ за багатуокісного використання проводили впродовж 2002–2005 рр. на стаціонарах 1–5. Кожен з огорожених стаціонарів (площею 24 м²) розбивали на мікроділянки площею 1 м². Зразки пасовищної трави на конкретній мікроділянці стаціонару відбирали від одного до шести разів упродовж пасовищного сезону у чотирикратній повторності. Відбір зразків проводився на рівні ґрунту в кінці кожного місяця з травня по жовтень включно, за схемою наведеною в табл.2.4.

Для визначення ботанічного складу травостою проводили розділення загального зразка пасовищної трави на окремі кормові види, з подальшим визначенням їх участі у загальному зразку.

Урожайність зразків пасовищної трави визначали укісним методом шляхом зрізання ножицями і зважування свіжоскошеної зеленої маси та висушених зразків.

Відібрані зразки підлягали висушуванню з наступним визначенням поживної цінності за методикою, викладеною нижче.

Відібрані зразки кормових видів зважували, висушували при температурі 70–90°C упродовж 2–3 днів, після чого знову зважували, а потім подрібнювались на спеціальному млині. В подальшому у висушених зразках визначали показники поживної цінності за загальноприйнятими методиками (Лебедев, Усович, 1969) у лабораторії Інституту регіональних екологічних проблем ЖНАЕУ.

Так, зокрема, у відібраних зразках визначалися: вміст сирого протеїну – за К'ельдалем; вміст сирого жиру – за Рушковським в апараті Сокслета; сирій клітковини – за Генебергом-Штоманом; сирій золи – спалюванням у муфельній печі; безазотистих екстрактивних речовин – відніманням від 100% вмісту сирих протеїну, золи, жиру, клітковини; кальцію – щавлевокислим

методом; фосфору – колориметрично; магнію та калію – також за загальноприйнятими методиками.

Традиційна методика визначення обмінної енергії в кормах базується на використанні показників перетравності сирого протеїну, сирого жиру, сирій клітковини, безазотистих екстрактивних речовин, при цьому використовують рівняння регресії (2.4):

$$OE = 17,46 * PPP + 31,26 * PJZ + 13,65 * PK + 14,76 * PBER, \text{ де:} \quad (2.4)$$

PPP – перетравний протеїн, г; *PJZ* – перетравний жир, г; *PK* – перетравна клітковина, г; *PBER* – перетравні безазотисті екстрактивні речовини, г.

Але враховуючи той факт, що в літературі відсутні дані, щодо коефіцієнтів перетравності окремих поживних речовин для значної кількості кормів природних угідь, при визначенні вмісту обмінної енергії в кормах використовували методику, яка базується на концентрації в кормі сирій клітковини. Кількість обмінної енергії для великої рогатої худоби ($OE_{\text{врх}}$, МДж/кг СР зелених кормів природних угідь) визначали за формулою (2.5):

$$OE_{\text{врх}} (\text{МДж/кг сухої речовини}) = 15,0 - 0,18 SK, \text{ де:} \quad (2.5)$$

15,0; 0,18 – постійні коефіцієнти;

SK – масова частка сирій клітковини в сухій речовині корму, %.

Дослідження перетравності пасовищної трави у критичні періоди пасовищного сезону проводили на дослідних стаціонарах 4–6 с. Збраньківці Овруцького р-ну Житомирської обл., у літній період 2002–2004 рр. Ремонтних телиць української чорно-рябої молочної породи вільно-вигульно випасали на природному пасовищі. Для визначення перетравності спожитої органічної речовини пасовищної трави щомісяця проводили аналіз зразків свіжовиділеного тваринами калу (від 3 тварин) на концентрацію в ньому азоту.

Коефіцієнт перетравності органічної речовини раціону визначали за рівнянням запропонованим J.F.D. Greenhalgh et al. (1960) (2.6):

$$\text{Коефіцієнт перетравності органічної речовини, \%} = 93,5 - (562 / \text{Вміст азоту у фекаліях, г/кг органічної речовини}) \quad (2.6)$$

Дослідження умов живлення свійських жуйних тварин на природних угіддях проводились протягом 2003 та 2004 року в різних районах Житомирської області, зокрема на стаціонарах: 1, 2, 4–6, 9–12.

При оцінці умов живлення свійських жуйних тварин на пасовищі орієнтувалися на показники якості та пропозиції пасовищного корму. Якість травостою визначали за продуктивними показниками травостою (висотою, віком або фазою дозрівання, кількістю бобових видів у травостої).

Пропозицію пасовищного корму визначали за кількістю пасовищного корму, який пропонувався тварині протягом доби відносно добової потреби з врахуванням таких продуктивних показників травостоїв, як: висота, щільність та врожайність, а також враховуючи доступність інших кормових видів, які займали провідне місце у структурі раціону. Продуктивність тварин визначалась як шляхом її безпосереднього обліку так і за результатами опитування власників худоби.

2.5. Методика досліджень при плануванні та моделюванні випасу жуйних тварин в умовах природних угідь

Методичні підходи при створенні комп'ютерної програми–моделі, яка враховує особливості кормової поведінки тварин на пасовищі та дозволяє оцінювати та планувати живлення тварин в умовах постійного випасу. При плануванні технологічних процесів, проведенні проектних розрахунків, слід більш широко залучати можливості персональних комп'ютерів. Для цього необхідно створити прикладні математичні моделі та програми, які б дозволяли оптимізувати окремі ланки технологічного процесу з метою підвищення продуктивності тварин та збільшення виходу продукції тваринництва з 1 га с.-г. угідь.

Дослідження живлення жуйних тварин в умовах їх постійного випасу свідчать, що забезпеченість тварин поживними речовинами протягом

пасовищного сезону носить не рівномірний характер. Швидкий ріст пасовищної трави на початку пасовищного сезону, часто змінюється сповільненням темпів її приростів у наступні періоди пасовищного сезону, що обмежує продуктивні потреби тварин, і є причиною зниження їх продуктивності. Дані негативні явища можна зменшити шляхом організації адекватної підгодівлі тварин, але проблемним питанням, яке стримує надання дієвих рекомендацій щодо поліпшення умов живлення тварин, шляхом їх підгодівлі є те, що мало відомо про кількісний і якісний склад спожитого твариною травостою в різні періоди випасу.

Тому нами розроблені методичні підходи та створена комп'ютерна модель, яка враховує особливості кормової поведінки тварин на пасовищі та дозволяє оцінювати споживання корму тваринами в різні періоди пасовищного сезону. В алгоритмі модельних розрахунків першочергово враховується вибіркоче споживання тваринами молодого та більш поживного травостою, а при його нестачі – споживання більш дозрілого і менш поживного травостою. Іншою складовою частиною моделі є дані про кількісний та якісний склад травостою на пасовищі в різні періоди його використання, який визначався дослідним шляхом, і дозволяє проводити подальші прогностичні розрахунки.

До прикладних аспектів застосування моделі, яка враховує особливості кормової поведінки жуйних тварин на пасовищі слід віднести можливість: 1) визначати оптимальний рівень навантаження тварин на пасовищі при різних варіантах його використання, який характеризується максимальним виходом продукції з 1 га пасовищної площі, 2) оцінювати продуктивність природних пасовищ у різні періоди пасовищного сезону, 3) оцінювати економічну ефективність використання природних пасовищ, 4) оптимізувати даванки концентратів тваринам, 5) визначати додаткову кількість площ, які необхідно планувати для вирощування однорічних культур з метою забезпечення тварин зеленим кормом у періоди недостатньої швидкості росту пасовищної трави.

Планування схем випасу, обґрунтування технологічних параметрів виробництва продукції (молока, м'яса) та оцінювання економічної ефективності використання пасовищ здійснювали на основі результатів досліджень 2002–2013 рр., які проводили на стаціонарах 4 та 5, розташованих в с. Збраньківці ТОВ «Гладковичі» Овруцького р-ну Житомирської обл.

Під час проведення економічних розрахунків орієнтувалися на ціни 2013 р.: вартість об'ємистих кормів за однотипної годівлі – 0,8 грн./кг СР; вартість концентратів – 2,1; собівартість 1 кг СР пасовищного корму – 0,38; затрати для заготівлі сіна або силосу – 0,15 грн./кг СР; орендна плата за випас корів на пасовищі – 8,50 грн/голову/добу; за випас молодняку великої рогатої худоби – 4,47; витрати з організації випасу корів – 3,92; витрати з організації випасу молодняку великої рогатої худоби – 2,06; витрати на доїння – 10,00 грн/голову/добу; вартість молока корів та кіз – 3,50 грн/кг; вартість приросту живої маси (ЖМ) молодняку великої рогатої худоби – 18,00 та молодняку дрібної рогатої худоби – 23 грн/кг.

Обґрунтування типів літньої годівлі корів. Вивчення практичного досвіду застосування однотипної годівлі проводилося на молочному комплексі СТОВ «Хлібороб» Козятинського району Вінницької області.

Під час проведення порівняльних розрахунків економічної ефективності однотипної годівлі та пасовищного типу годівлі корів враховували результати експериментальних досліджень.

2.6. Методика досліджень при плануванні підгодівлі тварин

Порівняльний аналіз вітчизняних норм годівлі та норм NRC.

Порівняльний аналіз вітчизняних норм годівлі молодняку великої рогатої худоби м'ясних порід та типів [98] та норм NRC [185] проводився з врахуванням основних елементів живлення, які визначають рівень м'ясної продуктивності тварин [22].

Під час планування схем підгодівлі та розробки раціонів для підгодівлі свійських жувальних тварин у літній період використовували

показники окупності підгодівлі тварин концентрованими кормами додатково одержаною продукцією. Складання раціонів для годівлі свійських жуйних тварин у літній період проводили на базі створеної комп'ютерної програми «Раціон з елементами прогнозування забруднення продукції тваринництва радіонуклідами» [Борщенко та ін., 2005].

Дослідження свідчать, що балансування раціонів за вітчизняними нормами годівлі не завжди гарантує високу продуктивність тварин, оскільки не враховує цілого ряду параметрів, які сьогодні використовуються в країнах з розвинутим тваринництвом. До таких параметрів слід віднести засвоєний протеїн, баланс азоту в рубці, чиста енергія лактації [64].

Саме тому складання раціонів тварин проводили за систематизованими методичними підходами з врахуванням сучасних норм годівлі та показників поживної цінності кормів [89, 288, 65].

Особливу увагу приділяли: енергетичному, протеїновому та мінеральному живленню тварин, оскільки вищеназвані поживні речовини корму в найбільшій мірі обмежують рівень продуктивності тварин у літній період.

Розрахунок відсутніх показників (таких як чиста енергія лактації, засвоєний протеїн і баланс азоту в рубці) здійснювали на підставі даних поживності кормів природних угідь, а також з використанням: *«Таблиць для годівлі дійних корів, племінної великої рогатої худоби, овець і кіз» [Служба с. г. землі Баварія, 2010]*.

За допомогою комп'ютерної програми також оцінювали рівень забруднення раціонів і продукції тваринництва радіонуклідами залежно від щільності забруднення ними ґрунту, а також проводили оптимізацію вартості раціонів.

Розрахунки економічної ефективності підгодівлі тварин концентрованими кормами орієнтувалися на ціни наведені в попередньому підпункті.

Матеріали досліджень обробляли методом варіаційної статистики на основі розрахунку середнього арифметичного (M), середньоквадратичної похибки (m) та достовірності різниці між порівнювальними показниками (P) за М.О. Плохінським, 1969, 1970). Для показу вірогідності в таблицях прийнято умовні позначення: $P > 0,95$; $P > 0,99$; $P > 0,999$, у роботі, відповідно, позначено зірочками (*; **; ***).

РОЗДІЛ 3. ДОСЛІДЖЕННЯ МІГРАЦІЇ РАДІОНУКЛІДІВ У ТРОФІЧНОМУ ЛАНЦЮЗІ «ГРУНТ – КОРМ – ПРОДУКЦІЯ (МОЛОКО, М'ЯСО)» ЗАЛЕЖНО ВІД РІЗНИХ ЧИННИКІВ ТА ОЦІНКА ДОЗОВИХ НАВАНТАЖЕНЬ СІЛЬСЬКОГО НАСЕЛЕННЯ

3.1. Використання кормів природних угідь жуйними тваринами впродовж пасовищного сезону

Початок пасовищного сезону. Пасовищний період може починатися навесні при середньодобовій температурі $+10^{\circ}\text{C}$ в період активної вегетації багаторічних трав [Макаренко П.С., Ковтун К.П., 1986], при умові якщо на пасовищі є травостій відповідної висоти та щільності. Для високопродуктивних молочних корів достатня висота травостою – 15–20 см [262, 328] при середніх показниках його щільності. Для м'ясної худоби вимоги до висоти травостою є дещо нижчими – 8–12 см [Baker R.D., 1981]. Зниження висоти травостою до 7 см, та менше, є свідченням зниження пропозиції пасовищного корму, що обмежує продуктивність великої рогатої худоби, особливо корів молочного напрямку продуктивності. Що стосується овець та кіз, то у цих тварин вимоги до продуктивних характеристик травостою пасовищ є значно нижчими. Так достатня пропозиція корму для цих тварин спостерігається вже при висоті травостою – 2,5–3 см.

Таким чином, при використанні низькопродуктивних природних угідь перевагу мають кози та вівці, оскільки вони відрізняються значно нижчими продуктивними потребами, а відповідно і вимогами до продуктивних характеристик травостою. Розглядаючи в даному контексті велику рогату худобу, то дрібні за масою породи, як молочного так і м'ясного напрямку продуктивності, теж мають перевагу порівняно із великими за масою тваринами.

Населення для випасу тварин на початку пасовищного сезону, який починається у окремих населених пунктах Північної Житомирщини вже у другій декаді травня, використовує запланні пасовища, на яких відростання

фітомаси починається раніше, ніж на інших типах пасовищ. Переважна кількість досліджених заплавлених пасовищ, характеризується дерново-лучними ґрунтами. На суходолах, особливо легкого гранулометричного складу, в цей період приріст зеленої маси незначний, що не сприяє їх ранньому використанню. Такі типи пасовищ, зазвичай, починають використовуватися в період: останньої декади травня – першої декади червня (додаток Ж: рис. Ж. 1–Ж. 4). На зазначених рисунках наведено стан травостою на стаціонарах с. Збраньківці Овруцького району Житомирської області в умовах холодної та пізньої весни 2004 року.

Пасовищний сезон на Північній Житомирщині розпочинається, як мінімум на 10 днів пізніше, ніж у центральній та південній її частині, де тварин на пасовище нерідко виганяють вже в останній декаді квітня.

За літературними даними, весняний період характеризується високими рівнями споживання корму. Це пов'язано з низькою концентрацією клітинних оболонок в зелених кормах, що сприяє їх швидкій перетравності в рубці та проходженню вздовж шлунково-кишкового тракту. Дослідження Susmel P. et al. (1989) свідчать, що у весняний період добове споживання сухої речовини молодняком великої рогатої худоби може перевищувати величину $100 \text{ г/кг ЖМ}^{0,75}$. Радіологічним наслідком даної особливості є зростання забрудненості продукції радіонуклідами, зокрема ^{137}Cs , що пояснюється рядом причин, зокрема: 1) більш інтенсивним накопиченням радіонукліду на ранніх етапах розвитку рослини, порівняно із дозрілим травостоєм; 2) більш високою біологічною доступністю радіонукліду, інкорпорованому у зелену корму на ранніх етапах розвитку рослини.

У літній період тварини найкраще випасаються на відкритих елементах рельєфу. За відсутності опадів у весняний період та на початку літа, на пасовищах (особливо легкого гранулометричного складу) в літній період практично не спостерігається приріст пасовищної трави (додаток Ж: рис. Ж. 7, Ж. 8). Це спонукає тварин використовувати лісові кормові угіддя, які характеризуються більш високими запасами зеленої фітомаси. Така

картина спостерігалась у 2003 році на центральній Житомирщині, коли опадів не було в період весни та початку літа. Після проведення укороченого першого циклу використання пасовища (який в залежності від врожайності угідь та навантаження тварин на пасовищі закінчився в період: кінець травня – середина червня) худобу не можна було втримати на пасовищі, в зв'язку із відсутністю приросту трави. Така ситуація тривала до середини липня місяця (до часу, коли врожайність відрослої пасовищної трави дозволила розпочати другий цикл використання пасовища). Таким чином на початку червня та в середині липня можливе виникнення ситуації, коли тварини будуть вимушені випасатися в лісових насадженнях. При цьому виникає інтерес з'ясування видового складу травостою лісових насаджень, які представляють практичний інтерес з точки забезпечення потреб худоби в поживних речовинах.

Період початку і закінчення певного циклу використання пасовища визначається типом пасовища. Використання певних типів пасовищ починається раніше, інших – пізніше, що дозволяє раціонально використовувати кормову базу природних угідь, адекватно забезпечуючи потреби тварин в конкретні періоди пасовищного сезону. За народними прикметами при визначенні дати проведення першого укусу трав (або закінчення першого циклу використання природного пасовища) орієнтуються на дату початку цвітіння ромашки.

Середина та кінець пасовищного сезону. Характеризуючи умови живлення жуйних тварин в цей період слід зазначити, що вони значно погіршуються, що пов'язано, як із зменшенням пропозиції пасовищного корму, так і зниженням його якості.

Дослідження свідчать, що в кінці пасовищного періоду на природних пасовищах с. Ключки, с. Збраньківці, с. Колісники, де проводився випас худоби, практично немає травостою та кормових залишків (додаток Ж: рис. Ж. 9, Ж. 10), за виключенням вересу, потенційний внесок якого в склад раціону зростає. Дослідження свідчать, що в кінці осіннього періоду, коли

переважна кількість кормових видів закінчує вегетацію і їх поживність знижується, худоба добре споживає верес. Так 29 листопада 2003 року при випасі великої рогатої худоби в с. Збраньківці відмічається добре споживання вересу (додаток Ж: рис. Ж.11).

За результатами спостережень тривалість використання пасовищ великою рогатою худобою на Житомирському Поліссі не перевищує 150–155 днів: з другої – третьої декади травня до другої декади жовтня. При розширенні тривалості пасовищного сезону виробники стикаються із проблемою низької якості пасовищного корму, який не забезпечує продуктивні потреби тварин. Тому продовження пасовищного сезону, на нашу думку, наразі не є достатньо економічно обґрунтованим способом утримання великої рогатої худоби, навіть м'ясної. Виключення становлять тварини з броузерним типом кормової поведінки, зокрема свійські кози, які навіть в умовах продовженого пасовищного сезону спроможні забезпечувати маргінальні потреби, практично без організації їх додаткової підгодівлі.

3.2. Структура раціону жуйних тварин при їх випасі в умовах природних угідь

Структура раціону великої рогатої худоби при її випасі на природних угіддях у критичні періоди пасовищного сезону. Кормові ресурси лісових насаджень є вагомим джерелом кормів для свійських та диких жуйних тварин, але наразі їх роль у живленні недооцінюється і практично не вивчається [170, 76].

На нашу думку, необхідність вивчення кормових ресурсів лісових насаджень, перш за все, диктується кризовими явищами в енергетичному секторі та процесами глобального потепління. Вони відрізняються вагомим фотосинтетичним потенціалом є альтернативним, або додатковим джерелом відновних запасів енергії, і тому відіграють важливу роль у вирішенні питань продовольчої безпеки України. Але необхідною передумовою їх

використання є забезпечення належних стандартів живлення тварин, що може бути досягнуто лише після детальних досліджень.

Радіологічним наслідком використання лісових насаджень, як критичного ландшафту, є збільшення забруднення продукції тварин. Для складання радіологічних прогнозів, з метою раціонального використання лісових насаджень, необхідно оцінювати структуру раціону тварин [188, 306]. При цьому етологічні дослідження є ключем для вирішення вищезазначених питань [170].

Загалом, оцінюючи роль кормів лісових насаджень у живленні худоби в літній період, слід зазначити, що вони мають особливе значення у населених пунктах з компактним проживанням населення, де спостерігається обмежена кількість випасів. У той же час в сільській місцевості, за умови віддаленості від великих центрів, лісові насадження в меншій мірі використовуються населенням для випасу тварин. Цей факт пояснюється, великою кількістю природних угідь інших типів, які відрізняються більш високою продуктивністю та поживністю фітомаси.

Тим не менше сільське населення часто використовує лісові насадження для заготівлі сіна і годівлі тварин в зимовий період. Також лісові насадження використовуються для випасу тварин у критичні періоди пасовищного сезону: за умови недостатнього приросту пасовищної трави, що спостерігається на початку пасовищного сезону, або недостатньої кількості опадів впродовж пасовищного сезону [76].

Тому безпосередній інтерес викликає з'ясування видового складу кормів, які споживають тварини при їх випасі у лісових насадженнях.

Одним з важливих напрямків використання результатів досліджень структури раціону тварин є оцінка умов їх живлення (з позиції забезпечення потреб), а при необхідності – оптимізація раціонів з метою підгодівлі. Іншим напрямком використання результатів досліджень є прогнозування забруднення продукції тваринництва та оцінка дозових навантажень населення при використанні продукції тварин.

Виходячи з вищевикладеного, метою даного дослідження було вивчити особливості кормової поведінки великої рогатої худоби при випасі в умовах лісових насаджень та з'ясувати видовий склад спожитих кормів в критичні періоди пасовищного сезону.

Вивчення особливостей використання кормів природних угідь великою рогатою худобою проводилось на стаціонарах різних районів Житомирської області. Більш детально методика досліджень викладена у розділі 2: «Загальна методика і основні методи досліджень».

Кормові види рослинності лісових насаджень. Основними видами рослин, які мають найвище проективне покриття на початку травня в лісових насадженнях є: 1) осоки, які зростають на понижених частинах рельєфу, їх висота в цей період досягає 40–60 см, та 2) фітомаса чорниці звичайної, яка має світло салатний колір і відрізняється порівняно високою поживністю. Чорничник в цей період активно цвіте і розпочинає плодоносити (має зелені ягоди).

Слід відмітити, що осоки можна вважати найбільш раннім кормовим видом лісових насаджень. Вони, за умови недостатнього забезпечення тварин зеленими кормами, можуть потенційно використовуватись для випасу худоби (додаток Ж: рис. Ж. 12). Проте варто зауважити, що осокові екотопи на українському Поліссі в більшій мірі використовуються не для випасу худоби, а для заготівлі сіна на зимовий період.

Слід наголосити, що сіно, заготовлене з осок, має відносно не високу поживність, і тому використовується для годівлі худоби в кінці лактаційного періоду та в період запуску. В кінці зимово-стійлового періоду, коли проходять масові отели, в годівлі корів бажано використовувати більш якісні грубі корми.

Що стосується такого важливого кормового виду лісових насаджень як молінія голуба, то його дуже добре споживає худоба на випасі. Молінія

голуба росте на сухих і слабо вологих елементах рельєфу, відрізняється відносно високою поживністю.

На початку травня фітомаса молінії голубої ще практично відсутня у надземному покриві лісів, тому її можна вважати пізньостиглим кормовим видом, який добре споживається жуйними тваринами в середині і кінці пасовищного сезону (додаток Ж: рис. Ж. 13).

Верес на початку пасовищного сезону також не представляє істотної, у кормовому відношенні, цінності оскільки має дуже низьку поживність. Дослідження свідчать, що верес починає споживатися худобою лише в кінці пасовищного сезону, переважно у листопаді місяці (додаток Ж: рис. Ж. 14).

За літературними даними, у весняний період відбувається підвищення забрудненості продукції ^{137}Cs , що пояснюється рядом причин, зокрема: 1) більш інтенсивним накопиченням радіонукліду на ранніх етапах розвитку рослини, порівняно із дозрілим травостоєм; 2) більш високими рівнями споживання корму та, відповідно й радіонукліду, саме у весняний період, завдяки низькій концентрації клітинних оболонок в зелених кормах. Це сприяє швидкій перетравності корму в рубці та його проходженню вздовж шлунково-кишкового тракту [324]. Дослідження Susmel P. et al., 1989 [324] свідчать що у весняний період добове споживання сухої речовини молодняком великої рогатої худоби може перевищувати величину 100 г/кг ЖМ^{0,75}; 3) більш високій біологічній доступності радіонукліду, інкорпорованому у зеленому кормі на ранніх етапах розвитку рослини.

Слід зазначити, що в літній період тварини найкраще випасаються на пасовищах, розміщених на відкритих елементах рельєфу.

Але за відсутності опадів у весняний період та на початку літа, на пасовищах, особливо легкого гранулометричного складу, в червні місяці приріст пасовищної трави практично не спостерігається. Це спонукає тварин використовувати лісові насадження, які характеризуються більш високими запасами зеленої фітомаси. Така картина спостерігалась у 2003 році на центральній Житомирщині, коли опадів не було з весни до 22 червня. Після

проведення укороченого першого циклу використання пасовища (який залежно від врожайності угідь та навантаження тварин на пасовищі закінчився в період: кінець травня – середина червня) худобу не можна було втримати на пасовищі, в зв'язку із відсутністю приросту трави. Така ситуація тривала до середини липня місяця, до часу, коли врожайність відрослої пасовищної трави відкритих елементів рельєфу дозволила розпочати її використання. Таким чином протягом початку червня – середини липня, за несприятливих погодних умов можливе виникнення ситуації, коли тварини будуть вимушені використовувати лісові насадження для випасу. При цьому виникає необхідність з'ясування видового складу травостою лісових насаджень, які представляють практичний інтерес з точки забезпечення потреб худоби при її випасі.

На початку літнього періоду (04.06.03) високе проективне покриття на вирубках має канарник очеретяний, а на понижених частинах рельєфу – осоки, що свідчить про те, що ці види потенційно можуть мати вагомий внесок у споживанні сухої речовини раціону травоядними тваринами. В той же час в цей період відносно мало біловусу стиснутого. Молінія голуба на початку травня починає активно відростати, її висота в цей період досягає 18–22 см, але проективне покриття ще невисоке. Починають достигати ягоди чорниці.

Етологічні дослідження свідчать, що при випасі тварин в суборах на початку літа в раціонах великої рогатої худоби значну частку займає не лише чорниця звичайна, але й буяхи (додаток Ж: рис. Ж. 15, Ж. 16). Ситники в цей період споживаються в більш південних районах Житомирської області (додаток Ж: рис. Ж. 17).

На початку осіннього періоду основним кормовим видом, який найкраще споживається худобою, є молінія голуба (до 70%). За літературними даними, споживання молінії (*Molinia caerulea*) телицями може досягати 109 г СР/кг ЖМ^{0,75} [324].

Осоки в цей період використовуються лише післяукісно, оскільки нескошені рослини відрізняються низькою поживністю. Канарник, який широко розповсюджений на лісових вирубках, в цей період вже викинув волоть і практично не споживається тваринами. Фітомаса біловусу стиснутого наполовину суха і теж неактивно споживається тваринами. Тварини відносно добре споживають листя крушини, дубу та ін. видів (до 8%). Поживність фітомаси чорниці в цей період значно знижується, оскільки рослина втрачає 50 % листя, що свідчить про відтік поживних речовин у кореневу систему.

Поживна цінність молінії голувої і осоки значно знижується в кінці пасовищного сезону - у жовтні місяці. В середині жовтня молінія голува на 1/2 висоті рослини має яскраво жовтий колір. В цей період на природних пасовищах с. Клочки та с. Збраньківці, де проводиться випас худоби практично немає травостою та кормових залишків, за виключенням вересу, який продовжує цвісти.

У кінці осіннього періоду, коли переважна кількість кормових видів закінчує вегетацію і їх поживність знижується, худоба частково споживає верес звичайний. Так, 29 листопада 2003 року при випасі великої рогатої худоби в с. Збраньківці, відмічається часткове споживання вересу.

Структура раціону худоби у критичні періоди пасовищного сезону.

Структура раціону молочної худоби, визначена в ході спостережень кормової поведінки тварин на 8 дослідних стаціонарах наведені в табл. 3.1.

Дані табл. 3.1 свідчать, що в періоди недостатнього приросту пасовищної трави на ділянках, що розміщені на відкритих елементах рельєфу, тварини активно використовують кормові види лісових угідь. При цьому найбільшу частку в раціонах тварин займають фітомаса трав: злаки, молінія голува та інші види – 61,3%. Менш вагоме місце у структурі раціону займає фітомаса чагарничків – 15,1%, а найменше – листя дерев: 7,2%

(додаток Ж: рис. Ж. 18 - Ж. 20). Пасовищна трава відкритих елементів рельєфу в цей час займала лише 16,4%.

Таблиця 3.1

Структура раціону великої рогатої худоби, встановлена в ході етологічних досліджень станом на 11-26 червня 2003 року, % від добового споживання

Компоненти раціону	Стационари*								В середньому по стационарах		
	6	9	9	10	10	11	12	12	n	M	m
ЛІСОВІ НАСАДЖЕННЯ*											
Фітомаса трав, всього	45	87	86	78	99,5	40	35	20	8	61,3	26,3
в т. числі: злаки	15	58	72	50	80	30	17	10	8	41,5	23,5
моління голуба	30	—	—	—	—	—	—	—	1	30	—
осока	—	—	—	—	1,5	—	—	—	1	1,5	—
канарник очеретяний	—	—	—	—	4	—	—	10	2	7	3
очерет	—	—	3	—	—	—	—	—	1	3	—
різнотрав'я	—	29	11	28	14	10	18	—	8	13,8	8,5
Фітомаса чагарничків, всього	35	9	14	—	—	—	48	15	8	15,1	13,2
в т. числі: чорниця	33	9	12	—	—	—	38	15	5	21,4	11,3
буяхи	—	—	—	—	—	—	10	—	1	10	—
верес звичайний	2	—	2	—	—	—	—	—	2	2	—
Листя дерев та кущів, всього	20	—	—	5	0,5	5	17	10	8	7,2	6,4
в т. числі: листя дуба	—	—	—	—	—	5	12	10	3	9	2,7
листя крушини ламкої	—	—	—	5	0,5	—	5	—	3	3,5	2
листя горобини звич.	10	—	—	—	—	—	—	—	1	10	—
листя малини звич.	5	—	—	—	—	—	—	—	1	5	—
листя ожини	5	—	—	—	—	—	—	—	1	5	—
СУХОДОЛЬНІ ПАСОВИЩА											
Трава пасовищ, всього	—	4	—	17	—	55	—	55	7	18,7	20,7
Разом	100	100	100	100	100	100	100	100	8	100	—

* - тип лісорослинних умов С₂-С₃.

Таким чином отримані результати досліджень дозволяють зробити висновок, що для оцінки умов живлення тварин в критичні періоди пасовищного сезону необхідно орієнтуватись на широкий спектр кормових видів, які займають вагоме місце в структурі їх раціону.

Крім того знання видового складу раціону тварин дає можливість більш чітко складати технологічні та радіологічні прогнози в скотарстві.

Структура раціону кіз при їх випасі на природних угіддях в критичні періоди пасовищного сезону. Кризові явища в економіці, дефіцит енергетичних ресурсів змушує проводити пошуки альтернативних досліджень, які базуються на оцінці можливостей використання фотосинтетичного потенціалу природних угідь, для забезпечення потреб диких та свійських тварин. Зокрема, досліджень живлення тварин при використанні продуктивного потенціалу лісових насаджень. Вони є критичними ландшафтами, не лише з радіологічної точки зору, але й з точки зору живлення тварин: його повноцінності, а також стабільності у забезпеченні тварин кормовими засобами.

Дослідження свідчать, що хоча кормова база природних угідь є критичною в багатьох відношеннях, але, все ж, задовольняє маргінальні та продуктивні потреби тварин в поживних речовинах [185, 266]. В цьому зв'язку природні угіддя є необхідною складовою частиною кормового балансу селянських господарств, що дозволяє підвищувати ефективність тваринництва, за рахунок залучення додаткових, дешевих кормових засобів [170, 41].

При аналізі літературних джерел у напрямку радіоекології використання критичних ландшафтів стає зрозумілим, що на сьогодні також маловивчені питання оцінки споживання корму забрудненого радіонуклідами тваринами при їх випасі на різних типах кормових угідь [339, 324], оскільки в літературі відсутні дані, щодо реального видового (ботанічного) складу раціонів тварин в конкретних умовах їх випасу. Це не дозволяє оцінювати умови живлення тварин та проводити прогнозні розрахунки забруднення продукції тварин радіонуклідами. Що, в свою чергу, не сприяє раціональному використанню продуктивного потенціалу природних кормових угідь.

Тому дослідження кормової поведінки свійських кіз при їх випасі в соснових та мішаних лісових насадженнях в критичні періоди випасу та в умовах продовженого пасовищного сезону безсумнівно є актуальними, оскільки спрямовані на вивчення питань раціонального використання кормових ресурсів лісових екосистем.

Такі дослідження також розширюють наше уявлення про можливості розширення пасовищного сезону. У зв'язку із процесами глобального потепління, на нашу думку, роль таких досліджень буде зростати.

Метою роботи являлося визначення сезонної структури раціону свійських кіз при їх випасі в лісових насадженнях.

Слід зазначити, що така експериментальна робота в умовах українського Полісся проводиться вперше. Вона дозволяє більш раціонально використовувати ресурсний потенціал природних кормових угідь, крім того виникає можливість екстраполяції отриманих результатів етологічних досліджень на диких тварин, зокрема козулю європейську.

Етологічні дослідження проводились на стаціонарі 10 в умовах суборів та сугрудків с. Барашівка Житомирського району Житомирської області на 7-ми свійських козах приватного сектору. Більш детально методика досліджень викладена у розділі 2: «Методика і методи досліджень».

Випас у зимовий період. Результати етологічних спостережень свідчать, що взимку кози випасаються практично прилюбій погоді, температурі, і засніженості лісових насаджень. Взимку кіз бажано починати випасати об 11–12 годині, коли температура підвищується. Випас продовжується 4–6 годин до настання темноти. Слід зазначити, що при випасі кози надають перевагу мало засніженим елементам рельєфу.

Кози більшу частину часу перебувають на більш родючих типах лісових насаджень та типах пасовищ, навіть якщо вони більш засніжені, ніж соснові насадження. В дубових насадженнях кози переміщуються по найменш засніжених ділянках.

Уподобаний козами вид корму вони споживають 2–3 дні, а потім переходять на інший.

Спостереження свідчать, що протягом 5 годинного випасу тварини не жують жуйки, це пов'язано з тим, що обмежена кормова база не дозволяє козам протягом короткого періоду випасу в достатній кількості наповнити рубець.

Більшість кіз на початку зими (в кінці грудня) знаходяться в запуску. Тварини в цей період, за умови відсутності снігового покриву, навіть без додаткової підгодівлі мають середню та вище середню вгодованість, шерсть у тварин блистить. В той же час у лютому місяці, коли збільшується товщина снігового покриву, знижується температура навколишнього середовища тварини вже не відрізняються високими кондиціями вгодованості (середня та нижче середня). Всі лактуючі кози мають вгодованість нижче середньої.

Разом з козами у стаді можна випасати й козенят, народжених взимку. Вже при досягненні козенятами одномісячного віку їх випасають разом з основним стадом (додаток 3: рис. 3. 1, рис. 3. 2). При цьому температура навколишнього середовища повинна бути не нижчою, ніж « -10°C ». При більш низьких температурах козенята можуть замерзнути. Протягом 5 годинного випасу козенята до 10 разів підходять до матки і ссуть її (додаток 3: рис. 3. 1).

У ході проведених досліджень визначалась структура раціону кіз. Узагальнені результати досліджень структури раціону кіз в зимовий період наведені в додатку 3: рис. 3. 3.

Дослідження свідчать про те, що в зимовий період серед найбільш улюблених компонентів раціону кіз при їх випасі на мало засніжених ділянках є печіночниця звичайна, частка якої в раціонах може перевищувати 80% (додаток 3: рис. 3. 4, рис. 3. 5). Слід зазначити, що у малосніжні зими частка печіночниці в раціонах кіз є стабільно високою. В той же час на засніжених елементах рельєфу, кози не можуть в великій кількості спожити

даний вид рослин, враховуючи його невелику висоту. За умови засніженості лісових кормових угідь в середньому за зимовий період частка печіночниці в раціонах кіз становила 13,6% (додаток 3: рис. 3. 3).

На сильно засніжених елементах рельєфу найбільшу частку в раціоні кіз при їх випасі на зимових пасовищах становить зелена трава – осока волосиста (плискуха – народна назва), частка якої в раціонах може досягати 70% (додаток 3: рис. 3. 6). Слід зазначити, що осока волосиста відрізняється нижчою поживністю, ніж печіночниця і гірше споживається тваринами. Але за умови стійкого снігового покриву осока волосиста є більш доступним видом корму для тварин, ніж печіночниця. У засніжені зими частка осоки волосистої в раціонах кіз є стабільно високою і в середньому становить 27%.

Іншими важливими зеленим компонентом раціону, особливо на засніжених ділянках є зелена фітомаса чорниці (додаток 3: рис. 3. 7), частка якої в раціонах тварин коливається в межах 30–70% (в середньому 15,3%).

Крім перерахованих вище видів зелених рослин кози споживають копитняк європейський – 10%. Слід зазначити, що копитняк європейський є гірким на смак, містить багато алкалоїдів і ефірну олію, які сприяють блювоті. Але в зимовий період вміст алкалоїдів скоріше всього знижується, оскільки взимку на відміну від інших сезонів року копитень добре споживається тваринами. Додатковими компонентами раціону є глуха кропива плямиста (додаток 3: рис. 3. 8), зелене та сухе листя папороті (додаток 3: рис. 3. 9), мох з поверхні соснової кори – до 1%. Слід зазначити, що в будь-якому випадку кози надають перевагу зеленій фітомасі (чорниці, брусниці, копитняку) порівняно із гілковим кормом.

Найкращим гілковим кормом для кіз є бруслина бородавчаста, яку кози споживають у великій кількості. Частка бруслини збільшується на ділянках з стійким сніговим покривом і може досягати 30% від загальної кількості спожитого корму (в середньому 10%).

Крім бруслини кози споживають гілки осики 5–10% (в середньому 0,5%). Взимку кози добре їдять попередньо заготовлену кору із верхівок сосни, сухі листя і пагони осики, як гілковий корм, гілки грабу, дуба, гілки ліщини з китицями (додаток 3: рис. 3. 10).

У кінці зимового періоду в раціонах збільшується частка бруньок та пагонів граба, але їх частка незначна порівняно із бруслиною та крушиною. Добре споживаються гілки калини, верби.

Оцінюючи продуктивність гілкового корму в лісах слід звернутися до досліджень литовських вчених. Так, у відповідності до даних, які наводить В. Пайдага (1970) продуктивність лише гілкового корму в розрахунку на 100 га лісових угідь (після проведення не суцільних вирубок) в зимовий період в межах досягнення зайця русака та козулі становить від 1070 до 6860 кг, а благородного оленя та лося від 450 до 2890 кг. При цьому потенціальна кормова ємність 100 га листяних лісів в зимовий період, розрахована лише за запасами щорічного приросту гілкового корму, забезпечує зимівлю від 8 до 50 козуль та від 1 до 3 благородних оленів. В той же час показник допустимої кормової ємності, який забезпечує інтереси інтенсивного лісового господарства, повинен становити біля 50% від потенційної кормової ємності. Враховуючи, що потреби в кормі свійської кози можна прирівняти до потреб козулі, тоді запаси гілкового корму дозволяють утримувати в зимовий період від 4 до 25 свійських кіз на кожні 100 га листяних лісів без всілякої шкоди для насаджень.

Випас у весняний період. У квітні та травні врожайність на окремих ділянках лісових угідь в 4 рази перевищує врожайність заплавних пасовищ тому кози охоче випасаються в лісі, швидко напасуються і добре себе почувають. Продуктивність кіз в цей період постійно зростає і в кінці квітня становить біля 0,5 кг/голову/добу.

Аналіз структури раціону кіз у весняний період наведений в додатку 3 на рис. 3. 11.

Дані рис. 3. 11 (додаток 3) свідчать, що весною раціон кіз представлений широким спектром кормових видів. Основними компонентами раціону серед різнотрав'я належить: дикій моркві, веснівці дволистій, чистотілу звичайному, купині звичайній, папороті, анемоні дібровній, зірочнику ланцетному та іншим видам, які складають в цей період в структурі спожитої тваринами сухої речовини кормів понад 50%.

Більш наглядно важливість різнотрав'я у структурі раціону кіз зображено в додатку 3: на рис. 3. 12 – 3. 17.

Серед чагарників та чагарничків важливими компонентами раціону кіз у весняний період є зіновать російська (додаток 3: рис. 3. 18), малина, ожина, чорниця.

Весною кози також добре споживають гілковий корм, зокрема листя бруслини бородавчастої (додаток 3: рис. 3. 19), горобини звичайної (додаток 3: рис. 3. 20), крушини ламкої (додаток 3: рис. 3. 21), черемхи звичайної, дуба та ін. Частка листя дерев та чагарників в структурі спожитої тваринами сухої речовини досягає 40%, що пов'язано із їх високою поживністю.

Так, за даними Коноваленко Л.Ю., 2011 [71] у весняний період в листі дерев спостерігається максимальне накопичення протеїну, кількість якого поступово знижується в літній та осінній періоди, і восени становить лише 55–63% від весняного рівня. За концентрацією сирого протеїну у весняний період листя дерев набагато перевищують більшість традиційних грубих, об'ємистих кормів.

Випас у літній період. Влітку кози надають перевагу випасу на відкритих елементах рельєфу, мабуть тому, що пасовищна трава на даних елементах рельєфу відрізняється вищою поживністю ніж корми лісових угідь. Іншою причиною припинення випасу кіз в літній період в лісі є масова поява комарів, гедзів, кліщів, які заважають тваринам випасатись. Частка гілкового корму в раціонах кіз у літній період, порівняно із весняним та

зимовим періодом, зменшується, а різнотрав'я та пасовищної трави – зростає. Влітку кози добре споживають будяки, рогозу, кору яблунь, сливок.

Випас у осінній період. Не дивлячись на зменшення кількості доступного корму на пасовищах в осінній період, випас кіз в лісах дозволяє підтримувати їх порівняно високі кондиції вгодованості. Так, наприклад, в кінці листопаду всі піддослідні кози відрізнялися середньою та високою вгодованістю.

У осінній період кози починають випасатись на лісових угіддях в кінці жовтня, в період коли поживна цінність кормових видів пасовищ різко знижується.

Узагальнені дані, щодо структури раціону кіз в осінній період наведені в додатку 3: на рис. 3. 22.

При випасі кіз в осінній період вони надають перевагу печіночниці звичайній (додаток 3: рис. 3. 23 – 3. 24). На узліссі добре споживається чистотіл (додаток 3: рис. 3. 25). Ці два вищеназвані види при їх доступності займають провідне місце в структурі раціону. Важливу роль у структурі раціону займає ожина, глуха кропива плямиста, китиці ліщини, папороть. Незначну частку в раціоні займає гілковий корм. Це скоріше всього пов'язано із відтоком поживних речовин з листя та гілок рослин та зниження поживної цінності гілкового корму. Відомі результати досліджень Коноваленко Л. Ю. (2011), які свідчать про поступове зниження концентрації протеїну в листі дерев в осінній період до 55-63% від весняного рівня [71].

Слід також зазначити, що в осінній період кози практично не їдять зірочник, осоку волосисту (додаток 3: рис. 3. 26), копитень.

Восени кози споживають широкий спектр видів грибів, скоріше всього як джерело протеїну. Найкраще кози споживають зонтики, маремухи (народна назва), дощовики тощо. Спостереження свідчать, що в структурі раціону кіз гриби не займають значного місця, їх кількість в раціоні кіз в осінній період орієнтовно становить біля 1%.

Таким чином проведені етологічні дослідження кормової поведінки тварин в умовах вільного випасу в лісових насадженнях дозволили встановити структуру їх раціону в різні періоди пасовищного сезону.

Узагальнені дані, щодо сезонної структури раціону кіз наведені в табл. 3.2.

Таблиця 3.2

Сезонна структура раціону свійських кіз*, %

Компоненти раціону	Сезон року		
	зимовий період	весняний період	осінній період
<i>Листя та щорічний приріст дерев і чагарників</i>			
Дуб, осика, ліщина, граб, горобина, верба козяча, крушина ламка	13,7	20,6	–
Бруслина бородавчата	9,8	16,9	6
Малина, ожина, шипшина, зіновать російська	–	3,9	14
Соснова лапка	3,1	–	–
Сосновий мох	0,6	2,3	–
<i>Злаки, осоки, різнотрав'я та чагарнички</i>			
Печіночниця звичайна	13,6	0,8	51
Осока волосиста (плискуха)	27,4	2,6	–
Анемона дібровна, веснівка дволиста	–	10,1	–
Глуха кропива плямиста	3,4	–	–
Чистотіл звичайний	–	9,2	21
Дика морква, купина звичайна	–	17,6	–
Папороть	2,4	5,3	5
Чорниця звичайна	15,3	1,4	–
Злакові трави та інші види	–	7,0	–
Ожика волосиста, зірочник ланцетний	1,0	2,4	–
Копитняк європейський	10,0	–	2
Гриби	–	–	1

* – тип лісорослинних умов С₂-С₃

Дослідження свідчать, що основна стратегія живлення кіз при випасі в умовах лісових насаджень спрямована на споживання найбільш поживних і доступних кормових видів рослин в конкретних умовах місцеперебування, які дозволяють забезпечувати маргінальні, та, певною мірою, продуктивні потреби тварин.

3.3. Міграція радіонуклідів в кормові види рослин залежно від різних чинників

Накопичення ^{137}Cs травостоєм при багатоукісному використанні лук та пасовищ. Молоко і м'ясо свійських тварин (активних споживачів травостою заплавних пасовищ) значною мірою зумовлюють внутрішнє опромінення сільського населення. Це є свідченням важливості управління міграцією ^{137}Cs у даному типі критичного ландшафту. Для вирішення питань, пов'язаних з радіологічними аспектами використання травостою заплавних пасовищ тваринами нами проводились дослідження на пасовищах с. Христинівка, Народицького району Житомирської області, які розміщені у заплаві р. Уж (стаціонар 1 та стаціонар 2).

Результати досліджень свідчать про істотні відмінності коефіцієнтів переходу ^{137}Cs з ґрунту залежно від режиму його зволоження в пасовищну траву (табл. 3.3, табл. 3.4).

Таблиця 3.3

Вплив режиму зволоження ґрунту на коефіцієнти переходу ^{137}Cs у пасовищну траву

№ стаціонару	Тип ґрунту та зволоження	n	Активність пасовищної трави	Коефіцієнт переходу ^{137}Cs (Бк/кг)/(КБк/м ²)
			М±m	М±m
1	Дерново-лучні, автоморфні	200	485±48,0*	0,284±0,024
2	Дерново-лучні, гідроморфні	200	359±15,0	1,035±0,045***

Результати вважали статистично-достовірними при $P < 0,05$ (*), $P < 0,001$ (***).

Середні значення коефіцієнту переходу для дерново-лучних автоморфних ґрунтів стаціонару 1 становили $0,28 \text{ м}^2/\text{кг} \cdot 10^{-3}$, а для дерново-лучних гідроморфних ґрунтів стаціонару 2 – $1,035 \text{ м}^2/\text{кг} \cdot 10^{-3}$.

Таблиця 3.4

Результати статистичної обробки даних щодо впливу режиму зволоження ґрунту на коефіцієнти переходу ^{137}Cs у пасовищну траву

Порівняння стаціонарів 1-2	v	Різниця між стаціонарами	
		d±md	td
Активність пасовищної трави	398	+126 ±50,289	2,50 *
Коефіцієнт переходу ^{137}Cs (Бк/кг)/(КБк/м ²)	398	-0,75 ±0,051	14,72 ***

Примітки: v – число ступенів свободи; td – нормоване відхилення ($td = d/md$); d – різниця між середніми арифметичними ($d = M_{cp1} - M_{cp2}$); md – середня помилка різниці ($md = \sqrt{m_1^2 + m_2^2}$). Результати вважали статистично-достовірними при $P < 0,05$ (*), $P < 0,001$ (***)

Активність пасовищної трави безпосередньо залежить від інтенсивності використання травостою (табл. 3.5.). На всіх мікроділянках збільшення частоти використання збільшувало питому активність ^{137}Cs у травостой (табл. 3.5.). Більш детальна інформація щодо результатів статистичної обробки даних у розрізі варіантів використання пасовищ та окремих стаціонарів наведена в табл. 3.6 та 3.7.

Таблиця 3.5

Питома активність ^{137}Cs у травостой залежно від інтенсивності використання впродовж вегетації

Кількість укосів за період вегетації	n	Стаціонар 1	Стаціонар 2
		Активність ^{137}Cs Бк/кг СР	Активність ^{137}Cs Бк/кг СР
		M±m	M±m
1	75	367 ±25,0	266 ±9,0
2	75	540 ±50,0**	349 ±10,0***
3	25	501 ±15,0***	395 ±11,0***
4	25	472 ±23,0*	417 ±9,0***

Результати вважали статистично-достовірними при $P < 0,05$ (*), $P < 0,01$ (**), $P < 0,001$ (***)

Таблиця 3.6

Результати статистичної обробки даних щодо питомої активності ^{137}Cs у травостой залежно від інтенсивності використання протягом вегетації

Різниця між укосами за період вегетації	v	Різниця за активністю ^{137}Cs Бк/кг СР			
		Стаціонар 1		Стаціонар 2	
		d±md	td	d±md	td
1-2	148	-173 ±55,9	3,09**	-83 ±13,45	6,17***
1-3	98	-134 ±29,15	4,60***	-129 ±14,21	9,08***
1-4	98	-105 ±33,97	3,09*	-151 ±12,73	11,86***

Примітки: v – число ступенів свободи. Результати вважали статистично-достовірними при $P < 0,05$ (*), $P < 0,01$ (**), $P < 0,001$ (***)

Таблиця 3.7

Достовірність різниці отриманих даних між стаціонарами

Кількість укосів за період вегетації	v	Різниця між стаціонарами (1-2) за активністю ^{137}Cs Бк/кг СР	
		d±md	td
1	148	+101,0 ±26,57	3,80 ***
2	148	+191,0 ±50,99	3,75 ***
3	48	+106,0 ±18,60	5,70 ***
4	48	+55,0 ±24,69	2,23 *

Примітки: v – число ступенів свободи; td – нормоване відхилення ($td = d/md$); d – різниця між середніми арифметичними ($d = M_{cp1} - M_{cp2}$); md – середня помилка різниці ($md = \sqrt{m_1^2 + m_2^2}$). Результати вважали статистично-достовірними при $P < 0,05$ (*), $P < 0,01$ (**), $P < 0,001$ (***)).

За збільшення інтенсивності використання пасовища також зростали як вміст ґрунтових частинок у сухій речовині пасовищної трави, так і частка ^{137}Cs ґрунтового походження, що особливо наглядно простежується на стаціонарі 1 (табл. 3.8).

Таблиця 3.8

Внесок ^{137}Cs ґрунтового походження в загальній питомій активності травостою залежно від інтенсивності його використання, %

Кількість укосів за період вегетації	Стаціонар 1			Стаціонар 2		
	n	% ґрунтових частинок	% ^{137}Cs ґрунтового походження	n	% ґрунтових частинок	% ^{137}Cs ґрунтового походження
		M±m	M±m		M±m	M±m
1	3	4,1 ±0,3	77,3 ±16,9	3	6,02 ±0,7	32,0 ±4,6
2	3	13,4 ±6,3	133,9 ±10,3*	3	7,7 ±3,8	34,5 ±22,2
3	3	6,03 ±0,6*	274,2 ±123,5	3	8,7 ±2,6	49,4 ±8,1
4	3	5,4 ±0,3*	206,0 ±18,0**	3	13,2 ±2,9	69,6 ±9,6 *

Результати вважали статистично-достовірними при $P < 0,05$ (*), $P < 0,01$ (**), $P < 0,001$ (***)).

Слід зазначити особливо високе зростання активності пасовищної трави при триразовому скошуванні пасовищної трави. Це можна пояснити тим, що зразки пасовищної трави відбирались у липні місяці, після затоплення травостою паводковими водами, внаслідок інтенсивних дощових опадів. У цей період, на поверхні пасовищної трави відмічались мулисті фракції наносів.

Результати статистичної обробки даних у розрізі варіантів використання пасовищ та окремих стаціонарів наведена у табл. 3.9 та 3.10.

Таблиця 3.9

Результати статистичної обробки даних щодо внеску ^{137}Cs ґрунтового походження у загальну питому активність травостою залежно від інтенсивності його використання

Різниця між укосами за період вегетації	v	Стаціонар 1				Стаціонар 2			
		% ґрунтових частинок		% ^{137}Cs ґрунтового походження		% ґрунтових частинок		% ^{137}Cs ґрунтового походження	
		d±md	td	d±md	td	d±md	td	d±md	td
1-2	4	-9,3 ±6,31	1,47	-56,6 ±19,79	* 2,86	-1,68 ±3,86	0,43	-2,5 ±22,67	0,11
1-3	4	-1,93 ±0,67	* 2,88	-196,9 ±124,65	1,58	-2,68 ±2,69	1,00	-17,4 ±9,32	1,87
1-4	4	-1,3 ±0,42	* 3,06	-128,7 ±24,69	** 5,21	-7,18 ±2,98	2,41	-37,6 ±10,65	* 3,53

Результати вважали статистично-достовірними при $P < 0,05$ (*), $P < 0,01$ (**), $P < 0,001$ (***)).

Таблиця 3.10

Достовірність різниці отриманих даних між стаціонарами

Кількість укосів за період вегетації	v	Різниця між стаціонарами (1-2)			
		% ґрунтових частинок		% ^{137}Cs ґрунтового походження	
		d±md	td	d±md	td
1	4	-1,92 ±0,76	2,52	+45,3 ±17,51	2,59
2	4	+5,7 ±7,36	0,77	+99,4 ±24,47	4,06**
3	4	-2,67 ±2,67	1,00	+224,8 ±123,77	1,82
4	4	-7,8 ±2,92	2,68	+136,4 ±20,4	6,69**

Результати вважали статистично-достовірними при $P < 0,05$ (*), $P < 0,01$ (**), $P < 0,001$ (***)).

Фаза дозрівання (період першого укосу). На всіх мікроділянках у більш дозрілих рослин концентрація ^{137}Cs була нижчою (табл. 3.11). Також дані табл. 3.11 наглядно демонструють, що концентрація ^{137}Cs у травостої безпосередньо залежить від дати проведення першого укосу: чим пізніше проводився цей укіс трав, тим меншою була активність травостою. Це пояснюється більш інтенсивним засвоєнням ^{137}Cs на ранніх етапах онтогенезу рослин та більш інтенсивними процесами вимивання радіонуклідів із тканин більш зрілих рослин. Ці результати підтверджуються

більш ранніми дослідженнями (Salt and Mays, 1991; Enlken S. and Kirchner G., 1994; Salt C.A. et al., 1996). Виключенням із загальної закономірності є перший укіс у липні місяці на стаціонарі 1.

Таблиця 3.11

Концентрація ^{137}Cs та коефіцієнти переходу (КП) радіонукліда в ланцюзі «грунт – пасовищна трава» залежно від дати проведення першого укусу

Період проведення першого укусу	Стаціонар 1		Стаціонар 2	
	Активність ^{137}Cs , Бк/кг	КП, $\text{м}^2/\text{кг} \times 10^{-3}$	Активність ^{137}Cs , Бк/кг	КП, $\text{м}^2/\text{кг} \times 10^{-3}$
	M±m	M±m	M±m	M±m
Травень	490±93,7	0,276±0,031	399±36,0	1,167±0,112**
Червень	330±49,7	0,199±0,029	358±49,3	1,03±0,174**
Липень	461±121,7	0,285±0,069	283±29,0	0,811±0,082**
Серпень	294±87,3	0,182±0,056	268±33,3	0,811±0,110**

Різниця між стаціонарами достовірна з імовірністю не менше 0,99, при $P < 0,01$ (**).

На нашу думку це пов'язано із затопленням травостою повеневими водами, про що свідчать результати промивання зразків пасовищної трави проточною водою. В результаті чого встановлено, що у цей період концентрація ґрунтових частинок у складі пасовищної трави становила в середньому 6% від сухої речовини пасовищної трави, тоді як рівень забруднення зразків трави, які не підлягали затопленню, становила 4%.

Результати статистичної обробки отриманих результатів (викладених в табл. 3.11) - представлені в табл. 3.12 та 3.13.

Таблиця 3.12

Результати статистичної обробки даних щодо концентрації ^{137}Cs та коефіцієнтів переходу радіонукліду в ланцюгу ґрунт -пасовищна трава залежно від дати проведення першого укусу

Різниця між укусами за період вегетації	Стаціонар 1				Стаціонар 2			
	Активність ^{137}Cs , Бк/кг		КП, $\text{м}^2/\text{кг} \times 10^{-3}$		Активність ^{137}Cs , Бк/кг		КП, $\text{м}^2/\text{кг} \times 10^{-3}$	
	d±md	td	d±md	td	d±md	td	d±md	td
Травень-червень	+160 ±106,02	1,51	+0,08 ±0,04	1,79	+41 ±61,07	0,67	+0,14 ±0,21	0,66
Травень-липень	+29 ±153,55	0,19	-0,01 ±0,08	0,12	+116 ±46,23	2,51	+0,36 ±0,14	2,56
Травень-серпень	+196 ±128,06	1,53	+0,09 ±0,06	1,46	+131 ±49,06	2,67	+0,36 ±0,16	2,26

Таблиця 3.13

Достовірність різниці отриманих даних між стаціонарами

Період проведення першого укосу	v	Різниця між стаціонарами (1-2)			
		Активність ^{137}Cs , Бк/кг		КП, $\text{м}^2/\text{кг} \cdot 10^{-3}$	
		d±md	td	d±md	td
Травень	4	+91 ±100,3	0,91	-0,89 ±0,12	7,64**
Червень	4	-28 ±70,0	0,40	-0,83 ±0,18	4,71**
Липень	4	+178 ±125,1	1,42	-0,53 ±0,11	4,89**
Серпень	4	+26 ±93,5	0,28	-0,63 ±0,12	5,10**

Результати вважали статистично-достовірними при $P < 0,01$ (**).

Результати статистичної обробки свідчать про достовірну різницю між значеннями коефіцієнтів переходу ^{137}Cs стаціонаром 1 та стаціонаром 2. Достовірність різниці становила $P < 0,01$ для всіх варіантів використання пасовищ.

Рівень забруднення окремих видів рослин ^{137}Cs . Перелік найбільш розповсюджених видів рослин, питома активність ^{137}Cs в сухій речовині пасовищної трави та коефіцієнти переходу радіонукліду з ґрунту в пасовищну траву на стаціонарі 1 та 2, наведені в табл. 3.14.

Таблиця 3.14

Питома активність ^{137}Cs в сухій речовині та коефіцієнти переходу радіонукліду у розрізі окремих видів рослин

Види рослин	Стаціонар 1				Стаціонар 2				Різниця d ±md
	Активність ^{137}Cs		КП, $\text{м}^2/\text{кг} \cdot 10^{-3}$		Активність ^{137}Cs		КП, $\text{м}^2/\text{кг} \cdot 10^{-3}$		
	Ґрунт, КБк/м ²	Трава, Бк/кг	М	м	Ґрунт, КБк/м ²	Трава, Бк/кг	М	м	
Злаки	1940	357	0,19	0,05	350	311	0,85	0,15	-0,66±0,16*
Бобові	1833	1024	0,56	–	–	–	–	–	–
Горошок мишачий	–	–	–	–	341	874	2,5	0,17	–
Конюшина біла	2074	640	0,31	–	332	202	0,58	0,04	–
Люцерна	–	–	–	–	350	230	0,66	–	–
Перстач гусячий	–	–	–	–	350	262	0,75	0,06	–
Різнотрав'я	1940	484	0,25	–	350	446	1,24	0,28	–
Відмерла трава	1704	330	0,19	0,02	350	205	0,58	0,09	-0,39±0,09*

Результати вважали статистично-достовірними при $P < 0,05$ (*).

Дані таблиці 3.14 свідчать, що коефіцієнти переходу ^{137}Cs в окремі види рослин на стаціонарі 1 зменшувались у такому порядку: бобові (за виключенням конюшини) $0,56 \text{ (Бк/кг)/(КБк/м}^2)$ > конюшина $0,31$ > різнотрав'я $0,25$ > злаки $0,19$ = відмерла трава $0,19 \text{ (Бк/кг)/(КБк/м}^2)$. На стаціонарі 2 відповідні значення коефіцієнтів переходу зменшувались у такому порядку: горошок мишачий $2,5 \text{ (Бк/кг)/(КБк/м}^2)$ > різнотрав'я (за виключенням перстача гусячого) $1,24$ > злаки $0,85$ > перстач гусячий $0,75$ > люцерна $0,66$ > конюшина $0,58$ = відмерла трава $0,58 \text{ (Бк/кг)/(КБк/м}^2)$.

Коефіцієнти переходу ^{90}Sr в пасовищну траву в 10 разів перевищував коефіцієнти переходу ^{137}Cs на стаціонарі 1 та в 50 разів на стаціонарі 2 (табл. 3.15).

На накопичення ^{90}Sr рослинами також має безпосередній вплив інтенсивність використання травостою (табл. 3.15, 3.16).

Таблиця 3.15

Накопичення ^{90}Sr пасовищною травостою залежно від інтенсивності використання та видового складу травостою

Кількість укосів за період вегетації	n	Активність ^{90}Sr , Бк/кг СР	КП, (Бк/кг)/(КБк/м ²)
		M±m	M±m
Стаціонар 1			
1	3	308±13	10,27±0,45
2	3	375±67	12,50±2,23
3	3	428±97	14,27±3,24
4	3	569±92*	18,97±3,08*
Бобові види	3	538±140	17,90±4,65
Злакові види	3	162±25	5,40±0,82
Стаціонар 2			
1	3	88±8	12,57±1,09
2	3	76±9	10,86±1,21
3	3	98±12	14,00±1,70
4	3	104±8	14,86±1,08

Результати вважали статистично-достовірними при $P < 0,05$ ().*

Концентрація ^{90}Sr була значно вищою в травостоях, які скошувались більше ніж один раз за період вегетації, що узгоджується із даними, отриманими для ^{137}Cs . Така сама тенденція є характерною й для коефіцієнтів переходу ^{90}Sr у травостій. Аналіз достовірності різниці між значеннями коефіцієнтів переходу ^{90}Sr в пасовищну траву, яка скошується один та

декілька разів за сезон, свідчить, що різниця є достовірною лише для 4 варіанту використання пасовища на стаціонарі 1 при рівні вірогідності $p < 0,05$.

Таблиця 3.16

Результати статистичної обробки даних щодо накопичення ^{90}Sr пасовищною травою залежно від інтенсивності використання та видового складу травостою

Різниця між укусами за період вегетації	v	Різниця між укусами			
		Активність ^{90}Sr , Бк/кг СР		КП, (Бк/кг)/(КБк/м ²)	
		d±md	td	d±md	td
Стаціонар 1					
1-2	4	-67 ±68,25	0,98	-2,23 ±2,27	0,98
1-3	4	-120 ±97,87	1,23	-4 ±3,27	1,22
1-4	4	-261 ±92,91	2,81*	-8,7 ±3,11	2,80*
Бобові види – злакові види	4	+376 ±142,21	2,64	+12,5 ±4,72	2,65
Стаціонар 2					
1-2	4	+12 ±12,04	1,00	+1,71 ±1,63	1,05
1-3	4	-10 ±14,42	0,69	-1,43 ±2,02	0,71
1-4	4	-16 ±11,31	1,41	-2,29 ±1,53	1,49

Примітки: v – число ступенів свободи. Результати вважали статистично-достовірними при $P < 0,05$ (*).

Дані, представлені в табл. 3.15 та 3.16, також свідчать, що бобові види рослин більш інтенсивно засвоюють радіоактивний стронцій, ніж злаки.

Більш детальна інформація щодо результатів статистичної обробки даних у розрізі окремих стаціонарів наведена в табл. 3.17.

Таблиця 3.17

Достовірність різниці отриманих даних між стаціонарами

Кількість укусів за період вегетації	v	Різниця між стаціонарами (1-2)			
		Активність ^{90}Sr , Бк/кг СР		КП, (Бк/кг)/(КБк/м ²)	
		d±md	td	d±md	td
1	4	+220 ±15,26	14,41***	-2,30 ±1,18	1,95
2	4	+299 ±67,6	4,42*	+1,64 ±2,54	0,65
3	4	+330 ±97,74	3,38*	+0,27 ±3,66	0,07
4	4	+465 ±92,35	5,04**	+4,11 ±3,26	1,26

Примітки: v – число ступенів свободи. Результати вважали статистично-достовірними при $P < 0,05$ (*), $P < 0,01$ (**), $P < 0,001$ (***)

Дані наведені в таблиці 3.17 свідчать про не істотну різницю між значеннями коефіцієнтів переходу ^{90}Sr в травостій між стаціонаром 1 та стаціонаром 2 (табл. 3.17). Таким дослідженнями не виявлено істотного впливу типу ґрунту на значення коефіцієнтів переходу ^{90}Sr в трофічному ланцюгу ґрунт – рослина.

Накопичення ^{137}Cs у екологічних підсистем заплавних луків

Спостереження за міграцією ^{137}Cs проводились на екосистемній ділянці заплави річки Уж с. Христинівка Народицького району Житомирської області. В кожній заплаві (екосистемній ділянці) виділялись заплавні екологічні підсистеми (ЗЕП). Вони представляють собою природні угруповання рослин, ґрунтового покриву, гідрологічного режиму, які зумовлюють індивідуальні особливості розподілу радіонуклідів в ґрунтовому профілі та їх надходження в травостій.

Прируслова заплава – найвища частина заплави, безпосередньо прилягає до русла. Під час повені у ній відкладаються найбільші за розміром ґрунтові частинки і тому ґрунти в даній підсистемі легкі за механічним складом та бідні за родючістю. Строки затоплення даної частини заплави паводковими водами найкоротші. Дана підсистема характеризується глибоким заляганням ґрунтових вод, та високої його аерації ґрунту, що сприяє розвитку кореневищних рослин з довгими стержневими коренями. В прирусловій підсистемі високого рівня ростуть: стоколос береговий, костриця овеча, тонконіг, перстач сріблястий, щавель кінський. На прируслових заплавах середнього рівня з підвищенням вологості ґрунту в травостої переважають стоколос безостий, тимофіївка лучна, мітлиця біла, пирій повзучий, люцерна жовта. На прируслових заплавах низького рівня досить багато канарника очеретяного, бекманії звичайної, тонконога лучного, вероніки довголистої, таволги в'язолистої.

Центральна заплава – середня частина заплави, яка характеризується повільним зниженням швидкості течії повенеких вод і осадженням дрібних частинок і органічної речовини. Утворюється багаті на поживні речовини дерново-лучні і лучні ґрунти. В них під щільним дерновим шаром залягає до глибини 40 см і більше перегнійний горизонт. Дана частина заплави характеризується тривалим затопленням паводковими водами. Рослинний покрив заплав високого рівня аналогічний травостою прируслової зони. На центральній заплаві середнього рівня ростуть злаки: костриця лучна та червона, тимофіївка лучна, лисохвіст лучний і звичайний. Велику роль відіграє різнотрав'я (деревій звичайний, герань лучна, кмин звичайний, волошка лучна, жовтець їдкий). Серед бобових конюшина лучна і повзуча, мишачий горошок, чина лучна. Центральні заплави низького рівня зайняті лучно-болотними ґрунтами з переважанням вологолюбних злаків і осок.

Притерасна заплава – найбільш понижена і віддалена від річки частина заплави. Поверхневі води, як правило застоюються і повільно відкладають тонкий глинистий мул. Високе залягання ґрунтових вод веде до заболочення і утворення торфовищ. В травостої переважають канарник очеретяний, тонконіг болотний, мітлиця біла, жовтець повзучий, дягель лікарський, м'ята. На болотах ростуть очерет звичайний, осока пухирчата, струнка, берегова, калюжниця, підмаренник болотний.

При забрудненні природних луків всі радіоактивні речовини акумулюються в дернині, звідки вони порівняно повільно мігрують в нижні шари ґрунту [60]. При цьому вертикальний розподіл питомої активності радіонукліду в ґрунтовому профілі зумовлює її кореневе надходження у фітомасу рослин. В цьому зв'язку безпосередній інтерес представляють результати досліджень, щодо розподілу питомої активності ^{137}Cs в різних шарах ґрунту у розрізі екологічних підсистем заплавного пасовища.

Результати аналізів ґрунтових профілів наведено в табл. 3.18. Аналіз результатів свідчить, що основна частина радіонуклідів навіть через 20 років

після аварії на ЧАЕС перебуває у верхньому 10–15-ти сантиметровому шарі. Така закономірність характерна для всіх трьох екологічних підсистем заплави. Проте, швидкість міграційних процесів збільшується у такому порядку: прируслова → притерасна → центральна екологічні підсистеми заплави (табл. 3.18, 3.19).

Таблиця 3.18

Розподіл ^{137}Cs у ґрунтовому профілі, % від загальної активності

Заплавна екологічна підсистема (ЗЕП)	% питомої активності у різних шарах ґрунтового профілю ($M \pm m$)				
	0–5 см	5–10 см	10–15 см	15–20 см	20–25 см
Прируслова	47,4 \pm 5,6	30,2 \pm 2,1	15,5 \pm 3,2	4,9 \pm 2,7	1,9 \pm 1,5
Центральна	64,2 \pm 7,0	28,9 \pm 4,8	5,9 \pm 2,4	0,7 \pm 0,1	0,3 \pm 0,1
Притерасна	59,8 \pm 4,9	21,7 \pm 2,2	15,5 \pm 1,3	2,1 \pm 0,9	0,9 \pm 0,5

Найбільший % питомої активності ^{137}Cs від загальної активності у ґрунтовому профілі був у центральній заплавної екологічній підсистемі у шарі ґрунту 0–5 см, порівняно з іншими шарами ґрунту (при $P < 0,05$, $P < 0,01$, $P < 0,001$).

Таблиця 3.19

Результати статистичної обробки даних щодо розподілу ^{137}Cs у ґрунтовому профілі, % від загальної активності

Різниця за % питомої активності у різних шарах ґрунтового профілю	Заплавна екологічна підсистема (ЗЕП) ($d \pm md$, td), $v=4$					
	прируслова (n=3)		центральна (n=3)		притерасна (n=3)	
0–5 см – 5–10 см	+17,2 \pm 5,98	2,88*	+35,3 \pm 8,49	4,16*	+38,1 \pm 5,37	7,09**
0–5 см – 10–15 см	+31,9 \pm 6,45	4,95**	+58,3 \pm 7,40	7,88**	+44,3 \pm 5,07	8,74***
0–5 см – 15–20 см	+42,5 \pm 6,22	6,84**	+63,5 \pm 7,00	9,07***	+57,7 \pm 4,98	11,58***
0–5 см – 20–25 см	+42,5 \pm 6,22	6,84**	+63,5 \pm 7,00	9,07***	+57,7 \pm 4,98	11,58***
5–10 см – 10–15 см	+14,7 \pm 3,83	3,84*	+23,0 \pm 5,37	4,29*	+6,2 \pm 2,56	2,43
5–10 см – 15–20 см	+25,3 \pm 3,42	7,40**	+28,2 \pm 4,80	5,87**	+19,6 \pm 2,38	8,25**
5–10 см – 20–25 см	+28,3 \pm 2,58	10,97***	+28,6 \pm 4,80	5,96**	+20,8 \pm 2,26	9,22***
10–15 см – 15–20 см	+10,6 \pm 4,19	2,53	+5,2 \pm 2,40	2,16	+13,4 \pm 1,58	8,47**
10–15 см – 20–25 см	+13,6 \pm 3,53	3,85*	+5,6 \pm 2,40	2,33	+14,6 \pm 1,39	10,48***
15–20 см – 20–25 см	+3,0 \pm 3,09	0,97	+0,4 \pm 0,14	2,83*	+1,2 \pm 1,03	1,17

Примітки: v – число ступенів свободи. Результати вважали статистично-достовірними при $P < 0,05$ (*), $P < 0,01$ (**), $P < 0,001$ (***)

Так, дані таблиці 3.18 та 3.19 свідчать про те, що основний запас ^{137}Cs для прируслової заплави заходиться у шарі 0–10 см і складає 77,6 %, а для центральної і притерасної заплави відповідно складає 93,1 та 81,5 %. Така різниця швидкості міграції ^{137}Cs по ґрунтовому профілю, на нашу думку, може бути зумовлена не лише гранулометричним складом ґрунту та водним режимом ґрунтових вод.

Аналізуючи гранулометричний та водний режим ґрунтів, слід відзначити, що ґрунти центральної заплави – суглинкові автоморфні, притерасної заплави – суглинкові гідроморфні, прируслової заплави – супіщані автоморфні.

Таким чином, при вивченні процесів вертикальної міграції ^{137}Cs встановлено, що її швидкість зростає при промивному типі водного режиму та легкому механічному шарі ґрунту, який спостерігається у прирусловій частині заплави. В умовах підвищеної зволоженості ґрунту, але за відсутності промивного водного режиму та більш важкому гранулометричному складі ґрунту в умовах притерасної частини заплави процеси вертикальної міграції відбуваються менш інтенсивно. В той же час в умовах притерасної частини заплави слід очікувати більш інтенсивне засвоєння радіонукліду рослинами завдяки дії таких основних чинників: 1) більш високій концентрації ^{137}Cs у корененасиченому шарі ґрунту, 2) більш високою доступністю радіонукліду в умовах підвищеної вологості ґрунту. Найменшою швидкістю міграції радіонукліду по ґрунтовому профілю характеризується центральна частина заплави, що пов'язано із важким гранулометричним складом ґрунту та коротким періодом затоплення повеневими водами.

Отримані дані підтверджуються експериментальними дослідженнями інших авторів. Так, зокрема встановлено, що інтенсивність вертикальної міграції радіонуклідів тісно пов'язана з умовами зволоженням [172, 60]. Часте затоплення паводковими та поверхневими водами природних лук та пасовищ сприяє підвищеному пересуванню радіонуклідів в ґрунтовому профілі, посилює засвоєння ^{137}Cs з ґрунту рослинами.

Молоко і м'ясо свійських тварин (активних споживачів травостою природних луків) значною мірою зумовлюють внутрішнє опромінення сільського населення. Це є свідченням важливості управління міграцією ^{137}Cs в даному типі критичного типу кормових угідь. Нашими дослідженнями встановлено, що накопичення ^{137}Cs травостоєм заплавної пасовищ залежить від місця розташування екологічної підсистеми заплави (табл. 3.20).

Таблиця 3.20

Основні параметри міграції ^{137}Cs у екологічних підсистемах заплавної луки

Параметри міграції ^{137}Cs	Екологічні підсистеми заплави		
	Прируськова	Центральна	Притерасна
Щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs , кБк/м ²	1670±85	1491±58	1560±80
Питома активність ^{137}Cs у травості, Бк/кг СР	802±114	417±73**	1014±134** *
Коефіцієнт переходу ^{137}Cs , м ² ×кг ⁻¹ ×10 ⁻³	0,48	0,28	0,65
Кратність розбіжності у значеннях КП ^{137}Cs	1,7	1,0	2,3
Прогнозні рівні забруднення молока корів ^{137}Cs при щільності забруднення ґрунту 37 кБк/м ²	2,7	1,6	3,6

*Результати вважали статистично-достовірними при $P < 0,01$ (**), $P < 0,001$ (***)*.

Встановлено, що найбільш забруднений ^{137}Cs травостій знаходиться у притерасній частині заплави (1014 Бк/кг СР), найменш забруднений – у центральній частині заплави (417 Бк/кг СР). Травостій прируськової частини заплави характеризується проміжними значеннями забрудненості ^{137}Cs (802 Бк/кг СР). На нашу думку, накопичення ^{137}Cs в травості залежить від таких основних причин:

- 1) кількості ^{137}Cs у корененасиченому шарі ґрунту, про що свідчить швидкість міграційних процесів у ґрунтового профілі;
- 2) ступеня зв'язування радіонукліду ґрунтовими частинками, що залежить від гідроморфності ґрунту. Із збільшенням гідроморфності ґрунту збільшується кількість доступного для засвоєння кореневою системою рослин радіонукліду і, відповідно, його надходження в рослину;
- 3) ботанічним складом травостою. Аналіз ботанічного складу травостою свідчить, що він відрізняється в розрізі екологічних підсистем

заплавного пасовища. В травостоях центральної заплави злаки становлять 60 %, бобові 27%, різнотрав'я – 13%. В травостоях прируслової заплави злаки становлять 84%, бобові – 2%, різнотрав'я – 14%. В притерасній частині заплави домінують злаково–різнотравні та осокові травостої.

Більш детальна інформація щодо результатів статистичної обробки даних у розрізі екологічних підсистем заплавних пасовищ наведена в табл. 3.21

Таблиця 3.21

Результати статистичної обробки даних щодо основних параметрів міграції ^{137}Cs у екологічних підсистемах заплавних луків

Різниця за параметрами міграції ^{137}Cs	Різниця за параметрами міграції ^{137}Cs			
	Щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs , кБк/м ²		Питома активність ^{137}Cs в травостой, Бк/кг с.р.	
	d±md	td	d±md	td
Прируслова – центральна	+179 ±102,9	1,74	+385 ±135,4	2,84**
Прируслова – притерасна	+110 ±123,8	0,89	-212 ±175,9	1,21
Центральна – притерасна	-69 ±107,1	0,64	-597 ±152,6	3,91***

Результати вважали статистично-достовірними при $P < 0,01$ (**), $P < 0,001$ (***).

Для порівняння отриманих результатів з даними інших авторів, слід звернути увагу на дослідження Б.С. Прістера та ін. [134] Так, за їх даними біологічна рухливість, яка визначається величиною переходу ^{137}Cs з ґрунту в рослини в лучних ценозах Українського Полісся, змінюється в залежності від гідрогеологічних умов і водяного режиму луків до 6 раз, від видового і родового складу – до 25 раз, від типу ґрунту і фізико-хімічних характеристик – до 7 раз, від способу господарського використання – до 3 раз, від кліматичних умов – до 5 раз. В лучній екосистемі всі вищезазначені окремі фактори діють комплексно. Ряд по накопиченню ^{137}Cs в травостой має наступний вигляд: суходільні < заливні < низинні < торф'яні. Слід зазначити, що в наших дослідженнях відмінності у накопиченні ^{137}Cs травостоем в різних елементах заплавних екосистем відрізнялися не в значній ступені, лише в 2,3 рази (включаючи дію всього комплексу факторів). На нашу думку це є результатом того, що дослідження

проводилися на ґрунтах переважно важкого механічного складу, а також специфічного поєднання дії різних екологічних чинників

Таким чином, підсумовуючи вищевикладене, слід зробити наступний висновок, що з метою безпечного використання травостою заплавних луків необхідно звертати увагу на наступне: найбільш забрудненим травостоєм є травостій притерасної частини заплави, його забруднення ^{137}Cs в 2,3 рази перевищує забруднення травостою центральної заплави. Травостій прируслової частини заплави в 1,7 рази перевищує забруднення травостою центральної заплави. Тому травостій найбільш забрудненої частини заплави - притерасної може використовуватись без обмежень при вирощуванні ремонтного молодняка ВРХ, ранніх етапів відгодівлі. Використання травостою в годівлі молочних корів можливе при щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs не вище, ніж 28 кБк/м², а при заключній відгодівлі ВРХ – 26 кБк/м². Отримані результати характерні для заплавних пасовищ, які характеризуються ґрунтами з важким гранулометричним складом.

Інші чинники, що визначають процес накопичення ^{137}Cs кормовими видами природних угідь. В ході досліджень встановлені значення коефіцієнтів переходу ^{137}Cs в основні види кормів природних угідь, які наведені в табл. 3.22.

Встановлено, що на інтенсивність накопичення ^{137}Cs рослиною впливає ряд чинників, зокрема: вид рослин, фаза дозрівання, місце зростання (тип угідь, тип ґрунту, водний режим, розподіл радіонукліду в ґрунтовому профілі). Дані, що наведені в табл. 3.22 свідчать, що найвищими значеннями коефіцієнту переходу ^{137}Cs характеризувались такий вид як моління голуба: 44–168 (Бк/кг)/(кБк/м²).

Цей вид широко розповсюджений в лісових масивах Українського Полісся. При цьому відмічено більш інтенсивне накопичення радіонукліду на

початку вегетації – 168 (Бк/кг)/(кБк/м²) порівняно із кінцем вегетаційного періоду – 44 (Бк/кг)/(кБк/м²).

Таблиця 3.22

Питома активність та коефіцієнти переходу ¹³⁷Cs у різні корми природних угідь в залежності від фази дозрівання (у розрізі стаціонарів)

Вид корму	Фаза вегетації або вік травостою	Тип угідь, (місце-зростання)	№ стаціонару	Питома активність ¹³⁷ Cs у кормі**, Бк/кг	Щільність забруднення ґрунту ¹³⁷ Cs, кБк/м ²	КП, м ² /кг×10 ⁻³
Трава пасовищ	колосіння	Пасовище	1	307	629	0,5
—//—	—//—	—//—	2	127	180	0,7
—//—	—//—	—//—	3	124	25	4,9
—//—	4–8 тижд.відростання	—//—	4	736	102	7,2
—//—	12–16 тижд.відростання	—//—	4	579	92	5,8
—//—	4–8 тижд.відростання	—//—	5	1567	104	18,6
—//—	12–16 тижд.відростання	—//—	5	831	92	12,7
Біловус стиснутий	колосіння	Луки	7	42	100	0,4
Біловус стиснутий*	—//—	Лісові насадження*	6, 7а, 8	6116	114	46,9
Молінія голуба	відростання	—//—	6,8	22780	120	168
—//—	колосіння	Лісові насадження*	6,8	8163	110	68
—//—	кінець цвітіння	—//—	6,7,8,8а	5280	108	44
Осоки***	—//—	Торфовище	6	690	90	7,7
—//—	колосіння	Низина, ліс	6	3228	90	35,9
—//—	кінець цвітіння	Лісові насадження*	8	7145	150	47,6
Канарник очерет.	колосіння	Лісові вирубки	2,7,8	121	133	1,0
Чорниця звичайна	початок вегетації	Лісові насадження*	6,7,7а,8	7914	116	63
—//—	кінець вегетації	—//—	7,8а,8	5737	101	51
Верес звичайний	кінець цвітіння	—//—	6,7,8,8а	6900	87	77
Листя дуба	початок вегетації	—//—	6,8.8а	8335	123	73
—//—	кінець вегетації	—//—	8,8а	4962	127	34
Листя крушини	початок вегетації	—//—	6,7а,8а,8	1548	108	14,0
—//—	кінець вегетації	—//—	8а,8	584	101	6,0

* тип умов місцезростання В₂-В₃; ** активність кормів наведено в сухій речовині; *** осока трясучковидна, осока лісова, осока здута.

Серед інтенсивних накопичувачів ^{137}Cs серед кормових видів природних угідь слід відзначити верес звичайний, біловус стиснутий, листя дерев та чагарничків. При цьому слід відмітити таку закономірність: рослини, які ростуть під покровом лісу, більш інтенсивно накопичують ^{137}Cs , порівняно із рослинами, що ростуть на відкритих елементах рельєфу. Цей факт можна пояснити значним впливом грибів у накопиченні радіонуклідів рослиною в умовах лісових екосистем, а також шаром лісової підстилки, яка сприяє інтенсивному засвоєнню радіонуклідів рослинами.

Дослідженнями встановлено, що для більшості кормових видів рослин властива закономірність більш інтенсивного накопичення ^{137}Cs на початку вегетаційного періоду, ніж в кінці.

Інтенсивність накопичення ^{137}Cs пасовищною травою на відкритих елементах рельєфу характеризувалась середніми та низькими значеннями: 0,5–18,6 (Бк/кг)/(кБк/м²). При цьому найнижчі значення коефіцієнту переходу спостерігались на ґрунтах з більш важким гранулометричним складом – суглинках 0,5–0,7 (Бк/кг)/(кБк/м²). Більш інтенсивно радіонуклід накопичувався в пасовищній траві на супіщаних ґрунтах із потужним шаром дернини – 4,9–7,2 (Бк/кг)/(кБк/м²), особливо за умов надлишкового рівня зволоження – 12,7–18,6 (Бк/кг)/(кБк/м²).

Аналізуючи інтенсивність засвоєння ^{137}Cs пасовищною травою, що росте на відкритих елементах рельєфу, слід звернути увагу на більш інтенсивне накопичення радіонукліду травою, відібраною в період 4–8 тижня відростання порівняно із травою, відібраною в період 12–16 тижня відростання.

Вцілому, аналізуючи накопичення ^{137}Cs кормовими видами природних угідь, слід зазначити, що інтенсивність накопичення радіонукліду рослинами сильно варіює, як у розрізі стаціонарів, так і у розрізі окремих кормових видів рослин і навіть у межах одного виду рослин. Враховуючи всю сукупність відібраних зразків кормових видів природних угідь, слід

зазначити, що різниця між мінімальним і максимальним значенням коефіцієнту переходу ^{137}Cs перевищує 420 разів.

Процеси вертикальної міграції ^{137}Cs у ґрунтовому профілю та накопичення радіонукліду травостоєм. Відомо, що характер розподілу радіонуклідів в ґрунтах визначається комплексом екологічних чинників, зокрема водного режиму ґрунту, щільності забруднення ґрунту радіонуклідом, в цьому зв'язку представляють інтерес дослідження, проведені в різних екологічних підсистемах заплавної пасовищ.

Дослідженнями, які розглядалися раніше (табл. 3.18) встановлено, що швидкість міграційних процесів в різних елементах заплавної екологічної підсистем пасовищ (ЗЕП) збільшується у такому порядку: прируслова → притерасна → центральна екологічні підсистеми заплави. Найменшою швидкістю міграції радіонукліду по ґрунтовому профілю характеризується центральна частина заплави, що пов'язано із важким гранулометричним складом ґрунту та коротким періодом затоплення повеневими водами.

Іншим важливим фактором, що впливає на перерозподіл активності ^{137}Cs у ґрунтовому профілю є щільність забруднення ґрунту радіонуклідом [38]. У табл. 3.23 наведені дані щодо вертикального розподілу ^{137}Cs у зразках ґрунту шести профілів, відібраних на природних пасовищах із різною щільністю забруднення радіонуклідом. Дані табл. 3.23 свідчать про те, що основна частина активності знаходиться у верхньому 20-см шарі ґрунту. Ця закономірність характерна як для середніх, так і для високих рівней забруднення ґрунту. Але швидкість міграційних процесів збільшується при зростанні забруднення ґрунту.

Більш детальна інформація щодо результатів статистичної обробки даних щодо вертикального розподілу ^{137}Cs в ґрунтовому профілі станом на 26 квітня 1996 року наведена в табл. 3.24.

Таблиця 3.23

Вертикальний розподіл ^{137}Cs у ґрунтовому профілі, станом на 26 квітня 1996 року*

Шар ґрунту, см	Рівень забруднення ґрунту ^{137}Cs					
	низький		середній		високий	
	питома активність ^{137}Cs в ґрунті, Бк/кг СР					
	ґрунтовий профіль 1	ґрунтовий профіль 2	ґрунтовий профіль 3	ґрунтовий профіль 4	ґрунтовий профіль 5	ґрунтовий профіль 6
Дернина	62±3	48±1	4806±146	56323±1698	7654±234	6658±201
0–1	125±5	48±1	5705±172	42642±1282	9007±273	6594±199
1–2	64±3	50±1	5486±165	31375±944	8598±260	6784±205
2–3	52±1	44±1	5330±161	5221±160	9283±281	7638±230
3–5	34±1	36±1	4432±133	2044±62	8525±257	8583±259
5–10	14,0±0,6	14,7±0,5	2153±65	360±1	31278±942	10891±328
10–15	13,3±0,6	3,3±0,3	605±19	57±1	12635±380	8980±270
15–20	10,7±0,5	1,9±0,3	93±3	45±1	1136±35	4145±126
20–25	6,4±0,4	0,8±0,1	13,2±0,5	28±1	63±3	102±3
25–40	2,1±0,2	1,4±0,1	3,6±0,2	29±1	31±3	18±2

* дослідження проводились в межах проекту досліджень, при фінансовій підтримці DFG, на тему: «Міграція продуктів радіоактивного розпаду в сильно забруднених районах України», який спільно виконувався з співробітниками Центру по радіаційному захисту та радіоекології Університету Ганновер (Німеччина) та Державної агроекологічної академії України.

Таблиця 3.24

Результати статистичної обробки даних щодо вертикального розподілу ^{137}Cs у ґрунтовому профілі, станом на 26 квітня 1996 року

Шар ґрунту, см	Різниця за рівнем забруднення ґрунту ^{137}Cs (v=4)					
	профіль 1- профіль 2		профіль 3- профіль 4		профіль 5- профіль 6	
	d±md	td	d±md	td	d±md	td
Дернина	14 ±3,16	4,43*	-51517 ±1704,2	30,23	996 ±308,48	3,23*
0–1	77 ±5,1	15,10***	-36937 ±1293,49	28,56	2413 ±337,83	7,14**
1–2	14 ±3,16	4,43*	-25889 ±958,31	27,02	1814 ±331,1	5,48**
2–3	8 ±1,41	5,66**	109 ±226,98	0,48	1645 ±363,13	4,53*
3–5	-2 ±1,41	1,41	2388 ±146,74	16,27***	-58 ±364,87	0,16
5–10	-0,7 ±0,78	0,90	1793 ±65,01	27,58***	20387 ±997,47	20,44***
10–15	10 ±0,67	14,91***	548 ±19,03	28,80***	3655 ±466,15	7,84**
15–20	8,8 ±0,58	15,09***	48 ±3,16	15,18***	-3009 ±130,77	23,01***
20–25	5,6 ±0,41	13,58***	-14,8 ±1,12	13,24***	-39 ±4,24	9,19***
25–40	0,7 ±0,22	3,13*	-25,4 ±1,02	24,91***	13 ±3,61	3,61*

Продовження таблиці 3.24

Результати статистичної обробки даних щодо вертикального розподілу ^{137}Cs у ґрунтовому профілі, станом на 26 квітня 1996 року

Шар ґрунту, см	Різниця за рівнем забруднення ґрунту ^{137}Cs					
	профіль 1- профіль 3		профіль 1- профіль 5		профіль 3- профіль 5	
	d±md	td	d±md	td	d±md	td
Дернина	-4744±146,1	32,47***	-7592 ±234,0	32,44***	-2848 ±275,8	10,33***
0–1	-5580 ±172,1	32,42***	-8882 ±273,0	32,53***	-3302 ±322,7	10,23***
1–2	-5422 ±162,6	33,35***	-8534 ±260,0	32,82***	-3112 ±307,94	10,11***
2–3	-5278 ±161,0	32,78***	-9231 ±281	32,85***	-3953 ±323,85	12,21***
3–5	-4398 ±133,0	33,07***	-8491 ±257	33,04***	-4093 ±289,38	14,14***
5–10	-2139 ±65,0	32,91***	-31264 ±942	33,19***	-29125 ±944,24	30,84***
10–15	-591,7 ±19,0	31,14***	-12622 ±380	33,22***	-12030 ±380,5	31,62***
15–20	-82,3 ±3,04	27,07***	-1125,3 ±35	32,15***	-1043 ±35,13	29,69***
20–25	-6,8 ±0,64	10,63***	-56,6 ±3,03	18,68***	-49,8 ±3,04	16,38***
25–40	-1,5 ±0,28	5,36**	-28,9 ±3,01	9,60***	-27,4 ±3,01	9,10***

Продовження таблиці 3.24

Шар ґрунту, см	Різниця за рівнем забруднення ґрунту ^{137}Cs					
	профіль 2- профіль 4		профіль 2- профіль 6		профіль 4- профіль 6	
	d±md	td	d±md	td	d±md	td
Дернина	-56275 ±1698,0	33,14***	-6610 ±201,0	32,89***	+49665 ±1709	29,06***
0–1	-42594 ±1282,0	33,22***	-6546 ±199,0	32,89***	+36048±1297,3	27,79***
1–2	-31325 ±944,0	33,18***	-6734 ±205	32,85***	+24591 ±966	25,46***
2–3	-5177 ±160,0	32,36***	-7594 ±230	33,02***	-2417 ±280,2	8,63***
3–5	-2008 ±62,01	32,38***	-8547 ±259	33,00***	-6539 ±266,32	24,56***
5–10	-345,3 ±1,12	308,30***	-10876,3 ±328	33,16***	-10531 ±328	32,11***
10–15	-53,7 ±1,04	51,63***	-8976,7 ±270	33,25***	-8923 ±270	33,05***
15–20	-43,1 ±1,04	41,44***	-4143,1 ±126	32,88***	-4100 ±126	32,54***
20–25	-27,2 ±1,00	27,20***	-101,2 ±3	33,73***	-74,0 ±3,16	23,42***
25–40	-27,6 ±1,00	27,60***	-16,6 ±2	8,30**	+11,0 ±2,24	4,95**

Примітки: ν – число ступенів свободи. Результати вважали статистично-достовірними при $P < 0,05$ (*), $P < 0,01$ (**), $P < 0,001$ (***)

Дані, наведені в табл. 3.25 свідчать про те, що при високих рівнях забруднення ґрунту значна частина активності (до 25%) зосереджена в шарі 5–15 см, в той час як при середніх та низьких рівнях забруднення ґрунту ^{137}Cs в даному шарі знаходиться менш ніж 5% радіонукліда.

Таблиця 3.25

Частка питомої активності ^{137}Cs у різних шарах ґрунтового профілю, станом на 26 квітня 1996 року

Шар ґрунту, см	Рівень забруднення ґрунту ^{137}Cs					
	низький		середній		високий	
	% від питомої активності ^{137}Cs у ґрунтовому профілі					
	Ґрунтовий профіль 1	Ґрунтовий профіль 2	Ґрунтовий профіль 3	Ґрунтовий профіль 4	Ґрунтовий профіль 5	Ґрунтовий профіль 6
Дернина	16,2	19,3	16,8	40,8	8,7	11,0
0–1	32,6	19,3	19,9	30,9	10,2	10,9
1–2	16,7	20,2	19,2	22,7	9,7	11,2
2–3	13,6	17,7	18,6	3,8	10,5	12,6
3–5	8,9	14,5	15,5	1,5	9,7	14,2
5–10	3,7	5,9	7,5	0,3	35,5	18,0
10–15	3,5	1,3	2,1	0,0	14,3	14,9
15–20	2,8	0,8	0,3	0,0	1,3	6,9
20–25	1,7	0,3	0,0	0,0	0,1	0,2
25–40	0,5	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0

* дослідження проводились в межах проекту досліджень, при фінансовій підтримці DFG, який спільно виконувався з співробітниками Центру по радіаційному захисту та радіоекології Університету Ганновер (Німеччина) та Державної агроекологічної академії України.

Тому слід очікувати зниження коефіцієнтів переходу ^{137}Cs в рослини при підвищенні щільності забруднення ґрунту радіонуклідом.

У місцях відбору ґрунтових профілів дозиметром проводились виміри потужності експозиційної дози опромінення, яка в даний час визначається головним чином гама-опромінюванням, яке виникає внаслідок розпаду ^{137}Cs . Рис. 3.1 ілюструє лінійну залежність потужності експозиційної дози від щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs , яка описується наступним рівнянням регресії: $y = 3,5901x + 44,358$, при $R^2 = 0,87$.

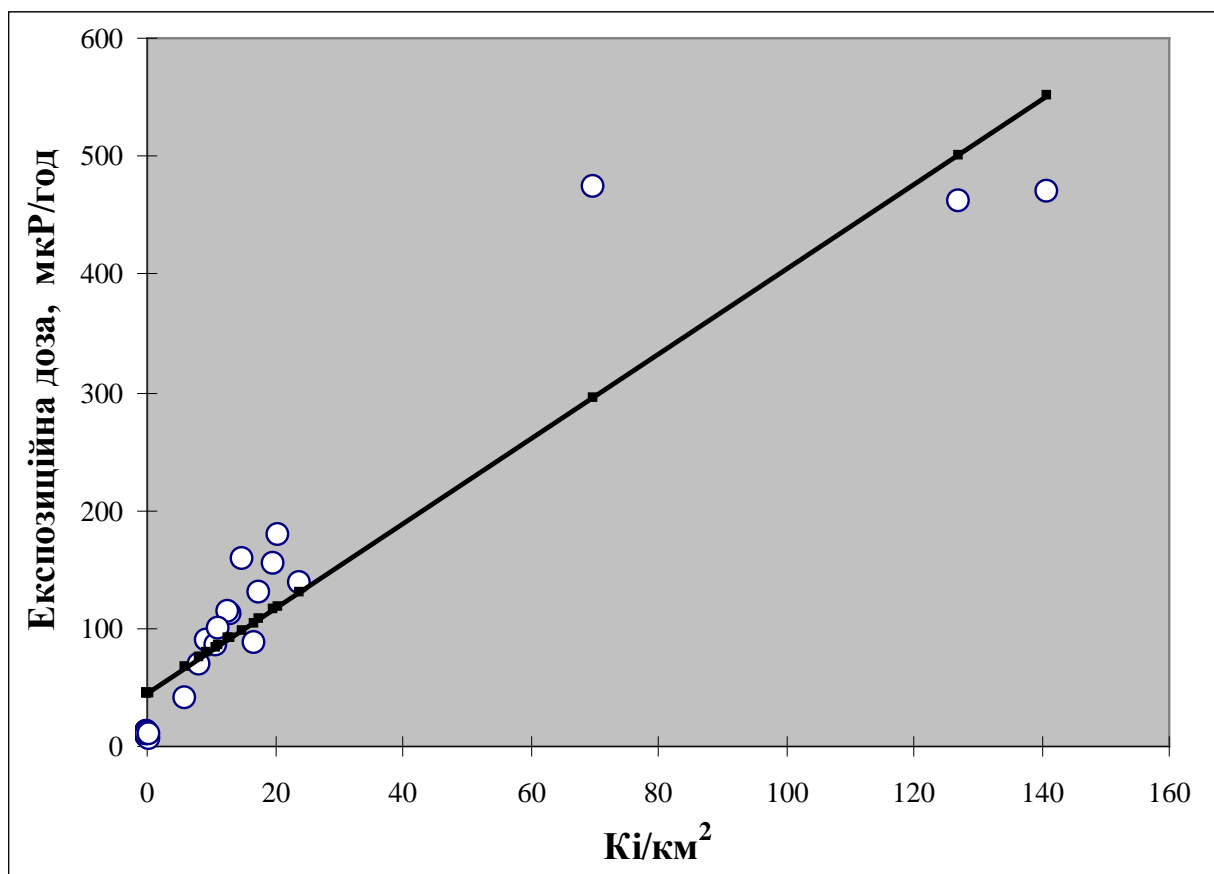


Рис. 3.1. Залежність між експозиційною дозою та щільністю забруднення ґрунту ^{137}Cs .
 $Y = 3,5901x + 44,358$, при $R^2 = 0,87$

Загальний вигляд типових ґрунтових профілів дерново-лучних ґрунтів заплавних пасовищ (стаціонар № 1, 2) наведений в додатку К: на рис. К. 1 та К. 2, а дерново-підзолистих супіщаних, слабооторфофаних ґрунтів суходолів тимчасово збиткового рівня зволоження (стаціонар № 3, 4, 5, 6, 7) – в додатку К: на рис. К. 3.

Динаміка питомої активності ^{137}Cs у кормах природних угідь та коефіцієнти переходу радіонукліда у трофічному ланцюзі «грунт – рослина». Польові дослідження щодо динаміки забруднення ^{137}Cs кормових видів природних кормових угідь проводились у 1992–2005 рр. в районі сіл Христинівка, Липські Романи, Журба, Деркачі, Збраньківці Народицького та Овруцького районів Житомирської області. Характеристика стаціонарів наведена в табл. 2.2. Зведені дані щодо динаміки коефіцієнтів переходу ^{137}Cs в травостій природних пасовищ, листя та пагони дерев за 14 річний період спостережень (1992–2005 рр.) на стаціонарах Овруцького району наведені в табл. 3.26, а результати статистичної обробки результатів в табл. 3.27. Найнижчі значення коефіцієнтів переходу ^{137}Cs спостерігалися у пасовищної трави заплавних пасовищ, яка росте на дерново-лучних автоморфних ґрунтах – $0,22\text{--}1,0 \text{ м}^2/\text{кг}\cdot 10^{-3}$ та кунічник, що росте на дерново-підзолистих ґрунтах в умовах лісових насаджень – $1\text{--}1,41 \text{ м}^2/\text{кг}\cdot 10^{-3}$. Більш високими значеннями коефіцієнтів переходу ^{137}Cs характеризувався травостій гідроморфних оторфованих пасовищ – $6,9\text{--}16,6 \text{ м}^2/\text{кг}\cdot 10^{-3}$, а найвищими – осоки низинних пасовищ – $27,4 \text{ м}^2/\text{кг}\cdot 10^{-3}$.

Встановлено, що травостій біловуса, який росте під покривом лісу характеризується більш високими коефіцієнтами переходу ^{137}Cs – $46,9\text{--}49,7 \text{ м}^2/\text{кг}\cdot 10^{-3}$, ніж травостій відкритих елементів рельєфу $0,4\text{--}1,0 \text{ м}^2/\text{кг}\cdot 10^{-3}$. Це пов'язано із впливом грибів у перерозподілі активності в лісових угіддях.

Найбільш високими значеннями коефіцієнтів переходу ^{137}Cs характеризувався травостій молінії, яка є кормовим видом лісових угідь – $77 \text{ м}^2/\text{кг}\cdot 10^{-3}$.

Коефіцієнти переходу ^{137}Cs в листя та пагони дерев змінювались від мінімального показника 6 до максимального – $129 \text{ м}^2/\text{кг}\cdot 10^{-3}$ в залежності від виду дерев.

Коефіцієнти переходу ^{137}Cs в фітомасу вересових видів змінювались від 58 до $112 \text{ м}^2/\text{кг}\cdot 10^{-3}$. В середньому за період досліджень показники КП були дещо вищими у фітомасу вересу звичайного порівняно із чорницею.

Таблиця 3.26

Динаміка питомої активності та коефіцієнти переходу ^{137}Cs у корми природних угідь

Корми природних угідь	1992 р. ^а			1996–1997 рр.			2003–2005 рр.		
	n	Питома активність ^{137}Cs в СР, Бк/кг	КП, м ² /кг×10 ⁻³	n	Питома активність ^{137}Cs в СР, Бк/кг	КП, м ² /кг×10 ⁻³	n	Питома активність ^{137}Cs в СР, Бк/кг	КП, м ² /кг×10 ⁻³
Трава заплавного пасовища (стаціонар 1)	54	631±32*	0,6±0,03*	–	–	–	9	243±164	0,22±0,15
Трава заплавного пасовища (стаціонар 2)	54	401±25***	1,0±0,05**	–	–	–	15	109±44,5	0,28±0,12
Куничник наземний, лісові насадження; ТЛУ: В ₂ -В ₃	1	269	1	2	161	1	7	183±120	1,41±0,86
Біловус стиснутий, луки	5	70±45	1±0,3	4	72±30	0,6±0,2	4	42±10	0,4±0,1
Біловус стиснутий, лісові насадження; ТЛУ: В ₂ -В ₃	8	6700±200	49,7±3	–	–	–	8	6116±250	46,9±2,8
Молінія голуба, лісові насадження; ТЛУ: В ₂ -В ₃	13	12070±3100	137±29	4	11720±4790	88±26,8	11	9248±8682	77±48,5
Листя верби, перелоги	8	1029±60	14±3,1*	8	960±180	6±1,2	–	–	–
Листя крушини, лісові насадження; ТЛУ: В ₂ -В ₃	5	3250±670*	28±4*	–	–	–	5	1068±639	9,5±4,7
Листя дуба, лісові насадження; ТЛУ: В ₂ -В ₃	4	6225±920	44±7	6	10400±5000**	66±30	11	5676±3019	48±21,3
Листя осики, лісові насадження; ТЛУ: В ₂ -В ₃	6	8344±5600**	86±35	3	2918±2100	20±14	–	–	–
Листя горобини, лісові насадження; ТЛУ: В ₂ -В ₃	5	5464±600	66±16,7	4	7709±780**	44±49	9	4109±782	35±15,5
Верес звичайний, лісові насадження; ТЛУ: В ₂ -В ₃	6	27953±1073 2	112±43	4	21549±5800*	158±34	17	5772±3888	64±23,0
Фітомаса чорниці, лісові насадження; ТЛУ: В ₂ -В ₃	24	17467±2360 **	112±22	6	23436±5370*	131±30	11	5991±3764	58±22,2
Білий гриб, лісові насадження; ТЛУ: В ₂ -В ₃	3	24056±4730 *	239±47	10	43686±5450**	249±31	5	65980±5760*	514±212
Лисичка, лісові насадження; ТЛУ: В ₂ -В ₃	3	81773±2687 0	356±117	1	53928	963	5	–	453±122

Примітка. ^а дані 1992 р. не є частиною нашого дослідження, а наводяться з метою оцінки забруднення кормів ^{137}Cs у попередній період.

Результати вважали статистично-достовірними при $P<0,05$ (*), $P<0,01$ (**), $P<0,001$ (***)

Таблиця 3.27

Результати статистичної обробки даних щодо динаміки питомої активності та коефіцієнтів переходу ^{137}Cs у корми природних угідь

Корми природних угідь	1992 р. ^a проти 1996-1997 рр.			1992 проти 2003-2005 рр.			1996/1997 рр. проти 2003-2005 рр.		
	v	Питома активність ^{137}Cs в СР, Бк/кг	Кп, $\text{м}^2/\text{кг} \times 10^{-3}$	v	Питома активність ^{137}Cs в СР, Бк/кг	Кп, $\text{м}^2/\text{кг} \times 10^{-3}$	v	Питома активність ^{137}Cs в СР, Бк/кг	Кп, $\text{м}^2/\text{кг} \times 10^{-3}$
Трава заплавної пасовища (стаціонар 1)	–	–	–	61	* +388 ±167,1	* 0,4 ±0,15	–	–	–
Трава заплавної пасовища (стаціонар 2)	–	–	–	67	*** +292 ±51,04	*** 0,7 ±0,13	–	–	–
Куничник наземний, лісові насадження; ТЛУ: В ₂ -В ₃	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Біловус стиснутий, луки	7	-2 ±54,08	+0,4 ±3,01	7	28 ±46,1	0,6 ±3	6	30 ±31,62	0,2 ±0,22
Біловус стиснутий, лісові насадження; ТЛУ: В ₂ -В ₃	–	–	–	14	584 ±320,16	2,8 ±4,1	–	–	–
Молінія голуба, лісові насадження; ТЛУ: В ₂ -В ₃	15	+350 ±3100,3	+49 ±39,49	22	2822 ±9218,85	60 ±56,51	13	2472 ±8682,13	11 ±55,41
Листя верби, перелogi	14	+69 ±189,74	* +8 ±3,32	–	–	–	–	–	–
Листя крушини, лісові насадження; ТЛУ: В ₂ -В ₃	–	–	–	8	* +2182±925,8	* +18,5±6,17	–	–	–
Листя дуба, лісові насадження; ТЛУ: В ₂ -В ₃	8	** -4175 ±921,36	-22 ±30,81	13	549 ±3156,07	-4,0 ±22,42	15	+4724 ±3019,41	+18 ±36,79
Листя осики, лісові насадження; ТЛУ: В ₂ -В ₃	7	*** +5426 ±598,1	+66 ±37,7	–	–	–	–	–	–
Листя горобини, лісові насадження; ТЛУ: В ₂ -В ₃	7	-2245 ±984,07	+22 ±51,77	12	+1355 ±985,66	+31 ±22,78	11	** +3600 ±1104,5	+9 ±51,39
Верес звичайний, лісові насадження; ТЛУ: В ₂ -В ₃	8	+6404 ±12199,01	-46 ±54,82	21	+22181 ±11414,57	+48 ±48,76	19	* +15777 ±6982,59	+94 ±41,05
Фітомаса чорниці, лісові насадження; ТЛУ: В ₂ -В ₃	28	-5969 ±5865,71	-19 ±37,2	37	** +11476 ±4442,67	+54 ±31,25	15	* +17445 ±6557,79	+73 ±37,32
Білий гриб, лісові насадження; ТЛУ: В ₂ -В ₃	11	* -19630 ±7216,33	-10 ±56,3	6	** -41924 ±7453,22	-275 ±217,15	13	* -22294 ±7929,7	-265 ±214,25
Лисичка, лісові насадження; ТЛУ: В ₂ -В ₃									

Примітка. ^a дані 1992 р. не є частиною нашого дослідження, а наводяться з метою оцінки забруднення кормів ^{137}Cs у попередній період. Результати вважали статистично-достовірними при $P < 0,05$ (*), $P < 0,01$ (**), $P < 0,001$ (***).

Рівень забруднення грибів змінювався в широких межах, головним чином залежно від їх виду. Найбільш низьким накопиченням відрізнялись білі гриби $239\text{--}514 \text{ м}^2/\text{кг}\cdot 10^{-3}$ у 1992 та 2005 році, відповідно. Більш інтенсивно ^{137}Cs накопичувався у лисичках, де середні рівні акумуляції ^{137}Cs сягали 356 та навіть $963 \text{ м}^2/\text{кг}\cdot 10^{-3}$ у 1992 та 1997 році, відповідно. Слід зазначити, що активність білого гриба зростала в післячорнобильський період, що пов'язано із глибоким заляганням (розміщенням) міцелію у ґрунті та процесами вертикальної міграції радіонуклідів вниз по ґрунтовому профілю.

Практично на всіх стаціонарах, які представлені перелогоми, природними пасовищами та лісовими насадженнями знизилась питома активність ^{137}Cs в пасовищній траві, фітомасі дерев та чагарничків приблизно у три рази (рис. 3.2).

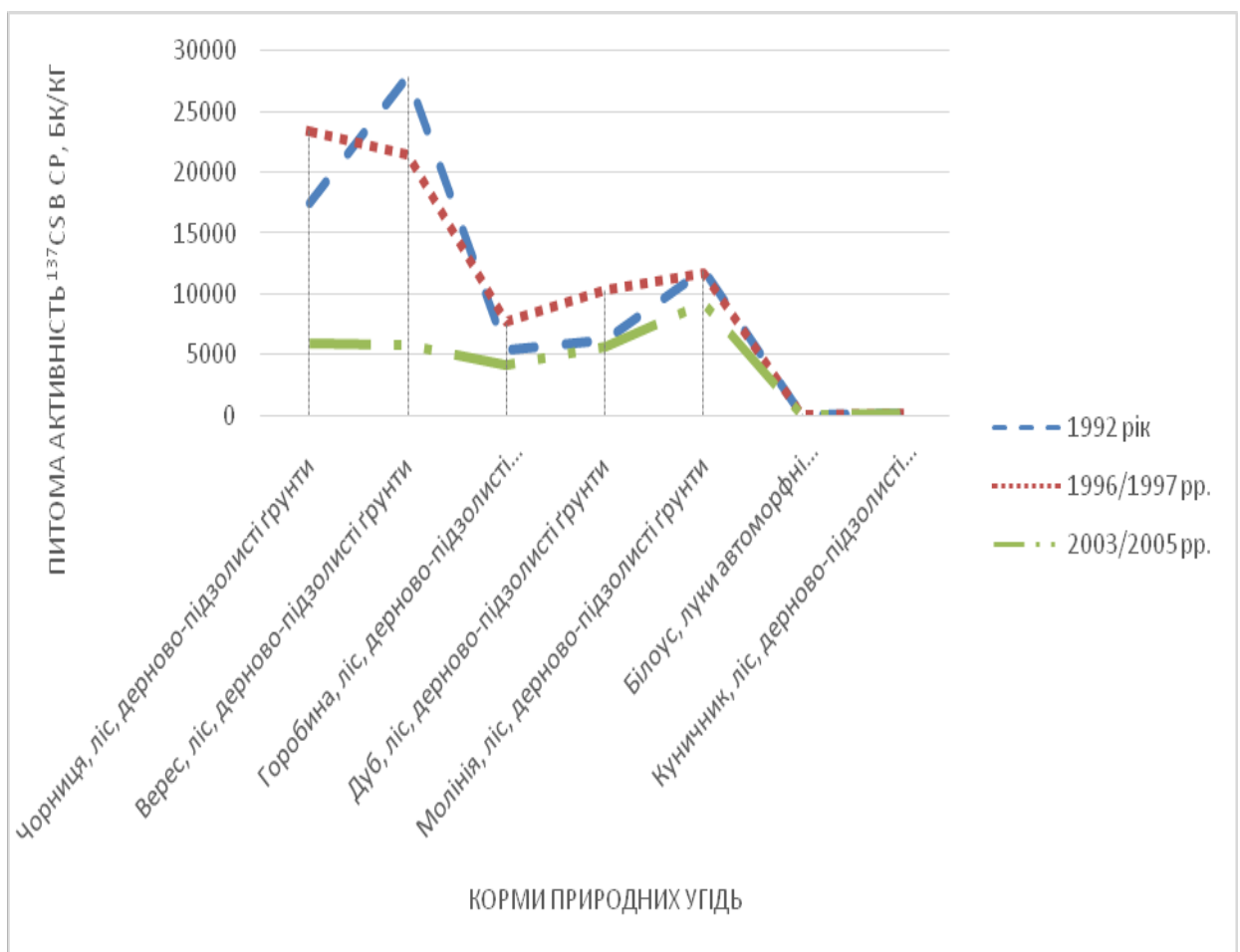


Рис. 3.2. Динаміка питомої активності ^{137}Cs в окремих кормах природних угідь

Також простежувалася тенденція щодо зменшення значень коефіцієнтів переходу радіонукліду в трофічному ланцюгу ґрунт – рослина приблизно у 2 рази (рис. 3.3). Цей факт пов'язаний із вертикальною міграцією радіонукліду по ґрунтовому профілю, процесами зв'язування радіонукліду ґрунтово–поглинаючим комплексом, а також періодом напіврозпаду радіонукліду.

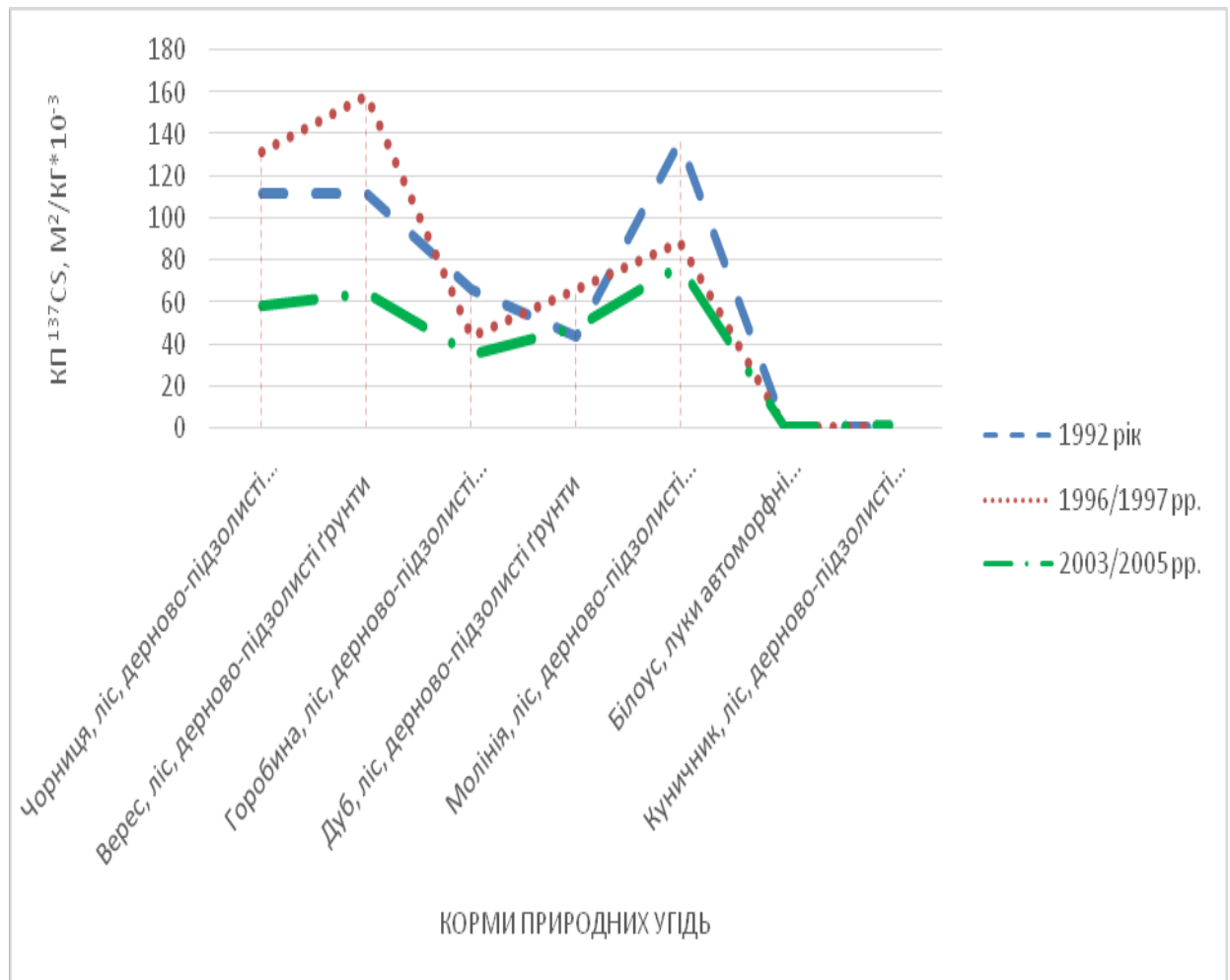


Рис. 3.3. Динаміка коефіцієнтів переходу ^{137}Cs в окремі корми природних угідь

3.4. Дослідження міграції радіонуклідів у продукцію тварин

Радіологічні наслідки випасу великої рогатої худоби на природних угіддях. При вивченні радіологічних особливостей використання природних угідь великою рогатою худобою нами розраховувалися значення граничної щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs , при яких можливий випас худоби для одержання молока або проведення заключної відгодівлі.

При цьому використовувались дані щодо особливості накопичення ^{137}Cs основними кормовими видами на дослідних стаціонарах (табл. 3.22). Результати радіоспектрометричного аналізу зразків кормових видів рослин дають можливість здійснювати прогнозування забрудненості молока і яловичини при використанні тваринами окремих кормових видів рослин. А також встановити граничну щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs , при використанні конкретного типу кормових угідь, при якій забезпечується не перевищення допустимих рівнів вмісту радіонукліду в продукції скотарства.

Так, зокрема встановлено, що природні угіддя є дуже важливим джерелом забруднення продукції скотарства ^{137}Cs . На дослідних стаціонарах використання окремих видів кормів тваринами, наприклад молінні голубої, вересу звичайного та інших видів може призвести до неконтрольовано високого надходження радіонукліду в яловичину та молоко. Розрахунки свідчать, що при споживанні в якості єдиного корму тваринами на заключному етапі відгодівлі таких кормів, як моління голуба, верес звичайний вже при щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs понад $0,1 \text{ Ки/км}^2$ може призвести до забруднення яловичини вище існуючого сьогодні допустимого нормативу 200 Бк/кг , а молока – 100 Бк/кг (табл. 3.26). В той же час пасовищну траву, що росте на дернових лучних ґрунтах суглинистого складу можна використовувати в заключні періоди відгодівлі та для випасу молочних корів, навіть при щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs – $36\text{--}53 \text{ Ки/км}^2$.

Дані, що наведені в табл. 3.26, свідчать, що корми з лісових насаджень небезпечно використовувати в заключний період відгодівлі та для випасу молочних корів вже при щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs – $0,1\text{--}0,5 \text{ Ки/км}^2$, осокові види – при щільності $0,5\text{--}3 \text{ Ки/км}^2$, суходільні пасовища, сформовані на супіщаних ґрунтах – при щільності $1,7\text{--}5 \text{ Ки/км}^2$. В той же час травостій заплавних пасовищ, які сформовані на ґрунтах більш важкого гранулометричного складу (суглинках), можна використовувати при щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs – понад 35 Ки/км^2 .

Таблиця 3.26

Прогнозні рівні забруднення продукції скотарства ¹³⁷Cs за використання різних кормів природних угідь

Вид корму	Фаза вегетації або вік травостою	Тип угідь, (місцезростання)	№ стаціонару	Тип пасовища	Гранулометричний склад ґрунту	Прогнозні рівні забруднення ¹³⁷ Cs при щільності забруднення ґрунту 1 кі/км ² , Бк/кг**				Гранична щільність забруднення ґрунту ¹³⁷ Cs, кі/км ^{2***}
						пасов. трава	ялови чина	молоко	кал	
Трава пасовищна	колосіння	Пасовище	1	Зц	Суглинок	18	4	2	28	53
Трава пасовищна	колосіння	Пасовище	2	Зп	Суглинок	26	6	3	41	36
Трава пасовищна	колосіння	Пасовище	3	С/ СТНРЗ	Супісь	183	39	18	287	5,2
Трава пасовищна	4-8 тиждень відростання	Пасовище	4	СТНРЗ	пісок+торф (дернина)	266	56	27	418	3,6
Трава пасовищна	12-16 тиждень відростання	Пасовище	4	СТНРЗ	пісок+торф (дернина)	233	49	23	367	4,1
Трава пасовищна	4-8 тиждень відростання	Пасовище	5	СТНРЗ	пісок+торф (дернина)	560	118	56	880	1,7
Трава пасовищна	12-16 тиждень відростання	Пасовище	5	СТНРЗ	пісок+торф (дернина)	333	70	33	524	2,8
Біловус стиснутий	колосіння	Луки	7	СТНРЗ	Пісок	15	3	2	24	62
Біловус стиснутий	колосіння	Ліс*	6, 7а, 8	С	пісок+лісова підстилка	1985	418	198	3119	0,5
Молінія голуба	відростання	Ліс*	6,8	СТНРЗ	пісок+лісова підстилка	7024	1479	701	11037	0,1
Молінія голуба	колосіння	Ліс*	6,8	СТНРЗ	пісок+лісова підстилка	2746	578	274	4315	0,3
Молінія голуба	кінець цвітіння	Ліс*	6,7,8,8а	СТНРЗ	пісок+лісова підстилка	1814	382	181	2851	0,5
Осокі****	кінець цвітіння	Пасовище	6	СТНРЗ/ Н	пісок+торф (дернина)	284	60	28	446	3,3
Осокі****	колосіння	низина, ліс	6	СТНРЗ/ Н	пісок+торф (дернина)	1327	279	132	2085	0,7
Осокі****	кінець цвітіння	Ліс*	8	С	пісок+лісова підстилка	1762	371	176	2770	0,5
Канарник очерет.	колосіння	лісові вируб.	2,7,8	С	пісок+лісова підстилка	34	7	3	53	28
Чорниця звичайна	початок вегетації	Ліс*	6,7,7а,8	С	пісок+лісова підстилка	2524	532	252	3967	0,4
Чорниця звичайна	кінець вегетації	Ліс*	7,8а,8	С	пісок+лісова підстилка	2102	443	210	3302	0,5
Верес звичайний	кінець цвітіння	Ліс*	6,7,8,8а	С	пісок+лісова підстилка	2937	619	293	4616	0,3
Листя дуба	початок вегетації	Ліс*	6,8,8а	С	пісок+лісова підстилка	2502	527	250	3932	0,4
Листя дуба	кінець вегетації	Ліс*	8,8а	С	пісок+лісова підстилка	1451	306	145	2281	0,7
Листя крушини	початок вегетації	Ліс*	6,7а,8а,8	С	пісок+лісова підстилка	529	111	53	832	1,8
Листя крушини	кінець вегетації	Ліс*	8а,8	С	пісок+лісова підстилка	214	45	21	336	4,4

* – тип лісорослинних умов В₂-В₃; ** – активність екскрементів та кормів природних угідь трави наведена в перерахунку на суху речовину; *** – гранична щільність забруднення ґрунту ¹³⁷Cs при використанні конкретного виду корму (як єдиного в структурі раціону) при виробництві молока або яловичини на заключному етапі відгодівлі; **** – Осока трясучковидна, осока лісова, осока здута.

Примітки: С- суходіл; СТНРЗ- суходіл тимчасово надлишкового рівня зволоження; Зц- центральна частина заплави; Зп- притерасна частина заплави; Н- низина

Забруднення молока корів ^{137}Cs залежно від якості та пропозиції пасовищного корму. У практичних умовах виробництва продукції тваринництва на забруднених радіонуклідами територіях часто виникають труднощі у інтерпретації, отриманих на пасовищах, результатів радіоекологічних досліджень. Це перш за все пов'язано із тим, що на пасовищах важко оцінити реальну кількість спожитого корму тваринами, а відповідно і кількість спожитих радіонуклідів. Ці труднощі обумовлені рядом всім відомих причин включаючи: зміни продуктивності пасовищ, ботанічного складу травостою, внеску ґрунтових частинок у надходження радіонуклідів в організм тварин, а також відсутністю реальних методичних підходів, які б дозволяли більш точно проводити оцінку радіологічних наслідків випасу тварин на пасовищі.

У цьому зв'язку нами пропонується конкретні методичні підходи щодо інтерпретації радіологічних наслідків використання пасовищ тваринами. Ці підходи полягають у тому, що забруднення продукції тваринництва слід пов'язувати з якістю та пропозицією пасовищного корму під час проведення досліджень.

Аналіз літературних джерел свідчить, що ефективність літньої годівлі залежить від умов випасу тварин: зокрема якості та пропозиції пасовищного корму [198, 199, 205].

Традиційно при використанні пасовищ акцентують увагу переважно на якісні показники травостою і практично не звертають увагу на показники пропозиції пасовищного корму. Якість травостою безпосередньо визначають за його поживністю, а опосередковано – за його висотою, віком (або фазою дозрівання), кількістю бобових видів у травостой.

Пропозиція корму є також важливим чинником, який впливає на споживання пасовищного корму тваринами. Вона визначається кількістю пасовищного корму, який пропонується тварині протягом доби відносно

добової потреби тварин в цьому кормі. Як правило при високій пропозиції корму кількість пропонованого пасовищного корму у 2 рази перевищує потребу тварин, при відповідній висоті травостою. Це стимулює селективне або вибіркоче споживання корму, збільшує об'єми споживання корму та продуктивність тварин. При недостатній висоті травостою та у випадку, якщо кількість пропонованого пасовищного корму менш, ніж у 1,5 рази перевищує потребу у ньому говорять про низьку пропозицію корму. В більшості експериментів проведених на пасовищах встановлено, що збільшення пропозиції пасовищного корму сприяє збільшенню його споживання та продуктивності тварин [198, 199, 205].

Таким чином споживання пасовищного корму та радіонуклідів тваринами безпосередньо пов'язано із показниками якості і пропозиції пасовищного корму. А основна стратегія використання пасовищ є створення умов для максимального споживання сухої речовини жуйними тваринами.

Показники якості та пропозиції пасовищного корму доволі просто визначати в польових умовах за продуктивними показниками травостою розробленими нами в ході досліджень [11].

У цьому зв'язку безпосередній інтерес викликають дослідження радіологічних наслідків випасу корів за різної якості та пропозиції пасовищного корму.

Дослідження проводились в умовах стаціонарів 1 та 2 розміщених на території с. Христинівка Народицького району Житомирської області в літній пасовищний період 1996 року. Стаціонар 1 та 2 це заплавні пасовища в долині річки Уж, розташовані на території с. Христинівка, Народицького району Житомирської області. Рельєф місцевості рівнинний. Ґрунти на стаціонарі 1 – дерново-лучні, суглинкові, автоморфні, а на стаціонарі 2 – дерново-лучні, суглинкові, гідроморфні (табл. 2.2.).

У ході досліджень дві групи корів приватного сектору у кількості 4 голови на кожному з стаціонарів випасали на пасовищі протягом пасовищного періоду.

Середні проби молока відбиралися протягом трьох днів в різні періоди пасовищного сезону, заморожувалися на кріофільному обладнанні “BETA-1” німецької фірми CHRIST з метою подальших радіоспектрометричних досліджень в Шведському аграрному університеті (м.Упсала).

Радіоспектрометричний аналіз зразків ґрунту та пасовищної трави також проводився у вищезазначеному науково–дослідному центрі.

Дані табл. 3.11 (наведеної раніше) свідчать, що питома активність ^{137}Cs в травостоях різних стаціонарів була практично однаковою, хоча щільність забруднення ґрунту радіонуклідом була значно вищою на стаціонарі 1 порівняно із стаціонаром 2 (табл. 2.2). Дана відмінність дозволяла проводити оцінку внеску ^{137}Cs ґрунтового походження у забруднення молока корів.

Результати досліджень щодо забруднення молока корів у розрізі окремих стаціонарів наведені в табл. 3.27.

Результати оцінки умов випасу корів на пасовищах свідчать про те, що найкращі умови живлення корів, а відповідно і споживання пасовищного корму спостерігалось у кінці травня. У червні умови живлення тварин дещо погіршувалися, в зв'язку з споживанням тваринами дещо перезрілого травостою, який характеризується більш низькими показниками споживання, ніж травневий травостій.

Найгіршими умовами випасу характеризувалися травостої липня та серпня місяця. Ці травостої були низькопродуктивними і тому в меншій мірі забезпечували потреби тварин у пасовищному кормі. Крім того липневі та серпневі травостої на нашу думку сприяють більш високому споживанню ґрунтових частинок тваринами, а тому збільшують ймовірність забруднення молока корів ^{137}Cs ґрунтового походження.

Таблиця 3.27

Питома активність ^{137}Cs у молоці корів залежно від якості та пропозиції пасовищного корму на стаціонарі 1 та 2, Бк/кг

Показники оцінки умов випасу	Умови випасу корів на пасовищі у різні періоди пасовищного сезону на стаціонарах 1 та 2			
	<i>травень</i> (висока якість та пропозиція пасовищного корму)	<i>червень</i> (середня якість та пропозиція пасовищного корму)	<i>липень</i> (низька пропозиція пасовищного корму)	<i>серпень</i> (низька пропозиція пасовищного корму)
Врожайність перед випасом, ц СР/га	12–20	20–25	< 7	< 5
Висота травостою, см	15–25	30–35	<7	<5
Частка бобових у травостої, %	>20	10–20	10–20	10–20
Питома активність ^{137}Cs у молоці корів в умовах стаціонару 1				
корова 1	53	69	111	103
корова 2	37	62	15	34
корова 3	12	30	16	12
корова 4	141	76	203	35
<i>M ± m</i>	61±28	59±10	86±45	46±20
Питома активність ^{137}Cs у молоці корів в умовах стаціонару 2				
корова 1	30	15	5	4
корова 2	63	16	6	5
корова 3	89	12	10	17
корова 4	–	14	9	12
<i>M ± m</i>	61±17	14±1*	8±1*	10±3*

Результати вважали статистично-достовірними при $P < 0,05$ (*).

Дослідження забруднення молока корів на стаціонарі 1 та 2, які випасалися в умовах різної якості та пропозиції пасовищного корму свідчать, що загалом за поліпшення умов випасу тварин концентрація ^{137}Cs у молоці збільшується, особливо це спостерігається в умовах стаціонару 2 (табл. 3.27). Поряд із тим в умовах стаціонару 1 така тенденція менш очевидна, що, на нашу думку, зумовлено впливом ^{137}Cs , що міститься у ґрунті, на надходження радіонукліда в організм корів (стаціонар 1 характеризується максимальним рівнем забруднення ґрунту ^{137}Cs – 1706 кБкм²).

Більш детально результати статистичної обробки даних щодо питомої активності ^{137}Cs в молоці корів в залежності від якості та пропозиції пасовищного корму на стаціонарі 1 та 2 наведені в табл. 3.28.

Таблиця 3.28

Результати статистичної обробки даних щодо питомої активності ^{137}Cs в молоці корів залежно від якості та пропозиції пасовищного корму на стаціонарі 1 та 2

Різниця між періодами пасовищного сезону	Різниця між різними періодами пасовищного сезону на стаціонарах 1 та 2 за питомою активністю ^{137}Cs в молоці					
	Травень–червень		Травень–липень		Травень–серпень	
	d±md	td	d±md	td	d±md	td
Стаціонар 1 (v=6)	+2 ±29,73	0,07	-25 ±53	0,47	+15 ±34,41	0,44
Стаціонар 2 (v=5)	+47 ±17,03	2,80*	+53 ±17,03	3,11*	+51 ±17,26	2,95*

Примітка. v – число ступенів свободи.

Результати вважали статистично-достовірними при $P < 0,05$ (*), $P < 0,01$ (**), $P < 0,001$ (***)

Аналіз літературних джерел свідчить, що за умови збільшення навантаження тварин на пасовищі можливе зниження рівня забруднення продукції тваринництва радіоцезієм у віддалений період після радіоактивних випадів [250]. У протизагуг цьому збільшення навантаження тварин на пасовищі відразу після радіоактивних випадів сприяє зворотному ефекту – зростанню забруднення продукції тваринництва радіоцезієм.

Підтвердження таким висновкам можуть бути дослідження Salt and Mayes (1991; 1992), проведеними на Шотландських пасовищах. Суть досліджень полягала у підтриманні різної висоти травостою на двох окремих пасовищах за допомогою постійного випасу овець. При цьому встановлено, що в умовах більш інтенсивного використання травостою знижувалася концентрація радіоцезію в організмі овець [307, 304]. На нашу думку цей факт можна пояснити зниженням споживання корму тваринами та більш низькими показниками біодоступності радіонукліду в умовах високих рівнів навантаження тварин на пасовищі.

Як свідчать результати досліджень Paladines, 1997 та Zemelink, 1980 [292, 349] в умовах надлишку корму на пасовищі тварини спроможні більш селективно, вибірково споживати найбільш поживні види та частини рослин з метою досягнення максимальних рівнів споживання сухої та перетравної речовини. По мірі того, як кількість доступного корму зменшується, тварини

стають менш перебірливі, вони примушені споживати менш якісні в кормовому відношенні рослини, які вони відмовлялись споживати раніше. При низьких рівнях навантаження на пасовищі тварини дуже нерівномірно використовують травостій: певні ділянки пасовища використовуються дуже інтенсивно, в той же час а на інших ділянках – трава вільно відростає та дозріває. Крім того при низькому навантаженні травостій споживається на значній висоті від землі, в той час як із зростанням навантаження тварин висота його використання знижується, що призводить до погіршення якості спожитого твариною корму. Таким чином збільшення навантаження тварин на пасовищі сприяє з одного боку погіршенню якості та споживання пасовищного корму тваринами і, можливо, збільшенню споживання радіонуклідів в складі ґрунтових частинок. Але в той же час біологічна доступність радіонуклідів буде скоріше низькою, а тому й їх надходження в продукцію тваринництва може також знижуватися.

Прямо протилежні висновки зроблені в дослідженнях Романенко А.А., 2010 [149]. Зокрема його дослідженнями встановлено, що у приземному 0–1,5 см шарі травостою природних лук знаходиться від 24 до 69% ^{137}Cs від його валового вмісту у всій надземній частини травостою. Тому дослідник робить висновок, що інтенсивне використання травостою може призвести до збільшення забруднення організму тварин, у тому числі і за рахунок ґрунтових частинок. Свої висновки він підтверджує результатами дослідів на тваринах: при інтенсивному стравлюванні травостою до висоти 1,5 см від поверхні ґрунту призводило до двократного збільшення вмісту радіонукліду в молоці корів порівняно з варіантом випасу, де рівень стравлювання рослин був менш інтенсивним – до 10 см.

Таким чином слід звернути увагу на неоднозначні трактування стосовно радіологічних наслідків випасу тварин при різній інтенсивності використання травостою. Тому прогнози, щодо радіоактивного забруднення продукції тваринництва за різних способів використання пасовищ слід ставити з обережністю.

Радіологічні наслідки випасу свійських кіз в умовах природних угідь.

Вивчення питань раціонального використання кормової бази лісових екосистем з врахуванням радіологічних аспектів безумовно є актуальним, оскільки дозволяє обмежити дозові навантаження населення, споживачів продукції тваринництва, отриманої на забруднених радіонуклідами природних угіддях.

Необхідно також зазначити, що в літературі практично відсутня інформація щодо радіологічних наслідків використання лісових кормових угідь свійськими козами, зокрема на Українському Поліссі. Що робить неможливим проводити реальні радіологічні прогнози і в повній мірі використовувати продуктивний потенціал природних угідь.

Тому саме прогнозування забруднення продукції кіз ^{137}Cs при їх випасі в умовах лісових насаджень дозволяє більш точно оцінювати дозові навантаження населення при споживанні молока та м'яса тварин, а тому й планувати заходи щодо обмеження надходження радіонуклідів в організм людини.

Дослідженнями, головним чином проведеними англійськими та скандинавськими вченими, встановлено, що використання дикими та свійськими тваринами кормів на неполіпшених природних угіддях призводить до забруднення їх організму радіонуклідами [227, 232, 301, 334].

Що стосується досліджень, проведених на Україні, то їх не так багато. Дослідження проводились переважно на диких тваринах [27, 96, 141, 181]. Щодо досліджень випасу свійських тваринах на природних угіддях, то результати таких досліджень нам невідомі.

Найбільш детально надходження ^{137}Cs в організм та продукція кіз вивчалися в Норвегії. Ця країна має найбільшу кількість поголів'я овець в Скандинавії. Кіз утримують для виробництва молока та м'яса. Більша частина виробленого молока використовується для виробництва сирів [301].

Відомі дослідження Staaland et al., 1995 [227] щодо визначення вибірковості у споживанні кормів свійськими тваринами (вівцями, козами та північними оленями), які проводились в південних районах Норвегії на стаціонарах, які відрізняються між собою різним набором рослинних

угруповань. В результаті проведених досліджень Staaland et al., 1995 [227] встановлено, що злакові трави, різнотрав'я та листя дводольних чагарничків та дерев становлять до 80% раціону овець, кіз та північних оленів при їх випасі на стаціонарах, які представлені різними угрупованнями рослин. При випасі овець та кіз на луках і пасовищах вони мають подібну селективність, щодо споживання злаків та різнотрав'я, в той же час в раціонах північних оленів переважає різнотрав'я.

Аналіз доступної нам інформації свідчить про те, що врахування селективної кормової поведінки тварин в умовах природних радіаційних біоценозів є важливою складовою прогнозування забруднення продукції тваринництва радіонуклідами, розуміння радіоекології тварин, а також для оцінки дозових навантажень критичних груп населення.

На основі даних досліджень структури раціону свійських кіз при їх випасі в лісах нами планувалось обґрунтувати радіологічні аспекти використання даного роду кормових угідь.

Прогнозувати забруднення продукції тваринництва радіонуклідами можливо на основі результатів досліджень структури раціону тварин в конкретних умовах випасу тварин та врахуванні інших відомих параметрів міграції радіонуклідів в трофічних ланцюгах.

Суть пропонованих нами радіологічних прогнозів, щодо забруднення ^{137}Cs продукції кіз та подальшої оцінки дозових навантажень населення при споживанні молока та м'яса полягає у визначенні споживання ^{137}Cs свійськими козами, ґрунтуючись на даних структури раціону тварин, оціночних показників споживання сухої речовини корму тваринами та значень коефіцієнтів переходу ^{137}Cs в ланцюгу ґрунт – кормові види рослин.

Прогноз забруднення продукції кіз ^{137}Cs проводився в контексті етологічних досліджень, які проводились на стаціонарі 10 в умовах суборів та сугрудків с. Барашівка Житомирського району Житомирської області на 7 - ми свійських козах приватного сектору. В ході досліджень тварини вільно випасались в лісових насадженнях, що дозволяло вивчати їх кормову поведінку, зокрема селективність по відношенні до корму. Структуру раціону кіз (або частку окремих кормів у загальній кількості спожитої твариною сухої

речовини раціону) визначали за часом, який тварини витрачають на масове споживання конкретного виду корму протягом часу спостереження. Враховуючи, що даний стаціонар знаходиться на територіях з мінімальними рівнями забруднення ґрунту післячорнобильськими випадіннями (табл. 3.29), нами не визначалися рівні забруднення продукції кіз радіонуклідами, а проводилися прогнози розрахунки, тим самим моделюючи надзвичайну ситуацію у разі радіоактивних випадінь на дану територію.

Таблиця 3.29

Результати досліджень радіологічного забруднення ґрунту ^{137}Cs на стаціонарі 10 у с. Барашівка Житомирського району Житомирської області

№ облікової ділянки	Експозиційна доза, мкр/год (1996 рік)	Щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs (1996 рік)	
		кБк/м ²	Ки/км ²
1	9	3,6	0,10
2	12	4,7	0,13
3	12	5,6	0,15
4	11	5,1	0,14

Таким чином, відсутність фактичних даних забрудненості кінцевої продукції тваринництва внаслідок різних причин, включаючи: низькі рівні радіоактивного забруднення, неможливість забою тварин для отримання продукції та обмежені фінансові можливості зумовлюють необхідність проведення прогнозних розрахунків.

Прогноз рівнів забруднення молока і м'яса кіз при випасі в умовах лісових насаджень проводився розрахунковим методом, виходячи з наступних показників: 1) структури спожитих кормів (результати власних досліджень); 2) добового споживання сухої речовини (СПк) (літературні дані: [324]; 3) коефіцієнтів переходу ^{137}Cs в ланцюгу ґрунт – рослина (результати власних досліджень на інших (радіоактивно забруднених) стаціонарах [170]; 4) коефіцієнтів переходу ^{137}Cs з раціону в продукцію кіз [34].

У ході розрахунків визначали:

1. Добове споживання сухої речовини окремо взятого корму за формулою (3.1):

$$СП_k = СП * ЧК / 100, \text{ де:} \quad (3.1)$$

$СП_k$ – добове споживання сухої речовини (СР) окремо взятого корму, кг СР/день; $СП$ – добове споживання сухої речовини (СР) раціону, кг СР/день; $ЧК$ – частка окремого корму у загальній кількості спожитої твариною сухої речовини раціону, %.

2. Добове надходження ^{137}Cs в організм кіз з окремими компонентами раціону ($СП_k^{137}\text{Cs}$) при умовній щільності забруднення ґрунту радіонуклідом 37 кБк/м² за формулою (3.2):

$$СП_k^{137}\text{Cs} = КП^{137}\text{Cs} * СП_k * Q, \text{ де:} \quad (3.2)$$

$СП_k^{137}\text{Cs}$ – добове надходження ^{137}Cs в організм кіз з окремими компонентами раціону, Бк; $КП^{137}\text{Cs}$ – коефіцієнт переходу ^{137}Cs з ґрунту в рослину (компонент раціону), (Бк/кг)/(КБк/м²); $СП_k$ – добове споживання сухої речовини (СР) окремо взятого корму, кг СР/день; Q – щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs , КБк/м² ($Q=37$).

3. Прогнозні рівні ^{137}Cs в молоці та м'ясі кіз при умовній щільності забруднення ґрунту радіонуклідом 37 кБк/м² за формулою (3.3):

$$A^{137}\text{Cs} = \sum (КП^{137}\text{Cs} * СП_k * Q) * Кп^{137}\text{Cs} / 100, \text{ де:} \quad (3.3)$$

$A^{137}\text{Cs}$ – прогнозні рівні ^{137}Cs в молоці та м'ясі кіз при умовній щільності забруднення ґрунту радіонуклідом 37 кБк/м², Бк/кг; $\sum КП^{137}\text{Cs} * СП_k * Q$ – добове надходження ^{137}Cs в організм кіз з раціоном при умовній щільності забруднення ґрунту радіонуклідом 37 кБк/м², Бк/добу ($Q=37$); $Кп^{137}\text{Cs}$ – коефіцієнти переходу ^{137}Cs з раціону в молоко та м'ясо кіз, % від споживання.

Для оцінки споживання сухої речовини корму тваринами ми використовували літературні дані, які враховують споживання сухої речовини корму в розрахунку на 1 кг обмінної маси. , яке становило 70 г СР/кг ОМ в зимовий період та 90 г СР/кг ОМ в інші сезони року [324].

Далі визначали добове надходження ^{137}Cs в організм кіз з окремими компонентами раціону ($\text{СПк}^{137}\text{Cs}$) (Бк), використовуючи формулу 3.2.

При проведенні розрахунків використовували значення коефіцієнтів переходу ^{137}Cs в ланцюгу ґрунт – рослина ($\text{КП}^{137}\text{Cs}$), отриманих в результаті власних досліджень на інших (радіоактивно забруднених) стаціонарах (табл. 3.30).

Наступним етапом прогностичних розрахунків було визначення питомої активності ^{137}Cs в продукції кіз за формулою 3.3. При цьому ми користувалися загально відомими показниками міграції радіонукліду в трофічному ланцюгу раціон – продукція тваринництва, зокрема: $\text{Кп}^{137}\text{Cs}$ в молоко кіз – 11% від добового споживання, та $\text{Кп}^{137}\text{Cs}$ в м'ясо кіз – 23% від добового споживання [34].

У ході радіологічних розрахунків визначалися також такі важливі параметри міграції ^{137}Cs в ланцюгу ґрунт – продукція, як: агрегований коефіцієнт переходу ($\text{КП}_{\text{аг}}$) ^{137}Cs в молоко та м'ясо кіз ($\text{м}^2/\text{кг}\cdot 10^{-3}$) та граничну щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs при якій можна отримати молоко та м'ясо кіз в межах ДР–2006 кБк/м².

Граничну щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs , при якій можна отримати продукцію кіз в межах ДР–2006, визначали шляхом ділення величини допустимого рівня (ДР–2006) ^{137}Cs в продукції кіз на прогностичний рівень питомої активності радіонукліду в продукції при умовній щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs – 1 Кі/км².

Таблиця 3.30

Значення коефіцієнтів переходу ^{137}Cs в основні кормові види рослин, які використовувались для проведення прогностичних розрахунків*

Компоненти раціону кіз	Латинська назва компонентів раціону	КП ^{137}Cs , (Бк/кг сухої речовини)/(КБк/м ²)	
		Межі коливання значень на інших стаціонарах	Значення, використане в розрахунках
Листя та щорічний приріст дерев			
Сосна звичайна	<i>Pinus silvestris</i> L.	12–41	34
Дуб звичайний	<i>Quercus robur</i> L.	44–66	44
Осика звичайна	<i>Populus tremula</i> L.	20–86	27
Ліщина (китиці)	<i>Corilus avellana</i> L.	н/д	6
Граб звичайний	<i>Carpinus betulus</i> L.	24–29	28
Верба	<i>Salix spp.</i> L.	6–14	11
Крушина ламка	<i>Fragula alnus</i> Mill.	10–28	15
Бруслина бородавчата	<i>Euonymus verrucosus</i> Scop.	н/д	19
Горобина звичайна	<i>Sorbus aucuparia</i> L.	35–66	27
Чагарники та чагарнички			
Чорниця звичайна	<i>Vaccinum myrtillus</i> L.	58–112	40
Малина звичайна	<i>Rubus idaeus</i> L.	н/д	6
Шипшина	<i>Rosa canina</i> L.	н/д	4
Зіновать російська	<i>Chamaecytisus ruthenicus</i> L.	н/д	12
Осоки, очерет, ситники			
Осока волосиста	<i>Carex pilosa</i> Scop.	77–137	34
Очерет звичайний	<i>Phragmites australis</i> L.	н/д	49
Ситники	<i>Juncus spp.</i>	н/д	28
Злаки			
Біловус стиснутий	<i>Nardus stricta</i> L.	0,4–50	7
Різотрав'я			
Зірочник ланцетний	<i>Stellaria holostea</i> L.	4–70	25
Ожика волосиста	<i>Luzula pilosa</i> (L.) Willd.		45
Спориш	<i>Polygonum aviculare</i> L.		4
Копитняк європейський	<i>Asarum europaeum</i> L.		13
Печіночниця звичайна	<i>Fistulina hepatic</i>		37
Анемона дібровна	<i>Anemone nemorosa</i> L.		9
Веснівка дволіста	<i>Maianthemum bifolium</i> L.		34
Глуха кропива	<i>Lamium album</i> L.		17
Чистотіл звичайний	<i>Chelidonium majus</i> L.		15
Купина звичайна	<i>Polygonatum officinale</i> L.		28
Суниця лісова	<i>Fragaria Vesca</i> L.		9
Папороть	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn.		17
Гриби (різні види)			240–960

* - тип лісорослинних умов C₂-C₃;

н/д – не досліджувалися

Агрегований коефіцієнт переходу в ланцюгу ґрунт – м'язи козулі ($KП_{az}$) визначали за формулою (3.4):

$$KП_{az} = \frac{\text{Прогнозний рівень питомої активності } ^{137}\text{Cs в продукції кіз, (Бк/кг)}}{Q \text{ щільність забруднення ґрунту } ^{137}\text{Cs, кБк/м}^2} \quad (3.4)$$

Оцінка внеску окремих компонентів раціону у його загальну активність

Зимовий період. Розрахунки свідчать, що у зимовий період найбільш активними компонентами раціону кіз можуть бути: осока волосиста – 34%, чорниця – 22%, печіночниця звичайна – 18% від загальної активності раціону (табл. 3.31).

Серед гілкового корму найбільший внесок у загальну активність раціону має бруслина бородавчата – 5%. Слід зазначити, що загалом внесок гілкового корму у загальну активність раціону був не високим – 13,2%.

Весняний період. У весняний період злаки, осоки та різнотрав'я мали найбільший внесок у загальну активність раціону – 55,9%, гілковий корм займав друге місце – 44,1% (табл. 3.31). Серед різнотрав'я найбільший внесок мали: веснівка дволиста – 13,5%, купина звичайна – 8,8%, чистотіл звичайний – 7,3% та інші види. Серед гілкового корму – бруслина бородавчата – 16,9%, та горобини звичайна – 15,4%.

Осінній період. Основним забруднюючим компонентом раціону кіз на початку осіннього періоду є печіночниця звичайна, яка на 60,8 % зумовлює активність раціону (табл. 3.31). Іншим важливим забруднюючим компонентом раціону кіз на початку осіннього періоду є гриби. Спостереження свідчать, що хоча в раціоні кіз гриби не мають вагомого значення з точки зору споживання сухої речовини корму (за результатами власних досліджень – біля 1% від добового споживання корму тваринами), але вони на 18% зумовлюють активність раціону.

У кінці осіннього періоду, коли період вегетації грибів закінчується, частка печіночниці звичайної у активності раціону зростає до 74,3%.

Таблиця 3.31

Внесок окремих компонентів раціону у його загальну активність*, %

Компоненти раціону	Сезон року			
	Зимовий період	Весняний період	Осінній період (без споживання грибів)	Осінній період (при споживанні грибів)
Листя та щорічний приріст дерев і чагарників				
Соснова лапка	3,5	–	–	–
Сосновий мох	0,5	3,1	–	–
Дуб листя та гілки	0,9	1,1	–	–
Осика гілки та листя	0,4	–	–	–
Ліщина китиці та гілки	0,2	–	–	–
Граб гілки та листя	0,3	1,7	–	–
Верба козяча	2,0	–	–	–
Крушина ламка	2,7	0,4	–	–
Бруслина бородавчата	6,7	16,9	4,5	3,7
Горобина звичайна	–	15,4	–	–
Черемха звичайна	–	2,7	–	–
Малина звичайна	–	0,5	1,4	1,2
Ожина	–	–	2,5	2,1
Шипшина (гілки та плоди)	–	0,1	–	–
Зіновать російська	–	1,2	–	–
Інші види гілкового корму	–	1,0	–	–
Злаки, осоки, різнотрав'я та чагарники				
Злаки	–	0,9	–	–
Осока волосиста (плискуха)	33,5	4,7	–	–
Ожика волосиста	1,6	2,5	–	–
Зірочник ланцетний	–	1,7	–	–
Копитняк європейський	4,7	–	0,9	0,7
Печіночниця звичайна	18,1	1,6	74,3	60,8
Анемона дібровна	–	1,2	–	–
Веснівка дволиста	–	13,5	–	–
Глуха кропива плямиста	2,1	–	–	–
Чистотіл звичайний	–	7,3	12,4	10,2
Дика морква	–	2,9	–	–
Купина звичайна	–	8,8	–	–
Папороть	0,8	4,7	4,0	2,7
Чорниця звичайна	22,0	3,0	–	–
Інші види	–	3,1	–	–
Гриби	–	–	–	18,7
Разом	100,0	100,0	100,0	100,0

* – тип лісорослинних умов С₂-С₃

Підсумовуючи вищевикладене, слід відзначити, що різні кормові види визначають активність раціону кіз в різні сезони року. Але найбільш активними компонентами раціону, які впродовж року є визначальними з

точки зору формування активності раціону кіз за ^{137}Cs є: різнотрав'я, злаки та осоки – до 75% активності раціону, гілковий корм – до 44,1%, чорниця – до 22%, гриби – до 18% активності раціону.

Прогноз рівня забруднення молока та м'яса свійських кіз ^{137}Cs .

У ході виконання розрахунків щодо оцінки прогнозних рівнів забруднення продукції кіз ^{137}Cs виходили із сталих показників споживання сухої речовини корму на рівні 70 г СР/кг ОМ в зимовий період та 90 г СР/кг ОМ в інші сезони року, що є скоріше орієнтовними показниками, які знаходяться в межах відомих літературних даних [324].

Таким чином, в наших дослідженнях точно не був встановлений вплив споживання сухої речовини корму на надходження радіонукліду в продукцію. Це зумовлено тим фактом, що в літературі відсутні точні дані щодо споживання корму тваринами, які можна було б адекватно застосувати для прогнозних розрахунків, а проведення власних досліджень у цьому напрямку є вкрай витратним у сьогоденних умовах.

Результати розрахунків наведені в табл. 3.32 і свідчать, що активність молока і м'яса кіз залежить від сезону року.

Таблиця 3.32

Прогнозні рівні ^{137}Cs в молоці та м'ясі кіз при умовній щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs - 37 кБк/м² або 1 Кі/км²

Параметри та показники	Сезон року			
	Зимовий період	Весняний період	Осіньний період (без споживання грибів)	Осіньний період (при споживанні грибів)
Параметри міграції ^{137}Cs в ланцюгу раціон-продукція				
Коефіцієнт переходу ^{137}Cs з раціону в молоко, % від споживання	11	11	11	11
Коефіцієнт переходу ^{137}Cs з раціону в м'ясо, % від споживання	23	23	23	23
Прогнозні рівні ^{137}Cs в продукції* при щільності забруднення 37 кБк/м ²				
Прогнозні рівні ^{137}Cs в молоці, Бк/кг	136	116	155	189
Прогнозні рівні ^{137}Cs в м'ясі, Бк/кг	284	243	324	396

* - тип лісорослинних умов С₂-С₃

Так, найвища активність ^{137}Cs в молоці і м'ясі кіз спостерігається в осінній період, особливо в період масової появи грибів. У цей час активність молока кіз при їх випасі в соснових та мішаних лісах при щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs 37 кБк/м² може досягати 189 Бк/кг, а м'яса 396 Бк/кг. У кінці осіннього періоду, коли вегетація грибів закінчується, активність ^{137}Cs в молоці і м'ясі кіз може знижуватися до 155 та 324 Бк/кг, відповідно. Найнижчою активністю ^{137}Cs в молоці і м'ясі кіз характеризується весняний період. В цей період прогнозна активність молока становила – 116 Бк/кг, а м'яса – 243 Бк/кг. В зимовий період активність ^{137}Cs в молоці і м'ясі кіз характеризується проміжними значеннями: 136 та 284 Бк/кг, відповідно.

Зрозуміло, що такого роду розрахунки носять оціночний характер, і не дозволяють встановити реальні рівні забруднення продукції кіз, оскільки орієнтуються головним чином на показники забруднення окремих компонентів раціону радіонуклідами і не враховують реального споживання корму тваринами, біологічної доступності та перетравностріоді кормових компонентів раціону тварин. Зокрема, на нашу думку, недооцінюються забруднення продукції кіз у весняний пе, який характеризується високими показниками споживання корму тваринами, високою біологічною доступністю та перетравністю сухої речовини і радіонуклідів в складі кормів, а тому й інтенсивного надходження останніх в молоко та м'ясо. Тим не менше загальну картину міграції ^{137}Cs в трофічному ланцюгу кіз ми можемо оцінити.

На основі проведених розрахунків нами також були встановлені значення агрегованих коефіцієнтів переходу ^{137}Cs з ґрунту в молоко та м'ясо кіз. Так, середні значення агрегованих коефіцієнтів переходу ^{137}Cs з ґрунту в молоко та м'ясо кіз, відповідно становили: 3,7 та 7,7 м²/кг*10⁻³ (табл. 3.33).

Звертаючи увагу на дослідження інших авторів, зокрема вчених Норвегії, слід зазначити, що вони акцентують увагу переважно на агреговані коефіцієнти переходу в молоко кіз. Результати їх досліджень демонструють дуже широкий діапазон варіації значень агрегованих коефіцієнтів переходу у

молоко кіз, які зумовлені рядом чинників, зокрема: типом пасовищних угідь, на яких проводиться випас; високоактивними кормами, які переважають в раціоні тварин; масовою появою грибів.

Таблиця 3.33

Узагальнена оцінка параметрів міграції ^{137}Cs у трофічному ланцюзі «грунт – корм – організм кози (продукція)» та дозові навантаження населення за споживання молока та м'яса кіз*

Продукція	ДР-2006 за вмістом ^{137}Cs у продукції, Бк/кг	Прогнозний уміст ^{137}Cs у продукції за умовної щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs – 37 кБк/м ² , або 1 Кі/км ² , Бк/кг	Агрегований коефіцієнт переходу ^{137}Cs , м ² /кг $\times 10^{-3}$	Річне дозове навантаження за споживання 1 кг продукту при щільності забруднення ґрунту – ^{137}Cs 15Кі/км ² , мЗв	% від річної дози, рекомендованої ДР-2006	Гранична щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs , за якої можливе отримання безпечної продукції за ДР-2006, Кі/км ²
Молоко кіз (середнє значення)	100	136	3,7	0,029	2,9	0,7
Молоко кіз (максимальне значення активності)	100	189	5,1	0,04	4,0	0,5
М'ясо кіз (середнє значення)	200	284	7,7	0,06	6,0	0,37
М'ясо кіз (максимальне значення активності)	200	396	10,7	0,083	8,3	0,3

* - тип лісорослинних умов С₂-С₃

Демонструючи вплив різних типів пасовищ на рівень радіоцезію у молоці кіз Garmo and Hansen (1993) встановили значення КПа_г при випасі кіз на природних луках та вербових ділянках. Агреговані коефіцієнти переходу, відповідно, становили 0,2 та 1 м²/кг $\times 10^{-3}$. Більш високі значення КПа_г, що отримані на вербових ділянках пояснювались не лише більш високим рівнем накопичення радіоцезію вербою порівняно із пасовищною травою, але й присутністю у рослинному покриві вербових ділянок рослин, які відрізняються високим накопиченням радіонукліду [301].

Дослідженнями Hove and Strand (1990), які проводились на гірських природних пасовищах Північної Норвегії протягом 1987–1988 рр. встановлені КПа_г, які становили 2–4 м²/кг $\times 10^{-3}$ у період коли споживання грибів було практично відсутнім. У періоди масової появи грибів значення КПа_г

збільшувалися у 2–4 рази. Цей висновок підтверджується дослідженнями Strand and Hove (1996), проведеними в 1993-1994 роках в гірських районах південної Норвегії. Вченими встановлені $KP_{ар}$, які коливались в межах від 11 до $14 \text{ м}^2/\text{кг} \cdot 10^{-3}$ [301].

Узагальнюючи результати досліджень щодо агрегованих коефіцієнтів переходу ^{137}Cs в молоко кіз в Норвегії Strand (1994) рекомендує використовувати значення в межах: до $8 \text{ м}^2/\text{кг} \cdot 10^{-3}$ – за відсутності грибів та до $30 \text{ м}^2/\text{кг} \cdot 10^{-3}$ – в період масової появи грибів [301]. Порівнюючи результати досліджень норвезьких вчених із даними, отриманими в наших дослідженнях, звертає увагу недооцінка нами ролі грибів у забрудненні організму кіз та молока ^{137}Cs . Крім того, значення агрегованих коефіцієнтів переходу ^{137}Cs в молоко, як мінімум 2–3 рази є нижчими, ніж в Норвегії. Останню невідповідність певною мірою можна пояснити менш інтенсивною міграцією радіонукліду з ґрунту в кормові види рослин на наших стаціонарах, порівняно із Норвезькими. Можлива також недооцінка інтенсивності міграційних процесів ^{137}Cs у ланцюзі «ґрунт – кормові види рослин».

Оцінюючи дозові навантаження населення (табл. 3.33), слід зазначити, що річне дозове навантаження при споживанні лише 1 кг молока кіз при умовній щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs – $15 \text{ Ки}/\text{км}^2$ в середньому становитиме 0,029 мЗв (або 2,9% річної дози), а максимальні значення – 0,04 мЗв (або 4,0 % річної дози). При споживанні 1 кг м'яса кіз середні дозові навантаження протягом року становлять 0,06 мЗв (або 6,0% річної дози), а в період масової появи грибів можуть досягати 0,083 мЗв (або 8,3% річної дози).

Оцінка дозових навантажень населення при споживанні продукції кіз визначалась, виходячи з дозового чинника 14 нЗв на кожний спожитий протягом року бекерель ^{137}Cs в складі продукції кіз. Величина дозового чинника викладена та обґрунтована в наступних публікаціях: Andersson I., 1989 та Lindell B., 1986 [187].

На основі проведених досліджень нами також встановлено граничну щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs , при якій можна отримати молоко та м'ясо в межах ДР–2006. Розрахунки свідчать, що при випасі кіз в умовах лісових угідь молоко у межах допустимих рівнів можна отримати при середній щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs – $0,70 \text{ Ки/км}^2$, а м'ясо при $0,37 \text{ Ки/км}^2$ (табл. 3.33). Що свідчить про радіологічну небезпеку, яку представляють лісові кормові угіддя для населення.

Якщо порівняти отримані дані з результатами досліджень козулі європейської, які проводились нами у північних регіонах Житомирської області протягом 16 років, слід зазначити наступне: гранична щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs , при якій можна отримати м'ясо козулі в межах ДР – 2006 р. становить $0,04\text{--}0,24 \text{ Ки/км}^2$, залежно від періоду відстрілу. Таким чином, м'ясо свійської кози, при випасі в умовах лісових насаджень, за даними наших оцінок є певною мірою менш забрудненим радіонуклідом, і тому безпечніше для вживання населенням, ніж м'ясо козулі європейської. Хоча можлива й недооцінка нами забруднення кормів при проведенні прогнозних розрахунків.

Звертаючись до питання можливостей використання забруднених радіонуклідами лісових насаджень свійськими козами, слід зазначити, що їх можна використовувати переважно в м'ясному козівництві, але при умові дотримання відомих радіологічних заходів, які включають диференційоване використання угідь в залежності від щільності забруднення ґрунту радіонуклідами та ступеня радіологічної небезпеки; планування заключної відгодівлі чистими, в радіологічному відношенні, кормами.

Радіологічне забруднення організму козулі європейської в умовах природних угідь. У післячорнобильський період, внаслідок радіоактивного забруднення лісових насаджень, постало питання безпечного їх використання. Це перш за все пов'язано з тим, що лісові екосистеми є критичним елементами ландшафту, сприяють інтенсивній міграції

радіонуклідів в організм тварин і людини. При використанні даного типу природних угідь потрібно робити ставку на пасивні заходи, а саме диференційоване використання угідь в залежності від ступеня їх критичності або радіологічної небезпеки. Тому дослідження динаміки накопичення ^{137}Cs організмом козулі європейської є важливим елементом раціонального використання лісів.

Питанням раціонального використання кормів лісових насаджень, особливостям накопичення ^{137}Cs організмом козулі європейської присвячена значна кількість публікацій: Johanson K.J., 1991 [297], Борщенко В.В., 1994 [27], Славов В.П. та ін. (1996) [164], Петров М.Ф., 1996 [124], Краснов В.П. та ін., 1998 [141]. Слід зазначити, що козуля європейська сьогодні виступає модельним об'єктом досліджень міграції радіонуклідів в трофічному ланцюгу в умовах лісових екосистем, дозволяючи краще зрозуміти основні чинники, які зумовлюють процеси міграції, особливо стосовно жуйних видів тварин. Кінцевою ланкою трофічного ланцюга є людина, саме тому для деяких критичних груп населення, а саме мисливців та їх родин дичина може бути додатковим джерелом внутрішнього опромінення. Ось чому закономірності міграції радіонуклідів, і особливості їх накопичення в цьому виді продукції лісу, мають не лише наукове, але й практичне значення.

У той же час вищезазначені публікації не висвітлюють питання динаміки накопичення ^{137}Cs в кормових видах рослин та організмі козулі європейської протягом тривалого часу спостережень: 14 та 16 років, відповідно. Крім того, в публікаціях не розглядаються питання використання непрямих методів оцінки забруднення м'яса козулі в конкретних умовах їх місцеперебування (ділянці мешкання), зокрема: дослідження калу, з метою прогнозування забруднення продукції тварин радіонуклідами. Слід також відмітити, що в більшості публікацій не висвітлені питання оцінки дозових навантажень населення при споживанні м'яса козулі. Враховуючи вищевикладене, нами зроблено спробу комплексно описати міграцію ^{137}Cs в трофічному ланцюгу ґрунт – кормові рослини – організм козулі, при цьому

простежити динаміку накопичення ^{137}Cs основними кормовими видами рослин та грибами, які входять до складу раціону козулі європейської; простежити динаміку накопичення ^{137}Cs в організмі козулі європейської; встановити зв'язок між активністю ^{137}Cs та ^{40}K в м'язах, калі та рубці козулі та оцінити дозові навантаження людини при споживанні м'яса тварин.

Полеві дослідження щодо характеристики забруднення кормової бази природних кормових угідь проводились у 1992 – 2008 рр. в районі сіл Липські Романи, Журба, Деркачі, Збраньківці Овруцького району Житомирської області. Район досліджень займає площу приблизно 100 км² і характеризує типові лісорослинні умови лісових екосистем українського Полісся. Щільність забруднення території ^{137}Cs неоднорідна – від 30 до 1500 кБк/м². Регіон характеризується переважно рівнинним рельєфом. Домінуючими породами дерев на дослідних ділянках були *Pinus Silvestris*, *Populus tremula*, *Alnus mill*, *Quercus robur* та інші види. Трав'янисто – чагарниковий ярус представлений *Vaccinium Myrtillus*, *Calluna vulgaris*, *Ledum palustre*, *Molinia caerulea* та ін. Деяка частина території зайнята перелогами, які не оброблялись після аварії на ЧАЕС. На перелогах переважають *Salix spp.*, *Elytrigia repens*, *Trifolium spp.*, *Deshampsia caespitosa*, *Urtika dioica*, *Hirlikum perforatum*, *Carex spp.* Тощо (більш детальна характеристика облікових ділянок стаціонарів наведена в додатку В).

Переважаючий тип ґрунту на лісових ділянках – піщаний дерново-підзолистий. На перелогах переважають дерново-підзолисті супіщані, суглинисті та лучно-болотисті ґрунти.

У районі досліджень проводився відстріл козуль (див. методику). У забитих тварин відбирали зразки м'язової тканини, вміст рубця та калу для подальшого визначення в зразках питомої активності ^{137}Cs та ^{40}K з метою встановлення взаємозв'язку із вищезазначеними параметрами.

Крім того, в місцях відстрілу козуль відбирали кормові види рослин та зразки ґрунту на глибину 0–10 см з метою визначення щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs та розрахунків коефіцієнтів переходу ^{137}Cs в кормові рослини.

Коефіцієнт переходу ^{137}Cs в фітомасу рослин розраховувався як відношення питомої активності сухої речовини рослини до щільності забруднення радіонуклідом ґрунту: $K_n = (\text{Бк/кг}) / (\text{КБк/м}^2) \text{ або } \text{м}^2/\text{кг} * 10^{-3}$.

Агрегований коефіцієнт переходу в ланцюгу ґрунт -в м'язи козулі ($K_{П_{ар}}$) визначався за формулою (3.5):

$$K_{П_{ар}} = \frac{\text{Питома активність } ^{137}\text{Cs в м'ясі, (Бк/кг)}}{\text{щільність забруднення ґрунту } ^{137}\text{Cs, (кБк/м}^2)} \quad (3.5)$$

Оцінка дозових навантажень населення визначалась виходячи з дозового фактора 14 нЗв від 1 Бк спожитого радіонукліда в складі м'яса козулі протягом року, які викладені в роботах: Lindell В., 1986 та Andersson I., 1989. [187].

У результаті досліджень встановлено, що забруднення м'яса козулі ^{137}Cs носить сезонний характер (рис. 3.4).

Так, за даними 16-річних спостережень (1992–2008 рр.) питома активність ^{137}Cs у м'ясі козулі підвищується з середини липня (10567 Бк/кг) і досягає максимуму у серпні (21685 Бк/кг). У інші періоди року питома активність ^{137}Cs у м'ясі коливається в межах 1684–7354 Бк/кг.

Встановлено, що агрегований коефіцієнт переходу ^{137}Cs у ланцюзі «ґрунт – м'язи» у середньому протягом 1992–1996 рр. становив $49 \text{ м}^2/\text{кг} * 10^{-3}$, а в 2007–2008 рр. – $38 \text{ м}^2/\text{кг} * 10^{-3}$ (табл. 3.34). Взимку, навесні та раннього літа значення коефіцієнту переходу становили $17\text{--}44 \text{ м}^2/\text{кг} * 10^{-3}$. У період масового споживання грибів відповідні показники зростали, порівняно із середніми значеннями за весь період відстрілу, і досягали $92 \text{ м}^2/\text{кг} * 10^{-3}$.

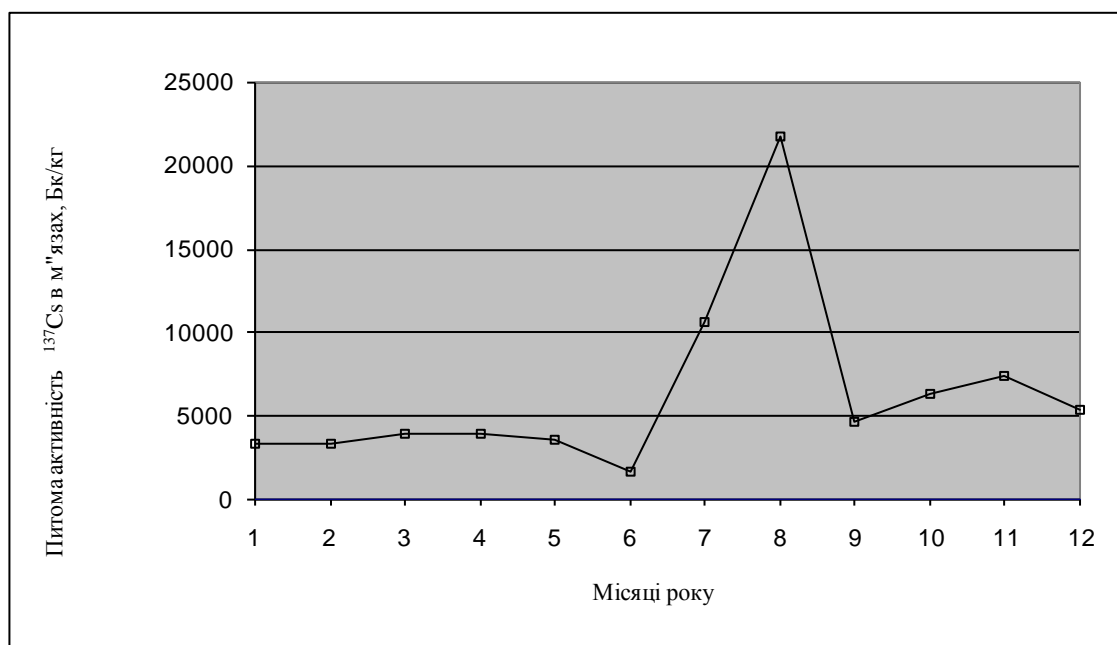


Рис. 3.4. Сезонна динаміка активності ^{137}Cs в м'язах козулі європейської

Таблиця 3.34

Динаміка питомої активності ^{137}Cs у м'ясі козулі та агреговані коефіцієнти переходу ($\text{КП}_{\text{ар}}$) радіонукліда, за роками

Місяці року	Середнє за 1992*–1996рр.				Середнє за 2007–2008 рр.			
	n	Активність ^{137}Cs у м'ясі, Бк/кг	$\text{КП}_{\text{ар}}$, $\text{м}^2/\text{кг} \cdot 10^{-3}$	Щільність забруднення, $\text{КБк}/\text{м}^2$	n	Активність ^{137}Cs у м'ясі, Бк/кг	$\text{КП}_{\text{ар}}$, $\text{м}^2/\text{кг} \cdot 10^{-3}$	Щільність забруднення, $\text{КБк}/\text{м}^2$
2	5	3358	24	144	—	—	—	—
4	1	3894	17	229	—	—	—	—
5	2	3537	28	127	—	—	—	—
6	3	1684	21	79	—	—	—	—
7	2	10567	33	345	—	—	—	—
8	6	27770	92	111	—	—	—	—
9	5	4717	38	124	—	—	—	—
10	3	15495	85	287	5	4836	44	110
11	4	10280	89	116	8	3192	34	95
12	2	6993	40	175	2	4125	40	104
М	33	10339	49	193	15	3864	38	101
М (10–12 міс.)	9	11289	77	186	15	3864	38	101

* дані 1992 р. щодо забруднення ^{137}Cs м'яса 17 дослідних козуль не є частиною нашого дослідження, а наводяться з метою оцінки забруднення організму тварин у попередній період.

Сезонні зміни питомої активності ^{137}Cs в м'язах та значень агрегованого коефіцієнту переходу ^{137}Cs можна пояснити сезонними особливостями живлення тварин. Так, у рубці тварин у цей період зустрічаються: листя та пагони верби, берези, осики, дуба, горобини, чагарникові (верес, чорниця, брусниця та ін.), трави і гриби.

Слід зазначити, що гриби, як компонент раціону козулі в літній та осінній період, значно підвищують загальну активність раціону тварин внаслідок інтенсивної акумуляції ^{137}Cs .

Аналіз динаміки забруднення організму козулі ^{137}Cs свідчить, що впродовж 16 років спостережень відбулося зниження концентрації радіонукліда в м'язах тварин (табл. 3.34). Наведені дані свідчать, що в зимовий період 2007–2008 року, коли тварини не споживають гриби, а харчуються на угіддях, де значно знизилась активність кормових видів, спостерігається зниження активності м'яса тварин. Про це свідчать й результати скандинавських вчених, на їх думку доступ тварин до відкритих елементів рельєфу (до сільськогосподарських угідь) є основним чинником зниження забруднення організму диких тварин радіонуклідами. У той же час в період масового споживання грибів, яке тварини практикують для поліпшення власного протеїнового живлення, то зниження концентрації радіонукліду не можливо встановити. Значні варіації питомої активності м'яса в цей період, на нашу думку, зумовлюються споживанням козулею грибів, особливо в осінній період. Крім того, відомо, що гриби, відрізняються тривалим періодом ефективного екологічного напівочищення порівняно із кормовими видами рослин, що призводить до збільшення періоду ефективного екологічного напівочищення організму тварин. Оскільки продуктивність грибів, а також їх споживання дикими тваринами значно змінюється з року в рік, виникають труднощі при прогнозуванні динаміки забруднення організму тварин ^{137}Cs .

Коефіцієнт кореляції між активністю м'яса козулі та щільністю забруднення ґрунту ^{137}Cs протягом періоду досліджень становив 0,41–0,84 (в середньому за період досліджень $r=0,61$).

Ступінь забруднення м'яса та внутрішніх органів козулі залежить ^{137}Cs від віку тварин. Результати досліджень свідчать про більш інтенсивне нагромадження ^{137}Cs тваринами віком до 1 року порівняно з тваринами 2–3-річного віку.

Серед органів і тканин найнижчою була активність рубцевої тканини, далі (у порядку зростання активності) органи і тканини утворили такий ряд: печінка, легені, серце, селезінка, м'язи, нирки.

За результатами регресійного аналізу встановлено лінійні залежності між такими показниками:

- питомою активністю ^{137}Cs у рубці та м'язах козулі при $r = 0,49$ (рис. 3.5);
- питомою активністю ^{137}Cs у калі та м'язах козулі при $r = 0,78$ (рис. 3.6);
- питомою активністю ^{137}Cs у калі та рубці при $r = 0,78$ (рис. 3.7);

Встановлено обернену лінійну залежність між питомою активністю ^{40}K та ^{137}Cs у м'язах козулі при $r = -0,65$ (рис. 3.8).

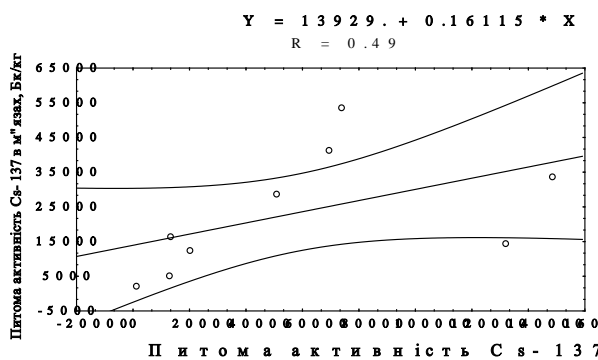


Рис. 3.5. Залежність між активністю ^{137}Cs у рубці та м'язах козулі. $Y = 13929 + 0,16115 \times X$ ($r = 0,49$)

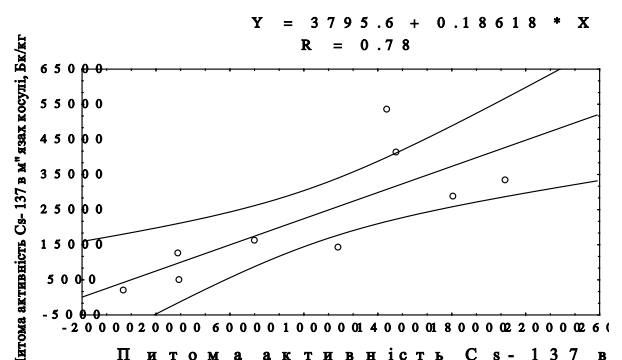


Рис. 3.6. Залежність між активністю ^{137}Cs у калі та м'язах козулі. $Y = 3795,6 + 0,18618 \times X$ ($r = 0,78$)

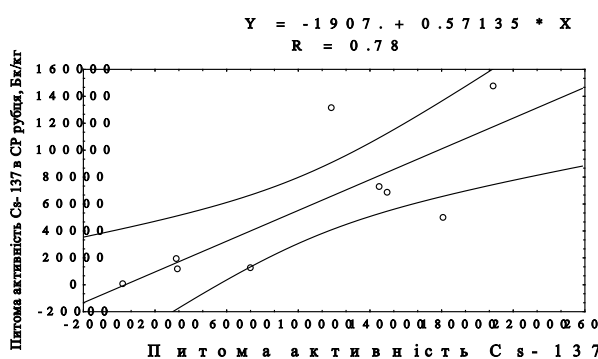


Рис. 3.7. Залежність між активністю ^{137}Cs у калі та рубці козулі. $Y = -1907 + 0,57135 \times X$ ($r = 0,78$)

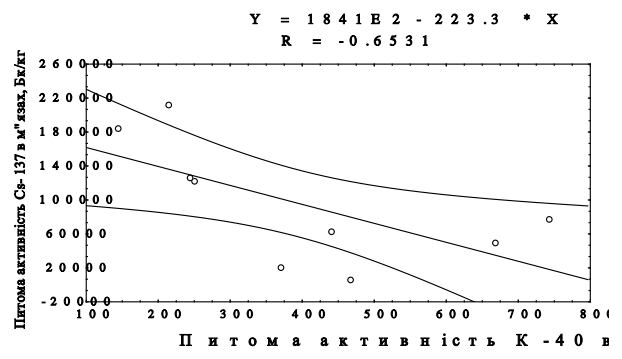


Рис. 3.8. Залежність між активністю ^{40}K та ^{137}Cs у м'язах. $Y = 1841E2 - 223,3 \times X$ ($r = -0,65$)

Співвідношення активності ^{137}Cs у м'язах (натуральна волога), вмісті рубця (суха речовина) та калі (суха речовина) козулі за результатами наших досліджень становило – 1:2,3:4,1 (табл. 3.35).

Таблиця 3.35

Співвідношення між активністю ^{137}Cs в м'язах (натуральна волога), вмісті рубця (суха речовина) та калі (суха речовина) у козулі

Питома активність ^{137}Cs в м'язах (НВ), Бк/кг	Питома активність ^{137}Cs у вмісті рубця (СР), Бк/кг	Питома активність ^{137}Cs у калі (СР), Бк/кг	Співвідношення:		
			М'язи (НВ)	Вміст рубця (СР)	Кал (СР)
41530	69005	149485	1	1,66	3,60
28958	50432	180347	1	1,74	6,23
53835	73819	144705	1	1,37	2,68
33748	148145	208754	1	4,3	6,18
2186	967	1872	1	0,44	0,85
14518	131813	118039	1	9,07	8,13
12693	20042	31771	1	1,57	2,50
5131	12522	32123	1	2,44	6,26
16517	12988	72613	1	0,78	4,39
Ср.	–	–	1	2,35	4,08

Концентрація ^{40}K в організмі тварин (або калі тварин) може бути важливим параметром, який характеризує доступ тварин до с.-г. угідь (тривалість харчування, споживання корму, відсотку корму із с.-г. та перелогових земель у загальній структурі спожитого твариною корму). Кількість ^{40}K в ґрунті безпосередньо пов'язана із внесенням калійних добрив на с.-г. угіддя. Тому в лісових ґрунтах його мало, а на ріллі та перелогових землях - багато. В цьому зв'язку звертають увагу дані наведені на рис. 3.9 та 3.10, які свідчать про прогностичне значення такого параметру, як концентрація ^{40}K в організмі тварин у відношенні до міграції ^{137}Cs .

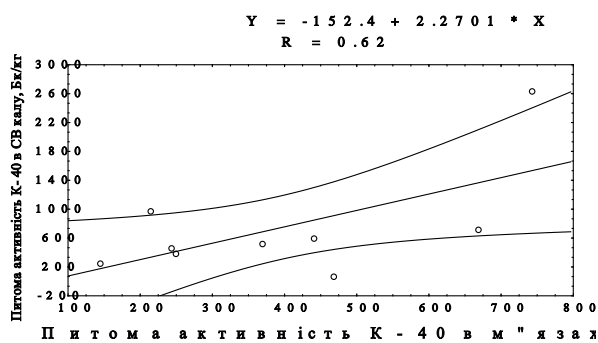


Рис. 3.9. Залежність між активністю ^{40}K у м'язах та калі козулі. $Y = -152,4 + 2,2701 * X$ ($r = 0,62$)

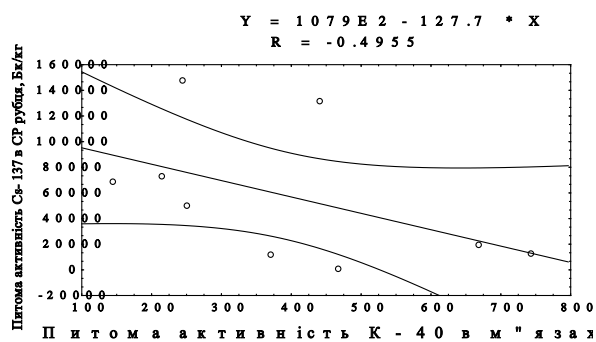


Рис. 3.10. Залежність між активністю ^{40}K в м'язах та ^{137}Cs в рубці козулі. $Y = 1079E2 - 127,7 * X$ ($r = -0,496$)

Дослідження також свідчать про необхідність проведення активних контрзаходів в лісових угіддях, зокрема внесення калійних добрив з метою зменшення активності ^{137}Cs в кормах, а також організмі тварин.

Оцінка дозових навантажень населення при споживанні м'яса козулі. Враховуючи високу питому активність ^{137}Cs в м'язах козулі, яка становила в середньому за 16 років -8315 Бк/кг, то навіть при річному споживанні населенням лише 1 кг такого продукту в перерахунку на умовну щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs – 15 Кі/км² річна доза внутрішнього опромінення людини становитиме $0,35$ мЗв/рік, або $35,0\%$ річної дози рекомендованої ДР–2006 (табл. 3.36).

За споживання 1 кг м'яса в період масової появи грибів, у перерахунку на умовну щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs – 15 Кі/км², річна доза внутрішнього опромінення людини досягає $0,71$ мЗв/рік, або $71,0\%$ від річної дози.

Встановлені нами закономірності щодо сезонних коливань в рівнях забруднення ^{137}Cs організму козулі, що дає можливість обмежити дозові навантаження лише окремих жителів населеного пункту – мисливців. Для цієї категорії населення не бажано вживання м'ясо козулі особливо в періоди

зростання його активності, яке спостерігається у липні – серпні місяці, в період масової появи грибів.

Гранична щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs , за якої можливе отримання м'яса козулі у межах ДР-2006 р. (розраховано на основі даних 16-річних досліджень), становить 0,04–0,24 $\text{Кі}/\text{км}^2$ залежно від періоду відстрілу.

Таблиця 3.36

Дозове навантаження населення, від споживання м'яса козулі та граничні щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs , за яких можливе його отримання м'яса в межах ДР-2006

Характеристика критичного харчового продукту	ДР-2006 щодо вмісту ^{137}Cs	Фактичний вміст ^{137}Cs	Агрегований коефіцієнт переходу ^{137}Cs , $\text{м}^2/\text{кг} \times 10^{-3}$	Річне дозове навантаження за споживання 1 кг продукту при щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs 15 $\text{Кі}/\text{км}^2$, мЗв	% від річної дози, рекомендованої ДР-2006	Гранична щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs за якої можливе отримання продукції у межах ДР-2006, $\text{Кі}/\text{км}^2$
М'ясо козулі (середнє значення активності за 16 років досліджень)	400	8315	46	0,35	35,0	0,14–0,24
М'ясо козулі (максимальне значення активності)	400	27770	92	0,71	71,0	0,04–0,12

Порівняльна оцінка накопичення ^{137}Cs та ^{90}Sr у молоці, м'ясі, кормах природних екосистем та харчових ресурсах лісу. Результати проведених досліджень свідчать, що питома активність ^{90}Sr у кормах, молоці, м'ясі тварин та харчових ресурсах лісу була значно нижчою, ніж питома активність ^{137}Cs , що зумовлюється більш низькими рівнями забруднення ґрунтів ^{90}Sr (табл. 3.37).

Поряд із тим коефіцієнти переходу ^{90}Sr були доволі високими, інколи значно вищими, ніж ^{137}Cs (табл. 3.38). Так наприклад коефіцієнти переходу ^{90}Sr у пасовищну траву були в 10–50 разів вищими, ніж відповідні показники ^{137}Cs , в молоко корів у 10–50 разів, пагони чорниці у 1,5 рази. У той же час

коефіцієнти переходу ^{90}Sr в річні пагони сосни, фітомасу верби, гриби, м'ясо козулі були нижчими ніж агреговані коефіцієнти переходу ^{137}Cs .

Таблиця 3.37

Загальні відомості щодо щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs та ^{90}Sr

Стационар	n	^{137}Cs Бк\кг СР	^{137}Cs		^{90}Sr , Бк\кг СР M±m	^{90}Sr		$^{137}\text{Cs} /$ $^{90}\text{Sr}^*$
			кБк\м ²	Кі\км ²		кБк\м ²	Кі\км ²	
с. Христинівка, Народицький р-н, Житомирська обл.								
Заплавне пасовище (ст. 1)	3	8050	1491	40,3	163±27	30	0,82	49,4
Заплавне пасовище (ст. 2)	3	1951	361	9,8	36±5	7	0,18	54,2
с. Журба, с. Л. Романи, Овруцький р-н, Житомирська обл.								
Лісові насадження (ст. 8, 8а)	5	2129	138	3,7	588±187	38	1,03	3,6

- Співвідношення $^{137}\text{Cs} / ^{90}\text{Sr}$ свідчить про відмінності у складі радіоактивних випадіннь для різних дослідних ділянок.

Таблиця 3.38

Питома активність ^{137}Cs і ^{90}Sr у кормових видах рослин, молоці корів, м'ясі козулі європейської та капрофорах білого гриба у районі досліджень

Назва продукції та місце відбору	n	^{137}Cs Бк\кг СР	^{90}Sr , Бк\кг СР	КП, або КПар ^{90}Sr
			M±m	M±m
с. Христинівка, Народицький р-н, Житомирська обл.				
Пасовищна трава (стационар 1)	12	631	420±43	14±1,44
Пасовищна трава (стационар 2)	12	401	93±5	13,3±0,72
Молоко корів (стационар 1)	2	121	18,5±5,5	0,62±0,18
Молоко корів (стационар 2)	2	66	10±3	1,43±0,43
с. Журба, с. Липські Романи, Овруцький р-н, Житомирська обл.				
Соснова лапка	2	5181	744±117	20,04±2,62
Листя верби	2	802	795±7	22,08±0,19
Ягоди чорниці	3	16891	6708±2420	186±67
Капрофори білого гриба	2	83802	41,5±2,5	1,15±0,07
М'ясо козулі європейської	3	45135	5,7±0,9	0,16±0,02
Кістки козулі європейської	3	4348	1546±393	42,9±10,9

Характеризуючи забруднення ^{90}Sr харчових продуктів природних екосистем, які можуть мати істотний вплив на формування доз внутрішнього опромінення населення, слід наголосити, що деякі продукти харчування, зокрема ягоди чорниці та відвар з кісток тварин, можуть бути вагомим джерелом ^{90}Sr у раціонах сільського населення. Особлива увага повинна

приділяться регіонам зі щільністю радіоактивного забруднення ґрунтів ^{90}Sr понад 2 Кі/км^2 .

3.5. Розробка непрямих методів оцінки забруднення організму тварин та продукції (м'яса, молока) радіонуклідами

Можливості використання екскрементів з метою прогнозування забрудненості організму тварин та продукції тварин ^{137}Cs . За умови сильної варіації значень коефіцієнтів переходу в різні кормові види рослин природних фітоценозів, а також з урахуванням впливу ґрунтових частинок на надходження радіонуклідів у організм тварин, дуже важко прогнозувати рівень радіоактивного забруднення продукції тваринництва при вільному випасі тварин на пасовищах. У цьому зв'язку інтерес становить прогнозування забруднення продукції тваринництва використовуючи інші непрямі методи: зокрема – результати аналізу питомої активності радіонукліду у калі, який більш точно відображає активність фактично спожитого твариною раціону.

Відомо, що з калом у корів виводиться біля 55% ^{137}Cs від кількості, яка споживається твариною з кормом протягом доби [73]. Враховуючи той факт, що суха речовина корму перетравлюється в літній період на 70% то з калом виводиться біля 30% сухої речовини, спожитої твариною протягом доби. По суті в 30% сухої речовини (від спожитої за добу), яка виділяється з калом тварини міститься 55% цезію, що протягом доби надходить в організм тварини. Тому концентрацію радіонукліду в сухій речовині калу, а також співвідношення між концентрацією радіонукліду в сухій речовині калу та корму для конкретного виду тварин можна легко встановити, використовуючи значення коефіцієнту переходу радіонукліду з раціону в продукцію тваринництва.

Розрахунки свідчать, що забрудненість 1 кг сухої речовини калу ^{137}Cs в декілька разів перевищує забрудненість м'яса великої рогатої худоби. Щодо стронцію то концентрація в калі характеризується ще більш високими відмінностями. Таким чином представляє безпосередній інтерес вивчення

радіологічної забрудненості калу тварин з метою прогнозування забрудненості продукції тваринництва. Ці дослідження особливо цікаві у відношенні до тих видів тварин, які споживають корми, що характеризуються різною інтенсивністю накопичення радіонуклідів. При цьому немає можливості використовувати для радіологічних прогнозів який не будь конкретний вид корму, оскільки на сьогодні немає конкретних даних щодо фактичної структури раціону тварин при їх вільному випасі на природних угіддях, а тому, навіть орієнтовних даних про рівні споживання радіонукліду в конкретних умовах випасу. Зокрема це стосується м'ясної худоби, яка випасається на природних пасовищах.

Методика досліджень полягала у відборі зразків пасовищної трави та калу у молодняку великої рогатої худоби, що випасались протягом літнього періоду 2000-2005 років на дослідних стаціонарах Народицького та Овруцького районів Житомирської області (табл. 3.39).

Стаціонари розташовані у наступних населених пунктах Житомирської області: с. Христинівка Народицького району (стаціонар 1 та стаціонар 2), с. Ключки Народицького району (стаціонар 3), с. Збраньківці Овруцького району (стаціонар 4, стаціонар 5).

У ході досліджень планувалось встановити взаємозв'язок між забрудненістю калу ^{137}Cs та прогнозними показниками забруднення яловичини ^{137}Cs .

Концентрацію ґрунтових частинок в калі визначали за різницею між концентрацією сирій золи в калі та концентрацією таких мінеральних елементів, як кальцій, калій, фосфор, магній, залізо. Слід зазначити, що в ґрунтових частинках присутні певні мінеральні елементи, зокрема Co, Fe, I, Na, Se, Zn і Cu (Mitchell R.L., 1963), але в наших дослідженнях їх кількість ми не враховували, зважаючи на той факт, що їх відсоток у сирій золі незначний.

Таблиця 3.39

Радіологічна характеристика стаціонарів

№ стаціо- нару	Розташування стаціонару	Тип пасовища	Тип та гранулометричний склад ґрунту	Щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs , кБк/м ²
1	с. Христинівка (пасовище 1)	Зц	Дерново-лучний, суглинковий	629
2	с. Христинівка (пасовище 2)	Зп	Дерново-лучний, суглинковий	152
3	с. Клочки (пасовище 1)	С/ СТНРЗ	Дерново-підзолистий, супіщаний із 5-см шаром дернини *	25
4	с. Збраньківці (пасовище 1)	СТНРЗ	Дерново-підзолистий, супіщаний із 15-см шаром дернини **	102
5	с. Збраньківці (пасовище 2)	СТНРЗ	Дерново-підзолистий, супіщаний із 25-см шаром дернини ***	102

Примітки: С – суходіл; СТНРЗ – суходіл тимчасово надлишкового рівня зволоження; Зц – центральна частина заплави; Зп – притерасна частина заплави; (*), (**), (***) – на стаціонарах проходить процес повторного заболочення

У результаті досліджень встановлені конкретні дані, щодо забруднення екскрементів та продукції тваринництва ^{137}Cs на 5-ти дослідних стаціонарах, які характеризуються різною інтенсивністю міграції радіонукліду в трофічному ланцюзі « ґрунт – рослина – продукція тваринництва» (табл. 3.40).

За літературними даними споживання тваринами радіоцезію в складі ґрунтових частинок залежить від типу ґрунту, сезону року, інтенсивності випасу. Споживання частинок ґрунту виражають в процентному відношенні до сухої речовини корму, в складі якого вони поступають в шлунково-кишковий тракт тварин. Добове споживання ґрунтових частинок великою рогатою худобою в складі пасовищної трави становить 4–8% [Healy W.B., 1968 Green N., N.J. Dodd N.J., 1988], а при стійловому утриманні (в складі силосу та сіна) рідко перевищує 4% [Zach R., Mayoh K.R., 1984].

Аналіз зразків калу на вміст ґрунтових частинок засвідчив, що їх концентрація в калі становить від 11 до 24%. Це дозволило нам визначити внесок ґрунтових частинок у забрудненість раціону великої рогатої худоби.

Так, зокрема, найбільший внесок ґрунтові частинки у забрудненості калу тварин ^{137}Cs мали на стаціонарі 1 та 2 – в межах 34–66%. У той же час на стаціонарах 3–5 їх внесок був менш суттєвим і коливався в межах 2–13%.

Таблиця 3.40

Питома активність ^{137}Cs у екскрементах тварин та яловичині на дослідних стаціонарах

Показники	Стаціонар 1	Стаціонар 2	Стаціонар 3	Стаціонар 4	Стаціонар 5
Коефіцієнт переходу ^{137}Cs у ланцюзі «ґрунт – пасовищна трава», (Бк/кг СР)/(КБк/м ²)	0,5	0,84	4,9	7,2	18,6
Питома активність ^{137}Cs у пасовищній траві, Бк/кг сухої речовини	307	127	124	740	1567
Питома активність ^{137}Cs у калі, Бк/кг сухої речовини	740–1650	300–460	240–310	1400–1700	2900–3500
Суша речовина калу, %	13,5	15,4	16,0	15,6	15,9
Вміст ґрунтових частинок у калі, %	11–20	12–24	11–18	12–24	12–24
Питома активність ^{137}Cs у верхньому шарі дернини, Бк/кг	5604	1051	204	580	580
Частка активності ^{137}Cs , що міститься в калі у складі ґрунтових частинок, %	57–66	34–44	8–13	4–7	2–3
Прогноз концентрації ^{137}Cs в 1 кг спожитого раціону з врахуванням забрудненості ґрунтовими частинками, Бк/кг сухої речовини	542–755	171–211	133–140	760–790	1590–1610
Прогноз питомої активності ^{137}Cs в яловичині, Бк/кг	50–210	23–70	26–150	145–250	420–480
Співвідношення активності ^{137}Cs у сухій речовині калу і активності яловичини (Бк/кг СР)/(Бк/кг яловичини)	(6,2–9,9)	(6,2–8,7)	(5,2–9,0)	(5,2–7,7)	(5,2–6,7)

Дослідженнями, проведеними в Англії, встановлено, що концентрація радіоцезію в м'язах овець, які випасалися в літній період на гірських пасовищах є вищою, ніж в зимовий, що пов'язано як з більш високим рівнем споживання трави, так і більш високою її перетравністю в літній період порівняно із зимовим (Armstrong R.H., Hudson J., 1986; Howard B.J. et al., 1989), що призводить до більш високої абсорбції радіонукліду в шлунково-кишковому тракті.

Враховуючи вище наведений факт, можна припустити, що співвідношення між питомою активністю калу та яловичини зростає в кінці пасовищного сезону (коли знижується перетравність сухої речовини корму та споживання корму тваринами), а також при підвищенні навантаження тварин в розрахунку на 1 га пасовища, що призводить до збільшення кількості ґрунтових частинок в раціоні та зниженні біологічної доступності радіонукліду.

За результатами досліджень встановлено, що співвідношення активності сухої речовини калу до прогнозованої активності яловичини є значно вищим для умов стаціонарів 1 та 2, ніж для стаціонарів 3–5, що на нашу думку пов'язано із більш низькою біологічною доступністю ^{137}Cs в складі частинок ґрунту на 1 та 2 стаціонарі, порівняно із стаціонаром 3 – 5, де основна кількість радіонукліду, що споживається твариною надходить в рослину кореневим шляхом і, тому, добре засвоюється в умовах шлунково-кишкового тракту тварин. Таким чином, ступінь впливу ґрунтових частинок є більшим на стаціонарах, які характеризуються більш важким гранулометричним складом та меншими значеннями коефіцієнтів переходу ^{137}Cs в ланцюзі «ґрунт – рослина».

Дослідження також засвідчили, що за умови низьких значень КП в ланцюзі «ґрунт – рослина», використання пасовищної трави з метою прогнозування забруднення продукції тваринництва ^{137}Cs є менш доцільним, ніж використання екскрементів, оскільки при цьому не можна визначити вплив ґрунтових частинок на забруднення організму тварин радіонуклідом. За нашими розрахунками, на стаціонарі 1 з ґрунтовими частинками (при їх споживанні у кількості 8% від спожитої за добу пасовищної трави) може надходити в організм тварин така ж кількість ^{137}Cs , що й споживається з пасовищною травою. Таким чином, кількість спожитої з ґрунтом активності може бути доволі високою, хоча подальше надходження ^{137}Cs в яловичину залежатиме від біологічної доступності зв'язаної з ґрунтом фракції радіонукліду. При вивченні біологічної доступності ^{137}Cs ґрунту в дослідях

Hansen H.S., Hove K. (1990) встановлено, що надходження радіонукліду з органічних ґрунтів (мінеральна частина становила 36%, в том числі глиниста фракція 5%) в молоко кіз становить лише біля 7% порівняно з тваринами контрольної групи, яким згодовували іонну форму радіонукліду. Дані щодо екстракції радіоцезію з ґрунтів різними екстрагентами та аналіз робіт щодо визначення його біологічної доступності в шлунково-кишковому тракті тварин дозволяє зробити висновок про те, що радіонуклід, який споживається в складі ґрунтових частинок відрізняється низькою біологічною доступністю.

Порівняльна характеристика параметрів міграції ^{137}Cs в м'ясо свійських кіз, овець та ВРХ та забруднення калу тварин. У результаті проведення літературного огляду встановлено, що при випасі овець та кіз на луках і пасовищах вони мають подібну селективність, щодо споживання злаків та різнотрав'я. Результати досліджень Hoffmann (1985) свідчать про різницю у селективній поведінці різних тварин, що цілком узгоджується із класифікацією травоядних відповідно до якої вівці відносяться до типових грайзерів, кози мають проміжний тип кормової поведінки і є селекторами броузерного типу. Різниця в типах кормової поведінки особливо наглядно проявляється при випасі тварин на угіддях, що характеризуються високим різноманіттям рослинних угруповань. На стаціонарах, які характеризуються меншим різноманіттям видів (луки та вербові зарості) спостерігаються незначні відмінності у виборі дієти між вівцями, козами та ВРХ. Радіологічним наслідком таких відмінностей у є те, що вони вибірково споживають ті види рослин, які в максимальній ступені акумулюють ^{137}Cs , особливо на тих типах угідь, які характеризуються значним різноманіттям рослинних угруповань, що призводить до інтенсивної акумуляції радіонуклідів в організмі тварин.

Відносно овець слід зазначити, що не виявлено якоїсь особливої групи рослин, яка б мала домінуючий вплив на споживання ^{137}Cs . Споживання вівцями активності визначається присутністю в їх раціоні відносно

низькоактивних злаків, різнотрав'я листя двудольних дерев, чагарничків та більш високо активного вересу.

Порівняння забруднення ^{137}Cs калу овець, кіз і ВРХ свідчить, що за однакових умов годівлі тварин ці показники також були майже однаковими (оскільки перетравність є приблизно однаковою), але співвідношення кал/м'ясо є більшим для тих тварин, у яких накопичення ^{137}Cs в продукції (м'ясі) є меншим (табл. 3.41).

Таблиця 3.41

Порівняльна характеристика параметрів міграції ^{137}Cs в м'ясо різних видів тварин

Показники	Продукція тваринництва, № стаціонара/№ облікової ділянки			
	М'ясо кіз, стаціонар 1/1	М'ясо кіз, при випасі в лісі	М'ясо ВРХ, стаціонар 1/1	М'ясо овець, стаціонар 4/4
Щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs , КБк/м ²	1108	37	1108	102
Концентрація ^{137}Cs в кормі, Бк/кг сухої речовини	307	860–1200	307	740
Концентрація ^{137}Cs в м'язах, Бк/кг	330	284–396	190	620
КП в ланцюгу ґрунт – корм, (Бк/кг СР)/(КБк/м ²)	0,28	28	0,28	7,25
Середній рівень споживання корму, кг сухої речовини	1,4	1,4	10	1,4
Середньодобове надходження ^{137}Cs в організм, Бк/добу	430	1200–1700	3070	1036
Розрахункові значення константи переходу (Кп) ^{137}Cs з раціону в м'язи, (Бк/кг)/(Бк/добу)	0,23	0,23	0,04	0,60
Агрегований коефіцієнт переходу в ланцюгу ґрунт – тваринницька продукція (КПаг), (Бк/кг)/(КБк/м ²)	0,30	6,6–10,7	0,17	6,1
Забруднення екскрементів, Бк/кг СР	1350	1390–2000	1280	1233
Співвідношення між активністю калу та м'яса, (Бк/кг СР калу)/(Бк/кг м'яса натуральної вологи)	4,1	4,9	6,8	2,0
Гранична щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs при якій можна отримати м'ясо тварин в межах ДР–2006	18,1	0,3–0,4	31	0,9

Отже рівень забруднення радіонуклідом ^{137}Cs калу тварин є важливим показником забруднення і виробленої продукції тваринництва. Практично не

важливо, кал яких видів тварин відбирати, якщо точно відоме забруднення травостою та перетравність корму.

Розрахунки свідчать, що при збільшенні споживання корму тваринами зростає забруднення ^{137}Cs продукції тваринництва, а забруднення калу практично не змінюється.

Тому навесні, коли спостерігається максимальне споживання корму, слід очікувати більш високі рівні забруднення радіонуклідом продукції тваринництва. А восени, коли споживання зменшується – менш високі рівні забруднення. Це говорить про те, що співвідношення між концентрацією ^{137}Cs в калі та продукцією тваринництва є менш стабільним і більше варіює, ніж співвідношення між концентрацією ^{137}Cs в калі та пасовищній траві. Слід очікувати, що восени в більшій мірі знижується забруднення молока, ніж забруднення калу. Навіть навпаки, забруднення калу може дещо зрости за рахунок споживання ґрунтових частинок. При цьому зростатиме й зольність зразків. Це в більшій мірі стосується стаціонарів з більш важким гранулометричним складом, та низькими значеннями КП в рослини.

Порівняння параметрів міграції ^{137}Cs в різні види продукції тваринництва на дослідних стаціонарах свідчить, що на стаціонарі 1 м'ясо кіз в межах ДР–2006 можна отримати при більш високих щільностях забруднення ґрунту $18,1 \text{ кі/км}^2$, ніж при випасі в умовах лісових угідь – $0,3\text{--}0,4 \text{ кі/км}^2$ (табл. 3.41). М'ясо овець також характеризується високими рівнями забруднення радіонуклідом, його в умовах стаціонару 4/4 можна отримати в межах ДР–2006 при щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs – $0,9 \text{ кі/км}^2$). Слід також зазначити, що м'ясо овець та кіз є більш радіологічно небезпечним, ніж м'ясо великої рогатої худоби. Так за подібних умов випасу на стаціонарі 1/1 м'ясо ВРХ в межах ДР–2006 можна отримати при щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs - 53 кі/км^2 (див. табл. 3.22) та 31 кі/км^2 (табл. 3.41).

Використання показників перетравності при оцінці радіологічної ефективності використання різних типів кормових угідь. Важливою складовою частиною наукових досліджень щодо годівлі тварин в екологічно несприятливих умовах навколишнього природного середовища є моделювання живлення тварин у цьому середовищі. Зокрема, значної уваги заслуговує такий важливий параметр, як перетравність складових компонентів раціону у рубцевій рідині тварин. На основі цього параметра за допомогою сучасних методів зоотехнічних розрахунків можна складати радіологічні прогнози. Зокрема, значення перетравності кормів можна використовувати для оцінювання їх споживання.

Відомо, що споживання корму є важливим параметром, який обумовлює не лише рівень продуктивності тварин, але й забруднення продукції тваринництва радіонуклідами. Споживання корму і його перетравність є взаємозалежними поняттями і дуже важливі у живленні тварин, вони між собою пов'язані наступною формулою (3.6):

$$СП = V \cdot d / I - P_p, \text{ де:} \quad (3.6)$$

СП- споживання корму (кг *СП*); *Vd*- виділення сухої речовини корму з калом (кг *СП*); *P_p*- вдавана перетравність корму (частка одиниці).

Вище наведене рівняння свідчать про те, що при підвищеній перетравності кормів, зростає споживання корму і навпаки.

Дослідження перетравності сухої речовини та вивільнення структурного ¹³⁷Cs з кормів в рубці великої рогатої худоби проводились методом нейлонових мішечків на 2 фістульованих бичках за методикою Даниленко Й.А. та інші (1960).

Перетравність сухої речовини в рубці, визначеної методом нейлонових мішечків, може служити показником кінцевої перетравності організмом жуйних (Славов В.П. та ін., 2003). Тому ми використали даний метод для визначення перетравності сухої речовини та ¹³⁷Cs різних кормів природних угідь Житомирської області (табл. 3.42, 3.43).

Таблиця 3.42

Динаміка ферментації сухої речовини рослин природних угідь залежно від часу інкубації в рубці, %

Корми	Час інкубації, год.				
	3	6	9	12	24
Верес звичайний	5,3±0,2	10,2±0,2	17,5±0,3	22,7±0,5	30,1±0,3
Листя чорниці	13,1±0,10	26,2±0,3	34,1±0,2	42,3±0,8	50,1±0,8
Листя дуба звичайного	1,7±0,2	5,0±0,3	9,3±0,3	12,7±0,4	18,1±0,4
Листя вільхи	6,1±0,3	12,3±0,4	19,1±0,3	24,1±0,5	32,1±0,4
Листя берези пухнастої	9,6±0,3	18,0±0,4	28,3±0,5	32,4±0,4	42,1±0,6
Листя осики	5,6±0,2	10,1±0,3	16,3±0,3	25,2±0,6	31,2±0,5
Пагони брусниці	1,5±0,2	7,8±0,3	11,2±0,1	17,4±0,4	27,3±0,4
Пагони сосни звичайної	1,8±0,1	5,6±0,3	12,1±0,3	20,1±0,4	28,3±0,6
Пагони чорниці	1,5±0,2	7,4±0,3	12,2±0,3	18,4±0,4	25,3±0,7
Пасовищна трава (Природні угіддя, стаціонар 1, автоморфний ґрунт)					
1 цикл стравлювання	14,8±0,2	34,7±0,4	46,9±0,5	54,5±0,3	75,6±1,3
2 цикл стравлювання	3,2±0,3	30,6±0,5	35,9±0,4	47,6±0,8	56,3±0,8
3 цикл стравлювання	8,3±0,2	23,9±0,2	32,2±0,4	43,9±1,0	52,4±0,9
4 цикл стравлювання	13,1±0,2	35,7±0,2	46,9±0,8	52,9±0,5	68,6±1,0
Пасовищна трава (Природні угіддя, стаціонар 2, гідроморфний ґрунт)					
1 цикл стравлювання	15,6±0,49	33,1±0,7	41,3±0,8	52,1±1,3	67,2±0,6
2 цикл стравлювання	13,1±0,4	30,4±0,6	40,6±0,7	45,7±0,3	59,9±0,8
3 цикл стравлювання	11,4±0,5	25,3±0,6	36,9±0,6	41,4±0,5	51,3±0,6
4 цикл стравлювання	18,4±0,6	29,8±0,8	43,7±0,4	45,4±0,8	53,1±0,8

Дані таблиць 3.42 та 3.43 свідчать, що найвищими показниками перетравності сухої речовини та вивільнення ¹³⁷Cs характеризується пасовищна трава автоморфних ґрунтів, а далі у порядку зменшення пасовищна трава гідроморфних ґрунтів, верес та інші корми лісових насаджень. Таким чином лісові кормові види характеризуються низькими показниками перетравності, що пояснює їх неактивне споживання тваринами при випасі. Поясненням даного факту є наявність в даних кормах танінів, які обмежують мікробне перетравлення корму, а також обмеженими процесами фотосинтетичної активності під покривом дерев.

Отримані результати досліджень на фістульованих тваринах, щодо визначення таких параметрів, як перетравність сухої речовини в рубці тварин

та вивільнення або перетравності ^{137}Cs , на нашу думку, можуть бути також корисними при проведенні прогнозних радіологічних розрахунків в тваринництві зокрема при проведенні оцінки радіологічної ефективності використання різних типів кормових угідь.

Таблиця 3.43

Динаміка вивільнення ^{137}Cs в рубці рослин природних угідь залежно від часу інкубації, % від загальної активності

Корми	Експозиція корму в рубці, год.				
	3	6	9	12	24
Верес звичайний	11,2±0,9	19,5±1,1	25,2±1,2	30,3±1,1	33,2±1,5
Листя вільхи	27,6±1,2	45,9±0,9	59,7±1,4	70,8±1,2	81,9±1,3
Листя берези пухнастої	17,0±0,9	24,2±1,2	29,6±1,3	31,7±1,1	33,0±1,4
Пагони брусниці	17,1±1,1	31,8±1,1	40,2±1,2	45,5±1,1	48,1±1,2
Пагони сосни звичайної	20,2±1,1	35,2±1,5	44,6±1,3	49,5±1,6	51,3±1,1
Пасовищна трава (Природні угіддя, стаціонар 1, автоморфний ґрунт)					
1 цикл стравлювання	48,3±2,4	70,5±1,3	78,5±1,9	82,1±1,6	93,3±1,1
2 цикл стравлювання	50,6±2,6	78,2±1,3	82,9±1,4	86,7±1,0	90,7±1,2
3 цикл стравлювання	26,9±1,9	50,3±1,6	77,7±1,1	82,2±1,3	84,4±0,9
4 цикл стравлювання	53,3±1,4	77,6±1,8	84,1±0,8	94,0±1,3	96,2±0,9
Пасовищна трава (Природні угіддя, стаціонар 2, гідроморфний ґрунт)					
1 цикл стравлювання	62,0±1,1	68,4±1,1	78,2±1,1	84,6±1,2	93,3±1,1
2 цикл стравлювання	64,3±1,1	70,6±0,9	78,8±1,5	90,1±3,3	90,4±1,2
3 цикл стравлювання	40,4±1,5	56,6±1,5	64,3±1,3	73,2±1,5	78,5±1,3
4 цикл стравлювання	45,5±1,5	64,3±1,6	74,2±1,9	78,4±1,2	84,0±1,9

При цьому ми використовували результати досліджень екскрементів тварин на вміст ^{137}Cs при випасі тварин на різних типах кормових угідь, а також загально відомі показники міграції радіонукліду у трофічному ланцюгу раціон – продукція тваринництва.

Для проведення прогнозних розрахунків використовували наступні формули (3.7 – 3.9):

$$(1) \text{ Питома активність } ^{137}\text{Cs} \text{ в кормі, Бк/кг} = (1 - \text{вдавана перетравність сухої речовини, частка одиниці}) * \text{питома активність } ^{137}\text{Cs} \text{ в калі, Бк/кг} / (1 - \text{вдавана перетравність } ^{137}\text{Cs, частка одиниці}); \quad (3.7)$$

(2) Добове споживання ^{137}Cs , Бк/добу = Питома активність ^{137}Cs в кормі, Бк/кг * добове споживання СР корму, кг СР; (3.8)

(3) питома активність ^{137}Cs в продукції тваринництва, Бк/кг = Добове споживання ^{137}Cs , Бк/добу * коефіцієнт переходу ^{137}Cs в ланцюгу раціон-продукція, % від добового споживання/100. (3.9)

У табл. 3.44 наведено узагальнені дані вивчення перетравності різних кормових засобів на дослідних стаціонарах.

Таблиця 3.44

Показники перетравності кормів за використання різних пасовищ

Показники	Переважаючий вид корму на пасовищі		
	Верес звичайний, (стаціонар 4-5)	Трава пасовищна (гідроморфний ґрунт, стаціонар 4-5)	Трава пасовищна (автоморфний ґрунт стаціонар 1-2)
Питома активність ^{137}Cs у калі корів за щільності забруднення ґрунту 1 Кі/км ² , Бк/кг	4616	600	35
Вдавана перетравність сухої речовини, частка одиниці	0,30	0,58	0,63
Вдавана перетравність ^{137}Cs , частка одиниці	0,33	0,87	0,91
Питома активність ^{137}Cs у кормі, Бк/кг СР	4823	1938	144
Добове споживання ^{137}Cs , Бк/добу	72340	29077	2158
Питома активність ^{137}Cs у молоці корів, Бк/кг	723	291	22

Таким чином, перетравність сухої речовини та вивільнення (перетравність) структурного ^{137}Cs з кормів є важливими радіологічними параметрами, які потрібно враховувати при проведенні радіологічних прогнозів.

3.6. Визначення впливу критичних продуктів харчування на формування дозових навантажень сільського населення (на прикладі окремого населеного пункту)

Сільське населення, яке проживає в зоні безумовного відселення є групою ризику і може розглядатись як модель при розробці наукових підходів для прийняття рішень по проблемам зони. Проблема, які торкнулися 200 000 людей, що були евакуйовані з місць їх постійного проживання на Україні, в Росії та Білорусі.

У цих умовах аналіз шляхів надходження радіонуклідів в організм людини з продуктами харчування місцевого походження стає надзвичайно важливим елементом безпечного проживання населення в радіоактивно забруднених регіонах.

Виходячи з вищевикладеного, ми ставили за мету експериментально визначити дози зовнішнього та внутрішнього опромінення на прикладі окремого населеного пункту у сільського населення (що проживає в зоні безумовного відселення) за рахунок ^{137}Cs та визначення ролі різних продуктів харчування у формуванні доз внутрішнього опромінення.

У ході досліджень нами були виділені дві основні категорії сільського населення (табл. 3.45):

група А. Раціони даної групи населення включають продукти харчування лісового походження;

група Б. Населення групи Б не споживає продукти лісового походження в період проведення дослідів, у зв'язку із домовленістю.

Розглядаючи активність раціону в розрізі окремих груп населення с. Христинівка слід зазначити, що максимальною активністю за ^{137}Cs характеризувались раціони населення групи А. Раціони даної групи населення включають продукти харчування лісового походження. Активність раціонів даної групи населення коливалась в межах від 200 до 3200 Бк/добу і у середньому становила 938 Бк/добу. Використання дозового чиннику – 14 нЗв на кожний спожитий протягом року беккерель ^{137}Cs в складі продуктів

харчування свідчить про те, що населення групи А протягом року отримує від 2 до 16 мЗв (в середньому 5 мЗв), що є вкрай небезпечним для стану здоров'я жителів.

Таблиця 3.45

Питома активність ^{137}Cs у раціоні та дози внутрішнього опромінення жителів с. Христинівки

Харчові продукти	Раціони населення групи А			Раціони населення групи Б		
	Щодобове споживання продукту, кг.	Щодобове надходження ^{137}Cs , Бк	% від загального надходження ^{137}Cs	Щодобове споживання продукту, кг.	Щодобове надходження ^{137}Cs , Бк	% від загального надходження ^{137}Cs
Продукти харчування рослинного походження з присадибних ділянок						
Зернові і продукти їх переробки	0,290	2	–	0,255	2	2
Картопля	0,350	8	1	0,320	8	7
Овочі та фрукти	0,960	21	2	0,930	20	19
Продукти харчування тваринного походження з власних підсобних господарств						
Молоко і молочні продукти	0,250	14	1	0,800	45	40
М'ясо свійських тварин	0,100	15	2	0,190	31	29
Яйця (кг)	0,010	–	–	0,014	–	–
Продукти харчування природних екосистем						
Гриби	0,013	510	53	0	–	–
Ягоди лісові	0,010	352	38	0	–	–
М'ясо диких тварин	0,003	5	1	0	–	–
Лікарська сировина	0,001	6	1	0	–	–
Риба річкова	0,048	5	1	0,024	3	3
Разом	–	938	100	–	109	100
Річна доза опромінення, мЗв/рік.	–	5,0	–	–	0,56	–

Активність раціонів населення групи Б (більш сприятлива у соціальному відношенні група населення, яка має власне підсобне господарство і не споживає продукти лісового походження) не перевищувала 110 Бк/добу, що відповідає дозі внутрішнього опромінення 0,56 мЗв/рік. Даний рівень активності міг би бути цілком безпечним для стану здоров'я населення, якщо б населення не отримувало додаткових дозових навантажень за рахунок зовнішнього опромінення та споживання інших бета-випромінюючих нуклідів, зокрема ^{90}Sr .

Дослідженнями передбачалось визначити внесок основних груп продуктів харчування в загальне надходження радіонуклідів в організм людини, зокрема: (1) продуктів харчування рослинного походження з власних присадибних ділянок; (2) продуктів харчування тваринного походження з власних підсобних господарств; (3) продуктів харчування лісового походження; (4) риби з місцевих водойм.

Дані, наведені в таблиці 3.34, свідчать, що надходження ^{137}Cs з раціоном у організм населення групи А на 94% зумовлено продуктами природних екосистем, зокрема грибами, лісовими ягодами та м'ясом тварин. Також слід наголосити, що дозові навантаження населення від продукції тваринного походження у даному населеному пункті (с. Христинівка) залишаються недооціненими, оскільки випас тварин здійснюється на нетипових для досліджуваного регіону дерново-лучних ґрунтах, які характеризуються низькими показниками міграції радіонуклідів у трофічному ланцюзі тварин.

Надходження радіоцезію в раціони населення групи Б зумовлювалось на 28% продуктами рослинного походження з власних присадибних ділянок, на 69% продуктами тваринного походження з власних підсобних господарств та на 3% річковою рибою.

Результати досліджень також свідчать, що навіть населення групи А доволі у обмеженій кількості споживають продукти харчування лісового походження. Так, річне споживання грибів, лісових ягід та м'яса диких тварин не перевищує 4,8, 3,7 та 1 кг, відповідно.

Більш детальна інформація щодо забруднення окремих продуктів харчування сільського населення ^{137}Cs , що проживає в с. Христинівка в табл. 3.46.

Стосовно ^{90}Sr слід зазначити, що ми оцінюємо його надходження з раціоном населення групи А у межах 82 Бк/добу, а населення групи Б – 42 Бк/добу. Це відповідно становить 3,3 мЗв/рік для населення групи А, та 1,7 мЗв/рік для населення групи Б.

Таблиця 3.46

Забруднення ^{137}Cs та параметри міграції радіонукліду в окремі харчові продукти

Продукти харчування	Кількість зразків	Вміст ^{137}Cs , Бк/кг	Щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs		Кп, (Бк/кг)/КБк/м ²	ДР-97 вмісту ^{137}Cs , Бк/кг	Гранична щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs , Кі/км ²
			КБк/м ²	Кі/км ²			
<i>Продукти харчування рослинного походження з присадибних ділянок</i>							
Зернові і прод. їх переробки	5	6	678	18	0,01	20	61
Картопля	8	24	678	18	0,04	60	46
Буряк	6	47	678	18	0,07	40	16
Цибуля	5	16	678	18	0,02	40	46
Редис	2	16	678	18	0,02	40	46
Щавель	1	121	678	18	0,18	40	6
Морква	4	63	678	18	0,09	40	12
Огірки	3	5	678	18	0,01	40	147
Кабачки	1	4	678	18	0,01	40	183
Капуста	1	3	678	18	0,00	40	244
Помідори	1	1	678	18	0,00	40	733
Перець солодкий	1	8	678	18	0,01	40	92
Квасоля	1	26	678	18	0,04	40	28
Яблука	3	7	678	18	0,01	70	183

Продовження таблиця 3.46

Продукти харчування	Кількість зразків	Вміст ^{137}Cs , Бк/кг	Щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs		Кп, (Бк/кг)/(КБк/м ²)	ДР-97 вмісту ^{137}Cs , Бк/кг	Гранична щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs , Кі/км ²
			КБк/м ²	Кі/км ²			
Продукти харчування тваринного походження з власних підсобних господарств							
Молоко і молочні продукти	5	56	1026	28	0,05	100	50
Яловичина	4	93	1026	28	0,09	200	60
Свинина	4	201	678	18	0,30	200	18
Яйця (кг)	3	16	678	18	0,02	100	115
Продукти харчування лісового походження							
Гриби сухі	5	393000	1270	34	309	2500	0,2
Гриби мариновані	4	43400	1270	34	34	500	0,4
Гриби свіжі	2	142500	1270	34	112	500	0,1
Ягоди чорниці сухі	1	163000	835	23	195	2500	0,3
Ягоди чорниці мариновані	4	13700	835	23	16	500	0,8
М'ясо кабана	1	1500	835	23	2	500	7,5
Лікарська сировина	1	6000	835	23	7	600	2,3
Риба річкова							
Щука	3	230	1026	28	0,22	150	18
Окунь	2	133	1026	28	0,13	150	31
Плотва	1	160	1026	28	0,16	150	26
Карась	2	100	1026	28	0,10	150	42
Лин	2	60	1026	28	0,06	150	69
В'юн	1	60	1026	28	0,06	150	69

Крім того населення додатково отримує зовнішнє опромінення, яке ми визначали з допомогою індивідуальних дозиметрів Житомирської обласної

санепідемстанції. Дані табл. 3.47 свідчать, що в зимовий період, коли населення більшу частину часу перебуває в приміщенні зовнішнє опромінення становить 1,9 мЗв/рік, а в літній період воно значно зростає (за рахунок більшого часу перебування на відкритій місцевості) і становить 5,1 мЗв/рік. Значний внесок у зовнішнє опромінення можливо має торій, поклади якого дуже значні в даній місцевості.

Таблиця 3.47

Показники індивідуальних дозиметрів, які були розміщені на окремих жителях с. Христинівка, на облікових ділянках стаціонарів та в приміщеннях для проживання (літній та зимовий періоди 1998-1999 рр.)

Місце розміщення індивідуальних дозиметрів	Доза в літній період, мЗв/рік	Доза в зимовий період, мЗв/рік
Науменко Ірина Валентинівна	3,1	3,60
Науменко Петро Миколайович	3,2	2,04
Новосад Іван Миколайович	2,9	1,93
Зарютина Тетяна Василівна	3,7	2,58
Шевчук Петро Борисович	6,6	1,72
Шинкарчук Іван Володимирович	17,4	1,77
Шинкарчук Світлана Миколаївна	2,7	1,23
Шмаюн Ольга Максимівна	3,6	1,40
Шмаюн Василій Миколайович	4,1	1,45
Шмаюн Сергій Миколайович	3,6	1,18
Середнє значення	5,1	1,9
Середнє відхилення	2,8	0,5
Облікова ділянка стаціонару 1	10,6	5,05
Облікова ділянка стаціонару 1	7,4	7,78
Облікова ділянка стаціонару 2	4,0	–
Подвір'я будинку де проживає Шмаюн О.М.	–	1,66
Приміщення будинку де проживає Шмаюн О.М.	–	0,97
Приміщення будинку де проживає Шинкарчук І.В.	–	1,02

Таким чином оцінюючи сумарні дозові навантаження за рахунок: споживання ^{137}Cs та ^{90}Sr з харчовими продуктами, а також зовнішнього опромінення – слід зазначити, що вони перевищують 13 мЗв/рік для населення групи А, та 4 мЗв/рік для населення групи Б. А у окремих жителів населеного пункту дозові навантаження перевищують 32 мЗв/рік.

З наведених досліджень також впливає те, що дозові навантаження зовнішнього опромінення у жителів саме цього населеного пункту є порівняно високими: внаслідок високої щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs у даній місцевості, а також можливо за рахунок високих концентрацій торію у ґрунтах.

З іншого боку в даному населеному пункті порівняно низький внесок продуктів харчування з власних присадибних ділянок, а також молока і м'яса свійських тварин у формування внутрішнього опромінення за рахунок ^{137}Cs . Це пов'язано з тим, що в даному населеному пункті переважають не типові для регіону Українського Полісся ґрунти: дернові лучні, суглинкового гранулометричного складу, які характеризуються мінімальними показниками міграції радіонукліду в продукти харчування рослинного та тваринного походження. Таким чином потенційний внесок продукції тварин, які використовують корми природних угідь у формуванні дозових навантажень населення інших населених пунктів може бути значно вищим, про що свідчать результати наших досліджень, наведених в попередніх підрозділах.

3.7. Використання прогностичного математичного моделювання для оцінки доз внутрішнього опромінювання населення від харчових продуктів лісу

Внаслідок того, що у лісових екосистемах одночасно відбувається різнонаправлені процеси міграції техногенного ^{137}Cs у компартментах – очищення одних (лісова підстилка, чорниці, однорічний приріст деревних порід та ін.) та збільшення забруднення інших (мінеральні шари ґрунту, білий гриб тощо), прогнозувати вміст ^{137}Cs та інших техногенних радіонуклідів у компартментах лісових екосистем, в тому числі грибах та ягодах, а також можливості реабілітації певних ділянок лісу доцільніше проводити шляхом математичного моделювання процесу міграції радіонуклідів у лісовій екосистемі в цілому, коли активність ^{137}Cs , яка міститься у одному компартменті, пов'язується у біогеохімічному циклі з відповідним

показником іншого компартмента. Саме на таких засадах створені найбільш відомі у світі моделі міграції ^{137}Cs у лісових екосистемах: FORESTPATH [186], RADFORET [202], RIFE [229], FORESTLIFE [218], ECORAD [272], FORESTLAND [210], REC-MODEL [281], а також прикладні моделі доз внутрішнього опромінювання населення від харчових продуктів лісу [313, 52, 350, 51].

Нами створена математична модель міграції ^{137}Cs у хвойних лісах Українського Полісся на засадах автоматизації процесу побудови моделі, а також підбору її чисельних параметрів, що забезпечується інтеграцією інформаційно-довідникової системи «Полинь» та програмної системи чисельного аналізу математичних задач DSR Open Lab 1.0 [90, 91, 3].

При застосуванні математичного моделювання для дослідження міграції радіонуклідів у лісових екосистемах найважливішим етапом дослідження є формування самої математичної моделі. Початковий етап формування моделі вимагає формалізації та встановлення закономірностей зміни характеристик компартментів екосистеми. За еталон нами була прийнята екосистема соснового лісу чорнично-зеленомошного природного походження, із моновидовим деревостаном сосни віком 55 років, яка знаходиться у зоні безумовного відселення. Для цієї екосистеми наявні багаторічні дані моніторингу питомої та сумарної активності ^{137}Cs у компартментах екосистеми [99].

У ході формування математичної моделі лісової екосистеми, крім математичних моделей складових, необхідно також описувати відношення між складовими системами, що часто викликає ряд проблем, пов'язаних з визначенням описів фізичних процесів. Тому доцільно проаналізувати можливість автоматизації етапів побудови математичних моделей для тих видів екосистем, для яких розроблені формалізовані описи, і визначені відношення між компартментами екосистеми. Для цього необхідно розробити методику формування математичної моделі на основі формалізованих описів,

дозволить автоматизувати процес побудови та подальше дослідження математичної моделі.

Зв'язки між компартментами екосистеми розкриваються при більш детальному аналізі процесів, що відбуваються в екосистемі. Для побудови моделі міграції ^{137}Cs розглянемо життєвий цикл екосистеми з погляду антропогенного впливу на екосистему, вираженому випадінням техногенних радіонуклідів, які включились в обмінні процеси, що відбувається в екосистемі (рис. 3.11).

Схему, яка враховує основні процеси фітоценозу з погляду дослідження процесів міграції ^{137}Cs можна представити у вигляді графу, який можна отримати шляхом вилучення складових, які нині в представленій математичній моделі поки що не враховується. Це зумовлено тим, що відсутні дані радіоекологічних досліджень за певних компартментами (наприклад, внесок мікоризи мікроміцетів, лишайники тощо).

Вузли графа представляють компартменти екосистеми, де $x_1 - x_{10}$ – мінеральні шари ґрунту, завтовшки 2 см, що знаходяться один під одним; де x_1 – найвищий і x_{10} – найнищий з тих, що розглядаються; x_{11} – блок деревини, представлений сукупністю органів деревних рослин та сумарною активністю ^{137}Cs всього компартмента. Блок підстилки представлений трьома складовими: x_{12}, x_{13}, x_{14} – свіжа, напіврозкладена та розкладена лісова підстилка відповідно. Блок надземної фітомаси трав'яно-чагарничкового ярусу представлений змінною x_{15} .

Окремо в даній екосистемі представлені види грибів $x_{16}, x_{17}, x_{18}, x_{19}$. Таке виділення грибів в окремі змінні зумовлено тим, що зазначені види живляться з різних ґрунтових рівнів екосистеми, що не дозволяє їх об'єднання в один блок, оскільки сумування значень активностей ^{137}Cs у грибах лише спотворить картину міграції ^{137}Cs у лісовій екосистемі.

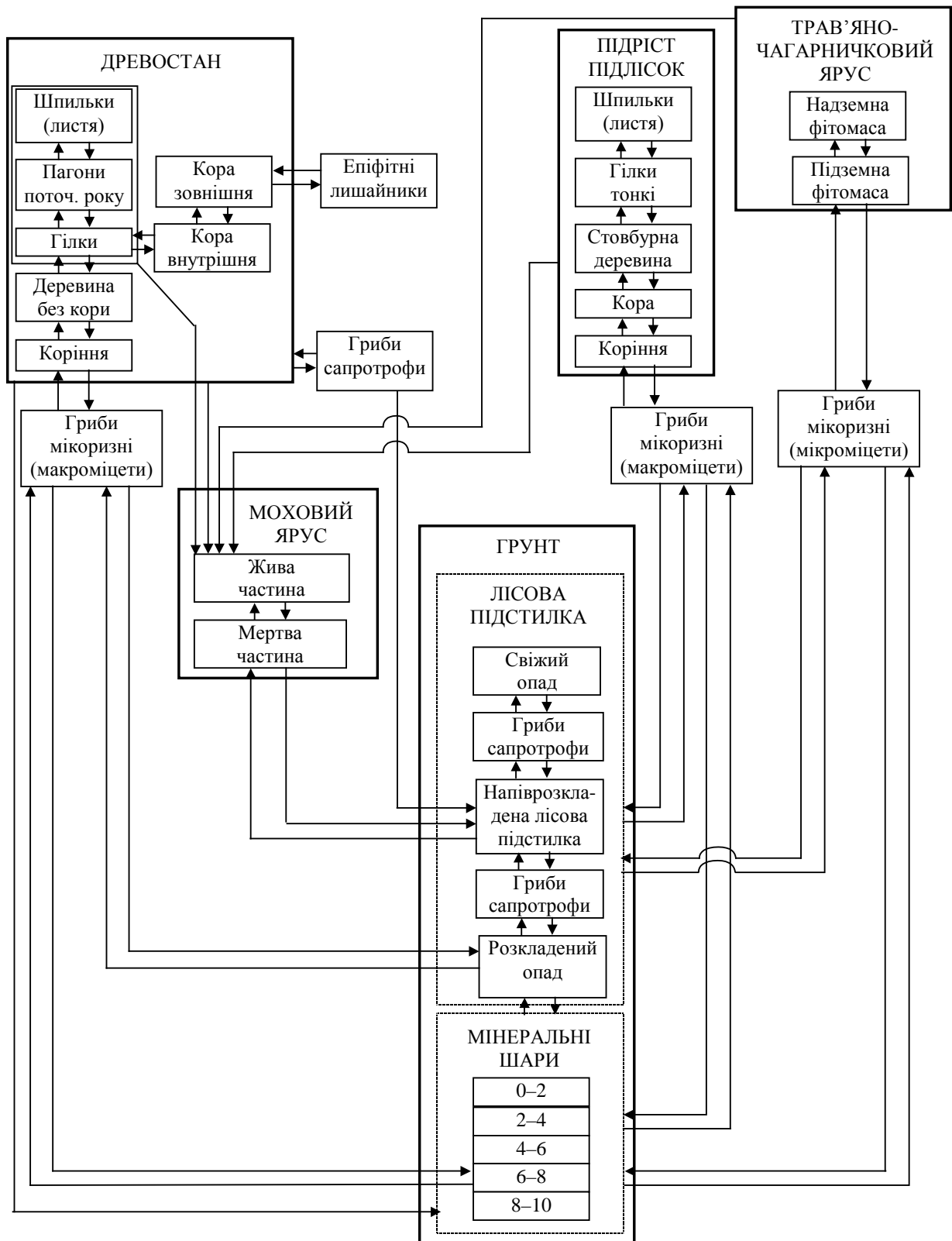


Рис. 3.11. Концептуальна схема взаємодії складових екосистеми соснового лісу.

На основі схеми-графу фітоценозу можна побудувати матрицю зв'язків компартментів лісової екосистеми, поставивши на перетині рядків та стовпців кількість зв'язків, якими зв'язані дані вершини. Такий підхід дозволив

математичним шляхом записати залежності змінних у матричному вигляді та використовувати в подальшому для побудови математичної моделі.

На основі зазначеної матриці встановлюються залежності між компартментами лісової екосистеми, які дозволяють визначити напрямки потоків ^{137}Cs в екосистемі.

Оскільки функції, що описують процеси міграції ^{137}Cs між компартментами екосистеми, невідомі і в деяких випадках залежать від часу, а дослідження таких залежностей є складним процесом, слабо вивченим на сьогоднішній день [321], в запропонованій моделі використовуватимуться постійні коефіцієнти міграції ^{137}Cs .

Пошук коефіцієнтів моделі здійснюється шляхом аналізу балансу сумарних активностей ^{137}Cs у компартментах лісової екосистеми. Виходячи з міркування, що з досліджуваної екосистеми не здійснюється винесення ^{137}Cs , згаданий баланс за певний рік буде дорівнювати різниці балансу сумарної активності ^{137}Cs (добутку питомої активності на одиницю маси) за попередній рік та наступний рік, з урахуванням річного значення радіоактивного розпаду ^{137}Cs . Таким чином, на основі графу потоків ^{137}Cs у лісовій екосистемі та на основі матриці зв'язків між компартментами екосистеми можна побудувати систему рівнянь балансів активностей ^{137}Cs для всіх зазначених компартментів екосистеми.

У загальному вигляді, систему рівнянь можна представити наступним чином (3.10):

$$\sum_{\substack{i=1,n, \\ i \neq k}} a_{i-k} \cdot l_{i-k} \cdot x_i(t_1) - x_k(t_1) \cdot \sum_{\substack{i=1,n, \\ i \neq k}} a_{k-i} \cdot l_{k-i} = x_k(t_2) - (1 - \lambda - q_k) x_k(t_1), \quad (3.10)$$

де n – кількість компартментів, k – номер компартменту, l_{k-i} – коефіцієнти, взяті з матриці зв'язків на перетині рядка k -го компартменту та стовпчика i -го компартменту, x_i – активність i -го компартменту екосистеми ($\text{Бк}/\text{м}^2$), t_1 та t_2 – моменти відбору проб (роки), λ – постійна напіврозпаду ^{137}Cs , q_k – коефіцієнт зв'язування ^{137}Cs з компартментом, a_{i-j} – невідомі коефіцієнти моделі (вагові коефіцієнти міграції ^{137}Cs між компартментами екосистеми).

Описаних вище залежностей недостатньо для відшукування коефіцієнтів перед змінними, які описують активності компартментів. Таких коефіцієнтів значно більше, ніж компартментів, і в тому решта невідомих коефіцієнтів встановлюються на основі життєвого циклу екосистеми. Співвідношення між коефіцієнтами необхідно задавати у вигляді відношень між компартментами екосистеми. Зазвичай такі співвідношення встановлюються за результатами аналізу фізичного змісту фізико-хімічних та біологічних процесів міграції ^{137}Cs у компартментах невідомих коефіцієнтів, отримаємо систему алгебраїчних рівнянь, де у випадку, коли користувач визначив нелінійні залежності між коефіцієнтами системи, отримаємо систему нелінійних рівнянь; при заданні лінійних залежностей – систему лінійних алгебраїчних рівнянь.

При розв'язку отриманої системи рівнянь доцільно застосування програмної системи чисельного аналізу, оскільки порядок системи рівнянь при дослідженні екосистем із багатьма компартментами може бути великий (для випадку з 18 компартментами таких рівнянь буде 44).

У результаті вирішення системи лінійних алгебраїчних рівнянь отримаємо значення коефіцієнтів, які будуть відігравати роль вагових коефіцієнтів на концептуальній схемі (рис.3.11) міграції ^{137}Cs у лісових екосистемах. Похибка методики вимірювань при отриманні даних радіоекологічних досліджень, що впливає на отримання коефіцієнтів, складає $\leq 15\%$, коефіцієнт варіювання даних – від 15 до 30%.

Отримавши коефіцієнти математичної моделі, переходимо до формування системи диференціальних рівнянь, яка описує динаміку міграції ^{137}Cs у лісовій екосистемі. Дану систему диференціальних рівнянь отримано на основі матриці зв'язків між складовими екосистемами. Коефіцієнтами, що характеризують перерозподіл ^{137}Cs і стоять перед змінними динаміки вмісту ^{137}Cs у компартментах, є результати розв'язку системи алгебраїчних рівнянь, описаної вище.

Формування математичної моделі міграції ^{137}Cs у лісових екосистемах здійснювалося за принципом формування компартментних моделей природних екосистем, описаних В.Г.Георгієвським [48], і проводилось на основі концептуальної схеми міграції ^{137}Cs у лісовій екосистемі, в якій кожний компартмент, що входить в екосистему, описується одним рівнянням у системі звичайних диференціальних рівнянь першого порядку (3.11):

$$\frac{dx_k}{dt} = \sum_{\substack{i=1,n, \\ i \neq k}} a_{i-k} \cdot l_{i-k} \cdot x_i - x_k \cdot \left(\sum_{\substack{i=1,n, \\ i \neq k}} a_{k-i} \cdot l_{k-i} + \lambda + q_k \right), \quad (3.11)$$

де l_{k-i} – коефіцієнти, взяті з матриці зв'язків між складовими екосистеми; x_i – активність відповідного компартмента екосистеми ($\text{Бк}/\text{м}^2$), λ – постійна напіврозпаду ^{137}Cs , років, q – коефіцієнт зв'язування ^{137}Cs з компартментом, a_{i-j} – коефіцієнти, отримані в результаті розв'язку системи рівнянь (вагові коефіцієнти міграції ^{137}Cs між компартментами екосистеми).

Виходячи із середньої щільності забруднення ґрунту, нами розрахований вміст ^{137}Cs у головних харчових продуктах лісу: ягодах чорниці (свіжих та висушених), а також свіжих та висушених грибах. При цьому нами було враховано, що частка вивчених видів їстівних грибів від їхнього валового збору становила: білого гриба (*Boletus edulis* Bull.ex.Fr.) – 60%, лисички справжньої (*Cantharellus cibarius* Fr.) – 30%, сиріжки болотної (*Russula paludosa* Britz.), моховика тріщинуватого (*Xerocomus chrysenteron* Bull.ex.Fr.) – 5%.

Отримані дані прогнозного моделювання представлені на рисунках 3.12- 3.16.

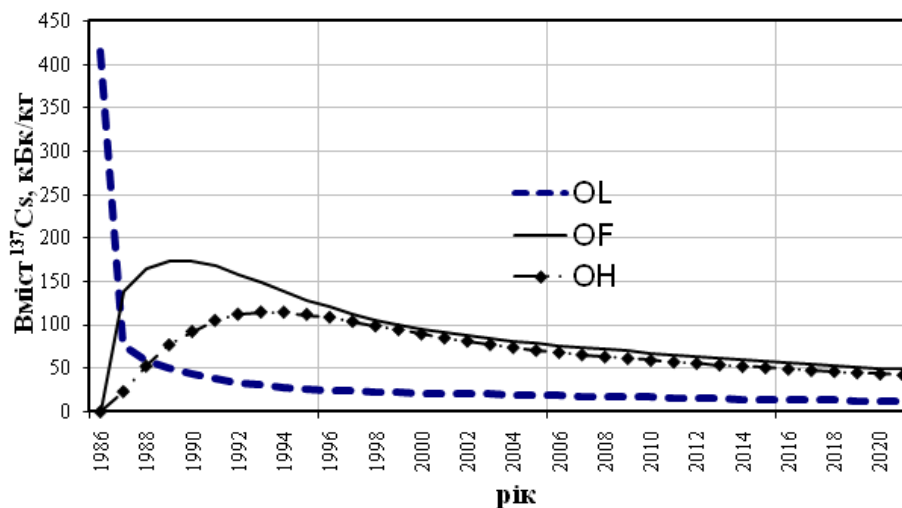


Рис. 3.12. Динаміка питомої активності ^{137}Cs у фракціях лісової підстилки за даними моделювання

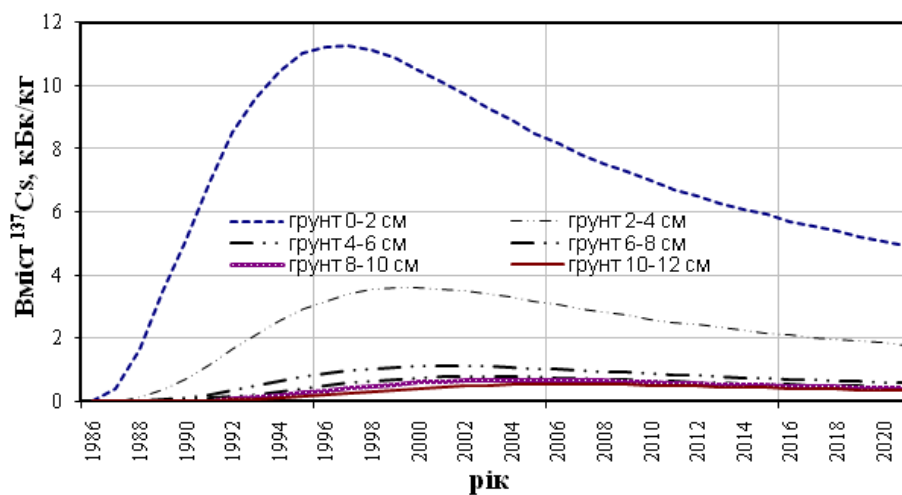


Рис. 3.13. Динаміка питомої активності ^{137}Cs у верхніх мінеральних шарах ґрунту за даними моделювання

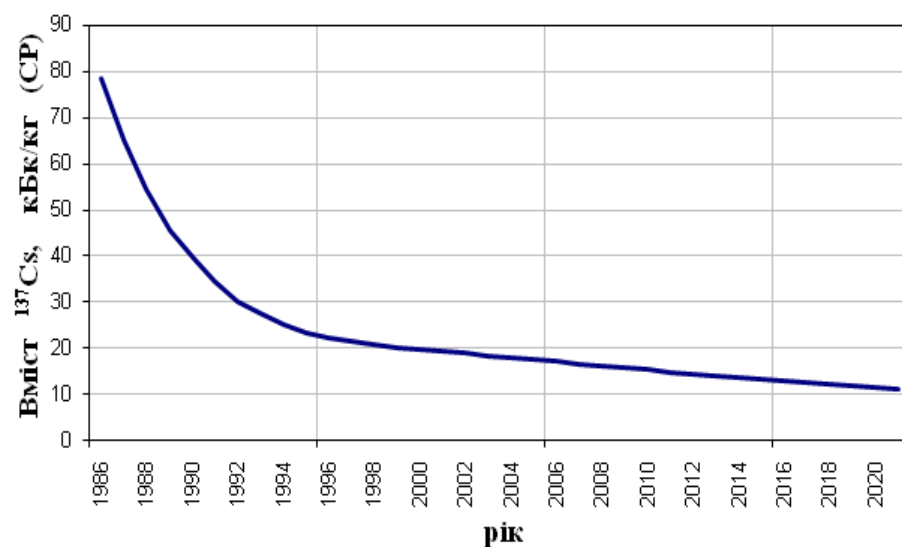


Рис. 3.14. Динаміка питомої активності ^{137}Cs у ягодах чорниці за даними моделювання (повітряно-суха речовина)

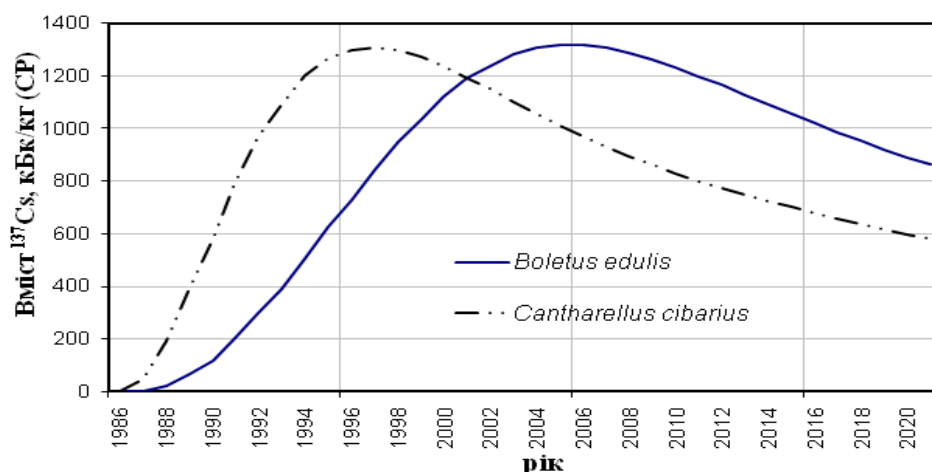


Рис. 3.15. Динаміка питомої активності ^{137}Cs у плодових тілах *Boletus edulis* та *Cantharellus cibarius* (повітряно-суха речовина)

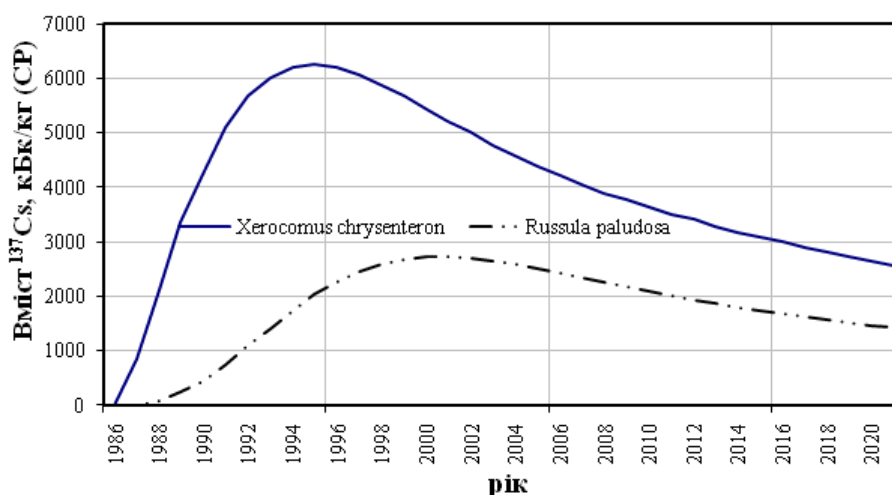


Рис. 3.16. Динаміка питомої активності ^{137}Cs у плодових тілах *Xerocomus chrysenteron* та *Russula paludosa* (повітряно-суха речовина)

Дані математичного моделювання, представлені на рисунках 2–6, свідчать про те, що для нерозкладеної лісової підстилки властивим є постійне зменшення вмісту ^{137}Cs у після аварійний період (близько 25 разів), особливо різке у 1986–1990 р. Для шару напіврозкладеної лісової підстилки характерним є досить різке збільшення питомої активності ^{137}Cs у 1986–1990р., а далі – поступове зменшення даного показника, подібна динаміка спостерігалася і у гумусовій (розкладеній) підстилці, проте із піком у 1993–1994 рр.

Для усіх мінеральних шарів ґрунту характерним є збільшення вмісту ^{137}Cs протягом певного періоду часу, який є тим довшим, чим глибше

знаходиться відповідний горизонт. Так, для 0–2 см шару мінерального ґрунту пік вмісту ^{137}Cs припадає на 1997 р., 2–4-см шару – 1999р., 4–6-см – 2001 р. тощо. Після згаданого піку у всіх шарах ґрунту відбувається досить повільне зменшення питомої активності ^{137}Cs , причому за рахунок переважно двох процесів – міграції у глибші шари ґрунту та фізичного розпаду радіонуклідів.

Результати математичного моделювання вмісту ^{137}Cs у чорниці демонструють стійку тенденцію до самоочищення даного виду, причому досить швидко у початковий період (1986–1992 рр.), протягом якого вміст радіонуклідів у органах згаданого виду зменшився приблизно втричі та повільну у наступний період, коли, за нашими даними радіоекологічного моніторингу, вміст радіонуклідів у ягодах у 1992–2002 рр. зменшився у середньому у 2 рази. Обумовлено це переважним розташуванням кореневої системи даного ягідного виду у шарі гумусової підстилки та 0–2-см шарі мінерального ґрунту, причому доступність радіонуклідів з підстилки є набагато вищою. Для різних видів їстівних грибів є практично однотипна динаміка вмісту ^{137}Cs – збільшення вмісту радіонуклідів протягом певного періоду, більш-менш виражений пік (плато) та значно більш поступове зменшення згаданого показника у наступний період. Зокрема, за даними математичного моделювання, максимальна питома активність ^{137}Cs спостерігалася у грибах: *Cantharellus cibarius* – у 1997 р.; *Xerocomus chrysenteron* – 1996 р.; *Russula paludosa* – 2000 р.; у *Boletus edulis* згаданий пік прогнозується у 2005 р. – внаслідок глибокого розміщення міцелію даного виду у мінеральних шарах ґрунту. Порівняння вмісту ^{137}Cs у повітряно-сухих плодових тілах грибів демонструє, що через 10 років після аварії ЧАЕС згадані види за даним показником утворювали такий рангований ряд: *Xerocomus chrysenteron* >> *Russula paludosa* > *Cantharellus cibarius* > *Boletus edulis*, а через 30 років – *Boletus edulis* виходить на третє місце.

Порівняння ж результатів математичного моделювання вмісту ^{137}Cs у харчових продуктах лісового походження з даними радіоекологічного моніторингу 1999 р. продемонструвало прийнятність отриманих прогнозних

даних. Зокрема, вміст ^{137}Cs у заготовлених населенням с. Христинівка у 1999 р. повітряно-сухих плодових тілах грибів, за даними моніторингу, становив у різних видів моховиків $6,5 \pm 2,0$ МБк/кг; білому грибі – $0,6 \pm 0,2$ МБк/кг; у свіжих лисичках – 110 ± 30 кБк/кг; у свіжих ягодах чорниці – 22 ± 8 кБк/кг.

Дані модельних розрахунків свідчать, що загальне надходження ^{137}Cs до організму жителів критичної групи А с.Христинівка у 2016 р. значно зменшиться у порівнянні з 1996 р. – з 14,54 до 10,10 мЗв/рік. Проте, відносна частка лісових продуктів у загальну дозу опромінення від усіх продуктів харчування залишиться практично незмінною, або навіть зростатиме, за рахунок погіршення соціальних умов проживання населення.

Слід зауважити, що за даними модельних розрахунків отримані дещо завищені значення дозових навантажень населення, що пов'язано з тим, що в населеному пункті переважають дерново-лучні ґрунти, які характеризуються низькими показниками міграції радіонуклідів в трофічному ланцюгу людини, а модельні розрахунки базувалися на даних отриманих в умовах екосистеми хвойного лісу.

Значний науковий і практичний інтерес має аналіз динаміка внеску окремих харчових продуктів у дозу внутрішнього опромінення населення груп А та Б с.Христинівка у 1996 та 2016 рр.

Отримані нами результати свідчать про те, що у критичної групи А відносний внесок сухих білих грибів у дозу внутрішнього опромінення збільшиться у 2,20 рази, лисичок – зменшиться на 25%, сиріжок – дещо зросте, а моховиків – зменшиться. Відносний внесок свіжих грибів також зміниться: білих грибів – зросте у 2,19 рази, лисички – зменшиться у 1,29 рази, сиріжки – збільшиться у 1,12 рази, моховиків – збільшиться у 1,39 рази. Внесок ягід чорниці у дозу внутрішнього опромінення цієї групи населення загалом зменшиться у 3,5 рази.

У населення групи Б відносний внесок харчових продуктів лісу (переважно чорниць) зменшиться з 60,4% у 1996 р. до 33,44% у 2016 р., тобто у 1,81 рази.

Таким чином для населених пунктів зони безумовного відселення, які знаходяться у багатолісних районах і де нині практично зруйнована господарська та соціальна інфраструктура, розрахунок доз внутрішнього опромінення більш доцільно проводити не за радіоактивністю головних продуктів харчування (картоплі, молока), а за вмістом радіонуклідів у харчових продуктах природних угідь: продукції тварин, грибами та ягодами. У більш сприятливих умовах проживання дикорослі гриби та ягоди звичайно розглядаються гігієністами як модифікуючий чинник референтної дози, в той же час, у зоні безумовного відселення вони виходять на перше місце по дозоутворенню. Численні дослідження продемонстрували, що внесок цих продуктів у дозу внутрішнього опромінення в таких умовах для всього населення може наближатися до 50%, а для критичних груп – перевищувати 80%.

Виходячи із регіональних особливостей щільності забруднення території, екологічних умов та специфіки дієти населення є можливість засобами математичного моделювання визначити прогнозу дозу внутрішнього опромінення населення та, відповідно розрахувати певні ризики для здоров'я людей у заданий проміжок часу після аварії на ЧАЕС.

Підсумовуючи вищевикладене слід зазначити, що у ході виконання експериментальної частини досліджень було закладено 20 екосистемних стаціонарів, які представляють основні типи природних угідь українського Полісся, які активно використовуються населенням, зокрема: лісові насадження (ТЛУ В₂-В₃), лісові насадження (ТЛУ С₂-С₃), суходільні гідроморфні пасовища на дерново-підзолистих ґрунтах, суходільні автоморфні пасовища на дерново-підзолистих ґрунтах, заплавні гідроморфні пасовища на дерново-лучних ґрунтах, заплавні автоморфні пасовища на дерново-лучних ґрунтах. Проведена широкомасштабна вибірка даних, щодо забрудненості кормів, продукції тварин, місцевих харчових продуктів ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr та проведена оцінка дозових навантажень сільського населення.

Встановлено, що ключовим моментом управління міграцією радіонуклідів у трофічних ланцюгах тварин і людини є раціональне використання природних угідь. Навіть без проведення активних контрзаходів, можна значно зменшити надходження радіонуклідів в організм тварини, та дози опромінення сільського населення. У цьому зв'язку дослідження уможливили виявити пріоритети при використанні природних угідь, які дозволяють мінімізувати забруднення організму тварин та людини радіонуклідами.

Більш детально основні висновки по даному підрозділу викладені нижче.

Так, зокрема, дослідженні технологічні чинники та чинники природного навколишнього середовища, які зумовлюють забруднення кормів природних угідь радіонуклідами.:

Встановлено, що збільшення інтенсивності використання травостою природних пасовищ (кількість скошувань за вегетаційний сезон) від одного до чотирьох разів за вегетаційний сезон призводить до збільшення: 1) питомої концентрації ^{137}Cs в пасовищній траві; 2) вмісту ґрунтових частинок в сухій речовині пасовищної трави; 3) частки ^{137}Cs ґрунтового походження.

Питома концентрація ^{137}Cs в травостой безпосередньо залежить від дати проведення першого укусу (віку рослин). Статистично доведено, що чим пізніше проводиться перший укус трав (чим більш дозрілим був травостій), тим меншою була активність травостою.

Пасовищна трава більш інтенсивно накопичує ^{137}Cs в період 4–8 тижня відростання порівняно із травой відібраною в період 12–16 тижня відростання.

Для більшості кормових видів рослин властива закономірність більш інтенсивного накопичення ^{137}Cs на початку вегетаційного періоду, ніж в кінці.

Серед найбільш інтенсивних накопичувачів ^{137}Cs серед кормових видів природних угідь слід відзначити верес, біловус, осокові. Використання

вищеназваних видів кормів тваринами може призвести до неконтрольовано високого надходження радіонукліду у продукцію тварин.

Інтенсивність накопичення ^{137}Cs пасовищною травою на відкритих елементах рельєфу характеризувалась середніми та низькими значеннями: 0,5–18,6 (Бк/кг)/(кБк/м²). При цьому найнижчі значення коефіцієнту переходу спостерігались на ґрунтах з більш важким гранулометричним складом – суглинках 0,5–0,7 (Бк/кг)/(кБк/м²). Більш інтенсивно радіонуклід накопичувався в пасовищній траві на супіщаних ґрунтах із потужним шаром дернини – 4,9–7,2 (Бк/кг)/(кБк/м²), особливо за умов надлишкового рівня зволоження – 12,7–18,6 (Бк/кг)/(кБк/м²).

Рослини, які ростуть під покривом лісових насаджень, більш інтенсивно накопичують ^{137}Cs , порівняно із рослинами, що ростуть на відкритих елементах рельєфу.

Корми з лісових насаджень небезпечно використовувати у заключний період відгодівлі вже при щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs – 0,1–0,5 кі/км², осокові види – при щільності 0,5–3 кі/км², суходільні пасовища, сформовані на супіщаних ґрунтах – при щільності 1,7–5 кі/км². У той же час травостій заплавних пасовищ, які сформовані на ґрунтах більш важкого гранулометричного складу (суглинках), можна використовувати в заключний період відгодівлі тварин при щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs – понад 35 кі/км².

Досліджені також чинники, які зумовлюють забруднення продукції тварин ^{137}Cs при випасі, зокрема: тип кормових угідь, структура раціону тварин, якість та пропозиція пасовищного корму.

Визначено граничну щільність забруднення ґрунту радіонуклідами, при яких можливе одержання радіологічно-безпечної продукції тварин, як у розрізі конкретних типів природних угідь так і у розрізі окремих кормових видів рослин, які активно ними споживаються.

Встановлено співвідношення між забрудненням ^{137}Cs сухої речовини калу та забрудненням м'яса різних жуйних тварин. Це співвідношення

дозволяє прогнозувати рівень забрудненості продукції тварин ^{137}Cs при використанні тих типів природних пасовищ, які відрізняються широким видовим складом рослин та інтенсивністю накопичення радіонукліду.

Встановлено, що різниця між різними типами природних угідь щодо забруднення кормів ^{137}Cs може перевищувати 50 разів.

Дослідження уможливили виявити найбільш критичні корми, продукцію тварин та харчову продукцію лісу з точки зору їх забруднення ^{137}Cs і ^{90}Sr та потенційним внеском у забруднення організму людини радіонуклідами.

Досліджені дозові навантаження сільських жителів за рахунок зовнішнього та внутрішнього опромінення, виявлено найбільш критичні продукти харчування, які зумовлюють опромінення населення. Методом математичного моделювання оцінені дозові навантаження на перспективу.

Таким чином дослідження уможливають управління використанням продуктивним потенціалом природних угідь українського Полісся, а саме дозволяють більш диференційовано використовувати ці угіддя залежно від ступеня радіологічної небезпеки отриманої на них продукції.

РОЗДІЛ 4. ТЕХНОЛОГІЯ ТА МОДЕЛЮВАННЯ ВИКОРИСТАННЯ ПАСОВИЩ

Технологічний процес можна адекватно оцінити і описати шляхом його моделювання. Значної уваги заслуговують моделі, пов'язані із у живленням тварин, особливо ті, які дозволяють прогнозування споживання корму тваринами, планувати підгодівлю тварин та інші.

У цьому зв'язку в даному розділі ми розглядаємо методичні підходи при моделюванні живлення тварин на пасовищах.

4.1. Оцінка умов живлення жуйних тварин при їх випасі на природних угіддях в умовах Українського Полісся

4.1.1. Поживна цінність кормів природних угідь та продуктивні характеристики травостою.

Поживна цінність кормів лісових угідь в літній пасовищний період.

Значний внесок у дослідження поживної цінності кормових видів лісів внесли російські вчені Л.К. Ернст, З.М. Науменко, С.І. Ладінская, М.Ф. Смирнов та інші, хоча у відкритому друці на Україні їх публікації не зустрічаються. В той же час відомі дані, щодо поживної цінності листя та хвої дерев [71]. В цьому зв'язку метою досліджень являлось визначити поживну цінність кормових видів рослин лісових угідь, які активно споживаються різними тваринами в літній період, з точки зору забезпечення потреб організму тварин.

Дослідження по оцінці поживної цінності кормових видів лісових угідь проводились на дослідних стаціонарах Народицького та Овруцького районів Житомирської області в літній період 2003-2004 років. Більш детально методика досліджень викладена у розділі 2: «Загальна методика і основні методи досліджень».

В табл. 4.1 наведені показники поживної цінності кормів лісових насаджень, які споживалися великою рогатою худобою при випасі. Більшість з них ростуть в нижніх ярусах лісу і є добре доступними для тварин. У результаті досліджень встановлено, що рослини на початку вегетації більш поживні, ніж в кінці вегетаційного періоду: це стосується таких кормових видів, як молінія голуба, осока, чорниця, листя дуба.

Таблиця 4.1

Хімічний склад та поживність кормів лісових насаджень, в перерахунку на суху речовину

Найменування зразка	Фаза вегетації	Міститься в 1 кг СР									
		ОЕ, МДж	СПр, %	СКл, %	СЖ, %	БЕР, %	СЗола, %	Са, %	Р, %	Мg, %	К, %
Фітомаса трав											
Молінія голуба	Початок вегетації	9,0	9,3	33,1	2,1	50,5	5,1	0,16	0,2	0,1	1,5
Молінія голуба	Кінець вегетації	7,1	8,5	44,1	2,1	39,1	6,2	0,22	0,1	0,2	1,5
Білоус стиснутий або мичка	Кінець вегетації	8,0	13,2	38,7	2,2	40,3	5,5	0,47	0,16	0,14	1,2
Куничник наземний	Кінець вегетації	7,9	9,2	39,5	2,6	42,6	6,1	0,46	0,18	0,15	1,38
Осока	Початок вегетації	7,9	15,2	39,5	5,1	33,7	6,5	0,4	0,4	0,1	1,1
Осока	Кінець вегетації	7,6	8,5	41,0	2,4	42,4	5,6	0,2	0,2	0,2	1,0
Фітомаса чагарників											
Чорниця	Початок вегетації	9,2	7,9	32,3	5,2	50,9	3,6	0,77	0,2	0,1	0,6
Чорниця	Кінець вегетації	8,6	5,3	35,5	3,3	53,1	2,9	1,32	0,1	0,2	0,6
Чорниця	Середнє значення	8,8	6,0	34,7	3,7	52,5	3,1	1,18	0,1	0,2	0,6
Брусниця	середина вегетації	7,9	6,5	39,4	4,6	46,5	3,0	0,62	0,1	0,5	0,6
Верес звичайний	Цвітіння	7,9	11,4	39,5	6,3	39,4	3,4	0,39	0,2	0,2	1,1
Листя дерев та кущів											
Листя дуба	середина вегетації	9,9	14,9	28,1	4,2	52,1	4,0	0,8	0,2	0,6	0,7
Листя дуба	Кінець вегетації	8,1	13,9	38,1	4,9	37,9	5,2	0,7	0,3	0,7	0,7
Листя крушини	середина вегетації	11,2	18,1	21,2	5,2	48,5	7,0	1,20	0,2	0,4	1,8
Листя ожини	середина вегетації	11,0	9,9	22,5	1,7	59,6	6,3	0,95	0,2	0,6	1,9
Листя горобини	Кінець вегетації	11,5	10,6	19,6	6,2	59,0	4,6	1,09	0,2	0,4	0,9
Листя дерев та кущів	Середнє значення	10,3	14,4	25,9	4,5	51,2	5,3	1,0	0,2	0,5	1,2

Загалом оцінюючи їх поживність в залежності від фази вегетації, слід зазначити, що на ранніх фазах дозрівання рослини характеризувались більш високим вмістом обмінної енергії, сирого протеїну, та порівняно низькими рівнями сирі клітковини, ніж в кінці вегетації.

Відзначена закономірність дозволяє використовувати продуктивний потенціал природних угідь, саме в залежності від періоду найбільш активної вегетації рослини. Так, зокрема найбільш раннім кормом для тварин може бути чорниця, в середині пасовищного сезону – молінія голуба, а в кінці пасовищного сезону – верес звичайний.

Аналізуючи відповідність поживної цінності кормів лісових насаджень нормам годівлі, зокрема – м'ясної худоби, слід зазначити, що вони загалом низько поживні.

Так, зокрема, вміст обмінної енергії у фітомасі трав (які завжди займають провідне місце у структурі раціону тварин) коливався в межах 7,1–9,0 МДж/кг СР, при нормі 8–10 МДж (для телиць середньої тіло будови живою масою 300 кг і вище та рівнем середньодобових приростів 550–750 г/добу); вміст сирого протеїну становив 8,5–15,2% при нормі 10,9–14 МДж. Вміст сирого протеїну відповідав нормам годівлі лише для фітомаси осоки на початку вегетаційного періоду. Вміст сирі клітковини – 33,1–41,0% (при нормі 18–28%) є також занадто високим, щоб тварина могла спожити значну його кількість.

Таким чином, можна зробити висновок, що фітомаса трав лісових насаджень не може повністю забезпечити потреби тварин в основних поживних речовинах, що потребує додаткової підгодівлі тварин, енергетичними та протеїновими кормами, відповідно із рівнем продуктивності тварин.

Аналіз поживної цінності чагарничків свідчить, що їх поживна цінність є ще нижчою, ніж у фітомасі трав. Особливо це стосується сирого протеїну, рівень якого коливався в межах 5,3–11,4 що є достатньо низьким рівнем, навіть для худоби м'ясного напрямку продуктивності. Порівняно низькі рівні

сирого протеїну у лісових кормах на нашу думку пов'язане із обмеженими процесами фотосинтетичних та метаболічних процесів в умовах лісових насаджень. Тому, на нашу думку фітомаса чагарничків може представляти інтерес, як кормовий вид лише в критичні періоди пасовищного сезону – рано навесні (чорничник, верес), пізньої осені (верес), а також в посушливі періоди пасовищного сезону. Але при їх використанні потрібно використовувати кормові добавки, які дозволяють оптимізувати рівень енергетичного та протеїнового живлення відповідно із рівнем продуктивності тварин.

Цікавим моментом досліджень є те, що поживність листя дерев та кущів є порівняно високою. Вміст обмінної енергії, сирого протеїну та клітковини практично повністю відповідав потребам телиць середньої тіло будови живою масою 300 кг і вище та рівнем середньодобових приростів 550–750 г/добу. Це є поясненням активного споживання тваринами листя дерев та кущів. Низький вміст сирі клітковини дозволяє значно збільшити об'єми споживання корму тваринами.

Аналізуючи вміст в кормах сирого жиру, безазотистих екстрактивних речовин та сирі золи також можна зазначити, що їх рівень в досліджуваних кормах знаходився у межах норм, з деякими варіаціями показників поживності в розрізі різних кормів (табл. 4.1).

Мінеральна поживність кормів порівнювалась з даними, щодо маргінального рівня в раціонах жуйних викладених в роботі Van Soest, 1994 [339] та концентрацією мінеральних елементів в траві природних угідь викладених у дослідженнях Карпуся М.М. та ін., 1994 [67]; Кліценко Г.Т. та ін., 2001 [93]. Результати порівняльної оцінки наведені в табл. 4.2. У результаті аналізу табл. 4.2 можна стверджувати, що відібрані нами корми загалом за вмістом мінеральних елементів відповідали та навіть перевищували маргінальні рівні у раціонах жуйних тварин. Порівнюючи мінеральну поживність кормів лісових насаджень з результатами досліджень Карпуся М.М. та ін. (1994), Кліценко Г.Т. та ін. (2001) слід зазначити, що

вцілому вони узгоджуються між собою, за винятком таких елементів живлення як фосфор та калій. Корми лісових насаджень за результатами наших досліджень характеризувалися дещо нижчою концентрацією фосфору та калію. Але це не може бути суттєвим обмежуючим фактором продуктивності тварин при використанні лісових насаджень, оскільки калій є завжди в надлишку в раціонах жуйних тварин, а основним джерелом фосфору для тварин є концентровані корми.

Таблиця 4.2

Порівняльна оцінка мінеральної поживності кормів лісових насаджень за даними різних авторів

Мінеральні елементи	Маргінальний рівень в раціонах жуйних [339]	Трава природних угідь [67, 93]	Власні дослідження	
			Середнє значення по кормовим видам лісових насаджень	Листя дерев та кущів, середнє значення.
Ca, %	0,4	0,76–1,2	0,7	0,96
P, %	0,2	0,3–0,4	0,19	0,22
Mg, %	0,2	0,2–0,3	0,31	0,53
K, %	0,6	1,7–2,7	1,08	1,20

Крім того звертає увагу більш високі рівні мінеральних елементів в листі дерев і кущів порівняно із середніми даними по лісовим кормам. Це є додатковим свідченням про те, що вибіркоче споживання корму дозволяє підвищити якісний склад раціону тварин.

Враховуючи вищезазначене слід зробити висновок, що загалом відібрані нами корми містять достатню кількість основних мінеральних елементів живлення, щоб забезпечити маргінальні потреби жуйних. Щодо забезпечення продуктивних потреб, то в даному питанні необхідно проводити підгодівлю тварин, з врахуванням рівня їх продуктивності.

Підсумовуючи вищевикладене слід зазначити, що кормові види лісів не відрізняються високою поживністю (за виключенням листя дерев та кущів). Це на нашу думку пов'язано із недостатніми умовами освітлення в нижніх ярусах лісу, що значно обмежує фотосинтетичні процеси в рослинах. Підтвердженням цього факту є дослідження Van Soest P.J., 1994 [339], який

звертає увагу на те, що тривалість світлового дня та умови освітлення значною мірою впливають на поживну цінність корму. У роботі зазначається, що хмарна погода, затінок, обмежене освітлення травостою, впливаючи на зменшення кількості фотосинтетичної енергії, яку отримує рослина, тим самим зменшує поживну цінність корму. За таких умов процеси метаболізму всередині клітини переважають процеси фотосинтезу органічної речовини, і поживність рослин знижується.

Рівень споживання тваринами сухої речовини лісових кормів, звичайно залежить від сезону року та типу угідь, але очікується, що він є порівняно невисоким (менш, ніж 80 г/кг ЖМ^{0,75}). У той же час слід зауважити, що такі тварини, як кози, які практикують броузерний тип кормової поведінки (споживають листя дерев) можуть спожити доволі велику кількість сухої речовини понад 90 г/кг ЖМ^{0,75}, завдяки тому факту, що у листі дерев міститься невелика кількість клітинних оболонок, які є основним обмежуючим фактором споживання жуйними тваринами грубих, об'ємистих кормів. Але, з іншого боку, споживання листя дерев тваринами з броузерним типом кормової поведінки обмежується присутністю у листі дерев танінів, які обмежують целюлолітичну активність мікрофлори рубця жуйних, і, тим самим, зменшують добове споживання корму тваринами.

Таким чином при використанні порівняно низько поживних кормових видів лісів, тварини змушені практикувати вибіркове споживання корму, що дозволяє поліпшити власні умови живлення, при цьому тварини з броузерним типом кормової поведінки мають переваги порівняно із тваринами грайзерного типу.

Крім того, відносно низька поживність лісових кормів порівняно із кормами більш відкритих елементів рельєфу спонукає травоядних тварин у літній період використовувати кормову базу останніх, що значною мірою може вплинути на зниження радіоактивного забруднення їх організму.

Поживна цінність кормів лісових насаджень в умовах продовженого пасовищного сезону. Провівши аналіз літературних джерел у напрямку оцінки поживної цінності кормових видів рослин лісів, можна засвідчити про обмежену кількість такого роду інформації. Особливо це стосується поживної цінності рослин в осінній і зимовий періоди, коли закінчується активна вегетація більшості видів. У цей період тварини вимушені використовувати різні доступні кормові види рослин, які досить поширені на лісових угіддях, є фотосинтетично-активними в даний період використання, про що можна судити за їх зовнішнім виглядом.

У цьому зв'язку метою досліджень являлось визначити поживну цінність кормових видів рослин лісових насаджень, які активно споживаються свійськими козами в осінній і зимовий періоди, з точки зору забезпечення потреб організму тварин.

Проведені дослідження являлись складовою частиною досліджень кормової поведінки свійських кіз при їх випасі в лісових масивах Українського Полісся.

Дослідження поживної цінності кормів в таких умовах дозволяють більш точно оцінювати умови живлення різних видів тварин в конкретних умовах їх місцеперебування.

Дослідження по оцінці поживної цінності кормових видів лісових насаджень проводились на стаціонарі 1 в умовах суборів с. Барашівка Житомирського району Житомирської області в осінній та зимовий періоди 2003-2004 років. Більш детально методика досліджень викладена у розділі 2: «Загальна методика і основні методи досліджень».

В табл. 4.3 наведені показники поживної цінності кормів, які активно споживалися свійськими козами при їх випасі в лісах в осінній і зимовий період. Більшість з них ростуть в нижніх ярусах лісу і є добре доступними для тварин. Що стосується соснової лапки то її також дуже багато на поверхні ґрунту та снігу, внаслідок осипання під дією вітру.

Таблиця 4.3

Хімічний склад та поживність кормів лісових насаджень, які активно споживаються свійськими козами в осінній та зимовий період

Кормові види та період відбору*	СР, %	Міститься в 1 кг сухої речовини					
		ОЕ, МДж	СПр, %	СКл, %	СЖ, %	БЕР, %	СЗола, %
Глуха кропива плямиста (осінь, зима)	24,8	11,5	20,5	19,4	2,9	49,4	7,8
Зірочник ланцетний (осінь, зима)	30,3	9,2	16,3	32,3	3,5	36,6	11,4
Копитняк європейський (осінь, зима)	18,8	12,4	12,8	14,6	5,3	58,2	9,1
Папороть (осінь, зима)	39,5	9,3	14,1	31,5	5,2	44,1	5,2
Ожина (осінь)	31,8	11,0	13,0	22,4	4,8	54,6	5,2
Печіночниця звичайна (осінь, зима)	25,3	11,6	16,2	18,7	4,1	53,7	7,4
Осока волосиста або пліскуха (осінь, зима)	39,4	9,2	14,5	32,2	3,6	31,6	18,2
Соснова лапка (зима)	47,1	7,4	13,9	42,2	10,4	31,0	2,6
Китиці ліщини (кінець зими)	35,9	11,1	16,5	21,4	1,4	57,1	3,7
М	32,5	10,3	15,3	26,1	4,6	46,3	7,8
m	7,0	1,4	1,8	7,5	1,6	9,3	3,4

* в дужках наведено періоди відбору зразків кормових видів рослин

Аналізуючи дані табл. 4.3 слід зазначити, що практично всі корми характеризувалися неочікувано високим вмістом обмінної енергії. Найвищими показниками 11,0–12,4 МДж/кг СР характеризувалися такі корми, як листя ожини, китиці ліщини, фітомаса глухої кропиви плямистої, печіночниці звичайної, копитняку європейського. Відповідно ці корми характеризувалися найнижчою концентрацією сирової клітковини 14,6–22,4 %. Концентрація обмінної енергії в фітомасі зірочника ланцетного, папороті, осоки волосистої була дещо нижчою – 9,2–9,3 МДж/кг СР, а вміст сирової клітковини на рівні 31,5–32,3%.

Найнижчою концентрацією обмінної енергії характеризувалась соснова лапка – 7,4 МДж/кг СР, при концентрації сирової клітковини – 42,2 %. Слід зазначити що споживання корму та його перетравність залежить від концентрації клітковини в сухій речовині корму. У цьому зв'язку корми лісових насаджень, які селективно споживаються козами при їх випасі, можна охарактеризувати, як такі, що добре споживаються та перетравлюються в

шлунково-кишковому тракту тварин, тим самим забезпечуючи їх потреби в енергії.

Іншим важливим компонентом раціону тварин є сирий протеїн, якій тісно пов'язаний з продуктивними функціями тварин. Рівень сирого протеїну у кормах, які селективно споживали тварини, також був високим, зокрема найвища концентрація спостерігалась у фітомасі глухої кропиви плямистої - 20,5 %. У інших зелених кормах рівень сирого протеїну коливався в межах 13–16,5%. Такі високі рівні сирого протеїну в зелених кормах ми пояснюємо саме селективним типом кормової поведінки, який характерний для свійських кіз при виборі корму.

Аналізуючи вміст в кормах сухої речовини, сирого жиру, безазотистих екстрактивних речовин та сирого золи також можна зазначити, що їх рівень у досліджуваних кормах знаходився у межах норм, з деякими варіаціями показників поживності у розрізі різних кормів.

Мінеральна поживність кормів порівнювалась з даними, щодо маргінального рівня в раціонах жуйних викладених у роботі Van Soest, 1994 [339] та концентрацією мінеральних елементів в траві природних угідь викладених у дослідженнях Карпусь М.М. та ін., 1994 [67], Кліценко Г.Т. та ін., 2001 [93]. Результати порівняльної оцінки наведені у табл. 4.4.

У результаті аналізу даних таблиці 4.4 можна стверджувати, що відібрані нами корми загалом відрізнялися підвищеною концентрацією кальцію, фосфору та калію. Концентрація магнію у більшості випадків також відповідала нормативним показникам і навіть, перевищувала їх (табл. 4.4). Враховуючи вищезазначене, слід зробити висновок, що в цілому, відібрані нами корми, містять достатню кількість основних мінеральних елементів живлення, щоб забезпечувати не лише маргінальні потреби жуйних, але й продуктивні.

Таблиця 4.4

Порівняльна оцінка мінеральної поживності кормів лісових насаджень за даними різних авторів

Мінеральні елементи	Маргінальний рівень в раціонах жуйних [339]	Трава природних угідь [67, 93]	Власні дослідження
	середнє значення	межі коливання	M±m (межі коливання)
Ca, %	0,4	0,76–1,2	0,9±0,3 (0,5–2,02)
P, %	0,2	0,3–0,4	0,3±0,1 (0,17–0,43)
Mg, %	0,2	0,2–0,3	0,2±0,1 (0,06–0,48)
K, %	0,6	1,7–2,7	1,7±0,6 (0,9–3,55)

Слід зазначити що в доступній нам літературі відсутні дані, які б характеризували поживну цінність кормів лісових угідь з врахуванням того факту, що нами відбиралися корми саме з врахуванням їх селективного (вибіркового) споживання козами. Таке споживання призводить до значного поліпшення поживних характеристик раціону тварин, що є вкрай необхідним елементом життєдіяльності тварин в умовах обмеженості кормовими ресурсами.

У якості додаткового аргументу відносно високої поживної цінності кормових видів лісових угідь в період закінчення вегетаційного періоду та періоду спокою, можна також припустити наступне: в осінній і зимовий період створюються передумови до кращого освітлення нижніх ярусів лісу, де відбувається ріст фітомаси вищезазначених кормових видів і саме осінній і зимовий період також є періодами їх порівняно активної вегетації.

Традиційний погляд на поживність кормів лісових угідь на нашу думку полягає у тому, що вони характеризуються відносно низькими показниками поживної цінності порівняно із кормами більш відкритих елементів рельєфу, що спонукає травоядних тварин, особливо у літній період, використовувати кормову базу останніх. Радіологічним наслідком такої кормової стратегії диких тварин є значне зниження радіоактивного забруднення їх організму.

Наші дослідження свідчать, що у зимовий період може відбуватися й обернений процес: на засніжених ділянках відкритих елементів рельєфу

практично повністю припиняється активна вегетація рослин. У лісових насадженнях, у цей період, створюються більш кращі умови для вегетації: більш висока температура, поліпшення умов освітленості, більш стабільний режим зволоження. Значна кількість рослин, використовує вищезазначені можливості, для продовження вегетації, а тварини мають можливість споживати достатньо поживний раціон. Проблемним питанням у цей період скоріше є можливість спожити достатню кількість кормів відповідної якості, ніж сумніви у наявності кормів, які відповідають нормативним показникам поживності. Підтвердженням такого твердження є результати спостережень за особливістю кормової поведінки тварин при випасі. Враховуючи коротку тривалість світлового дня та низькі температур тварини практично весь час споживають корм. Процеси румінації у цей період практично відсутні.

Таким чином показники поживної цінності окремих кормових видів рослин у осінній і зимовий періоди характеризуються неочікувано високими показниками, це стосується практично всіх елементів живлення тварин: енергії, протеїну, мінеральних елементів. Проблемним питанням живлення у таких умовах є скоріше кількість доступного корму та забезпечення реальних продуктивних потреб тварин.

Броузерний тип кормової поведінки, дозволяє тварині селективно (вибірково) споживати найбільш якісні у кормовому відношенні частини рослин, поживність яких перевищує середні показники поживної цінності більшості видів грубих та зелених кормів.

Отримані нами результати можна використовувати для моделювання живлення кіз та інших тварин, які мають подібний тип кормової поведінки. Крім того розширюється наше уявлення про можливості розширення пасовищного сезону на Поліссі України. При цьому стає зрозумілим, що саме тварини з броузерним типом кормової поведінки мають переваги у використанні угідь в критичні періоди року, завдяки можливості вибіркового споживання корму.

Поживна цінність та продуктивні характеристики травостою при багатоукісному використанні. В результаті проведення огляду літератури у напрямку використання природних пасовищ жуйними тваринами слід зазначити, що для оцінки споживання корму жуйними тваринами у літній, пасовищний період та моделювання живлення тварин на випасі необхідні дані про стан травостою в різні періоди використання пасовища. У цьому зв'язку безпосереднє прогностичне спрямування носять дослідження продуктивних характеристик травостою при багатоукісному використанні пасовища. Детальне вивчення продуктивних характеристик травостоїв та їх поживної цінності у контексті етологічних та фізіологічних досліджень на тваринах дозволяє більш точно проводити модельні розрахунки.

Визначення врожайності поживної цінності травостою природних пасовищ при багатоукісному використанні проводилось на дослідних стаціонарах Овруцького району Житомирської області. Більш детально методика досліджень викладена у розділі 2: «Загальна методика і основні методи досліджень».

Зміни хімічного складу травостою природних пасовищ впродовж пасовищного сезону. Отримані нами дані хімічного аналізу травостою природних пасовищ свідчать (табл. 4.5), що в середньому у сухій речовині вміст сирого протеїну був на достатньому рівні у травневому, червневому та липневому травостої – 15,5%, 13,3, 12,1%, відповідно. У перезрілому травостої, який відбирався у серпні, вересні і жовтні місяці вміст сирого протеїну був недостатнім для годівлі молодняку ВРХ і становив: 10,1% у серпні, 8,3% у вересні та 7,7% у жовтні місяці.

Таблиця 4.5

Поживна цінність злаково – бобово – різнотравного травостою природного пасовища залежно від періоду проведення першого укосу (стаціонар 4, 2003-2004 р.)

Період відбору травостою *	Міститься в сухій речовині					
	СПр, %	СЖ, %	СКл, %	БЕР, %	СЗола, %	ОЕврх, МДж/кг
Травень (А ₄)	15,5±3,4	4,3±1,1	26,6±2,8	44,7±3,1	8,9±0,8	10,2
Червень (А ₈)	13,3±1,6	2,6±0,3	30,6±1,9	44,8±3,1	8,8±0,2	9,5
Липень (А ₁₂)	12,1±1,6	2,6±0,3	31,0±3,2	44,9±2,8	8,2±0,3	9,4
Серпень (А ₁₆)	10,1±1,4	2,6±0,3	33,4±2,4	44,9±2,8	8,2±0,3	9,0
Вересень (А ₂₀)	8,3±1,3	3,3±0,9	34,7±3,5	45,2±2,9	7,5±1,0	8,8
Жовтень (А ₂₄)	7,7±0,5	2,4±0,7	38,6±2,9	44,4±2,2	7,0±1,5	8,0

Примітки: Буква А означає, що укіс проводився на пасовищі лише 1 раз у конкретному місяці; Цифрами 4, 8, 12 ... позначається вік (або тривалість відростання) травостою у тижнях.

Зупиняючись на кількості обмінної енергії в сухій речовині травостою природних пасовищ слід зазначити, що в залежності від періоду відбору травостою кількість обмінної енергії змінювалась від 10,2 МДж/кг СР у травні місяці до 8,0 МДж/кг у жовтні.

Таким чином за вітчизняними нормами годівлі вміст обмінної енергії в пасовищній траві природних угідь не може бути фактором, що може обмежити середньодобові прирости до рівня нижчого, ніж 0,750 кг/добу. У той же час норми NRC регламентують вміст обмінної енергії в сухій речовині раціону телиць живою масою 318 кг і при середньодобовому прирості 0,700–0,900 кг/добу на рівні 10,4–11,6 МДж/кг СР, відповідно [185]. Це свідчить про те, що концентрація обмінної енергії в пасовищній траві також є фактором, що обмежує продуктивність пасовищної трави природних угідь.

Відомо, що надлишок клітковини погіршує перетравність корму і в цілому знижує його поживність. В наших дослідженнях вміст сирової клітковини у кормі коливався в межах від 26,6% при травневому скошуванні травостою до 39% при скошуванні травостою у жовтні місяці. Це говорить про те, що клітковина може являтися обмежуючим фактором росту продуктивності тварин в літній період, що викликає необхідність підгодівлі тварин концентратами.

В більшості кормових культур вміст сирової золи становить 7-10 %. У наших дослідженнях найбільше сирової золи містилось у травневому травостої (в середньому 8,9 %), а найменше – 7,0 %, при скошуванні травостої у жовтні місяці, що відповідало зоотехнічним нормативам годівлі тварин.

Врожайність та вихід обмінної енергії з 1 га природних пасовищ при їх багатокісному використанні. У результаті проведених досліджень встановлені показники врожайності пасовищної трави в залежності від різних варіантів використання пасовищ: 1) помісячному, шестиразовому скошуванні травостою протягом пасовищного періоду; 2) триразовому скошуванні травостою протягом пасовищного періоду; 3) дворазовому; 4) одноразовому скошуванні (табл. 4.6). Найвищим виходом сухої речовини з 1 га пасовищ - 43,7 ц/га характеризувався травостій, який скошувався два рази за пасовищний період, на другому місці за врожайністю знаходився травостій, який скошувався три рази за пасовищний період – 41,1 ц/га, на третьому травостій, який скошувався один раз 31,9 ц/га. Найнижча врожайність пасовищної трави – 30,5 ц СР/га спостерігалась при шестиразовому скошуванні. Такі відмінності у врожайності пасовищної трави можна пояснити змінами фотосинтетичної активності рослин при різних варіантах використання пасовища.

На відміну від врожайності найвищим виходом обмінної енергії з 1 га пасовища – 39,9 ГДж/га характеризувався 2 варіант використання пасовища, на другому місці був 3 варіант – 38,5, на третьому місці 1 варіант – 29,4, а на четвертому знаходився 4 варіант використання – 25,5 ГДж/га.

Аналізуючи помісячну динаміку росту травостою при першому варіанті використання пасовища слід зазначити, що щомісячний приріст пасовищної трави (А₄–Ж₄) загалом відрізняється невисокою врожайністю та висотою: його висота коливалася в межах 5–15 см, в залежності від місяця, у якому проводилося скошування.

Таблиця 4.6

Врожайність та енергетична цінність травостою при різних варіантах використання природних пасовищ

Варіанти використання пасовища залежно від частоти скошування травостою протягом сезону	Показники	Травень	Червень	Липень	Серпень	Вересень	Жовтень	Всього за період	Середня швидкість росту травостою, кг/га/добу
1 варіант (шість скошувань)	Умовні позначення віку травостою*	A ₄	B ₄	C ₄	D ₄	E ₄	Ж ₄	–	–
	Врожайність зеленої маси, ц/га	20	45	46,7	19,0	14	6	150,7	83,7
	Врожайність сухої речовини, ц СР/га	4,4	9,0	9,33	3,8	2,8	1,2	30,5	17,0
	Вихід обмінної енергії з 1 га, ГДж/га	4,36	8,6	8,96	3,65	2,69	1,15	29,4	–
2 варіант (три скошування)	Умовні позначення віку травостою*	–	A ₈	–	B ₈	–	C ₈	–	–
	Врожайність зеленої маси, ц/га	–	72	–	78,0	–	21,3	171,3	95,1
	Врожайність сухої речовини, ц СР/га	–	17,3	–	18,7	–	5,11	41,1	22,8
	Вихід обмінної енергії з 1 га, ГДж/га	–	16,8	–	18,2	–	4,96	39,9	–
3 варіант (два скошування)	Умовні позначення віку травостою*	–	–	A ₁₂	–	–	B ₁₂	–	–
	Врожайність зеленої маси, ц/га	–	–	123,7	–	–	44,5	168,2	93,4
	Врожайність сухої речовини, ц СР/га	–	–	32,2	–	–	11,6	43,7	24,3
	Вихід обмінної енергії з 1 га, ГДж/га	–	–	28,3	–	–	10,2	38,5	–
4 варіант (одне скошування)	Умовні позначення віку травостою*	A ₄	A ₈	A ₁₂	A ₁₆	A ₂₀	A ₂₄	–	–
	Врожайність зеленої маси, ц/га	20	72	123,7	118,0	**	**	118,0	65,6
	Врожайність сухої речовини, ц СР/га	4,4	17,3	32,2	31,9	**	**	31,9	17,7
	Вихід обмінної енергії з 1 га, ГДж/га	4,36	16,8	28,3	25,49	–	–	25,5	–

Умовні позначення: * – Буквами А, В, С, Д, Е, Ж позначаються укуси. Так, наприклад А-перший укіс, В- другий, тощо. Цифрами 4, 8, 12 ... позначається вік (або тривалості росту) травостою у тижнях; ** – показники не досліджувались.

Найбільш інтенсивний щомісячний приріст травостою відбувався у червні (B_4) та липні (C_4) місяці. У травні (A_4) та серпні (D_4) місці продуктивність щомісячного приросту пасовищної трави була в 2 та вище рази меншою, а у вересні (E_4) та, особливо жовтні місяці ($Ж_4$) щомісячний приріст пасовищної трави був мінімальним.

Середня врожайність сухої речовини пасовищної трави становила 4,4 ц/га у травні, 9,0 – у червні, 9,33 – у липні, 3,8 – у серпні, 2,8 у вересні та 1,2 ц/га у жовтні місяці. У процентному відношенні показники помісячної врожайності пасовищної трави у травні, червні, липні, серпні, вересні, жовтні до врожайності за весь пасовищний період становили: 14,43%; 29,51; 30,6; 12,46; 9,18 та 3,93%, відповідно.

Літературні дані свідчать, що при використанні пасовища протягом повного сезону загальний збір сухої речовини нижчий на 30–50% в порівнянні з умовами, коли трава дозріває до стадії її збирання на сіно (Тюльдюков В.А., 1986). Цей факт обумовлений меншою площею листової поверхні та зниженню процесу фотосинтезу при випасі тварин (Armstrong R.H., Hudson J., 1986) [188]. У протилежність зниженню врожаю сухої речовини частий випас приводить до більшого збору протеїну в цілому за сезон в порівнянні з тим, якщо б пасовище викосили на сіно (Тюльдюков В.А., 1986).

Дослідження свідчать, що загальна тривалість випасу тварин на природному пасовищі протягом літнього періоду може досягати 150 днів: з 15–20 травня по 13 жовтня. У цей період при вмілому плануванні навантаження тварин на пасовищі та організації випасу, можна адекватно забезпечувати потреби тварин у зеленому, якісному кормі. Якщо ж розглядати можливості продовження пасовищного сезону то потрібно проводити організацію спеціальних заходів щодо підгодівлі тварин.

Таким чином підсумовуючи вищевикладене слід зазначити, що хімічний склад травостою природних пасовищ та його поживна цінність дуже відрізняється у різні місяці пасовищного періоду тому при застосуванні постійного випасу цей факт необхідно враховувати при організації випасу та оптимізації живлення тварин. Загальна тривалість випасу тварин на

природному пасовищі протягом літнього періоду може досягати 150 днів (приблизно з 15-20 травня по 13 жовтня). Але в кінці пасовищного сезону спостерігається різке зниження продуктивних і поживних показників травостою, що потребує додаткової підгодівлі тварин.

Показники врожайності пасовищ залежно від висоти та щільності травостоїв. Для оперативного вирішення питань пов'язаних з використанням пасовищ, зокрема планування навантаження тварин на пасовищі, безпосереднє практичне значення мають прискорені способи визначення врожайності пасовищної трави за висотою травостою.

Використовуючи результати власних досліджень розраховані показники врожайності пасовищ перед початком випасу тварин в залежності від висоти та щільності травостоїв, які наведені в табл. 4.7, а також висоту травостоїв при різній їх щільності та врожайності, які наведені в табл. 4.8

Дані табл. 4.7 свідчать, що врожайність пасовищ перед початком їх використання (при висоті травостою 15 см) може коливатися в широких межах, що залежить від щільності травостою, при цьому врожайність до 900 кг СР/га слід вважати низькою, 900 – 1150 – середньою, а 1200 – 2100 – високою.

Дані, наведені в табл. 4.8 свідчать про те, що при врожайності до 900 кг сухої речовини з гектара практично неможливо досягти бажаної висоти травостою, для ефективного використання пасовища. У той же час при врожайності пасовищ понад 2000 кг сухої речовини/га висота травостою є зависокою. Дослідженнями ірландських вчених [329] встановлено, що при високій врожайності травостою (> 2200 кг сухої речовини/га) знижується якість корму та знижується продуктивність корів. Для забезпечення максимального споживання пасовищного корму врожайність травостою перед випасом не повинна перевищувати 1400-1500 кг сухої речовини/га. Більш висока врожайність буде негативно позначатися на продуктивності тварин. У той же час при зменшенні врожайності пасовища до 900 кг сухої речовини/га виникає необхідність збільшення тривалості випасу тварин орієнтовно на 1,5 години/добу, для досягнення адекватного споживання сухої речовини пасовищного корму.

Таблиця 4.7

Врожайність пасовища залежно від висоти та щільності травостоїв*, кг СР/га

Висота травостою, см	Врожайність травостою		
	низька щільність травостою	середня щільність травостою	висока щільність травостою
2,5	60–140	150–190	200–350
5	120–280	300–380	400–700
7,5	180–420	450–570	600–1050
10	240–560	600–760	800–1400
12,5	300–700	750–950	1000–1750
15	360–840	900–1140	1200–2100
17,5	420–980	1050–1330	1400–2450
20	480–1120	1200–1520	1600–2800
22,5	540–1260	1350–1710	1800–3150
25	600–1400	1500–1900	2000–3500
27,5	660–1540	1650–2090	2200–3850
30	720–1680	1800–2280	2400–4200

* Злаково-бобово-різнотравні травостої: костриця, грястиця збірна, тонконіг, конюшина червона, люцерна.

Таким чином розраховані показники врожайності пасовищ в залежності від висоти та щільності травостоїв свідчать, що врожайність пасовищ перед початком їх використання може коливатися в широких межах, що залежить від щільності травостою, при цьому врожайність до 900 кг СР/га слід вважати низькою, 900 – 1150 – середньою, а 1200 – 2100 – високою.

Таблиця 4.8

Висота травостоїв при різних їх щільності та врожайності*, см

Врожайність травостою перед випасом, кг СР/га	Висота травостою, см		
	низька щільність травостою: 140 кг СР/га в 2,5 см шарі	середня щільність травостою: 190 кг СР/га в 2,5 см шарі	висока щільність травостою: 300 кг СР/га в 2,5 см шарі
420	7,5	5,5	3
500	9,0	6,5	4,2
670	12,0	8,8	5,6
830	14,8	10,9	6,9
1000	17,9	13,1	8,3
1300	23,2	17,1	10,8
1650	29,0	21,7	13,8
2000	35,7	26,2	16,7
2300	41	30,3	19,1

* Злаково-бобово-різнотравні травостої: костриця, грястиця збірна, тонконіг, конюшина червона, люцерна.

4.1.2. Критерії та методичні підходи щодо оцінки умов живлення свійських жуйних тварин на пасовищах

Показники перетравності раціону та їх використання для оцінки умов живлення та продуктивності великої рогатої худоби на випасі. Проблемним питанням при застосуванні постійного випасу тварин є відсутність даних про кількісний і якісний склад спожитого твариною травостою протягом пасовищного сезону. Тому в умовах постійного випасу так важко точно оцінити продуктивну дію корму. У даній ситуації проблема вирішується за рахунок досліджень продуктивних характеристик травостою пасовищ у різні періоди його використання, вивчення кормової поведінки тварин, визначення перетравності раціону.

У критичні періоди пасовищного сезону, які характеризуються відсутністю опадів та несприятливим температурним режимом, спостерігається зниження приросту пасовищної трави, що негативно відображається на рівні продуктивності тварин. Це пов'язано не лише із зменшенням кількості спожитого корму тваринами, але й зниженням його якості. Одним з основним критерієм якості спожитого корму є його перетравність, яку можна визначити за концентрацією азоту у калі тварин (Greenhalgh J.F.D. et al., 1960). У цьому зв'язку ми зробили спробу, з'ясувати у якій мірі знижується якість спожитого корму тваринами в критичні періоди пасовищного сезону, та окреслити основні складові, які зумовлюють дану закономірність.

Крім того, в умовах відсутності реальних можливостей обліку продуктивності тварин в умовах літньо-табірного утримання, показники перетравності раціону можуть використовуватись, як критерій оцінки їх продуктивності, що дозволяє планувати заходи, щодо підгодівлі тварин. З метою оцінки можливостей травостою пасовищ задовольняти продуктивні потреби тварин, можна скористатись результатами досліджень Van Soest, 1994 [339], який розробив схему залежності показників перетравності різних травостоїв та інших показників їх якості із продуктивними потребами

великої рогатої худоби. Тому на нашу думку показники перетравності раціону при випасі тварин на пасовищі є дієвим критерієм оцінки рівня їх продуктивності, а також відправним пунктом поліпшення умов їх живлення за рахунок організації адекватної підгодівлі.

Дослідження перетравності пасовищної трави в критичні періоди пасовищного сезону проводились на дослідному стаціонарі с. Ключки Народицького району Житомирської області в літній період 2002-2004 років. Більш детально методика досліджень викладена у розділі 2: «Загальна методика і основні методи досліджень».

Результати проведених нами досліджень свідчать, що при обмеженому рості пасовищної трави на відкритих елементах рельєфу спостерігається зниження концентрації азоту в калі тварин, що є свідченням зниження перетравності спожитого тваринами раціону (табл. 4.9).

Таблиця 4.9

Коефіцієнти перетравності органічної речовини раціону телиць при їх випасі в критичні періоди пасовищного сезону, %

Періоди випасу	Умови росту пасовищної трави на відкритих елементах рельєфу	
	нормальні умови росту	відсутній або обмежений приріст пасовищної трави
Травень	67,5±1,3*	61,5±0,34***
Червень	61,3±2,1*	51,4±1,9**
Липень	58,7±4,1***	

* перетравність пасовищної трави в умовах 2002 року;

** перетравність пасовищної трави в умовах 2003 року (повна відсутність опадів в період з початку відростання трав до 22 червня);

*** перетравність пасовищної трави в умовах пізньої весни 2004 року.

Зниження перетравності пасовищних кормів в критичні періоди пасовищного сезону (головним чином за несприятливих погодних умов: відсутності опадів, низькі температури навколишнього середовища) можна пояснити вимушеним споживанням тваринами травостою більш низької поживної цінності, ніж щомісячний, високопоживний приріст пасовищної трави, зокрема: 1) менш поживного та більш дозрілого травостою не спожитого в періоди інтенсивного росу пасовищної трави. При цьому тварини можуть активно використовувати кормові види затінених елементів

рельєфу, де запаси продуктивної вологи є вищими, що сприяє відносно активному росту трав, зокрема кормові види лісових угідь (додаток Л). Попередніми дослідженнями встановлено, що лісові види рослин: чорниця, брусниця та буяхи та інші корми характеризуються порівняно низькими показниками поживності [170], що на нашу думку пов'язано із обмеженими процесами фотосинтетичних та синтетичних процесів в умовах лісових угідь;

2) споживанням залишків відмерлої трави минулого пасовищного сезону, за рахунок зниження висоти випасу. При цьому травостій споживається на меншій висоті від землі, ніж звичайно. Така картина спостерігається за умови достатньої площі випасу і навіть її надлишку, в іншому випадку, тварини просто будуть голодними в результаті відсутності будь яких кормів.

Аналізуючи поживну цінність невикористаних залишків травостою в періоди інтенсивного росту пасовищної трави, слід зазначити, що він відрізняється низькою поживністю (табл. 4.10). Зрозуміло, що селективно споживаючи невикористані залишки травостою в критичні періоди пасовищного сезону, тварина може поліпшити склад спожитого раціону. Тому реальна або фактична поживність спожитих залишків травостою є дещо вищою.

Таблиця 4.10

Поживна цінність невикористаних тваринами кормових залишків на пасовищі в різні періоди випасу*

Період відбору	Міститься в 1 кг СР									
	ОЕ, МДж	СПр, %	СКл, %	СЖир, %	БЕР, %	СЗола, %	Са, %	Р, %	Mg, %	К, %
липень	8,4± 0,8	8,6± 2,5	36,5± 4,6	3,5± 1,1	42,0± 3,8	9,4± 2,6	1,4± 0,3	0,3± 0,1	0,5± 0,2	2,1± 0,9
вересень	6,8± 0,9	13,0± 0,5	45,4± 4,9	1,9± 0,6	33,0± 8,0	6,6± 2,0	0,9± 0,3	0,2± 0,1	0,2± 0,0	2,5± 0,6

* В складі невикористаних тваринами кормових залишків переважали: чебрець, волошка, деревій, дрік красильний, злинка канадська, ромашка, люттик повзучий, осот, перстач гусячий, деревій, верес та інші види.

У періоди інтенсивного приросту пасовищної трави на відкритих елементах рельєфу, тварини надають перевагу саме їм. Тому найчастіше у літній період (по причині відносно низької поживності лісових кормів

порівняно із кормами більш відкритих елементів рельєфу) тварини надають перевагу саме травостою відкритих елементів рельєфу, що значною мірою може вплинути на зниження радіоактивного забруднення їх організму.

Підсумовуючи вищевикладене слід звернути увагу на наступне:

- ✓ в критичні періоди пасовищного сезону, за обмеженого приросту пасовищної трави відбувається зниження перетравності органічної речовини спожитого тваринами раціону, що пов'язано із зниженням висоти використання травостою на меншій висоті від землі та надходженням в раціон відмерлого травостою минулих років використання. Крім того у раціонах тварин зростає кількість невикористаних кормових залишків минулих місяців росту, які відрізняються більш низькою поживністю, а також використанням тваринами кормів більш затінених елементів рельєфу (лісових насаджень), які теж відрізняються порівняно низькими показниками поживної цінності;
- ✓ показники перетравності органічної речовини спожитого раціону в критичні періоди пасовищного сезону коливались в межах 51,4–61,5 %, що не дозволяє очікувати належних рівнів середньодобових приростів у молодняку великої рогатої худоби на випасі;
- ✓ показники поживної цінності кормових залишків та лісових кормів, відібраних на пасовищі також дозволяють оцінювати якісний склад підгодівлі тварин. Так зокрема, для підгодівлі тварин потрібно використовувати об'ємисті корми, які за поживною цінністю і перетравністю відповідають запланованому рівню продуктивності тварин.

Класифікація умов випасу корів у літній період в умовах природних угідь. Оцінка умов живлення тварин на пасовищах є важливим технологічним елементом, що дає змогу поліпшити організацію їх випасу, планування підгодівлі та прогнозування продуктивності. На сьогоднішній день в літературі розглядаються окремі критерії такої оцінки в той же час відсутні узагальнена методика для її застосування, зокрема при випасі корів. В цьому зв'язку нами зроблена спроба систематизувати основні критерії та розробити методичні підходи у даному напрямку у відношенні до пасовищ Українського Полісся.

Аналіз літературних джерел у напрямку оцінки умов живлення тварин на пасовищі свідчить, що для такої оцінки слід зважати, на такі критерії, як якість пасовищної трави або її поживність. При цьому слід орієнтуватися на такі показники як висота та щільність травостою, пропозиція пасовищного корму та ін. фактори, які безпосередньо пов'язані із споживанням корму тваринами та їх продуктивністю.

Характеризуючи основні чинники, які впливають на якість пасовищного корму слід звернути увагу на фазу дозрівання рослин та висоту травостою, ботанічний склад травостою.

Так, наприклад, відомо, що з наростанням стадії дозрівання травостою зростає вміст структурних вуглеводів (клітковини), але знижується його перетравність і вміст енергії [339].

Додатковим критерієм оцінки поживної цінності зеленого корму служить висота відростання, яка пов'язана із фазою дозрівання. При порційному зтравленні пасовища бажаною висотою відростання є 20 см. При відростанні травостою вище 25–30 см, якість корму знижується [127]. При використанні пасовищ з набором низькорослих трав бажана більш низька висота відростання (10–15 см залежно від стану травостою та періоду року). За такої системи випасу висота кормових залишків після випасу повинна становити в межах 4–6 см. Слід також примати до уваги те, що велика рогата худоба не може повноцінно використовувати травостій висотою нижче трьох

сантиметрів, а використання такого травостою є свідченням недостатнього споживання сухої речовини корму [127].

Крім того орієнтуватися лише на висоту травостою не завжди коректно та достатньо. Саме тому важливим параметром, який необхідно враховувати при оцінці умов живлення тварин на пасовищі є щільність травостою [200].

Додатково потрібно враховувати й ботанічний склад травостою. При оптимальному співвідношенні злакових, бобових і різнотравних культур поліпшуються смакові властивості та його споживання. Слід прагнути до співвідношення близько 60–80% злакових, 10–20% бобових і 10–20% різнотравних видів. Відомо, що наявність бобових в зеленому кормі підвищує його споживання, проте частка бобових в травостої не повинна перевищувати 50%. Більш висока кількість викликає навантаження на печінку через високий вмісту білка. Годування виключно конюшиною може негативно впливати на плодючість. Хоча окремі дослідження свідчать про те, що кількість конюшини в травостої може досягати 70% [191].

Загалом оцінюючи вплив якості корму на організм тварин слід відмітити наступне: низькоякісний пасовищний корм споживається тваринами значно в меншій кількості та має нижчу продуктивну дію, ніж високоякісний. Крім того при низькій якості пасовищного корму необхідно значну кількість концентратів для оптимізації рівня клітковини.

Звертаючись до досвіду вітчизняних досліджень, щодо питань використання пасовищ для жуйних тварин слід зазначити, що у дослідженнях увага акцентується переважно на якісних показниках травостою, на показниках його поживної цінності і практично не звертається увага на пропозицію корму (вважаючи, що на пасовищі при наявності якісної пасовищної трави тварини зможуть спожити достатню кількість корму), що у кінцевому результаті призводить до недооцінки споживання корму тваринами, а тому і зниження їх продуктивності. Тому при такому традиційному підході не можна адекватно оцінювати умови живлення тварин, а тому раціонально організувати їх годівлю.

У той же час у іноземних джерелах літератури акцентується увага на необхідність використання такого критерію, як пропозиція пасовищного корму при оцінці умов живлення тварин [198, 199, 205]. Відомо, що пропозиція корму є важливим чинником, який впливає на споживання пасовищного корму тваринами та їх продуктивність. Вона визначається кількістю пасовищного корму, який пропонується тварині протягом доби відносно добової потреби тварин в цьому кормі. Як правило при високій пропозиції корму кількість пропонованого пасовищного корму у 2 рази перевищує потребу тварин, при відповідній висоті травостою. Це стимулює селективне або вибіркове споживання корму, збільшує об'єми споживання корму та продуктивність тварин. При недостатній висоті травостою та у випадку, якщо кількість пропонованого пасовищного корму менш, ніж у 1,5 рази перевищує потребу у ньому говорять про низьку пропозицію корму.

Таким чином всі вищезазначені чинники безпосередньо пов'язані із споживанням корму тваринами. Відомо, що основною стратегією використання пасовищ є створення умов для максимального споживання сухої речовини жуйними тваринами. Тому так важливо вміти оцінювати споживання корму. При цьому слід враховувати кількість зкушувань протягом періоду власне випасу корови у зв'язку з висотою і щільністю травостою. Слід зазначити, що кількість зкушувань травостою слід визначати не протягом часу перебування корів на пасовище, а протягом періоду власне випасу корови.

Відомо, що кількість укусів на хвилину є скоріше сталою величиною і становить 57–65. На противагу стійловій годівлі цей факт необхідно враховувати при пасовищному утриманні.

Якщо висота і щільність травостою не високі, то й кількість корму за один укус також є не високим. Це означає, що тварини не можуть спожити достатню кількість корму. Типовими прикладами цього є осінні або низьковрожайні пасовища.

Таким чином споживання корму при випасі тварин є важливим показником, який характеризує умови їх живлення. Але в природних умовах дуже важко проводити дослідження щодо оцінки споживання. Тому представляє інтерес непрямі методи оцінки споживання, зокрема враховуючи тривалість власне випасу тварин у взаємозв'язку із продуктивними характеристиками травостою та продуктивністю тварин.

Дослідження умов випасу корів в регіонах, які мають значну кількість пасовищних угідь, зокрема Українському Поліссі на нашу думку має безпосереднє практичне спрямування оскільки дозволить поліпшити практику використання такого роду угідь у виробництві не лише молока корів, але й інших видів продукції тваринництва.

Таким чином сьогодні існує необхідність узагальнення та систематизація основних критеріїв щодо оцінки умов живлення корів на пасовищі в конкретних умовах Північної Житомирщини, яка характеризується значною кількістю пасовищних угідь.

При розробці методичних підходів щодо оцінки умов живлення ми акцентували увагу на молочних корів саме тому, що вони відрізняються найвищими потребами в поживних речовинах, а відповідно й вимогами до якості та кількості пасовищного корму, порівняно із іншими видами тварин та напрямками продуктивності.

У зв'язку із вищевикладеним ми ставили за мету провести класифікацію умов випасу корів в літній період на пасовищах Північної Житомирщини з врахуванням таких критеріїв як якість та пропозиція пасовищного корму.

Дослідження умов живлення корів проводилися на дослідних стаціонарах Північних районів Житомирської області. Стаціонари представляють собою основні типи пасовищ, які використовуються для випасу худоби.

Місцерозташування стаціонарів: с. Христинівка Народицького району, с. Збраньківці Овруцького району, с. Горщик Коростенського

району, с. Барашівка Житомирського району, с. Тетерівка Житомирського району, м. Баранівка Житомирської області.

Тварини протягом пасовищного сезону вільно випасались в межах розміщених стаціонарів, що дозволяло вивчати умови випасу тварин та проводити оцінку їх продуктивності.

При оцінці умов живлення корів на пасовищі ми орієнтувалися саме на показники якості та пропозиції пасовищного корму. При цьому ми умовно виділяли: високу, середню та низьку якість та пропозицію корму.

Слід зазначити, що врахування **якості та пропозиції пасовищного корму** є важливим моментом наших досліджень з методологічної точки та практичної точки зору. Параметри якості та пропозиції травостою легко визначити у практичних умовах виробництва, навіть візуально: за продуктивними показниками травостою: його висотою, врожайністю пасовища та фактичним рівнем продуктивності тварин. Тому під час планування підгодівлі тварин не обов'язково звертатися до витратних лабораторних та хімічних досліджень, а достатньо прийняти рішення щодо характеру підгодівлі тварин у польових умовах. Це дозволяє спростити менеджмент використання пасовищ за різних умов випасу та поліпшити практику беззбиткового виробництва молока на пасовищах.

Проведені дослідження дозволили: провести класифікацію умов випасу корів у літній період на пасовищах Північної Житомирщини з врахуванням таких критеріїв як якість корму та пропозиція корму, оцінити рівень молочної продуктивності тварин.

Висока якість та пропозиція пасовищного корму спостерігається (додаток М), головним чином на злаково-бобових травостоях висотою 15–25 см при їх середній та високій щільності, при рівні сирого протеїну в сухій речовині межах понад 15%, в умовах коли врожайність травостою (при скошуванні травостою на рівні ґрунту) становить 12–20 ц сухої речовин/га [282, 329, 337] та у 2 рази перевищує потреби тварин.

При таких умовах живлення тварини споживають максимальну кількість сухої речовини (до 3,5% сухої речовини від живої маси [262]) та мають максимальний рівень продуктивності (який без додаткової підгодівлі становить 18–20 кг молока/добу). В той же час за літературними даними в таких умовах підгодівля концентратами є найменш ефективною, а саме спостерігаються найнижчі показники конверсії концентратів в молоко, внаслідок «ефекту заміщення».

Тривалість випасу корів в таких умовах є мінімальною і не перевищує 9 годин/добу.

Висока якість та пропозиція пасовищного корму в умовах постійного випасу спостерігається переважно в першому циклі використання пасовища на початку пасовищного сезону.

Середня якість або пропозиція пасовищного корму спостерігається (додаток Н) при зниженні висоти травостоїв до 10–14 см, переважанні злакових компонентів, зниженні концентрації сирого протеїну в сухій речовині до 13–14%, а обмінної енергії до рівня 9–10 МДЖ/кг СР; в умовах коли врожайність травостою (при скошуванні травостою на рівні ґрунту) становить біля 9–11,5 ц сухої речовини/га [282, 329, 337] та у 1,5 рази перевищує потребу тварин. Також середню якість травостою можна спостерігати при збільшенні висоти травостою до 30–35 см та врожайності пасовищ понад 20 ц сухої речовини/га [282, 329, 337], що супроводжується зниженням його якості.

За таких умов живлення споживання корму тваринами, їх продуктивність, а також конверсія концентратів в молоко характеризується проміжними показниками. Споживання корму становить біля 2,5–3,0% сухої речовини від живої маси тварин [262]), а рівень молочної продуктивності корів без додаткової їх підгодівлі становить біля 14–15 кг/добу.

Тривалість випасу корів в таких умовах повинна становити біля 12 годин/добу.

Низька якість або пропозиція пасовищного корму характерна (додаток О) для несприятливих умов випасу, при висоті травостоїв нижчих 8–10 см; при низькій їх щільності, коли врожайність травостою (при скошуванні травостою на рівні ґрунту) не перевищує 9 ц сухої речовини/га [282, 329, 337]; у випадках коли пропозиція пасовищного корму не перевищує потребу тварин у ньому; а також при випасі тварин на перестиглих травостоях, коли рівень сирого протеїну в сухій речовині знижується до 10–12 %, а концентрація обмінної енергії є нижчою, ніж 8–8,5 МДж/кг СР; у випадках коли в складі травостою переважає різнотрав'я та осокові види.

За таких умов живлення тварини споживають мінімальну кількість пасовищного корму (не більше 2,5% сухої речовини від живої маси [262]), мають низьку продуктивність. Рівень молочної продуктивності корів без додаткової їх підгодівлі є низьким і не перевищує 12 кг/добу. В той же час ефективність конверсії концентратів в молоко є максимальною.

Тривалість випасу корів в таких умовах повинна бути максимальною і досягати 16 годин/добу.

Такі несприятливі умови випасу часто спостерігаються у Північній Житомирщині, що свідчить про екстенсивні форми використання пасовищ та ведення галузі молочного скотарства.

Слід зазначити, що в літній період тварини найкраще випасаються на пасовищах, розміщених на відкритих елементах рельєфу. Але за відсутності достатнього приросту пасовищної трави тварини використовують кормову базу лісових угідь, які характеризуються більш високими запасами зеленої фітомаси. Такі умови випасу слід вважати середніми, або навіть низькими, що підтверджується порівняно не високою якістю пасовищного корму та низькою молочною продуктивністю тварин.

Узагальнені дані щодо критеріїв оцінки умов живлення тварин на пасовищі наведені в табл. 4.11.

Таблиця 4.11

Класифікація умов випасу корів за урахування якості та пропозиції пасовищного корму

Показники оцінки умов випасу	Умови випасу		
	Висока якість та пропозиція	Середня якість або пропозиція	Низька якість або пропозиція
Врожайність перед випасом, т СР/га	1,2–2,0	0,9–1,15 або 2,0–2,5	<0,9
Пропозиція корму	у 2 рази перевищує потребу	у 1,5 рази перевищує потребу	дорівнює потребі
Висота травостою, см	15–25	10–14 або 30–35	<10
Щільність, кг СР/га у 2,5-см шарі травостою	200–350	150–190	60–140
Частка бобових у травостой, %	>20	10–20	не значна
Концентрація енергії, МДж/кг СР	>10	9–10	<8–8,5
Концентрація сирого протеїну в СР, %	>15	13–14	10–12
Орієнтовне споживання СР, % від ЖМ	3,5	2,5–3	<2,5
Вгодованість	2,6–2,8	2,5–2,7	<2,5
Вміст білка у молоці, %	3,1–3,7	3,1–3,4	2,8–3,2
Орієнтовний вміст сечовини у молоці, мг/мл	30–100	20–50	<20
Орієнтовна тривалість випасу, год./добу	9	12	14–16
Орієнтовний надій, кг/добу	18–20	14–15	<12

У табл. 4.12 наведені основні чинники живлення які обмежують продуктивність тварин в конкретних умовах випасу (на пасовищах різної якості).

Наведені дані отримані у результаті проведення оптимізаційних розрахунків раціонів молочних корів за різної якості пасовищного корму, а також результатів етологічних досліджень.

При оцінці рівня енергетичного живлення також звертали увагу на вгодованість корів та вміст білку в молоці (табл. 4.11).

Орієнтовний вміст сечовини в молоці є одним з важливих критеріїв оцінки протеїнового живлення корів (табл. 4.11).

Отримані результати, які наведені в табл. 4.12, доцільно використовувати при плануванні підгодівлі корів.

Таблиця 4.12

Основні чинники живлення, які обмежують молочну продуктивність корів на пасовищах різної якості

Рівень молочної продуктив- ності корів, кг молока/добу	Умови випасу		
	Висока якість та пропозиція пасовищного корму	Середня якість або пропозиція пасовищного корму	Низька якість або пропозиція пасовищного корму
	Основні чинники живлення, які обмежують молочну продуктивність корів		
10	Відсутні	Відсутні	Частково енергія
15	Відсутні	Частково енергія	Енергія
20	Частково енергія	Енергія	Енергія та іноді протеїн
25	Енергія	Енергія та іноді протеїн	Енергія та частково протеїн
30	Енергія та іноді протеїн	Енергія та частково протеїн	Граничний рівень продуктивності
35	Енергія та частково протеїн	Граничний рівень продуктивності	Граничний рівень продуктивності

Проведені дослідження свідчать, що в умовах Українського Полісся не завжди забезпечуються високі умови живлення молочних корів на пасовищах. Це перш за все пов'язано із їх незадовільним станом, незначною кількістю культурних пасовищ, відсутності загінної системи використання пасовищ. Така ситуація призводить до порівняно низької продуктивності молочних корів в літній період та до недоотримання молока. Цю ситуацію виробники в деякій мірі виправляють за рахунок організації додаткової підгодівлі тварин. Хоча такий підхід не завжди є високоприбутковим заходом, особливо на низькоякісних пасовищах.

Таким чином, проведені дослідження уможливили систематизувати основні критерії щодо оцінки умов живлення корів на пасовищах Північної Житомирщини, що дозволяє в кінцевому результаті поліпшити управління пасовищами та удосконалити прийняття технологічних рішень за випасу тварин та планування їх підгодівлі.

Перспективи подальших досліджень полягають у проведенні регулярного аналізу вмісту в молоці жиру, білка й сечовини що дає можливість одержати багато інформації про якість годівлі корів на пасовищах за різних умов випасу. Це, безумовно, дозволить краще зорієнтуватися на

місцевості та більш повно забезпечити підтримку рішень щодо управління пасовищами.

Критерії та методичні підходи оцінки умов живлення дрібної рогатої худоби на пасовищі. Огляд літературних джерел та узагальнення інформації щодо використання пасовищ дрібною рогатою худобою свідчить про обмежену кількість досліджень у даному напрямку, відсутність дієвих та економічно обґрунтованих рекомендацій по технології годівлі дрібної рогатої худоби на пасовищах.

Для забезпечення раціонального виробництва продукції тваринництва на пасовищах першочерговим кроком має бути оцінка умов живлення тварин. Така оцінка є важливим технологічним елементом, який дозволяє поліпшити організацію їх випасу, запланувати адекватну підгодівлю, а також можливість прогнозувати продуктивність тварин.

На сьогоднішній день в літературі розглядаються окремі критерії такої оцінки в той же час відсутні узагальнена методика для її застосування, зокрема при випасі дрібної рогатої худоби [219, 220, 261].

У цьому зв'язку нами зроблена спроба систематизувати основні критерії та розробити методичні підходи щодо оцінки умов живлення дрібної рогатої худоби на пасовищах Північної Житомирщини; окреслити основні фактори живлення, які обмежують продуктивність кіз на пасовищах різної якості.

Дослідження проводились в особистому селянському господарстві с. Барашівка Житомирського району Житомирської області у літній пасовищний період. Свійських дійних кіз, молодняку кіз та овець у вільно випасали на природних пасовищах, які характеризувалися різноманітними умовами живлення, що дозволяло проводити їх оцінку та планувати підгодівлю тварин.

Кози та вівці дещо відрізняються від великої рогатої худоби за типом кормової поведінки, але при оцінці умов їх живлення на пасовищі, подібно до

великої рогатої худоби, визначальну роль відіграє якість пасовищної трави та її пропозиція.

При оцінці умов живлення дрібної рогатої худоби ми пропонуємо умовно виділяти: високу, середню та низьку якість та пропозицію корму. Візуально ці відмінності зображені на фотографіях, наведених в додатку 3.

Узагальнені дані щодо критеріїв оцінки умов живлення кіз на пасовищі наведені в табл. 4.13.

Висока якість та пропозиція пасовищного корму спостерігається переважно у весняний та літній період, на травостоях висотою в межах від 4 до 8–9 см, при достатній кількості високо-облистяного гілкового корму.

За таких умов живлення частка окремих кормових видів в раціоні кіз є наступною:

- Частка бобових та злакових трав – понад 20 % від добового споживання сухої речовини;
- Частка різнотрав'я – до 40 % від добового споживання сухої речовини;
- Частка листя дерев та гілкового корму – до 50 % від добового споживання сухої речовини;
- Частка власне гілок (без врахування листя дерев) – менше 12 % від добового споживання сухої речовини.

Спожитий тваринами пасовищний корм характеризується високою концентрацією обмінної енергії (понад 10 МДж/кг СР) та сирого протеїну (орієнтовно на рівні 16–19% в сухій речовині). Тварини, у таких умовах живлення, споживають максимальну кількість сухої речовини пасовищного корму та мають максимальний рівень продуктивності (додаток П).

Таблиця 4.13

Класифікація умов випасу кіз з урахуванням таких критеріїв як якість та пропозиція пасовищного корму

Показники оцінки умов випасу	Умови випасу		
	Висока якість та пропозиція пасовищного корму	Середня якість або пропозиція пасовищного корму	Низька якість або пропозиція пасовищного корму
Врожайність перед випасом, т СР/га	0,3–0,5 та більше	0,25 та більше	< 0,15
Висота травостою, см	від 4 до 8–9 см	3–4 см	розріджені та перестиглі травостої
Орієнтовна щільність травостою, кг СР/га у 2,5-см шарі травостою	150–190	100–140	менше 100
Частка бобових у травостої, % в травостої	>20	10–20	не значна
Частка бобових та злакових трав у раціоні, % від добового споживання сухої речовини	понад 20%	понад 20%	менше 20%
Частка різнотрав'я у раціоні, % від добового споживання сухої речовини	до 40%	до 50%	до 80%
Частка листя дерев та гілкового корму у раціоні, % від добового споживання сухої речовини	до 50%	до 50%	до 50%
Частка власне гілок у раціоні (без врахування листя дерев), % від добового споживання сухої речовини	12% та менше	20% та менше	21–30%
Споживання тваринами вересу звичайного	не споживають	не споживають	споживають
Концентрація енергії у пасовищному кормі, МДж/кг СР	>10	9–10	<8–8,5
Концентрація сирого протеїну у сухій речовині пасовищного корму, %	>15	14–15%	8- 10 % та менше
Пропозиція корму	у 2 раза перевищує потребу	у 1,5 раза перевищує потребу	дорівнює або менше продуктивних потреб
Орієнтовний надій кіз в першій половині лактації, кг/добу (у дужках наведені значення продуктивності при підгодівлі тварин)	2,3–2,7 (2,5–3,2)	1,8–2,2 (2,0–2,7)	<1,5 (1,5–2,0)

Середня якість та пропозиція пасовищного корму спостерігається при зниженні висоти травостоїв до 4 см і нижче, погіршенні якості пасовищної трави, погіршенні якості гілкового корму (яке переважно спостерігається в кінці літнього періоду та восени). Спожитий тваринами пасовищний корм характеризується помірними значеннями концентрації обмінної енергії (9–10 МДж/кг СР) та сирого протеїну (орієнтовно на рівні 14–15% в сухій речовині), зростанням кількості клітинних оболонок в кормі, що впливає на зменшення його споживання тваринами (додаток П).

За таких умов живлення споживання корму тваринами та їх продуктивність характеризується проміжними показниками.

Низька якість та пропозиція пасовищного корму характерна для несприятливих умов випасу, якими характеризується ранньовесняний, пізно-осінній та, навіть, зимовий період, а також для умов випасу у кінці літа, коли висота травостою знижується до 4 см і нижче; а також при випасі на розріджених та перестиглих травостоях, коли рівень сирого протеїну в сухій речовині знижується, орієнтовно, до 8–10 % та менше (додаток П).

У таких умовах в раціонах кіз зростає кількість різнотрав'я, погіршується якісний склад компонентів раціону. Частка гілкового корму (власне гілок дерев та чагарничків) у раціоні кіз досягає 21–30% від добового споживання сухої речовини. Хоча загальна кількість гілкового корму (гілки + листя) у раціонах кіз може становити біля 50% від добового споживання сухої речовини при любых умовах живлення кіз. Тварини, за таких умов живлення, споживають мінімальну кількість пасовищного корму, мають низьку продуктивність.

Споживання вересу – є однією з ознак низької якості та пропозиції пасовищного корму (додаток П).

Дані, наведені у табл. 4.14 характеризують умови випасу овець.

При цьому слід зважати на те, що вівці дещо відрізняються від овець за особливостями кормової поведінки, зокрема у раціонах овець значно меншу участь займає гілковий (або брузерний) корм (як мінімум на 30% менше, ніж

у кіз), одночасно зростає частка бобових та злакових трав (на 20% порівняно із козами), а також кількість різнотрав'я (зростає на 10–20%). За іншими параметрами, якими характеризуються умови випасу овець і кіз суттєвих відмінностей не спостерігається.

Таблиця 4.14

**Класифікація умов випасу овець з врахуванням таких критеріїв як
якість та пропозиція пасовищного корму**

Показники оцінки умов випасу	Умови випасу		
	Висока якість та пропозиція пасовищного корму	Середня якість або пропозиція пасовищного корму	Низька якість або пропозиція пасовищного корму
Врожайність перед випасом, т СР/га	0,3–0,5 та більше	0,25 та більше	< 0,15
Висота травостою, см	від 4 до 8–9 см	3–4 см	розріджені та перестиглі травостої
Орієнтовна щільність травостою, кг СР/га у 2,5-см шарі травостою	150–190	100–140	менше 100
Частка бобових у травостої, % у травостої	>20	10–20	не значна
Частка бобових та злакових трав у раціоні, % від добового споживання сухої речовини	>40%	35–50%	35–50%
Частка різнотрав'я у раціоні, % від добового споживання сухої речовини	<40%	35–50%	35–50%
Частка гілкового та чагарникового корму у раціоні, % від добового споживання сухої речовини	До 5 %	До 10%	До 20%
Споживання тваринами вересу звичайного	не споживають	не споживають	споживають
Концентрація енергії у пасовищному кормі, МДж/кг СР	>10	9–10	<8 –8,5
Концентрація сирого протеїну у сухій речовині пасовищного корму, %	>15	14–15%	8–10 % та менше
Пропозиція корму	у 2 раза перевищує потребу	у 1,5 раза перевищує потребу	дорівнює або менше продуктивних потреб
Орієнтовний приріст живої маси молодняку дрібної рогатої худоби, г/добу (без підгодівлі)	160–180	100–130	<50

В табл. 4.15 та 4.16 наведені основні чинники живлення які обмежують продуктивність тварин в конкретних умовах випасу (на пасовищах різної якості).

Таблиця 4.15

Основні чинники живлення, які обмежують продуктивність кіз на пасовищах різної якості

Рівень молочної продуктивності, кг молока/добу	Умови випасу		
	Висока якість та пропозиція пасовищного корму	Середня якість або пропозиція пасовищного корму	Низька якість або пропозиція пасовищного корму
	Основні чинники живлення, які обмежують молочну продуктивність		
0,5–1,0	Відсутні	Відсутні	Іноді енергія
1,1–1,5	Відсутні	Відсутні	Енергія
1,6–2,0	Відсутні	Іноді енергія	Енергія та іноді протеїн
2,1–2,5	Іноді енергія	Частково енергія та іноді протеїн	Недосяжний рівень продуктивності
2,6–2,7	Частково енергія	Енергія та протеїн	Недосяжний рівень продуктивності
2,8–3,2	Енергія та протеїн	Недосяжний рівень продуктивності	Недосяжний рівень продуктивності

Зазначені дані отримані у результаті проведення оптимізаційних розрахунків раціонів кіз за різної якості пасовищного корму, а також етологічних досліджень. Отримані результати доцільно використовувати при плануванні підгодівлі тварин на випасі.

Таблиця 4.16

Основні чинники живлення, які обмежують продуктивність молодняку овець на пасовищах різної якості

Рівень середньодобових приростів, грамів/добу	Умови випасу		
	Висока якість та пропозиція пасовищного корму	Середня якість або пропозиція пасовищного корму	Низька якість або пропозиція пасовищного корму
	Основні чинники живлення, які обмежують продуктивність		
30–60	Відсутні	Відсутні	Іноді енергія
61–100	Відсутні	Відсутні	Енергія
101–140	Відсутні	Іноді енергія	Енергія та іноді протеїн
141–180	Іноді енергія	Енергія та іноді протеїн	Недосяжний рівень продуктивності
181–200	Енергія	Недосяжний рівень продуктивності	Недосяжний рівень продуктивності
201–225	Енергія	Недосяжний рівень продуктивності	Недосяжний рівень продуктивності

4.2. Планування та моделювання випасу жуйних тварин в умовах природних угідь

4.2.1. Принципи модельних розрахунків для планування випасу жуйних тварин. Оцінювати умови живлення тварин та проводити модельні розрахунки на пасовищі більш просто вирішується при загінній системі його використання порівняно із системою постійного випасу. В умовах постійного випасу спостерігається нерівномірність використання травостою на різних ділянках пасовища. Певна частина площ пасовища інтенсивно використовується тваринами, в той же час травостій інших ділянок пасовища практично не використовується і перезріває (рис. 4.1).

Дата спостережень	Навантаження тварин на пасовищі	Загальний вигляд пасовища на дату обстеження			
Травень	низьке				
Червень					
Липень					
Серпень					
Вересень					
Жовтень	високе				
Травень					
Червень					
Липень					
Серпень					
Жовтень					
Умовні позначення:		Травостій споживався	Травостій не споживався		
Висота травостою після випасу, см:		<10	11-20	21-30	>31
					

Рис. 4.1. Вплив навантаження тварин на пасовищі на використання травостою

Проблемним питанням у таких умовах є відсутність простих та дієвих методик оцінки та прогнозування споживання пасовищного корму. Тому виникають труднощі у адекватній оцінці умов живлення тварин, плануванні їх підгодівлі та в цілому здійснюванні прикладних технологічних прогнозів.

Одним з непрямих показників, пов'язаних із споживанням корму твариною та його енергетичною поживністю є концентрація сирової клітковини у ньому. Тому знаючи дійсні показники концентрації сирової клітковини у фактично спожитому твариною пасовищному кормі можна прогнозувати його енергетичну цінність та споживання, а тому й раціонально організувати випас тварин.

З метою визначення концентрації клітковини та енергії у фактично спожитому тваринами кормі в умовах їх постійного випасу ми враховували особливості їх кормової поведінки, а саме: той факт, що тварини при споживанні корму насамперед надають перевагу щомісячному приросту пасовищної трави, а вже потім – споживають перезрілий травостій.

Звертаючи увагу на кількість та поживну цінність щомісячного приросту та залишків невикористаної трави на пасовищі, то ці параметри більш доцільно визначати в ході обстежень пасовищ, у різні періоди пасовищного сезону. При накопиченні достатньої кількості експериментальних даних вищезазначені параметри є достатньо прогностичними величинами для конкретного пасовища.

Враховуючи вищевикладене, нами створена прикладна комп'ютерна модель, яка враховує особливості кормової поведінки великої рогатої худоби та продуктивні характеристики пасовищ.

Узагальнену структурно-логічну схему прикладних розрахунків, які передбачає комп'ютерна модель, наведено на рис. 4.2.

Створена прикладна математична модель дає змогу враховувати особливості кормової поведінки великої рогатої худоби на пасовищі, проводити оцінку споживання корму твариною та планувати організацію раціонального використання пасовищ. Моделювання умов живлення тварин із застосуванням комп'ютерної програми свідчить, що негативним наслідком застосування постійного випасу, навіть за умови оптимізації навантаження тварин, є зниження концентрації енергії у спожитому кормі, а відповідно, й

зниження його споживання та продуктивної дії, особливо наприкінці пасовищного сезону [170].

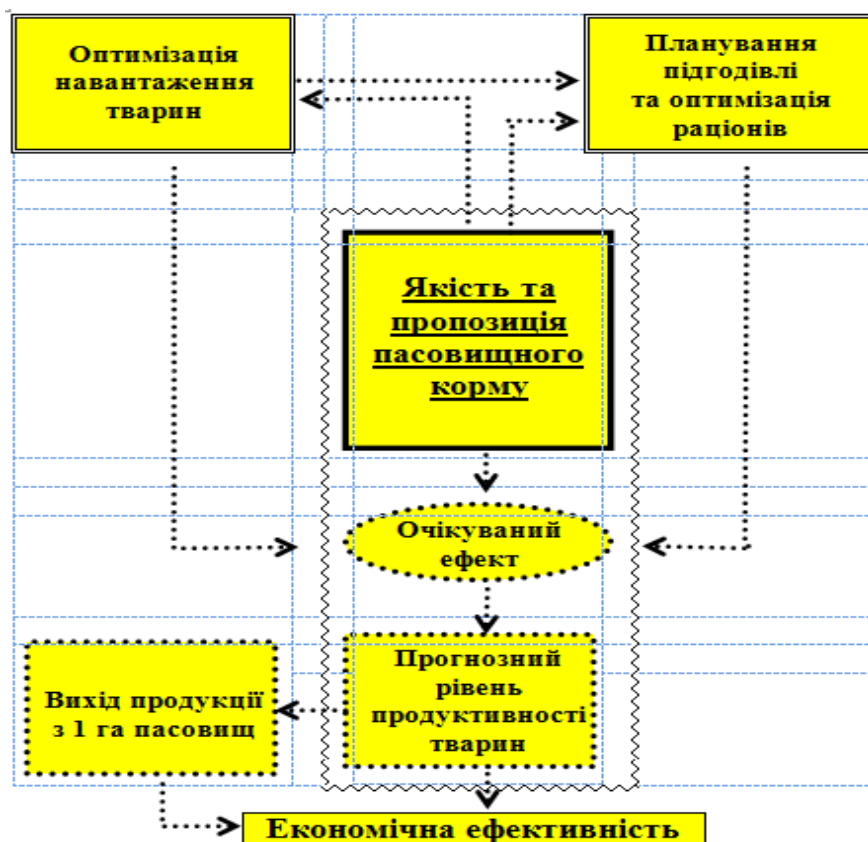


Рис. 4.2. Структурно-логічна схема прикладних розрахунків, які передбачає комп'ютерна модель

Рис. 4.3 демонструє співвідношення між врожайністю пасовища та потребами великої рогатої худоби впродовж пасовищного періоду. Найбільш чітко невідповідність між продуктивністю пасовища та потребами тварин спостерігається в середині та кінці пасовищного періоду, що викликає необхідність підгодівлі тварин в ці періоди.

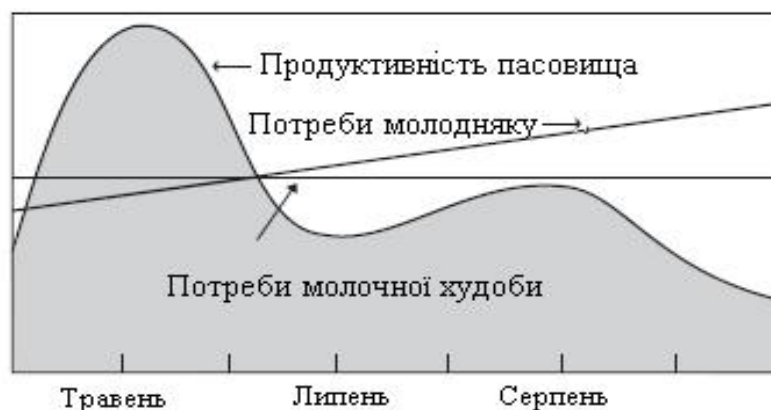


Рис. 4.3. Продуктивність пасовища та потреби худоби впродовж пасовищного сезону

4.2.2. Планування схем випасу та оцінка економічної ефективності використання пасовищ. Раціональне планування використання пасовища полягає у безперебійному забезпеченні тварин пасовищним кормом впродовж пасовищного сезону. Саме безперебійне забезпечення кормом в літній період є однією з основних проблем, яка стримує ефективне використання природних угідь жуйними тваринами загалом, та великою рогатою худобою, зокрема.

Більшість досліджень щодо пасовищного утримання худоби звертають увагу на необхідність підгодівлі тварин під час їх випасу [43, 70, 114]. У той же час в літературі відсутня інформація, щодо організації випасу тварин використовуючи переважно продуктивний потенціал пасовищ, без залучення додаткових джерел кормів.

Тому метою наших досліджень являлося розробка схеми використання низькопродуктивних природних пасовищ умовною площею 1 га, яка дозволяє саме безперебійно забезпечувати жуйних тварин впродовж літнього–пасовищного періоду (практично без їх підгодівлі грубими, об'ємистими кормами), а також економічної оцінки ефективності пасовищ різними жуйними тваринами.

На основі даних помісячного приросту травостою на стаціонарах 4 та 5, розташованих у с. Збраньківці ТОВ «Гладковичі» Овруцького району Житомирської області протягом 2002–2005 років нами розроблено схему загінного випасу тварин умовною площею 1 га (табл.4.17).

Таблиця 4.17

Схема використання 1 гектара природного пасовища (врожайністю 2,5 т СР/га)

Показники	Травень	Червень	Липень	Серпень	Вересень	Жовтень	Всього
Помісячна врожайність, %	19,2	32,7	22,5	12,5	9,2	3,9	100,0
Помісячна врожайність, т СР/га	0,48	0,82	0,56	0,31	0,23	0,10	2,50
Цикли використання	1 цикл	2 цикл	3 цикл	4 цикл			
Врожайність по циклам, %	30,1	36,8	20,0	13,1			100,0
Врожайність по циклам, т СР/га	0,75	0,92	0,50	0,33			2,50
Тривалість циклу, днів	27–33	40–41	44–45	29–37			150,0
Початок використання	10–15.05	7–12.06	17–22.07	30.08–3.09			
Закінчення використання	6–11.06	16–21.07	29.08–2.09	6–11.10			
Орієнтовна врожайність у розрізі окремих загонів протягом їх використання, ц СР							
1 загін – 0,1 га	0,40	0,84	0,52	0,45			25,0
2 загін – 0,1 га	0,49	0,89	0,52	0,45			
3 загін – 0,1 га	0,58	0,93	0,51	0,45			
4 загін – 0,1 га	0,66	0,93	0,51	0,44			
5 загін – 0,1 га	0,75	0,83	0,50	0,43			
6 загін – 0,1 га	Заготівля сіна – 7,8 ц сухої речовини. Дата скошування 25.06 – 30.06		0,49	0,43			
7 загін – 0,1 га			0,47	0,42			
8 загін – 0,1 га			0,46	0,42			
9 загін – 0,1 га			0,46	0,41			
10 загін – 0,1 га			0,45	0,40			
Врожайність у загонах, де випасаються тварини, ц СР	3,8	4,6	5,0	3,3			16,6
Кількість доступного корму у загонах, де випасаються тварини, ц СР	2,5	3,1	3,3	2,2			11,1
Очікуване добове споживання корму, кг СР/добу	7,4	7,4	7,4	7,4			7,4
Орієнтовна тривалість перебування тварин у розрізі окремих загонів, днів							
1 загін – 0,1 га	3,6	7,6	4,7	4,1			150,0
2 загін – 0,1 га	4,4	8,1	4,7	4,1			
3 загін – 0,1 га	5,2	8,5	4,6	4,1			
4 загін – 0,1 га	6,0	8,5	4,6	4,0			
5 загін – 0,1 га	6,8	7,5	4,5	3,9			
6 загін – 0,1 га	0,0		4,4	3,9			
7 загін – 0,1 га			4,3	3,8			
8 загін – 0,1 га			4,2	3,8			
9 загін – 0,1 га			4,2	3,7			
10 загін – 0,1 га			4,1	3,7			

Результати досліджень свідчать, що за перші півтора місяці випасу (з 15 травня по 30 червня) з пасовищ отримують 40–50% врожаю. Отже, на решту пасовищного сезону припадає лише 50–60% зеленого корму від загальної кількості. У зв'язку з цим на пасовищах, навіть при правильному їх використанні у другій половині сезону доводиться стикатися з проблемою нестачі пасовищної трави. Для попередження саме такої негативної тенденції необхідно змінити стратегію використання пасовищ. У цьому зв'язку при плануванні використання пасовищ акцент потрібно робити не лише на власне випас тварин, а на сіножатно–пасовищне використання угідь.

Саме таке використання дозволяє поліпшити умови живлення тварин в кінці пасовищного періоду за рахунок збільшення площі випасу на ділянках де заготовлюють сіно або сінаж.

Також треба звернути увагу на те, що наведена схема ґрунтується на даних розподілу врожайності травостою пасовищ впродовж літнього періоду, які спостерігалися у 2002–2005 роках. Тому вона може в деякій мірі корегуватися з врахуванням інтенсивності приросту травостою в різні періоди випасу в залежності від погодних умов.

У контексті наведених досліджень слід звернути увагу на необхідність чіткого регулювання навантаження тварин на пасовищі, оскільки лише за такого регулювання слід очікувати максимальних рівнів продуктивності тварин. Високі рівні навантаження тварин небажані, оскільки вони не дозволяють отримати бажаного рівня продуктивності тварин.

Враховуючи вищевикладене нами проведені розрахунки оптимального рівня навантаження тварин залежно від врожайності пасовищ (табл. 4.18).

Таблиця 4.18

Рекомендовані рівні навантаження жуйних тварин в розрахунку на 1 га природних пасовищ в залежності від їх врожайності, голів/га

Врожайність пасовищної трави, ц сухої речовини/га	Корови молочного напрямку продуктивності (ЖМ 500- 550 кг, надій 14 кг/добу)	Корови м'ясного напрямку (ЖМ 450- 500 кг)+ теля (ЖМ 57-147 кг)	Ремонтні телиці та нетелі (ЖМ 309- 391 кг)	Надремонтний молодняк (ЖМ 285- 394 кг)	Кози дійні (ЖМ 45- 50 кг, надій 400-700 кг/180-300 днів лактації)	Молодняк овець на відгодівлі (12-18 міс. віку, жива маса 25- 47 кг)
10	≤0,2	≤0,3	≤0,4	≤0,4	≤1,6	≤2,1
15	≤0,3	≤0,4	≤0,6	≤0,6	≤2,3	≤3,2
20	≤0,4	≤0,5	≤0,8	≤0,8	≤3,1	≤4,2
25	≤0,5	≤0,6	≤1,0	≤1,0	≤3,9	≤5,3
30	≤0,6	≤0,8	≤1,2	≤1,2	≤4,7	≤6,3
35	≤0,7	≤0,9	≤1,4	≤1,4	≤5,5	≤7,4
40	≤0,8	≤1,0	≤1,6	≤1,6	≤6,3	≤8,4

4.2.3. Обґрунтування технологічних параметрів випасу корів.

Результати розрахунків свідчать, що для адекватного забезпечення пасовищним кормом в умовах Українського Полісся, які характеризуються порівняно не високою врожайністю пасовищ, та забезпечення процесу доїння на стаціонарних доїльних установах, поголів'я корів на фермі повинно бути порівняно не великим: бажано не більше 200 голів, що дозволяє більш ефективно забезпечувати випас тварин та використання пасовищ.

В наших розрахунках ми орієнтувалися на поголів'я – близько 100 голів.

При організації пасовища навколо ферми слід враховувати той факт, щоб відстань до найбільш віддаленого загону не перевищувала 700–1000 м. Розрахунки свідчать, що максимальна площа пасовищ, яку реально можна створити навколо ферми, при умові, якщо відстань до найбільш віддаленої ділянки випасу не перевищуватиме 700–1000 м, навряд чи може бути більшою, ніж 100 гектарів, враховуючи наявність різноманітної інфраструктури. Таким чином виникає проблема неможливості залучення

великої кількості площ для випасу щоб забезпечити мінімальні витрати енергії тварин на переходи.

Для умов Українського Полісся на кожну корову слід планувати не менше 1 гектара пасовищ, орієнтуючись на відносно не високі показники врожайності пасовищної трави в межах 50 ц СР/га, та плануючи сіножатно–пасовищне використання угідь [33].

Пасовище слід розділити на загони (рис. 4.4) орієнтовною площею 7,5 гектарів. Відомо, що площа загонів залежить від якості травостою. Так, на високоякісних пасовищах в розрахунку на 100 корів досить відводити загони площею по 5–6 га, на середніх – по 8–10 га і на малопродуктивних – до 20 га. Для ефективного використання травостою ми плануємо використовувати 13 загонів [33].

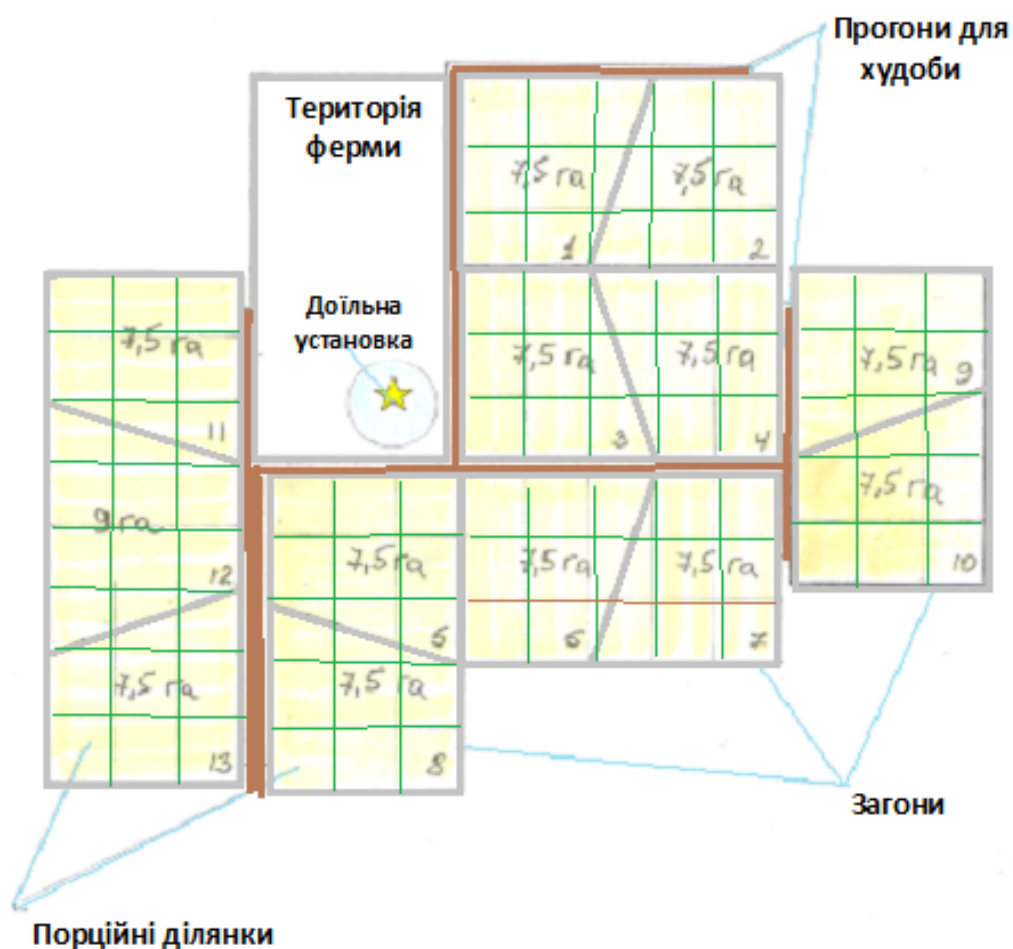


Рис. 4.4. Схема розміщення пасовищ площею 100 га на прифермській території та стаціонарної доїльної установки

Таке планування дозволить використовувати кожний окремий загін для випасу худоби не більше, ніж 4 дні. В межах кожного загону слід намітити порційні ділянки, орієнтовною площею 1 га для більш ефективного щоденного використання травостою (рис. 4.4).

Для забезпечення максимального споживання пасовищного корму врожайність травостою перед випасом не повинна перевищувати 1400–1500 кг сухої речовини/га. Більш висока врожайність буде негативно позначатися на їх продуктивності. Зменшення кількості пропонованого корму тваринам до 900 кг сухої речовини/га викликає необхідність збільшення тривалості випасу тварин на понад 90 хвилин/добу, для досягнення адекватного споживання сухої речовини пасовищного корму.

При прийнятті рішень, щодо щоденного використання окремих загонів та порційних ділянок потрібно враховувати пропозицію пасовищного корму, яка повинна становити біля 20 кг сухої речовини/голову/добу при скошуванні травостою на рівні ґрунту. Протягом доби корів слід випасати орієнтовно в межах 1–3 порційних ділянок залежно від врожайності травостою (рис. 4.4). Тварин щоденно слід випасати в межах порційних ділянок до зниження висоти травостою до 3,5–4,0 см.

При більш високій врожайності угідь дану схему розміщення пасовищ можна використовувати для значно більшого поголів'я тварин – до 200, і навіть, дещо більшого поголів'я.

Після закінчення активного випасу тварин приганяють на територію ферми для відпочинку, підгодівлі та доїння. Тварин приганяють на територію ферми 2 рази протягом доби: орієнтовно з 11 до 16 години та з 21 години вечора до 6 години ранку. При цьому максимальна тривалість випасання тварин може досягати 10 годин/добу.

Дослідження свідчать, що проблемним питанням використання низькопродуктивних пасовищ у технологічному плані є неспроможність корів спожити адекватну кількість пасовищного корму за 9–10 годин випасу, для

забезпечення молочної продуктивності 14 кг молока/корову/добу в середньому по стаду. Тому виникає необхідність збільшення тривалості випасу до 12 годин та більше, що не завжди є реальним шляхом вирішення проблеми. Дані наведені в табл. 4.19 свідчать, що при низькій врожайності пасовищ тривалість випасу потрібно збільшувати до 16 годин/добу. У цьому зв'язку організація додаткової підгодівлі тварин на кормових майданчиках є обов'язковою умовою організації використання пасовищ в літній період.

Таблиця 4.19

Продуктивні показники травостою перед початком випасу та орієнтовна тривалість випасу корів залежно від врожайності пасовищ*

Врожайність пасовища, ц сухої речовини/га	Врожайність травостою перед початком випасу протягом 4 циклів використання пасовища, кг сухої речовини/га	Орієнтовна висота травостою перед початком випасу протягом 4 циклів використання пасовища, см	Орієнтовна тривалість випасу корів, годин/добу
25	420	3–7,5	16
30	500	4,2–9,0	15
40	670	5,6–12,0	14
50	830	6,9–14,8	12
60	1000	8,3–17,9	10,5

* - Врожайність травостою в середньому по чотирьох циклах використання пасовищ визначали в ході досліджень на дослідних стаціонарах [33].

Тому всі корови додатково до випасу повинні отримувати концентрати під час їх доїння для приваблення на доїльну установку.

Також слід додатково до випасу організувати підгодівлю «частково повнозмішаним раціоном». При цьому для більш точного планування підгодівлі тварин необхідно враховувати такі параметри, як тривалість випасу тварин, висота та щільність травостою пасовищ.

Економічна ефективність використання 1 гектара пасовищ при організації виробництва молока корів залежно від врожайності пасовища. Розрахунки свідчать (табл. 4.20), що використання 1 га пасовищ для

виробництва молока корів, залежно від його врожайності, дає змогу отримати 2200–5768 грн чистого прибутку завдяки реалізації молока та заготівлі сіна або силосу, навіть без організації додаткової підгодівлі тварин.

Таблиця 4.20

Економічна ефективність використання 1 гектара пасовищ при організації виробництва молока корів (без організації додаткової підгодівлі тварин) залежно від його врожайності *

Врожайність пасовища, ц сухої речовини/га	Навантаження тварин, голів/га	Затрати на організацію виробництва молока		Прибуток за рахунок реалізації молока та заготівка сіна та силосу, грн/га	Рентабельність виробництва, % на 1 га пасовища
		Всього, грн/га	В т. ч., орендна плата, грн/га		
25	0,5	1840	650	2287	124
30	0,6	2148	780	2784	130
40	0,8	2764	1040	3779	137
50	1	3380	1300	4773	141
60	1,2	3996	1560	5768	144

*- при проведенні розрахунків реалізаційна вартість молока становила 3,5 грн. за 1 кг молока

Що стосується традиційної практики використання порівняно низькопродуктивних пасовищ Українського Полісся врожайністю біля 50 ц СР/га, то очікувана величина чистого прибутку становить біля 4773 грн/га, що на нашу думку є достатньо перспективним напрямком вкладення капіталу.

Розрахунки також свідчать про перспективність докорінного поліпшення існуючих низькопродуктивних пасовищ з метою поліпшення технології їх використання та отримання прибутку до рівня 14000 грн./га.

Пропонований вище варіант організації використання пасовищ орієнтовною площею 100 га та поголів'ям корів 100 голів можна вдосконалити у напрямку збільшення поголів'я на випасі – до 200 голів при врожайності пасовищ 50 ц сухої речовини/га, та до 400 голів при врожайності 100 ц сухої речовини з гектара. При цьому стадо корів потрібно поділити на

дві групи: 1) більш високопродуктивних корів, які перебувають в першій половині лактації; 2) менш продуктивних корів, які знаходяться у другій половині лактації та сухостійних тварин. Для другої групи тварин додатково створити 100 гектарів пасовища, але вже на більшій відстані до ферми, орієнтовно 1300–1500 м. Випас корів проводити окремими групами. При цьому втрати від недоотриманого молока за рахунок збільшення тривалості переходів у другій групі тварин будуть мінімальними.

Порівняння різних типів літньої годівлі корів. Важливою умовою повноцінної годівлі великої рогатої худоби є вибір такого її типу, який би забезпечував потреби тварин у поживних та біологічно активних речовинах та необхідний рівень продуктивності за найменших витрат корму на виробництво одиниці продукції.

Звертаючись до досвіду організації літньої годівлі в молочному скотарстві слід зазначити, що у виробничих умовах не існує єдиного підходу щодо реалізації конкретного типу годівлі тварин саме у літній період. Що стало передумовою написання даної підрозділу.

Звертаючи увагу на практичний досвід вибору конкретного типу годівлі в умовах реального виробництва, слід зазначити, що кожне окреме господарство орієнтується на власний досвід, можливості та умови виробництва. Окремі господарства практикують цілорічно - однотипну годівлю або однотипну годівлю за комбінованого використання консервованих і зелених кормів [49]. Слід зазначити, що однотипна годівля корів сьогодні використовується переважно на великотоварних фермах, на яких важко організувати повноцінний випас тварин. Найкращі результати застосування однотипної годівлі спостерігаються в господарствах, які застосовують безприв'язну систему утримання тварин, годують тварин з кормових столів та проводять групування тварин відповідно до їх фізіологічного стану та рівня молочної продуктивності.

Інші господарства практикують випас тварин на пасовищах [286, 285]. Відомо, що пасовища протягом багатьох років були одним з основних джерел кормів для молочного скотарства. Лише наприкінці 50-х років минулого століття багато країн з розвинутим тваринництвом почали надавати перевагу однотипній годівлі. У сучасних умовах використання інтенсивного випасу створює проблеми виробникам молока тому, що на пасовищі важче управляти надходженням поживних речовин в організм тварин. Це призводить до нижчої молочної продуктивності тварин, порівняно із однотипною годівлю.

Таким чином основними типами годівлі корів в літній період є: пасовищний тип годівлі та однотипна годівля без випасу тварин в системі «повнозмішаних раціонів» (TMR).

Не дивлячись на значну кількість проведених досліджень, у напрямку застосування різних типів годівлі корів, у літературі недостатньо висвітлені питання порівняльної оцінки різних типів годівлі корів саме у літній період.

Вивчення практичного досвіду застосування однотипної годівлі проводилося на молочному комплексі СТОВ «Хлібороб» Козятинського району Вінницької області.

Дослідження пасовищного типу годівлі корів проводилися на дослідних стаціонарах Північних районів Житомирської області у господарствах індивідуального сектору.

При проведенні порівняльних розрахунків економічної ефективності однотипної годівлі та пасовищного типу годівлі корів, враховували досвід вітчизняних та зарубіжних дослідників та власні дані.

Розрахунки економічної ефективності проводили з врахуванням затрат на корми та інші витрати, а також очікуваного прибутку за рахунок реалізації молока за цінами 2013 року.

За даними зарубіжних досліджень використання пасовищ дозволяє знизити виробничі витрати та збільшити прибуток до 100–200 дол. США в розрахунку на одну корову в рік порівняно з системою однотипної годівлі

[216]. Так, наприклад у штаті Нью-Йорк, використання пасовищ порівняно із однотипною годівлею дозволяє збільшити чистий прибуток в розрахунку на 1 корову на 71 дол. США або на 18% за шестирічний період спостережень [216].

Основними статтями, які дозволяють знизити виробничі витрати є: зниження вартості кормів (біля 50%), зниження ветеринарних витрат за рахунок поліпшення стану здоров'я стада.

Використання інтенсивного випасу створює проблеми виробникам молока саме тому, що на пасовищі важче управляти надходженням поживних речовин в організм тварин. Це призводить до нижчої молочної продуктивності тварин, порівняно із однотипною годівлю, орієнтовно на 12–37% [294, 216].

Грунтуючись на результатах власних досліджень та досліджень вищезазначених авторів нами проведені розрахунки економічної ефективності однотипної годівлі корів в порівнянні з пасовищним типом годівлі тварин, які наведені в табл. 4.21.

Підсумовуючи вищевикладене слід зазначити, що випас не дозволяє отримати таку кількість молока, яку можна отримати при годівлі корів з кормових столів. Це пов'язано із тим, що тварини на пасовищі не завжди можуть спожити достатню кількість корму, крім того важко контролювати кількість спожитого корму та поживних речовин тваринами.

Також слід звернути увагу на те, що випас більш складний у технологічному відношенні, ніж годівля корів з кормових столів. Для забезпечення прибутковості виробництва молока корів на пасовищах потребує або вимагає більш високих навичок управління, порівняно із однотипною годівлею тварин але може мати й позитивні наслідки – зниження затрат на виробництва молока.

В ситуації, що склалася на сьогоднішній день в Україні великотоварні ферми, яка орієнтується на випас корів скоріше всього не зможуть вижити в

економічному плані, і скоріше за все будуть програвати господарствам, які орієнтуються на кормові столи.

Таблиця 4.21

Порівняльна економічна ефективність однотипної годівлі та пасовищного типу годівлі корів

Різниця в надоях між тваринами за однотипною годівлею і пасовищним типом годівлі становить 15%:						
Показники	Однотипна годівля			Пасовищна система		
Надій молока 4% жирності, кг/голову/добу	17,3	23,0	28,8	15	20	25
Добова потреба в сухій речовині, кг/голову	16	19	20,5	15,5	18	19,5
Добова даванка концентратів, кг/голову	1,3	6,3	10,5	1,1	5,5	10,0
Загальні витрати на корми, грн/голову/добу	33,7	44,3	55,2	22,2	30,6	40
Вартість отриманого молока, грн	54,3	72,5	90,6	47,3	63,0	78,8
Прибуток, грн/голову/добу.	20,6	28,2	35,4	25,1	32,4	38,8
Рентабельність, %	61,2	63,6	64,2	112,8	105,9	96,9
Додатковий прибуток за рахунок випасу, грн./голову/рік	–	–	–	687	656	517
Різниця в надоях між тваринами за однотипною годівлею і пасовищним типом годівлі становить 30%:						
Показники	Однотипна годівля			Пасовищна система		
Надій молока 4% жирності, кг/голову/добу	20,0	26,0	33,0	15	20	25
Добова потреба в сухій речовині, кг/голову	16	19	20,5	15,5	18	19,5
Добова даванка концентратів, кг/голову	1,5	7,2	12,2	1,1	5,5	10,0
Загальні витрати на корми, грн/голову/добу	34,2	46,0	58,7	22,2	30,6	40
Вартість отриманого молока, грн	63,0	81,9	104,0	47,3	63,0	78,8
Прибуток, грн./голову/добу.	28,9	35,9	45,2	25,1	32,4	38,8
Рентабельність, %	84,5	78,0	77,0	112,8	105,9	96,9
Додатковий прибуток за рахунок випасу, грн./голову/рік	–	–	–	-589	-540	-1004

Розрахунки свідчать, що хоча випас корів й поступається однотипній годівлі рівнем молочної продуктивності, але дозволяє отримувати додаткові прибутки орієнтовно в межах 500–700 грн в розрахунку на 1 корову за пасовищний сезон, за умови якщо різниця за продуктивності не перевищує 15% на користь однотипної годівлі. В той же час, при збільшенні різниці в

продуктивності корів за однотипної годівлі та пасовищним типом годівлі до 30% на користь однотипній годівлі додаткових прибутків не слід очікувати.

В той же час в країнах з розвинути тваринництвом тенденції, щодо випасу дещо інші. Держава економічно стимулює виробників, які практикують випас, тому вони мають можливість їм займатися. Хоча при застосуванні випасу дещо знижується продуктивність тварин, але поліпшується здоров'я тварин, якість молока (зокрема кількість омега-3 жирних кислот) та тривалість продуктивного використання корів.

Випас також доцільно практикувати в невеликих за розміром господарствах, а також індивідуальних селянських господарствах, які не спроможні організувати годівлю з кормових столів. По суті це органічна форма ведення господарства і розрахована на спеціальну групу товаровиробників.

Відомо, що в Україні сьогодні населення утримує біля 2 млн корів і лише 500 тисяч – на фермах. У фермерських господарства практично не практикують випасу. А населення вимушене використовувати пасовища. В найближчій перспективі не слід очікувати зменшення поголів'я корів та іншої жуйної худоби у населення, оскільки ситуація в державі з виплатами пенсій та доходами не найкраща. Тому пасовищний тип годівлі доцільно застосовувати в широкому сегменті виробництва, зокрема особистих підсобних господарств та інших форм господарств.

4.2.4. Обґрунтування технологічних параметрів випасу при вирощуванні та нагулі молодняка великої рогатої худоби.

При обґрунтуванні технологічних рішень, використовували результати власних досліджень, що проводились в умовах СТОВ «Норинцівське» Народицького району Житомирської області.

Методика розрахунків економічної ефективності використання пасовищ викладена у розділі 2: «Загальна методика і основні методи досліджень».

Характеризуючи умови випасу молодняку м'ясної худоби у господарстві, слід відмітити, що вони є скоріше не достатньо високими, що пов'язано із низькою продуктивністю пасовищ, яка за результатами наших досліджень становить близько 20 ц сухої речовини з гектара та видовим складом травостою у якому переважали злакові види трав, осоки, різнотрав'я із незначною кількістю бобових видів трав. Але позитивним моментом випасу в таких умовах є низький рівень навантаження тварин на пасовищі – на кожную тварину припадало біля 2 гектарів пасовища.

Аналіз даних, наведених у відомостях зважування тварин, на початку і в кінці літнього – пасовищного періоду дозволяють зробити висновок, що середньодобові прирости живої маси молодняку абердин ангуської породи є порівняно низькими і не перевищують 570 г/голову/добу. Крім того середньодобові прирости залежать від періоду вирощування (або живої маси) тварин. Так тварини з меншою живою масою відрізняються нижчими рівнями середньодобових приростів, порівняно із більш ваговими тваринами. Це пояснюється тим, що молодняк великої рогатої худоби віком до року має більш високі потреби в поживних речовинах і росте швидше, ніж молодняк віком старше року, але лише за умови достатнього забезпечення організму поживними речовинами. Зовнішніми ознаками належних умов годівлі є кондиції вгодованості: молодняк худоби віком до року підтримує кондиції вгодованість при прирості живої маси близько 570 г/добу, а молодняк старше року при менших рівнях середньодобового приросту – 0,410 г/добу [185]. Але в умовах випасу на пасовищі, яке забезпечує однакові умови живлення для різновікових тварин, перевагу мають більш старші тварини, які відрізняються нижчими потребами в поживних речовинах. Літературні дані свідчать, що на пасовищі більш обмеженими є саме більш молоді тварини.

Так наприклад за даними Енсмінгер М.Е. та ін.. (1990) [185] телята до року не можуть спожити достатню кількість грубих, об'ємистих кормів, щоб утворити приріст понад 0,450 кг/добу. Тому при випасі на пасовищі у низько вагового молодняку без додаткової його підгодівлі не слід очікувати високих

рівнів середньодобових приростів, такий молодняк завжди буде поступатися за цим показником тваринам старшого віку, з більшою живою масою.

Також відомо, що при нагулі молодняку до 15-місячного віку він за один пасовищний сезон часто не досягає бажаної живої маси і високих кондицій вгодованості. У цей період при рівні приростів біля 600–800 г на добу у тварин добре росте кістяк і мускулатура, але такий молодняк після нагулу потрібно переводити на заключну інтенсивну відгодівлю тривалістю 60–90 днів. При заключній відгодівлі добові прирости маси повинні досягати 900–1200 г, при цьому значно підвищуються кондиції вгодованості. В той же час молодняк, поставлений на нагул у 15 місячному віці і старше на хорошому травостой за 100–120 днів значно збільшує живу масу, досягає вищої вгодованості без застосування заключної відгодівлі.

Тому на нашу думку тварин (ремонтних телиць та бичків - кастратів) перед початком випасу бажано розподілити на дві групи: 1) молодняк до 15 місячного віку, орієнтовною живою масою до 300 кг, та 2) молодняк старше 15 місячного віку, орієнтовною масою понад 300 кг. Випасати різні групи потрібно окремо, виділяючи кращі пасовища більш молодим тваринам.

Тривалість випасання тварин. Складений нами розпорядок дня для нагульного гурту при низькій врожайності пасовищ свідчить, що протягом літнього – пасовищного періоду тривалість щоденного випасу може досягати 10–14 годин.

Розмір пасовищ, площа загонів, порційних ділянок та навантаження тварин в розрахунку на 1 га пасовищ. Розрахунки свідчать, що на кожну тварину слід планувати в межах 0,5–1 гектар пасовищ (табл. 4.22), орієнтуючись на відносно не високі показники врожайності пасовищної трави в межах до 50 ц СР/га, та плануючи сіножатно – пасовищне використання угідь [33].

Економічна ефективність використання пасовища. Розрахунки свідчать (табл. 4.22), що використання 1 га пасовищ для організації нагулу молодняку великої рогатої худоби, залежно від його врожайності, дає змогу

отримати 960–2586 грн чистого прибутку завдяки реалізації приросту живої маси тварин та заготівлі сіна або силосу, навіть без організації додаткової підгодівлі тварин.

Що стосується традиційної практики використання порівняно низькопродуктивних пасовищ Полісся України врожайністю біля 50 ц СР/га, то очікувана величина чистого прибутку становить біля 2000 грн/га, що на нашу думку є достатньо перспективним напрямком вкладення капіталу.

Таблиця 4.22

Економічна ефективність використання 1 гектара пасовищ при організації нагулу молодняка великої рогатої худоби (без організації додаткової підгодівлі тварин) в залежності від його врожайності (очікуваний рівень середньодобових приростів 650-670 г/голову/добу)*

Врожайність пасовища, ц сухої речовини/га	Навантаження тварин, голів/га	Затрати на організацію випасу		Прибуток за рахунок реалізації приросту живої маси та заготівка сіна та силосу, грн/га	Рентабельність виробництва, % на 1 га пасовища
		Всього, грн/га	В т. ч., орендна плата, грн/га		
25	1,0	1075	650	961	89
30	1,2	1231	780	1193	97
40	1,6	1540	1040	1657	108
50	1,9	1851	1300	2122	115
60	2,3	2161	1560	2586	120

*- при проведенні розрахунків вартість приросту живої маси приймали рівною 18 грн./кг

Розрахунки також свідчать про перспективність докорінного поліпшення існуючих низькопродуктивних пасовищ з метою поліпшення технології їх використання та отримання прибутку до рівня 6300 грн/га.

Підсумовуючи вищевикладене слід окреслити основні висновки, по даному підрозділу.

В ході дослідження нами удосконалено систему годівлі свійських жуйних тварин на природних угіддях Українського Полісся, обґрунтовано технологічні та економічні основи їх використання.

Проведено аналіз поживної цінності кормів природних угідь Українського Полісся, які активно використовуються жуйними тваринами при випасі.

Установлено продуктивні характеристики травостоїв природних пасовищ при їх багатоукісному використанні, які доцільно використовувати з метою моделювання випасу тварин.

Досліджено перетравність пасовищного корму в критичні періоди пасовищного сезону з використанням методики фекального індексу.

Встановлено недоліки традиційних підходів, які використовуються для вдосконалення годівлі жуйних тварин на пасовищах та розроблені критерії оцінки умов живлення свійських жуйних тварин з урахуванням якості та пропозиції пасовищного корму. Такий підхід дозволяє намітити головну стратегію використання пасовищ, яка забезпечує максимальне споживання пасовищного корму за рахунок використання високопродуктивних та високоякісних травостоїв, правильної організації навантаження на пасовищі. Це дозволяє отримати порівняно високі прирости живої маси та надої практично протягом всього пасовищного періоду власне лише за рахунок пасовищного корму.

На основі даних продуктивності пасовищ впродовж пасовищного сезону та поживної цінності пасовищної трави при багатоукісному використанні створено комп'ютерну модель, яка дозволяє оцінювати умови живлення тварин в конкретні періоди використання пасовищ. Модель базується на врахуванні біологічної особливості жуйних тварин в першу чергу споживати молодий травостій, а в другу чергу – перестиглий. Поєднання такої біологічної особливості тварин з фактичними даними продуктивних характеристик травостою дає можливість оцінювати споживання корму. Крім того прикладна математична модель є конкретним інструментарієм, який дозволяє обґрунтувати технологічні аспекти живлення свійських жуйних тварин, і загалом, полегшує практику управління пасовищами.

Встановлено, що в умовах постійного випасу практично неможливо адекватно забезпечити потребу тварин за енергією, сухою речовиною та іншими поживними речовинами, особливо в середині та кінці пасовищного періоду. Для поліпшення умов живлення тварин на випасі та підвищення їх продуктивності розроблена схема використання природних пасовищ свійськими жуйними тваринами та обґрунтовані технологічні параметри їх випасу; проведена оцінка економічної ефективності випасу жуйних тварин на пасовищах Українського Полісся.

З'ясовано, що пасовищний сезон для тварин з броузерним типом кормової поведінки може тривати практично круглий рік, навіть в умовах стійкого снігового покриву. В той же час для тварин з грайзерним типом кормової поведінки він рідко може перевищувати 210 днів (з квітня до середини грудня місяця).

РОЗДІЛ 5. ПРИНЦИПИ ТА МЕТОДИЧНІ ПІДХОДИ ЩОДО ПІДГОДІВЛІ ТВАРИН ЗА ВИКОРИСТАННЯ КОРМІВ ПРИРОДНИХ УГІДЬ

5.1. Планування підгодівлі молочних корів.

У пасовищний період спостерігається постійна зміна якості та кількості доступного для споживання тварин пасовищного корму. Не адекватне забезпечення тварин пасовищним кормом, зниження його якості, призводить до зниження продуктивності корів.

Негативні ефекти випасу можна зменшити за рахунок підгодівлі тварин, зокрема концентрованими кормами. Але на сьогодні не існує однозначної відповіді на питання, щодо економічної ефективності такої підгодівлі. Це пов'язано з тим, що тварини надають перевагу концентратам і зменшують споживання власне пасовищної трави, крім того окупність молоком концентратів, особливо в кінці лактації є порівняно низькою. Тому безпосередній інтерес мають дослідження, які дозволяють раціонально планувати підгодівлю молочної худоби за різних умов випасу з врахуванням економічної доцільності такої підгодівлі.

Тому практичне значення має розробка схем годівлі корів різної продуктивності впродовж пасовищного періоду з врахуванням якості та пропозиції пасовищного корму.

При плануванні підгодівлі орієнтувалися на показники окупності підгодівлі корів концентрованими кормами молоком. В наших розрахунках показники окупності підгодівлі корів концентрованими кормами молоком коливалися в межах 0,9–1,2 кг молока/кг концентратів, і залежали, головним чином, від кількості концентратів в раціонах тварин. У розрахунках ми не враховували впливу рівня продуктивності тварин, а також якості та пропозиції корму на показники окупності підгодівлі молоком, оскільки ці показники взаємокомпенсувалися.

Розроблена схема підгодівлі корів на пасовищі концентрованими кормами та розрахунки економічної ефективності виробництва молока наведено в табл. 5.1.

Таблиця 5.1

Схема підгодівлі дійних корів концентратами впродовж пасовищного періоду в залежності від якості та пропозиції пасовищного корму і рівня продуктивності тварин та оцінка економічної ефективності такої підгодівлі*

Показники	Якість та пропозиція пасовищного корму								
	висока			середня			низька		
Надій молока 4% жирності, кг	20	25	30	15	20	25	10	15	20
Добова потреба в сухій речовині, кг	18	19,5	20,5	15,5	18	19,5	13	15,5	18
Окупність підгодівлі, кг молока/кг концентратів	1,2	1,0	0,9	1,2	1,0	0,9	1,2	1,0	0,9
Добова даванка концентратів, кг**	0–2,0	≤6	≤11	0–1,5	≤5,5	≤10	0–1,5	≤4,5	≤9,0
К-сть концентратів в розрахунку на 1 кг молока, г	0–100	≤240	≤370	0–100	≤275	≤400	0–150	≤300	≤450
Коефіцієнт заміщення	0,7	0,7	0,7	0,5	0,5	0,5	0,3	0,3	0,3
Очікуване споживання СР пасов. трави, кг	14,6–16,0	11,8	8,3	12,3–13,0	10,3	8,0	9,6–10,0	8,7	7,3
Вартість пасовищної трави, грн	9	9	9	9	9	9	9	9	9
Вартість концентратів, грн	4,2	12,6	23,1	3,2	11,6	21,0	3,2	9,5	18,9
Загальні витрати, грн	23,2	31,6	42,1	22,2	30,6	40,0	22,2	28,5	37,9
Вартість молока, грн	70,0	87,5	105	52,5	70,0	87,5	35,0	52,5	70,0
Прибуток, грн	46,8	55,9	62,9	30,3	39,4	47,5	12,8	24,0	32,1
Рентабельність, %	201,7	176,9	149,4	136,4	128,7	118,8	57,7	84,2	84,7

* Жива маса корів – 550 кг; ** даванки концентратів розраховано для корів, які перебувають на початку лактації. Для тварин, що знаходяться в другій половині лактації даванки концентратів потрібно зменшити, і враховувати не лише прямий ефект підгодівлі, але й віддалений.

Оцінюючи прямий економічний ефект підгодівлі корів концентрованими кормами слід зважати на вартість останніх (табл. 5.2).

Таблиця 5.2

Очікуваний прямий економічний ефект підгодівлі корів на пасовищі концентрованими кормами в залежності від співвідношення ціни на молоко та концентрати в різні періоди лактації

Показники	Початок лактації	Середина лактації	Кінець лактації
	Очікувана окупність концентратів молоком, кг молока/кг концентратів		
	1,0–1,3	0,7	0,5
Співвідношення ціни на молоко та концентрати			
2:1	прибуток	прибуток	не збитково
1,5:1	прибуток	не збитково	збитково
1,25:1	прибуток	збитково	збитково
1,00:1	не збитково	збитково	збитково

Їх вартість, як мінімум в 1,25-1,5 рази повинна бути нижчою від вартості молока, в іншому випадку не слід очікувати на прибутковість підгодівлі, особливо в другій половині лактації.

Загалом оцінюючи показники окупності підгодівлі в другій половині лактації слід відмітити сумнівний прямий ефект підгодівлі тварин в цей період. Тому при плануванні підгодівлі слід враховувати віддалений ефект за рахунок підвищення кондицій тіла.

Таким чином в літній – пасовищний період неможливо отримати високі надої від корів без їх додаткової підгодівлі. Складена нами схема підгодівлі корів концентратами розрахована на корів, що знаходяться на початку лактації і дозволяє більш раціонально організувати підгодівлю тварин протягом пасовищного періоду та поліпшити практику беззбиткового виробництва молока на пасовищах.

Використання «частково повнозмішаних раціонів» (pTMR).

Негативні ефекти випасу можна зменшити за рахунок підгодівлі тварин концентрованими кормами, але така підгодівля часто призводить до порушень роботи рубця – ацидозів. Зменшити негативні наслідки підгодівлі

корів концентрованими кормами можна шляхом використання «частково повнозмішаних раціонів». У цьому зв'язку систематизації інформації та обґрунтування питань, пов'язаних з використанням для підгодівлі корів «частково повнозмішаних раціонів» на нашу думку має безпосереднє практичне значення.

Підгодівля високопродуктивних корів на пасовищі «частково повнозмішаними раціонами» необхідна для забезпечення належного споживання та засвоєння поживних речовин корму навіть в умовах достатнього забезпечення тварин пасовищним кормом. Позитивним моментом використання «частково повнозмішаних раціонів» є зниження доступності крохмалю в рубці та відповідне зменшення швидкості його ферментації. Саме тому знижуються ризики виникнення проблем травлення в рубці. За даними досліджень Vargo F., 2002 [294] підгодівля корів на пасовищі «частково повнозмішаним раціоном» є більш доцільним прийомом, ніж традиційне використання концентратів.

Перевагами підгодівлі корів на пасовищі «частково повнозмішаними раціонами» є збільшення загального споживання сухої речовини раціону, поліпшення балансу азоту в рубці, підвищення мікробного синтезу протеїну, збільшення надою, а також жиру-та білковомолочності [74, 95, 75, 191]. Крім того за рахунок оптимізації показників балансу азоту в рубці поліпшуються відтворні функції у тварин.

Не зважаючи на значну кількість проведених досліджень у напрямку організації підгодівлі корів на пасовищах у літературі відсутня систематизована інформація щодо характеру підгодівлі тварин за різних умов їх випасу [46, 69, 70, 74, 75, 191, 286].

Враховуючи вищевикладене, мета нашої роботи полягала у оптимізації кормо сумішок для підгодівлі та розробка схем підгодівлі корів «частково повнозмішаними раціонами», залежно від забезпеченості корів пасовищним

кормом та рівнем їх продуктивності, а також оцінки економічної ефективності такої підгодівлі.

Матеріалом для проведення досліджень слугувала інформація про використання пасовищ для дійних корів та результати власних досліджень проведених в господарствах північних районів Житомирської області.

Розрахунок частково повно-змішаного раціону проводили з використанням програми Microsoft Excel. При цьому орієнтувалися на поживну цінність вітчизняних кормів, а також поживну цінність кормів наведених в збірнику «Таблиці для годівлі дійних корів, племінної великої рогатої худоби, овець і кіз», 32 видання, 2010 рік, служба сільського господарства землі Баварія, Німеччина [64, 89].

Розрахунок відсутніх показників (таких як чиста енергія лактації, засвоєний протеїн і баланс азоту в рубці) проводився на підставі базових даних за поживністю вітчизняних кормів за відповідною методикою [64].

Розрахунки економічної ефективності підгодівлі корів проводили з врахуванням затрат на підгодівлю, затрат на організацію випасу тварин та їх утримання, величини орендної плати за використання угідь, а також очікуваного прибутку за рахунок реалізації молока.

Схема підгодівлі корів «частково повнозмішаним раціоном». Схему підгодівлі корів «частково повнозмішаним раціоном» упродовж пасовищного сезону в умовах постійного випасу наведено в табл. 5.3. Дана схема дає можливість планувати підгодівлю корів протягом пасовищного періоду залежної від забезпеченості пасовищним кормом.

На нашу думку наведена схема згодовування частково повнозмішаного раціону дозволяє краще організовувати годівлю тварин при їх випасі в літній період.

Таблиця 5.3

Схема згодовування «частково повнозмішаного раціону» дійним коровам залежно від рівня їх молочної продуктивності та забезпеченості пасовищним кормом, кг сухої речовини (СР)/корову/добу

Надій молока, кг	Якість та пропозиція пасовищного корму	Очікуване загальне споживання СР, кг	Очікуване споживання СР пасовищної трави, кг	Кількість корму у «частково повнозмішаному раціоні»		Співвідношення між об'ємистими кормами та концентратами, в перерахунку на суху речовину	Кількість концентратів у розрахунку на 1 кг молока, кг
				об'ємисті корми, кг СР	концентрати, кг СР		
35	висока	23	10,0	4,0	9,0	64:36	0,260
35	середня	23	8,2	5,4	9,4	60:40	0,270
25	висока	20	9,9	4,2	5,9	71:29	0,236
25	середня	20	8,2	5,6	6,2	68:32	0,250
20	висока	18	9,9	4,4	3,7	79:21	0,185
20	середня	18	8,2	5,6	4,2	77:23	0,210

* Як об'ємисті корми планується використовувати злаково-бобовий трав'яний силос, кукурудзяний силос та жом. Якщо у об'ємистих кормах переважає кукурудзяний силос, то кількість таких кормів можна збільшити на 1 кг, а концентрованих – зменшити на 1 кг

Зокрема на початку пасовищного сезону та при достатній забезпеченості тварин пасовищною травою потрібно використовувати варіанти підгодівлі з «високою» якістю та пропозицією пасовищного корму, а при обмеженому випасі, при високих навантаженнях на пасовищі, а також при випасі на перестиглому травостої та в кінці пасовищного сезону - варіанти «середньої» якості та пропозиції пасовищного корму.

Крім того дані табл. 5.3 свідчать, що в літній період неможливо вести інтенсивне виробництво молока без застосування підгодівлі корів концентрованими та об'ємистими кормами.

Кількісний і якісний склад корму у частково повно змішаному раціоні. У господарствах з високою часткою зеленої маси в основному

раціоні утворюється дуже високий надлишок азоту в рубці (показник балансу азоту в рубці позитивний і має високе значення).

Найбільш оптимальним співвідношенням в травостоях вважається близько 60-80% злакових видів, 10-20% бобових і 10-20% різнотрав'я. Відомо, що наявність бобових в зеленому кормі підвищує його споживання, проте частка бобових в травостойі не повинна перевищувати 50% [191].

Висока кількість бобових в травостойі викликає навантаження на печінку через високий вмісту білка. Годування виключно конюшиною може негативно впливати на відтворювальну функцію тварин.

Таким чином пасовищна трава повинна бути доповнена кормами з високим вмістом енергії та кормами з низькою кількістю швидкорозчинного протеїну або взагалі з низьким вмістом білка та високою кількістю енергії.

До кормів з порівняно низькою часткою розчинного у рубці можна віднести кукурудзяний силос, сінаж люцерни, пивну дробину, шроти або макухи сої чи соняшнику, в ньому все одно буде недостатньо швидкорозчинного протеїну [75].

У зв'язку із вищевикладеним нами складений рецепт частково повно змішаного раціону для корів різної продуктивності та умов випасу тварин, який мінімізує порушення балансу азоту в рубці та знижує випадки виникнення ацидозу. Рецепт «частково повно змішаного раціону» наведено в табл. 5.4.

Такий раціон потрібно згодовувати коровам три рази на добу в проміжках між випасом, після вечірнього випасу та на ніч, щоб зменшити негативні наслідки концентратів на рубцеву ферментацію.

Концентрати краще згодовувати у плющеному вигляді, для зменшення швидкості ферментації.

Таблиця 5.4

Кількісний і якісний склад корму у «частково повнозмішаному раціоні»

Надій молока, кг	Якість та пропозиція пасовищного корму	Кількість корму у «частково повнозмішаному раціоні»					
		об'ємисті корми: злаково-бобовий трав'яний силос, кукурудзяний силос або жом, кг сухої речовини*	Концентрати, кг сухої речовини				
			Всього	у тому числі			
				М'яса	Пшениця, ячмінь, тритикале	Зерно кукурудзи або корнаж (стабільний у рубці крохмаль)	Пивна дробина суха (бейпасний білок)
35	висока	4,0	9,0	1	3	4,0	1
35	середня	5,4	9,4	1	3	4,0	1,4
25	висока	4,2	5,9	1	3	1,9	0
25	середня	5,6	6,2	1	3	2,2	0
20	висока	4,4	3,7	1	2,7	0	0
20	середня	5,6	4,2	1	3,2	0	0

* Як об'ємисті корми планується використовувати злаково-бобовий трав'яний силос, кукурудзяний силос та жом. Якщо у об'ємистих кормах переважає кукурудзяний силос, то кількість таких кормів можна збільшити на 1 кг, а концентрованих – зменшити на 1 кг

Згодовування м'яси в складі змішаних раціонів доцільно тому, що вона поліпшує баланс азоту в рубці. Відомо, що заміщення високовологого зерна кукурудзи сухою або рідкою формою м'яси знижує концентрацію $\text{NH}_3\text{-N}$ в рубці та екскрецію N з сечею [Broderick & Radf 2004]. Крім того відомо, що цукроза м'яси краще ніж крохмаль підвищує мікробний синтез протеїну [Stokes et al., 1991].

З метою поліпшення протеїнового живлення високопродуктивних корів на високоякісних пасовищах доцільно збільшити кількість добавок з високим вмістом RUP (нерозчинного в рубці протеїну). Протеїн пасовищної трави добре балансується протеїновими джерелами тваринного походження, а також протеїновими добавками на основі кукурудзи: кукурудзяна глютенінова мука, пивне зерно (дробина).

5.2. Планування підгодівлі молодняка великої рогатої худоби

Порівняльний аналіз вітчизняних норм годівлі та норм NRC. Аналіз літератури та практичний досвід складання раціонів для великої рогатої худоби засвідчує що норми годівлі, які використовуються у даний час для оптимізації живлення тварин мають ряд недоліків, які не дозволяють в повній мірі реалізувати генетичний потенціал продуктивності тварин, а також обмежують можливості спеціалістів щодо оцінки продуктивної дії раціонів.

У цьому зв'язку безпосередній практичний інтерес має проведення порівняльного аналізу норм годівлі, які використовуються сьогодні на Україні [98], та норм NRC (NRC – відділ Національної академії наук США, який обґрунтовує норми годівлі с.-г. тварин), які щорічно уточнюються та використовуються для складання раціонів в США та багатьох інших країнах світу [185].

Порівняльний аналіз вітчизняних норм годівлі молодняка великої рогатої худоби м'ясних порід та типів [98] та норм NRC [185] проводився з врахуванням основних елементів живлення, які визначають рівень м'ясної продуктивності тварин.

У результаті проведення порівняння вітчизняних норм живлення молодняка м'ясних порід та норм NRC встановлена невідповідність, між вищезазначеними нормами годівлі, що заважає адекватно забезпечувати потреби тварин при балансуванні раціонів за вітчизняними нормами годівлі, а також точно оцінювати продуктивну дію корму. Так, зокрема, основним недоліком вітчизняних норм годівлі м'ясної худоби є зростання рівнів споживання сухої тваринами в розрахунку на 1 кг обмінної маси при зниженні концентрації енергії в сухій речовині раціону. За вітчизняними нормами годівлі телиці живою масою 200 кг при рівні середньодобових приростів 750 г/добу та концентрації енергії 10,1 МДж/кг в 1 кг СР, споживають до 102 г сухої речовини на 1 кг обмінної маси. А при зниженні

концентрації енергії в сухій речовині раціону до 8 МДж/кг споживання зростає і становить 154 г на 1 кг обмінної маси. У той же час за нормами NRC споживання сухої речовини в розрахунку на 1 кг обмінної маси зменшується при зниженні концентрації обмінної енергії в сухій речовині раціону. Так, наприклад, телиці живою масою 227 кг при рівні середньодобових приростів 200 г/добу та концентрації 8,5 МДж/кг сухої речовини споживають лише 85 г СР на 1 кг обмінної маси. А при зростанні концентрації енергії до 10,4 МДж/кг СР та збільшенні рівня середньодобових приростів до 700 г/добу споживання сухої речовини зростає до 94 г на 1 кг обмінної маси. У цьому зв'язку важко пояснити, з фізіологічної точки зору, причини високих рівнів споживання тваринами сухої речовини раціонів, що характеризуються порівняно низькою концентрацією енергії, особливо тваринами невисокої живої маси. Таким чином виникає необхідність вдосконалення існуючих вітчизняних норм годівлі, а також орієнтуватися на норми NRC при складанні раціонів для сільськогосподарських тварин, що сприятиме поліпшенню організації адекватної годівлі тварин.

Додатковими параметрами живлення, які необхідно нормувати вітчизняними нормами годівлі м'ясної худоби повинні бути: кількість нейтрально-детергентної та кислото-детергентної клітковини. Дані показники є базовими параметрами для прогнозування споживання та перетравності корму тваринами.

Розробка схем підгодівлі молодняку великої рогатої худоби на пасовищах. При розробці схем підгодівлі молодняку великої рогатої худоби концентрованими кормами впродовж пасовищного періоду враховували якість та пропозицію пасовищного корму. При цьому слід зважати на те, що вимоги молодняку великої рогатої худоби до продуктивних характеристик травостою є дещо меншими, ніж у корів.

Розрахунки економічної ефективності підгодівлі тварин концентрованими кормами проводили з врахуванням затрат на концентровані корми, затрат на випас тварин та їх утримання, величини орендної плати за використання угідь, а також очікуваного прибутку за рахунок реалізації яловичини. При проведенні розрахунків орієнтувались на ціни, викладені у розділі 2: «Загальна методика і основні методи досліджень».

Виходячи з показників окупності підгодівлі тварин концентратами додатковими приростами живої маси, викладених в публікації French P. et al. [209] нами були проведені розрахунки економічної ефективності використання пасовищ в осінній період при різній пропозиції пасовищного корму з врахуванням підгодівлі концентратами в кількості 0,25–1% від живої маси тварин. Результати розрахунків представлені в табл. 5.5.

Дані табл. 5.5 свідчать про ефективність підгодівлі концентратами з точки зору підвищення їх продуктивності при цьому не слід розраховувати на високі показники економічної ефективності підгодівлі при середній та високій пропозиції пасовищного корму. У той же час при низькій пропозиції пасовищного корму (до 1 % від живої маси тварин) підгодівля концентратами є більш економічно виправданим заходом.

Крім того слід орієнтуватися на не високі норми згодовування концентрованих кормів.

Результати розрахунків свідчать, що для прибуткового виробництва яловичини на пасовищі вартість 1 кг концентрованих кормів повинна бути в 10 раз нижчою, ніж закупівельна ціна 1 кг живої маси тварин (табл.5.6).

Тому при плануванні підгодівлі тварин концентратами при існуючій ціновій політиці слід орієнтуватися на помірні, а не високі даванки концентрованих кормів. Крім того концентровані корми слід виготовляти з відносно дешевих інгредієнтів, в іншому випадку не слід очікувати економічного ефекту від підгодівлі.

Таблиця 5.5

Розрахунки економічної ефективності використання пасовищ за різної якості та пропозиції пасовищного корму з врахуванням підгодівлі концентратами в кількості 0,25 - 1% від живої маси тварин

Показники	Якість та пропозиція пасовищного корму або забезпеченість сухою речовиною пасовищної трави								
	висока			середня			низька		
Пропозиція корму, кг СР/голову/добу	18	18	18	12	12	12	9	9	9
Кількість концентратів у раціоні, % від живої маси	-	0,25	0,5	-	0,5	0,75	-	0,75	1
Добова даванка концентратів, кг	-	1	2	-	2	3	-	3	4
Конверсія концентратів у прирости живої маси, кг концентратів/кг приросту ЖМ	-	10	13	-	8	9	-	7,5	8,5
Очікуваний рівень середньодобових приростів, г/добу	750	850	904	530	780	863	140	540	607
Вартість кормів, грн	3,8	5,9	8	3,8	8	10,1	3,8	10,1	12,2
Інші витрати, грн	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Вартість приросту живої маси, грн	13,5	15,3	16,3	9,54	14	15,5	2,52	13,3	14,5
Прибуток, грн	7,7	7,4	6,3	3,74	4,04	3,4	-3,3	1,22	0,3
Рентабельність, %	132,8	93,7	62,7	64,5	40,4	28,4	-56,6	10,1	2,3

Примітки: ^a – Жива маса тварин – 400 кг.

Зрозуміло, що економічна ефективність підгодівлі в інші періоди вирощування і відгодівлі молодняку може дещо відрізнятися від отриманих результатів і потребує додаткових досліджень.

Таблиця 5.6

**Очікувана прибутковість використання концентратів для підгодівлі
молодняку великої рогатої худоби на пасовищі залежно від
співвідношення ціни на яловичину та концентрати**

Показники		Пропозиція пасовищного корму			
		низька (1% від ЖМ)		висока (3% від ЖМ)	
Даванка концентратів, % від ЖМ		<0,5	0,5-1	<0,5	0,5–1
Очікувані витрати концентратів на 1 кг приросту ЖМ, кг		6	6	8	13
Співвідношення цін: 1 кг приросту ЖМ/ 1 кг концентратів:	> 13:1	прибуток	прибуток	прибуток	прибуток
	12:1	прибуток	прибуток	прибуток	не збитково
	11:1	прибуток	прибуток	прибуток	не збитково
	10:1	прибуток	прибуток	прибуток	не збитково
	9:1	прибуток	прибуток	прибуток	збитково
	8:1	прибуток	прибуток	прибуток	збитково
	6:1	прибуток	не збитково	збитково	збитково
	5:1	не збитково	збитково	збитково	збитково
	<4:1	збитково	збитково	збитково	збитково

Зважаючи на вищенаведені розрахунки економічної ефективності підгодівлі, нами складена схема підгодівлі молодняку великої рогатої худоби концентрованими кормами впродовж пасовищного періоду, що забезпечує прибуткове використання концентратів (табл. 5.7).

Таблиця 5.7

**Рекомендована схема підгодівлі молодняку великої рогатої худоби
концентрованими кормами в умовах постійного випасу**

Показники	Періоди пасовищного сезону		
	травень– червень	липень– серпень	вересень– жовтень
Якість та пропозиція пасовищної трави	висока: 3% сухої речовини від живої маси	середня: 2% сухої речовини від живої маси	низька: 1% сухої речовини від живої маси
Рекомендована кількість концентратів у раціоні, % від живої маси	0–0,25	0,5	0,75

Складена схема годівлі свідчить про те, що на початку пасовищного сезону (травень, червень) за високої пропозиції корму та якості пасовищної трави, концентровані корми бажано взагалі не використовувати або використовувати у обмеженій кількості не більше 0,25% від живої маси.

В середині пасовищного періоду (липень серпень) при зниженні кількості доступного корму кількість концентрованих кормів в раціонах над ремонтного молодняка можна довести до 0,25–0,5 % від живої маси. А в осінній період (вересень, жовтень) коли кількість доступного корму зменшується, а також знижується його якість, особливо в умовах постійного випасу, кількість концентрованих кормів в раціонах тварин можна довести до кількості 0,75% від живої маси.

Оптимізація мінерального живлення худоби м'ясного напрямку продуктивності в літній–пасовищний період. Практика використання природних пасовищ м'ясною худобою свідчить, що до факторів обмежуючих продуктивність тварин слід віднести й недостатній рівень мінерального живлення [185].

Аналіз літературних джерел свідчить, що, навіть за умови достатньої забезпеченості тварин кормами, рівень їх продуктивності може у значній мірі бути обмеженим за рахунок дефіциту або надлишку мінеральних елементів в ґрунті та кормах. Крім зниження продуктивності тварин, дефіцит мінеральних елементів може призвести до порушення репродуктивних функцій організму та захворювань. Дослідження проведені McDowell L.R. та ін., 1977 [276] свідчать, що підгодівля жуйних тварин мінеральними добавками сприяє: 1) збільшенню кількості приплоду; 2) зростанню рівня середньодобових приростів на 10–25%; 3) значно знижує загибель молодняка.

З метою поліпшення продуктивності тварин при використанні природних кормових угідь нами був проведений аналіз поживної цінності пасовищної трави природних угідь, наведених в довідниках поживної

цінності, а також, відібраних на дослідних стаціонарах Овруцького та Народицького районів Житомирської області.

Аналіз табл. 5.8 свідчить про те, що вітчизняні норми годівлі тварин за більшістю елементів мінерального живлення перевищують норми годівлі зарубіжних країн.

Таблиця 5.8

Нормативні показники вмісту мінеральних елементів в раціонах та кормах для м'ясної худоби

Мінеральний елемент	Вітчизняні норми	Норми для м'ясної худоби: телиці та нетелі [276]	Норми NRC для м'ясної худоби: всі класи [204]
Ca, %	0,42–0,60	0,18–0,53	0,27–0,58%
K, %	0,97	0,65	0,65%
Na, %	0,15	0,08	0,06–0,18%
Mg, %	0,15–0,27	0,05–0,25	0,05–0,25%
P, %	0,24–0,35	0,18–0,37	0,19–0,25%
S, %	0,35	0,1	0,08–0,15%
Fe, мг/кг	60	50	35–100 ppm
Cu, мг/кг	8,3	8	>4 ppm (Cu/Mo > 4/1)
Zn, мг/кг	42	30	20–30 ppm
Mn, мг/кг	50	40	10–40 ppm
Co, мг/кг	0,6	0,1	0,05–0,1 ppm
Mo, мг/кг	–	–	біля 1 ppm
I, мг/кг	0,48	0,5	0,05–0,1 ppm
Se, мг/кг	–	0,2	біля 0,04–0,2 ppm
Ni, мг/кг	–	–	біля 1–5 ppm

Тому оптимізацію мінерального живлення доцільніше проводити використовуючи останні, які, на нашу думку, є більш обґрунтованими, що пов'язано із значною кількістю досліджень на яких вони ґрунтуються.

Зведені дані, щодо мінеральної поживності трави природних угідь наведено в табл. 5.9.

Аналіз даних наведених в табл. 5.9 свідчить, що, за абсолютними показниками вмісту мінеральних речовин, дослідження різних авторів узгоджуються між собою. Виключення становлять такі мінеральні елементи, як: 1) натрій, вміст якого в кормах за результатами досліджень вітчизняних

авторів є значно завищений; 2) молібден, вміст якого в кормах за результатами досліджень вітчизняних авторів є доволі низьким.

Таблиця 5.9

Вміст мінеральних елементів в сухій речовині корму

Мінеральний елемент	Діапазон коливання в рослинах [339]	Середнє значення (власні дослідження)	Трава природних угідь, злаково-різнотравна [67]	Трава лучна [93]
Ca, %	0,03–3	0,82	0,80	1,2
K, %	1,5–3	1,73	1,74	2,7
Na, %	0,01 та >	0,02	0,19	0,25 високі
Mg, %	–	0,15	0,23	0,3
P, %	0,14–0,30	0,22	0,27	0,4
S, %	0,12–0,3	0,13	0,21	0,3
Cl, %	0,01 та >	0,02	0,21	1,2
Fe, мг/кг	широкий	163,33	141,48	185,4
Cu, мг/кг	–	5,57	4,46	8,5
Zn, мг/кг	30–100	19,67	30,80	25,3
Mn, мг/кг	50–150	55,33	51,63	61,5
Co, мг/кг	–	0,07	0,46	0,2
Mo, мг/кг	3–100	0,23 низькі		0,40 низькі
I, мг/кг	–	0,05		0,57
Cr, мг/кг		0,28		0,2
Ni, мг/кг	?	1,30		1,3

Рецепти кормових добавок. Виходячи з аналізу мінеральної поживності зелених кормів природних угідь нами розроблені рецепти кормових добавок, які доцільно використовувати для підгодівлі м'ясної худоби в літній період (табл. 5.10).

Таблиця 5.10

Рецепт мінеральної добавки для годівлі молодняка м'ясних порід в літній період

Мінеральний елемент	Повинно надійти елемента з кормовою добавкою за добу, г	Інгредієнти кормової добавки	% елемент у у солі	Рецепт добавки	
				Добове споживання твариною добавки, г/добу	Міститься конкретного інгредієнту в 100 г кормової добавки, г/100 г суміші
Ca, %	3,60	Крейда кормова, г	40,0	9,01	10,4
Na, %	11,53	Натрію хлорид, г	34,0	33,92	39,2
Mg, %	7,45	Магнію окис, г	60,0	12,41	14,3
P, %	3,60	Динатрійфосфат, г	13,0	27,72	32,0
S, %	1,20	Глауберова сіль, г	50,0	2,40	2,8
Cu, мг/кг	0,10	Міді сульфат, г	25,5	0,4080	0,47
Zn, мг/кг	0,074	Цинку сульфат, г	22,7	0,3281	0,38
Mn, мг/кг	0,060	Марганцю сульфат, г	19,8	0,3030	0,35
Co, мг/кг	0,0053	Кобальту сульфат, г	20,9	0,0251	0,0290
Mo, мг/кг	0,006	Молібденат натрію, г	39,7	0,0140	0,0161
I, мг/кг	0,00543	Калій йодистий	76,4	0,0071	0,0082
Se, мг/кг	0,00123	Селенат натрію, г	50,0	0,0025	0,0028
Ni, мг/кг	0,027	Сульфат нікелю, г	50,0	0,05	0,06
Всього				86,6	100,0

5.3. Планування підгодівлі дрібної рогатої худоби.

Огляд літературних джерел та узагальнення інформації щодо використання пасовищ дрібною рогатою худобою свідчить про обмежену кількість вітчизняних досліджень у даному напрямку, відсутність дієвих та економічно обґрунтованих рекомендацій по технології годівлі дрібної рогатої худоби на пасовищах в цілому, та на природних пасовищах, зокрема.

Тому метою досліджень являлося розробити схеми підгодівлі концентрованими кормами дрібної рогатої худоби в залежності від якості та пропозиції пасовищного корму і оцінити економічну ефективність виробництва молока та м'яса на пасовищах.

Нами пропонується при плануванні підгодівлі дрібної рогатої худоби концентрованими кормами орієнтуватися саме на показники якості та пропозиції пасовищного корму. При цьому ми пропонуємо умовно виділяти: високу, середню та низьку якість та пропозицію корму.

Розрахунки економічної ефективності підгодівлі тварин концентрованими кормами орієнтувались на ціни, викладені у розділі 2: «Загальна методика і основні методи досліджень».

Розроблена схема підгодівлі кіз на пасовищі концентрованими кормами та розрахунки економічної ефективності виробництва молока наведені в табл. 5.11.

Дані табл. 5.11 свідчать, що для підгодівлі дійних кіз на пасовищах найбільш доцільно, як з продуктивної так і з економічної сторони, згодовування 0,270–0,330 кг концентратів/ кг молока. При цьому на високоякісних пасовищах витрати концентратів будуть нижчими, а на низькоякісних – вищими. Згодовування високих доз концентратів не сприяє поліпшенню економічних показників виробництва молока, внаслідок їх порівняно високої вартості.

Таблиця 5.11

Схема підгодівлі дійних кіз концентратами залежно від якості і пропозиції пасовищного корму*

Показники	Якість та пропозиція пасовищного корму								
	висока			середня			низька		
Кількість концентратів у розрахунку на 1 кг молока, г	0–100	≤270	≤390	0–100	≤290	≤430	0–150	≤330	≤480
Добова даванка концентратів, кг **	0–0,2	≤0,7	≤1,2	0–0,15	≤0,6	≤1,1	0–0,15	≤0,5	≤1,0
Частка протеїнових кормів у суміші концентратів, %	–	–	–	5	5	5	15	15	15
Конверсія концентратів у молоко, кг концентратів/кг молока	0,9	0,8	0,6	1,0	0,9	0,7	1,1	1,0	0,8
Добове споживання корму, % від ЖМ	6,7	7,2	7,6	5,5	5,9	6,3	3,6	4,0	4,4
Добове споживання корму, г/кг ОМ	185	199	209	150	162	172	100	110	120
Очікуваний надій молока 4% жирності, кг	2,6	3,1	3,2	1,8	2,3	2,6	1,0	1,5	1,6
Рентабельність, %	165,3	154,7	127,3	122,8	122,1	101,6	30,7	49,1	42,9

* Жива маса тварин – 55 кг; ** даванки концентратів розраховано на тварин, що перебувають на початку лактації. Для тварин, що знаходяться в другій половині лактації даванки концентратів потрібно зменшити, і враховувати не лише прямий ефект підгодівлі, але й віддалений.

Нами також розроблена схема підгодівлі молодняка дрібної рогатої худоби концентрованими кормами та розрахунки економічної ефективності виробництва м'яса на пасовищах (табл. 5.12).

Дані, табл. 5.12 свідчать, що висока якість та пропозиція пасовищного корму є найбільш важливим фактором, який зумовлює максимальне

споживання об'ємистих кормів тваринами, утворення продукції та економічні показники виробництва кінцевої продукції тваринництва.

Таблиця 5.12

**Рекомендована схема підгодівлі молодняка дрібної рогатої худоби
концентрованими кормами на пасовищах***

Показники	Якість та пропозиція пасовищного корму або забезпеченість сухою речовиною пасовищного корму								
	висока			середня			низька		
К-сть концентратів у раціоні, % від живої маси	–	1	1,5	–	1,5	2	–	2,0	2,5
Добова даванка концентратів, кг	–	0,3	0,45	–	0,45	0,6	–	0,6	0,75
Частка протеїнових кормів у суміші концентратів, %	–	–	–	–	5	5	15	15	15
Конверсія концентратів у прирости ЖМ, кг/кг приросту	–	12	13	–	10	11	–	8	9
Очікуваний рівень середньодобових приростів, г/добу	190	215	225	100	145	155	40	115	123
Добове споживання корму, % від ЖМ	3,7	4,1	4,3	2,8	3,6	3,8	1,8	3,2	3,6
Добове споживання корму, г/кг ОМ	85	94	98	65	82	88	42	74	82
Очікуване споживання сухої речовини, кг/добу	1,10	1,22	1,3	0,84	1,07	1,14	0,54	0,96	1,07
Вартість кормів, грн	0,42	0,98	1,3	0,32	1,18	1,47	0,21	1,4	1,69
Інші витрати, грн	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1
Вартість приросту живої маси, грн	4,37	4,95	5,20	2,30	3,34	3,55	0,92	2,65	2,84
Прибуток, грн	2,85	2,87	2,80	0,88	1,06	0,99	-0,4	0,15	0,04
Рентабельність, %	187,9	137,8	118,9	62,1	46,4	38,6	-29,5	10,1	4,1

* Жива маса тварин – 30 кг.

Складена схема годівлі також свідчить про те, що при високій пропозиції корму та якості пасовищної трави, концентровані корми бажано не використовувати, чи використовувати в обмеженій кількості не більше 1 % від живої маси. При зниженні кількості доступного корму кількість

концентрованих кормів в раціонах молодняка можна довести до 1,5 % від живої маси. А при низькій забезпеченості пасовищним кормом кількість концентрованих кормів в раціонах тварин можна довести до 2,0 % від живої маси.

Розрахунки свідчать, що за умови низької вартості концентрованих кормів високі даванки концентрованих кормів, навіть у кількості 3% від живої маси тварин є економічно виправданим заходом, але за умови споживання високоякісних кормів. При споживанні грубих, об'ємистих кормів низької якості можуть бути застереження зі сторони здоров'я тварин. Відомо, що високі дози концентратів можуть викликати ацидозні порушення. Такі порушення виникають якщо частка концентрованих кормів в раціоні перевищує 60% від добового споживання сухої речовини. Враховуючі низькі рівні споживання грубих, об'ємистих кормів в умовах низької якості та пропозиції пасовищного корму, максимальна кількість концентрованих кормів в раціонах тварин не повинна перевищувати 1,5 % від живої маси тварин. У той же час тварини, які випасаються на пасовищах високої і середньої якості кількість концентратів можна доводити навіть до 3% від живої маси тварин без шкоди для здоров'я, але економічна доцільність таких високих доз скоріше є сумнівною.

Результати досліджень також свідчать, що для інтенсифікації виробництва м'яса на пасовищах виникає необхідність застосування заключної відгодівлі тварин. Це зумовлено переважно низькими якістю пасовищного корму, продуктивністю тварин та рентабельністю виробництва. Форма організації такої підгодівлі може бути різною: в приміщенні, на відгодівельному майданчику або на пасовищах. Основна вимога до підгодівлі – введення у раціон високоякісних грубих, об'ємистих кормів у суміші з концентратами.

Підсумовуючи вищевикладене слід окреслити основні висновки, по даному підрозділу.

У ході дослідження виявлено недоліки вітчизняних норм годівлі, які використовуються для оптимізації живлення свійських жуйних тварин. Зокрема, зазначені норми не пояснюють фізіологічні механізми та причини

високих рівнів споживання тваринами сухої речовини при низькій концентрації енергії в раціоні. Це не дозволяє проводити точні розрахунки щодо оцінки умов живлення тварин, планування їх підгодівлю, обмежує можливості оцінки продуктивної дії раціонів. Тому при проведенні розрахунків з оптимізації рецептів підгодівлі свійських жуйних тварин на пасовищах ми орієнтувалися переважно на сучасні показники та норми їх годівлі.

Розроблено комп'ютерну програму «Раціон з елементами прогнозування забруднення продукції тваринництва радіонуклідами», яка включає базу даних поживної цінності кормів, їх забруднення ^{137}Cs , містить дані про собівартість кормів і дозволяє оперативно оптимізувати раціони та прогнозувати рівень забрудненості продукції тваринництва радіонуклідами.

Складені схеми підгодівлі свійських жуйних тварин з урахуванням якості та пропозиції пасовищного корму.

Встановлено, що при плануванні підгодівлі тварин концентрованими кормами слід орієнтуватися на якість та пропозицію пасовищного корму, показники окупності підгодівлі, які становлять в межах 0,070-0,168 кг приросту живої маси молодняку великої рогатої худоби та 1 кг молока корів на кожний кілограм спожитих твариною концентратів. При прогнозуванні економічної ефективності підгодівлі концентратами інших видів жуйних тварин теж можна орієнтуватися на вищезазначені показники.

Для підвищення ефективності використання концентрованих кормів при підгодівлі тварин доцільно застосовувати «частково повно - змішані раціони», відповідно із розробленими нами схемами підгодівлі.

Підсумком дослідження є розробка конкретних методичних підходів та практичного інструментарію, що забезпечують удосконалення системи нормованої годівлі свійських жуйних тварин в умовах природних екосистем Українського Полісся та поліпшують практику їх використання.

РОЗДІЛ 6. АНАЛІЗ І УЗАГАЛЬНЕННЯ РЕЗУЛЬТАТІВ ДОСЛІДЖЕНЬ

Природні угіддя сьогодні розглядаються як найбільш небезпечні, або критичні, з точки зору їх потенційного внеску у надходження радіонуклідів в організм тварини, а також формування дозових навантажень населення.

Критичність природних угідь визначається не лише таким показником, як щільність радіоактивного забруднення, що являлось основним критерієм при прийнятті рішень щодо застосування контрзаходів у перший період після аварії на ЧАЕС, але й цілим рядом інших чинників критичності. Недостатнє їх розуміння в той період призвело до негативних наслідків, зокрема: несвоєчасно були введені обмеження щодо використання критичних продуктів харчування, а також не було забезпечено проведення ефективних контрзаходів [Пристер Б.С., 1999, 2006]. Сьогодні стає зрозумілим, що до чинників критичності, крім щільності забруднення ґрунту радіонуклідами, відносяться: вид або тип природного ландшафту, тип ґрунту, умови зволоження ґрунту, умови проживання та харчування населення, умови випасу та живлення тварин (їх кормова поведінка, інтенсивність використання пасовищ, споживання ґрунтових частинок у складі пасовищного корму) та інші. Всі вони є вкрай неоднорідними і обумовлюють труднощі в оцінці їх потенційного внеску у надходження радіонуклідів в організм людини, що значно ускладнює надання дієвих рекомендацій щодо використання природних угідь на забруднених радіонуклідами територіях (адже відомо, що знання закономірностей поведінки радіонуклідів у конкретних умовах дає можливість їх більш раціонального використання).

Як зазначалося раніше вивченню особливостей міграції радіонуклідів в умовах природних угідь, які є найбільш значимим джерелом надходження радіонуклідів в організм людини, присвячені чисельні дослідження, як вітчизняних так і зарубіжних вчених [Орлов О.О., Краснов В.П., Иркиенко С.П., 1994; Орлов А.А. и др., 1995; Ипатьев В.А. и др., 1999; Hubert P., Annisimova L., Antsipov G., 1996; Jacob P. and Likhtarev I., 1996;

Strand P., Howard B., Averin V., 1996 та ін.]. У той же час вузьким місцем таких досліджень є трофічні ланцюги за участю тварин. Крім того в літературі практично відсутня інформація щодо радіологічних наслідків використання природних угідь тваринами саме на Українському Поліссі. В цьому зв'язку наші дослідження певною мірою вирішують дану проблему [Борщенко А.В., Борщенко В.В., 2005; Борщенко В.В., Кривий М.М., Потапчук Ю.М. та ін., 2005; Борщенко В.В. та ін., 2008; Борщенко В.В., 2009; Борщенко В.В., 2012].

Приймаючи до уваги довгострокові наслідки радіоактивного забруднення, нами досліджені ті види тварин, які найбільш інтенсивно використовують неполіпшені або критичні кормові угіддя, а саме – жуйні види тварин. Встановлено, що природні угіддя в літній період широко використовуються для випасу великої рогатої худоби, кіз, овець, що призводить до значного забруднення їх організму радіонуклідами, переважно ^{137}Cs та ^{90}Sr .

Дослідження накопичення радіонуклідів кормами природних угідь залежно від різних технологічних та екологічних чинників має суттєве значення, оскільки дозволяє окреслити конкретні заходи, щодо зменшення надходження радіонуклідів з раціоном в організм та продукцію тварин. Саме тому так важливі проведені нами дослідження, які є основою розробки радіологічно-безпечних технологій виробництва продукції тваринництва з використанням кормів природних угідь.

Значної уваги в наших дослідженнях присвячено питанням пов'язаним із впливом інтенсивності використання травостою, фази дозрівання (періоду першого укусу), виду рослин, місця зростання (типу угідь, типу ґрунту, водного режиму), поверхневого забруднення рослин ґрунтовими частинками на процеси накопичення ^{137}Cs та ^{90}Sr . Ці питання активно досліджувалися нами при виконанні даної роботи [58, 44, 45, 148, 35, 47, 168, 34, 36, 146]. Отримані нами результати польових досліджень дозволяють точно оцінити вплив різних чинників навколишнього середовища, зокрема: місця

розташування травостою в різних елементах екологічної підсистеми, інтенсивності використання травостою, фази дозрівання рослин (періоду проведення першого укусу), видового складу рослин на накопичення радіонуклідів травостоєм природних лук і пасовищ.

Відомо, що на накопичення ^{137}Cs у фітомасі рослин при кореневому надходженні радіонукліду із різних глибин ґрунту, суттєвий вплив має вертикальний розподіл питомої активності в ґрунтовому профілі. Нашими дослідженнями, проведеними в різних заплавних екологічних підсистемах пасовищ (ЗЕП) встановлено, що швидкість міграційних процесів у ґрунтовому профілі збільшується у такому порядку: прируслова → притерасна → центральна екологічні підсистеми заплави [34, 10].

Важливим фактором, який впливає на перерозподіл активності ^{137}Cs у ґрунтовому профілі є щільність забруднення ґрунту радіонуклідом. Результати наших досліджень свідчать, що швидкість міграційних процесів збільшується при зростанні щільності забруднення ґрунту [38].

Основними забруднювачами сільськогосподарських угідь є ^{137}Cs та ^{90}Sr , співвідношення яких в ґрунтах Житомирського Полісся складає за даними досліджень [63] 10:1. За даними наших досліджень встановлені дещо інші співвідношення: для Населених пунктів Народицького району Житомирської області (зокрема с. Христинівка) це співвідношення становить біля 50/1, а для стаціонарів Овруцького району Житомирської області 3,6/1. Це свідчить, що внесок ^{90}Sr щодо надходження в продукцію тварин та організм сільського населення у Овруцькому районі є більш вагомим.

Нами також простежена динаміка накопичення радіоактивних речовин лісовими кормовими видами рослин, грибами, лісовими ягодами, як важливих складових раціону тварин та людини, протягом тривалого періоду спостережень. Враховуючи всю сукупність відібраних зразків концентрація ^{137}Cs у кормових видах рослин за 13 річний період спостережень знизилася приблизно у три рази, а значення коефіцієнтів переходу – у 2 рази. У той же час за цей же період активність ^{137}Cs у капрофорах білого гриба зросла у 2,7

раза, хоча достовірність різниці отриманих результатів є неістотною внаслідок невеликої кількості відібраних зразків. Дослідженнями, що проводилися в післячорнобильський період встановлено, що коефіцієнти переходу ^{137}Cs у рослини зменшувалися з часом, але рослини відрізняються між собою за періодом їх екологічного напівочищення. Так, період екологічного напівзниження концентрації ^{137}Cs ($T_{ек}$) у рослинах за даними досліджень Rosen (1995) змінювався від 3 до 21 років (середнє значення 7 років). Результати досліджень свідчать, що період екологічного напівзниження є більш тривалим для злаків, верби, осок ($T_{ек}$ перевищував 14 років), ніж для молінії, щавлю, чорниці, берези ($T_{ек}$ становив 1,5–6,5 років). Дослідженнями також встановлено, що концентрація ^{137}Cs у рослинах на гідроморфних ґрунтах знижується швидше ніж на автоморфних. Узагальнюючи дослідження проведені у даному напрямку можна зробити висновок, що для з'ясування динаміки забруднення організму тварин в умовах природних угідь за умови відсутності даних про періоди екологічного напівочищення кормів та організму тварин в умовах природних угідь найбільш доцільно орієнтуватися на період напіврозпаду радіонуклідів.

Підсумовуючи результати досліджень щодо накопичення радіонуклідів різними кормовими видами рослин слід звернути увагу на те, що регіон досліджень характеризується широкою варіацією їх забруднення. Так, наприклад, відмінності між мінімальними і максимальними значеннями концентрації ^{137}Cs у кормових видах рослин перевищує 200 разів (від 42 Бк/кг СР до > 8400 Бк/кг СР), а різниця між коефіцієнтами переходу ^{137}Cs в кормові види рослин – 400 разів (від $0,4 \text{ Бк/кг} \cdot 10^{-3}$ до $> 168 \text{ Бк/кг} \cdot 10^{-3}$). Це говорить про необхідність диференційованого використання кормів природних угідь залежно від їх радіологічної небезпеки з врахуванням чинників критичності: місця зростання (типу угідь, типу ґрунту, водного режиму), виду рослин, інтенсивності використання травостою, фази дозрівання, періоду використання кормового виду тощо.

Враховуючи, що в післячорнобильський період у радіоактивно забруднених регіонах України відбувалося перепрофілювання галузей тваринництва, нами детально обґрунтовані питання пов'язані із використанням кормів природних угідь великою рогатою худобою в цілому та худобою м'ясного напрямку продуктивності зокрема, а також проведена порівняльна оцінка з іншими видами жуйних тварин. Найбільш цікавим на нашу думку є дослідження: структури раціону жуйних тварин при випасі на різних типах природних угідь та рівня забруднення радіонуклідами їх продукції.

Слід зазначити, що сьогодні в літературі обмаль інформації щодо реальних рівнів надходження радіонуклідів в організм тварин в конкретних умовах їх випасу. Це заважає проводити реальні радіологічні прогнози, раціонально використовувати продуктивний потенціал природних кормових угідь та здійснювати управління процесами міграції радіонуклідів у трофічному ланцюгу тварини та людини. В цьому зв'язку наші дослідження орієнтовані саме на дослідження маловивчених питань оцінки споживання тваринами кормів, забруднених радіонуклідами, при їх випасі на різних типах природних угідь.

У практичних умовах виробництва продукції тваринництва на забруднених радіонуклідами територіях часто виникають труднощі у інтерпретації отриманих на пасовищах результатів радіоекологічних досліджень. Це перш за все пов'язано із тим, що на пасовищах важко оцінити реальну кількість спожитого корму тваринами, а відповідно і кількість спожитих радіонуклідів. Ці труднощі обумовлені рядом відомих причин включаючи: зміни продуктивності пасовищ, ботанічного складу травостою, внеску ґрунтових частинок у надходження радіонуклідів в організм тварин, а також відсутністю реальних методичних підходів, які б дозволяли більш точно проводити оцінку радіологічних наслідків випасу тварин на пасовищі. Слід зазначити, що в літературі немає однозначної відповіді на дане питання. В більшості експериментів проведених на

пасовищах встановлено, що в умовах більш інтенсивного використання травостою знижувалася концентрація радіоцезію в організмі овець [Howard B.J., 1993; Salt and Mayes, 1991–1992]. Також відомі дослідження, які свідчать про те, що забруднення молока корів ^{137}Cs зростає на початку літнього періоду, коли корів виганяють на пасовище, або починають годувати пасовищним кормом [Palsson S.E., Howard B.J., Gudnason K., Sigurgeirsson M.A., 2012]. З іншого боку відомі дослідження Романенко А.А. (2010), який доводить, що інтенсивне використання травостою може призвести до збільшення забруднення організму тварин, у тому числі і за рахунок ґрунтових частинок. Таким чином слід звернути увагу на неоднозначні трактування стосовно радіологічних наслідків випасу тварин при різній інтенсивності використання травостою. Тому на думку більшості дослідників слід ставитися з обережністю до прогнозів щодо радіоактивного забруднення продукції тваринництва за різних способів використання пасовищ. У зв'язку із вищезазначеним нами запропоновані конкретні методичні підходи щодо інтерпретації радіологічних наслідків використання пасовищ тваринами. Ці підходи полягають у тому, що забруднення продукції тваринництва слід пов'язувати з якістю та пропозицією пасовищного корму під час проведення досліджень. Нашими дослідженнями встановлено, що в більшості випадків при зниженні якості і пропозиції пасовищного корму активність молока знижується, хоча цей факт є менш очевидним на стаціонарах з важким гранулометричним складом завдяки можливого впливу ґрунтових частинок на забруднення молока корів.

Аналіз значень агрегованих коефіцієнтів переходу радіоцезію в ланцюзі ґрунт – молоко корів отриманих в умовах Росії в період 16–18 років після аварії на ЧАЕС показує, що максимальні значення характерні для найуразливіших торф'яних ґрунтів і становлять біля $1,0 \cdot 10^{-3} \text{ м}^2 \text{ кг}^{-1}$ [ІАЕА 2006]. Ці значення еквівалентні тим, які встановлені для Ісландії [Palsson S.E., Howard B.J., Gudnason K., Sigurgeirsson M.A., 2012]. Більш низькі значення в Росії характерні для ґрунтів з більш низькими рівнями

кореневого засвоєння радіонуклідів: $0.03 \times 10^{-3} \text{ м}^2\text{кг}^{-1}$ для чорноземів та біля $0.11 \times 10^{-3} \text{ м}^2\text{кг}^{-1}$ для піщаних та супіщаних ґрунтів [315]. Отримані нами дані цілком узгоджуються з дослідженнями вище зазначених авторів.

Як зазначалося раніше, забруднення кормів є визначальним чинником, який зумовлює накопичення радіонуклідів в продукції тварин. Саме тому так важливі дослідження вибіркової, або селективності тварин у виборі корму. Особливо наглядно про цей факт свідчать проведені нами етологічні дослідження на свійських козах, які випасалися в різні періоди року в соснових та мішаних лісах Полісся України. В ході проведення досліджень визначено внесок окремих кормів у загальному споживанні ^{137}Cs , а також проведені розрахунки прогнозних рівнів ^{137}Cs в молоці і м'ясі кіз при умовній щільності забруднення ґрунту радіонуклідом. Встановлено, що селективність тварин за відношенням до кормів зумовлює фактичний ботанічний склад їх раціону, а відповідно й рівень надходження радіонуклідів у продукцію тварин та організм людини.

Таким чином, запропонований нами підхід дозволяє, опираючись на дані етологічних досліджень в конкретних природних біотопах, здійснювати реальні радіологічні прогнози. Тому результати даних досліджень забезпечують можливість саме диференційованого використання природних кормових угідь.

Слід також звернути увагу на те, що на Українському Поліссі мало досліджені питання забруднення організму диких тварин [164, 309, 96, 181, 141, 84, 112]. В публікаціях не висвітлені питання динаміки накопичення ^{137}Cs в кормових видах рослин та організмі козулі європейської протягом тривалого часу спостережень: 14 та 16 років, відповідно. Крім того не розглядалися питання використання непрямих методів оцінки забруднення м'яса козулі в конкретних умовах їх місцеперебування: зокрема дослідження калу тварин, з метою прогнозування забруднення організму тварин. Слід також відмітити, що в більшості публікацій не висвітлені питання оцінки дозових навантажень населення при споживанні м'яса козулі.

У цьому зв'язку нашими дослідженнями даний недолік усунуто. Так зокрема: 1) комплексно описано міграцію ^{137}Cs у трофічному ланцюзі ґрунт – кормові рослини – організм козулі, з врахуванням динаміки накопичення ^{137}Cs основними кормовими видами рослин та грибами, які входять до складу її раціону; 2) досліджено динаміку накопичення ^{137}Cs в організмі козулі європейської; 3) встановлено зв'язок між активністю ^{137}Cs та ^{40}K у м'язах, калі та рубці козулі та 4) проведено оцінку дозових навантажень організму людини при споживанні м'яса тварини.

Дослідження перетравності та вивільнення ^{137}Cs в рубцевій рідині різних кормів природних угідь є одним з підтверджень або пояснень причини вибіркового поїдання кормів жуйними тваринами у різні періоди пасовищного сезону. Зокрема, тварини надають перевагу кормам, які найкраще перетравлюються в конкретному періоді пасовищного сезону. Цей факт дає можливість виявляти найбільш доступні для споживання тваринами кормові види рослин, проводити етологічні спостереження і моделювати кормову поведінку тварин. У цьому зв'язку нами вивчалися питання щодо перетравності сухої речовини та вивільнення ^{137}Cs в рубці великої рогатої худоби.

За умови сильної варіації значень коефіцієнтів переходу в різні кормові види рослин природних фітоценозів, а також враховуючи вплив ґрунтових частинок на надходження радіонуклідів в організм тварин, дуже важко прогнозувати рівень радіоактивного забруднення продукції тваринництва при вільному випасі тварин на пасовищах. В цьому зв'язку представляє інтерес прогнозування забруднення продукції тваринництва використовуючи інші непрямі методи: зокрема – результати аналізу концентрації радіонукліду в калі, який більш точно відображає активність фактично спожитого твариною раціону.

У результаті досліджень також визначено граничну щільність забруднення ґрунту радіонуклідами, при яких можливе одержання радіологічно безпечної продукції тварин, як у конкретних типах природних

угідь, так і в окремих кормових видах рослин, які активно ними споживаються. Встановлені агреговані коефіцієнти переходу радіоцезію для такої продукції тварин, як: молоко та м'ясо великої рогатої худоби, молоко та м'ясо свійських кіз, м'ясо овець, м'ясо козулі європейської. Таким чином проведені дослідження забезпечують управління випасом в умовах природних ландшафтів, а саме дозволяють більш диференційовано використовувати природні угіддя залежно від ступеня радіологічної небезпеки отриманої на них продукції тварин.

Значної уваги в дослідженнях приділено радіаційно-гігієнічним та радіоекологічним наслідкам використання харчових продуктів тваринного походження отриманих при використанні природних угідь. При оцінці можливості проживання населення і ведення сільськогосподарської діяльності мають бути враховані всі чинники і джерела опромінення. Критерієм радіаційної небезпеки проживання на забрудненій території є величина сумарної дози опромінення людини від усіх джерел в конкретних умовах проживання і діяльності.

У літературі [254, 259, 300] повідомлялось, що агроландшафти мають важливе значення у формуванні доз внутрішнього опромінення людини головним чином через такі продукти харчування, як молоко, м'ясо та картопля. Проведені різними авторами дослідження в цьому напрямку свідчать, що для певних категорій населення дані продукти формують від 30 до 80 відсотків від дози внутрішнього опромінення. Нашими дослідженнями встановлено, що при такому підході переоцінюється роль вищеназваних продуктів харчування і недооцінюється роль інших критичних продуктів харчування, серед яких, зокрема, важливе місце займають продукція тварин, які використовують саме продуктивний потенціал природних угідь [117, 174, 40].

Саме тут, на Поліссі України, дози внутрішнього опромінення сільського населення, внаслідок вживання продукції природних угідь цілому та продукції лісу зокрема, багатократно перевищує дози отримані від усіх

інших спожитих продуктів харчування. Нашими дослідженнями встановлено реальний внесок конкретних продуктів харчування у формуванні дозових навантажень населення враховуючи не лише чинник забруднення продукту харчування радіонуклідом, але й кількості спожитого критичного продукту харчування. Це дозволяє визначати пріоритети при використанні продукції природних угідь або критичних ландшафтів населенням (молоко та м'ясо отримане при випасі тварин на природних угіддях, м'ясо диких тварин, гриби, лісові ягоди).

У той же час слід зазначити, що в межах вибраного нами населеного пункту дозові навантаження сільського населення дещо є недооціненими, порівняно із більшістю населених пунктів у районі досліджень. Це пов'язано із тим, що у вибраному нами населеному пункті (с. Христинівка Народицького району Житомирської області) переважають суглинисті ґрунти, які характеризуються порівняно низькими показниками міграції радіонуклідів у харчові продукти. Тому для оцінки доз внутрішнього опромінення населення за рахунок продукції тварин слід також орієнтуватися на результати досліджень, на інших стаціонарах, які представлені більш типовими для даного району досліджень дерново-підзолистими ґрунтами.

З іншого боку дози зовнішнього опромінення сільського населення у вибраному нами населеному пункті скоріше є завищеними, порівняно із іншими населеними пунктами району досліджень, що пов'язано із екстремально-високою щільністю забруднення ґрунту гамма-випромінюючим радіонуклідом ^{137}Cs , яка не рідко перевищує 1700 кБк/м^2 .

Результати математичного моделювання міграції радіонуклідів у природних екосистемах є важливим елементом оцінки перспективних дозових навантажень населення. В цьому зв'язку на основі багаторічних даних моніторингу питомої та сумарної активності ^{137}Cs у компартментах екосистеми [99] створена математична модель міграції радіонуклідів у різні елементи (компартменти) соснового лісу, включаючи харчові продукти.

Отримані дані прогнозного моделювання свідчать про стійку тенденцію до самоочищення харчової продукції лісу, яка є специфічною для кожного конкретного виду. Дані модельних розрахунків також свідчать, що загальне надходження ^{137}Cs до організму жителів критичної групи А с.Христинівка у 2016 р. значно зменшиться порівняно з 1996 р. – з 14,54 до 10,10 мЗв/рік. Проте, відносна частка лісових продуктів у загальну дозу опромінення від усіх продуктів харчування залишиться практично незмінною, або навіть зростатиме, за рахунок погіршення соціальних умов проживання населення.

У цілому проведені оцінки дозових навантажень сільського населення уможливили виявити основні дозоутворюючі джерела його опромінення. В результаті проведених досліджень стає зрозуміло, що навіть без проведення активних контрзаходів, можливо істотно зменшити надходження радіонуклідів в організм тварини, і через неї – дози опромінення критичних груп сільського населення. Це досягається шляхом встановлення пріоритетів при використанні продуктів харчування з природних угідь, що мінімізує вплив радіонуклідів на організм людини.

Проведені нами дослідження дозволяють розв'язати цілу низку проблемних питань, пов'язаних з радіоекологічними основами використання природних. Вони уможлиблюють управління використанням продуктивним потенціалом природних угідь Полісся України, а саме дозволяють більш диференційовано використовувати ці угіддя залежно від ступеня радіологічної небезпеки отриманої на них продукції.

Розглядаючи методичні підходи, стосовно удосконалення системи годівлі жуйних тварин на природних угіддях, слід звернути увагу на дослідження особливостей кормової поведінки тварин, структури раціону тварин при випасі на різних типах природних пасовищ та поживної цінності кормів.

Дослідження структури раціону великої і дрібної рогатої худоби, а також поживної цінності лісових кормових угідь спрямовані на вивчення питань раціонального використання кормів природних угідь в цілому та

кормів лісових насаджень зокрема. Слід звернути увагу на відсутність у вітчизняній літературі інформації у даному напрямку досліджень. Саме тому нами детально проаналізована структура раціону великої рогатої худоби та свійських кіз впродовж різних сезонів року в умовах критичних, з точки зору живлення тварин, ландшафтів – лісових кормових угідь, а також поживна цінність лісових кормових видів.

Дослідження поживної цінності кормів були спрямовані на вивчення питань раціонального використання кормової бази природних угідь та аналізу відповідності поживних характеристик кормів стандартам живлення тварин. Детальний аналіз енергетичної протеїнової та мінеральної цінності кормів, у контексті етологічних досліджень на тваринах дозволив зробити ряд конкретних висновків, що розширює можливості оцінки умов живлення свійських тварин в умовах природних угідь.

Проведені дослідження свідчать, що найбільш успішно корми природних угідь використовують свійські кози. Свійські кози можливо випасати на пасовищах навіть в умовах продовженого пасовищного сезону – ранньою весною, пізньої осені, а також взимку. Встановлено, що навіть відносно бідні на корми лісові угіддя дозволяють забезпечувати маргінальні, та певною мірою продуктивні потреби свійських кіз. У той же час слід звернути увагу на скоріше недостатню кількість доступного корму, яку споживають тварини в зимовий період для забезпечення реальних продуктивних потреб тварин та обмежені умови їх живлення, про що свідчить зниження вгодованості свійських кіз вкінці зимового періоду. Дослідженнями також встановлено, що саме тварини з броузерним типом кормової поведінки мають переваги у використанні кормів природних угідь в критичні періоди року, завдяки їх можливості вибіркового споживання корму. А основна стратегія живлення свійських кіз при випасі в умовах лісових кормових угідь полягає у споживанні найбільш поживних і доступних кормових видів рослин у конкретних умовах місцеперебування.

На нашу думку дослідження такого роду також розширюють наше уявлення про можливість розширення пасовищного сезону. Крім того, у зв'язку із процесами глобального потепління, роль такого роду досліджень буде зростати. Звертаючись до прикладних аспектів використання результатів такого роду досліджень слід звернути увагу на те, що вони застосовувалися нами при моделюванні умов живлення свійських кіз та оптимізації їх раціонів на пасовищах, складанні радіологічних прогнозів, а також при плануванні підгодівлі свійських кіз. Також є можливість інтерпретації результатів наших досліджень стосовно умов живлення козулі європейської.

У контексті проведених досліджень щодо традиційної оцінки поживної цінності кормів природних угідь слід зазначити, що такі дослідження не дають остаточної, або повної картини надходження поживних речовин в організм тварин на випасі, оскільки невідомо, яку кількість корму тварина споживає в умовах вільного випасу. Більш точно споживання можна оцінити шляхом дослідження поживності кормів за умови багатоукісного використання, наприклад пасовищної трави з наступним моделюванням умов випасу, або шляхом дослідження перетравності сухої або органічної речовини спожитого раціону тваринами на випасі.

Багатоукісне використання пасовищ. Проблемним питанням в умовах постійного випасу є відсутність простих та дієвих методик оцінки споживання пасовищного корму. В даній ситуації частково проблему можна вирішити за рахунок досліджень продуктивних характеристик травостою пасовищ в різні періоди його використання. В цьому зв'язку нами вивчалися питання врожайності та енергетичної цінності пасовищної трави природних угідь при багатоукісному використанні пасовищ, встановлені продуктивні характеристики травостою залежно від різних варіантів використання пасовищ: а) помісячному, шестиразовому скошуванні травостою протягом пасовищного періоду; б) триразовому скошуванні травостою протягом пасовищного періоду; в) дворазовому; г) одноразовому скошуванні. Простежені зміни хімічного складу травостою природних пасовищ впродовж

пасовищного сезону дозволяє не лише виявити критичні періоди випасу тварин на пасовищі, але й проводити модельні розрахунки з використанням комп'ютерних програм.

Оцінка умов живлення тварин на пасовищі є важливим технологічним елементом, який дозволяє поліпшити організацію їх випасу, планування підгодівлі, прогнозування продуктивності та моделювання технологічного процесу виробництва. На сьогоднішній день в літературі розглядаються окремі критерії такої оцінки, в той же час відсутні узагальнена методика для її застосування при випасі корів.

Одним з важливих показників, який дозволяє оцінити умови живлення тварин на випасі є **перетравність корму**. Цей показник є дієвим не лише для характеристики поживності кормів їх продуктивної дії, а також може свідчити про ступінь доступності кормових засобів на пасовищі. Зниження перетравності органічної речовини на пасовищі, може слугувати маркером зниження доступності кормів, оскільки знижується можливість тварин споживати корми в умовах обмеженої їх кількості. Тому дослідження перетравності органічної речовини пасовищної трави в критичні періоди випасу дозволяють більш точно оцінити умови живлення тварин в конкретних умовах їх місцеперебування. В цьому зв'язку наші дослідження присвячені аналізу показників перетравності пасовищної трави в критичні періоди пасовищного сезону, безсумнівно є цікавим напрямком досліджень оскільки дозволяє оперативно оцінити умови випасу та живлення великої рогатої худоби на основі фекального індексу. Цей параметр на сьогодні є дієвим критерієм оцінки умов живлення жуйних тварин на випасі, зважаючи на практичну неможливість використання інших узагальнюючих показників поживності корму на пасовищах. Зокрема такий показник, як обмінна енергія, не завжди можна реально визначити в практичних умовах випасу. Але дослідження перетравності пасовищного корму потребує лабораторних досліджень, які не завжди є доступні для дрібного та середнього товаровиробника.

Саме тому нами запропонований дещо інший підхід щодо оцінки умов живлення жуйних тварин на пасовищах, який значною мірою базується на дослідженнях продуктивних показників основних кормових видів природних угідь, які займають провідне місце в структурі їх раціону. В цьому зв'язку у дисертації систематизовані основні критерії та розроблені методичні підходи у даному напрямку для великої і дрібної рогатої худоби в конкретних умовах Північної Житомирщини, яка характеризується значною кількістю пасовищних угідь. При оцінці умов живлення тварин на пасовищі ми пропонуємо орієнтуватися на показники якості та пропозиції пасовищного корму. Врахування якості та пропозиції пасовищного корму є важливим моментом наведених досліджень з методологічної та практичної точок зору. Параметри якості та пропозиції травостою легко визначити в практичних умовах виробництва, навіть непрямыми методами: за органолептичними показниками травостою, його висотою, врожайністю пасовища та фактичним рівнем продуктивності тварин. Тому при плануванні підгодівлі не обов'язково звертатися до витратних лабораторних та хімічних досліджень, а приймати рішення, щодо характеру підгодівлі тварин у польових умовах, що дозволяє спростити процедуру прийняття рішень щодо дозування концентрованих кормів тваринам у різних умовах випасу, та поліпшити практику беззбиткового виробництва молока та м'яса на пасовищах.

Принципи модельних розрахунків в умовах постійного випасу. Загальним недоліком вітчизняних та зарубіжних досліджень є відсутність прогнозування та моделювання умов живлення тварин протягом пасовищного періоду, зокрема в умовах постійного випасу.

Найбільш просте рівняння або модель, яка застосовується для порівняння споживання сухої речовини різними видами тварин запропонував Van Soest P.J., 1994 [339]. Це рівняння характеризує зв'язок між споживанням (Сп) та живою масою (ЖМ) тварин та має наступний вигляд: $Сп = ЖМ^{0,75}$. Інші рівняння регресії (або моделі) можуть враховувати крім живої маси й ряд інших параметрів, що дозволяє застосовувати дані рівняння для

визначення споживання з врахуванням потреб тварин на ріст і утворення продукції, або враховувати якість раціону тварин. Нижче наведені приклади таких рівнянь.

Аналіз літературних джерел свідчить, що для прогнозування споживання можна використовувати прогностичні моделі, які базуються на врахуванні метаболічних потреб тварин [223, 271, 287, 338]. Але дані моделі не є досконалими, оскільки не враховують характеристики травостою та його кількість (крім того потрібно проводити контроль живої маси тварин, мати достатню якість травостою, кількість доступного корму на пасовищі та ін..). Більш досконалими є моделі, які враховують вищезазначені параметри, зокрема моделі запропоновані: Meijs J.A. C. & Hoekstra J.A. (1984), Brown C.A., Chandler P.T. and Holter J.B. (1977), Caird and Holmes (1986).

Таким чином наразі існує значна кількість моделей, які дозволяють прогнозувати споживання корму тваринами на пасовищі, кожна з моделей була отримана експериментально в конкретних, специфічних умовах і тому має свої обмеження. На думку Christian (1981), навіть найдосконаліша модель може давати похибку внаслідок того, що в процесі проведення дослідів з поля зору дослідника випадає, один з факторів, що призводить до помилок при визначенні споживання. Враховуючи вищевикладені застереження слід розуміти важливість досліджень, які розширюють та вдосконалюють існуючі моделі щодо оцінки споживання на пасовищах.

Як зазначалося вище, дослідження кормової поведінки тварин та продуктивних характеристик травостою дають можливість краще організувати використання пасовищ тваринами. Це пов'язано з тим, що вищезазначені параметри можна використовувати, як для оцінки умов живлення, споживання корму та продуктивності тварин на пасовищі.

У зв'язку із вищезазначеним створена нами прикладна комп'ютерна модель, дозволяє чітко оцінювати умови живлення тварин у конкретні періоди використання пасовищ. Модель базується на врахуванні біологічної особливості жуйних тварин у першу чергу споживати молодий травостій, а в

другу – перестиглий. Тому поєднання такої біологічної особливості тварин з фактичними даними продуктивних характеристик травостою дає можливість оцінювати споживання корму.

Нами запропонований простий та надійний підхід щодо оцінки умов живлення тварин, який враховує якість та пропозицію пасовищного корму. Параметри, які характеризують умови живлення тварин на пасовищах можна легко визначати без використання не завжди доступних для дрібного товаровиробника лабораторних методів досліджень.

Таким чином результати прикладних етологічних досліджень та досліджень продуктивних характеристик травостою при багатоукісному їх використанні, а також модельні розрахунки, які враховують особливості кормової поведінки тварин уможливили розробку конкретного інструментарію, який дозволяє обґрунтувати технологічні аспекти живлення свійських жуйних тварин, поліпшувати умови їх живлення, і загалом, полегшує практику управління пасовищами.

Переваги і недоліки пасовищного типу годівлі. Багато років пасовища були одними з основних джерел кормів для молочного скотарства, але наприкінці 50-х років минулого століття багато країн з розвинутим тваринництвом почали надавати перевагу однотипній годівлі повно – змішаними раціонами на кормових столах.

Використання випасу створює проблеми великотоварним виробникам молока тому, що на пасовищі важче управляти надходженням поживних речовин в організм тварин. Це призводить до нижчої молочної продуктивності тварин, порівняно із годівлею корів з кормових столів [294, 216, 286].

Дослідження свідчать, що хоча випас корів й поступається однотипній годівлі рівнем молочної продуктивності, але дозволяє отримувати додаткові прибутки орієнтовно в межах 500–700 грн. у розрахунку на 1 корову за пасовищний сезон, за умови якщо різниця за продуктивності не перевищує 15% на користь однотипної годівлі. В той же час, при збільшенні різниці в

продуктивності корів за однотипної годівлі та пасовищним типом годівлі до 30% на користь однотипній годівлі, додаткових прибутків не слід очікувати.

Нашими дослідженнями встановлено необхідність удосконалення технології випасу та підгодівлі корів для товаровиробників, які орієнтуються на якість молока, та збільшення тривалості господарського використання тварин.

Тому ми рекомендуємо пасовищний тип годівлі індивідуальним селянським господарствам та невеликим за розміром господарствам, які не спроможні організувати годівлю з кормових столів, а також товаровиробникам, які орієнтуються на якість молока та збільшення тривалості господарського використання тварин.

Для великотоварних виробників доцільно використовувати пасовищний тип годівлі лише для сухостійних корів, та корів з порівняно низькою продуктивністю вкінці лактації.

Також ми рекомендуємо економічно стимулювати вітчизняних товаровиробників, які практикують пасовищний тип годівлі корів хоча б тому, що їх значно більше, в кількісному відношенні, ніж великотоварних виробників, а також тому, що вони знаходяться в гірших економічних умовах, але спроможні виробляти більш якісне молоко.

Використання пасовищ потребує детального технологічного обґрунтування. В цьому зв'язку розроблена схема загінного чотири – циклового використання пасовища умовною площею 1 га та врожайністю – 25 ц сухої речовини/га, яка дозволяє рівномірно забезпечувати тварин пасовищним кормом впродовж 150 днів випасу, практично без додаткової підгодівлі тварин. У ході виконання досліджень проаналізована помісячна висота травостоїв залежно від врожайності пасовищ, визначені рівні навантаження тварин у розрахунку на 1 га пасовищ та оцінена економічна ефективність використання 1 га пасовища при виробництві різних видів продукції тваринництва.

Крім того обґрунтовані технологічні параметри випасу молочних корів на пасовищах в умовах Українського Полісся, зокрема: оптимальний розмір стада, розмір загонів, тривалість випасу, необхідність підгодівлі, економічна ефективність використання пасовищ залежно від їх врожайності.

Дослідженнями встановлено, що при плануванні використання пасовищ акцент потрібно робити не лише на власне випас тварин, а на сіножатно – пасовищне використання угідь. Саме таке використання дозволяє поліпшити умови живлення тварин укінці пасовищного періоду за рахунок збільшення площі випасу на ділянках де заготовлюють сіно або сінаж.

Підгодівля тварин. Отримання високої продуктивності тварин на пасовищах неможливе без організації їх підгодівлі. Важливим елементом підгодівлі на пасовищі є концентровані корми, частково «повно-змішані раціони», мінеральний підкорм, які дозволяють поліпшити якість раціонів та, відповідно, умови живлення тварин. Але наразі в літературі відсутня конкретна інформація про ефективність підгодівлі тварин на природних пасовищах в різні періоди пасовищного сезону. Тому нами розроблені саме такі рекомендації.

Для практичних умов виробництва вкрай важливо обґрунтувати дози концентратів та іншої підгодівлі для різних умов випасу тварин, які забезпечують рентабельне виробництво молока. В цьому зв'язку нами складені детальні схеми підгодівлі великої і дрібної рогатої худоби концентрованими кормами залежно від продуктивних характеристик травостою та очікуваного рівня їх продуктивності, проведена оцінка економічної ефективності підгодівлі тварин у різних умовах випасу тварин та характеру їх підгодівлі.

Розрахунки схем підгодівлі проводилися на основі таких критеріїв, як якість та пропозиція пасовищного корму з подальшим включенням до складу пасовищного корму концентратів (виходячи з показників окупності підгодівлі концентратами додатково отриманою продукцією тварин) та з врахуванням «ефекту заміщення».

Складання схем підгодівлі саме у такий спосіб є більш дієвим методом планування підгодівлі на пасовищах, ніж традиційне складання раціонів, оскільки базується на результатах наукових експериментів численних досліджень, які викладені в літературних джерелах. І лише після складання схем годівлі нами проводилася подальша їх оптимізація за допомогою комп'ютерної програми «Раціон з елементами прогнозування забруднення продукції тваринництва радіонуклідами».

При проведенні оптимізації раціонів особливу увагу звертали на сучасні показники енергетичного, протеїнового та мінерального живлення тварин [288, 65], оскільки ці поживні речовини корму в найбільшій мірі обмежують рівень продуктивності тварин в літній період. Розрахунок відсутніх показників (таких як чиста енергія лактації, засвоєний протеїн і баланс азоту в рубці) проводився на підставі базових даних за поживністю вітчизняних кормів, а також з використанням «Таблиць для годівлі дійних корів, племінної великої рогатої худоби, овець і кіз», 32 видання, 2010 рік, служба сільського господарства землі Баварія, Німеччина.

Таким чином у ході виконання роботи досліджено закономірності міграції ^{137}Cs та ^{90}Sr у трофічному ланцюзі «грунт – корми – продукція тваринництва – людина» в умовах природних екосистем Українського Полісся. Встановлено вплив природних угідь на формування доз опромінення сільського населення, конкретизовано найбільш значущі джерела опромінення, що у підсумку надає можливість раціональніше управляти процесом надходження радіонуклідів в організм людини.

У дослідженні значну увагу приділено радіоекологічним основам живлення жуйних тварин в умовах природних угідь. Тварина є невід'ємним елементом навколишнього природного середовища і постійно з ним взаємодіє, ця взаємодія проявляється у вільному виборі корму в умовах випасу залежно від властивого їй типу кормової поведінки. Саме тому для зменшення забруднення продукції тварин радіонуклідами необхідно врахувати широкий спектр чинників критичності природних екосистем (щільність забруднення радіонуклідами ґрунту, тип ґрунту, умови зволоження ґрунту, віковий та видовий склад кормів, інтенсивність використання

травостою, внесок ґрунтових частинок, структуру раціону тварин у розрізі певних кормових видах рослин тощо).

Недостатньо повне розуміння чинників критичності природних угідь призводить до негативних наслідків – неможливості вжиття ефективних заходів, які забезпечать зменшення дозового навантаження населення [Пристер Б.С., 1999, 2006].

За результатами дослідження кількісно визначено роль основних чинників критичності щодо надходження радіонуклідів не лише в продукцію жуйних тварин, але і в організм сільського населення, а також надано конкретні рекомендації щодо використання природних угідь на забруднених радіонуклідами територіях.

Встановлено, що одним з основних заходів, який забезпечує радіологічно безпечне використання природних угідь населенням, є їх диференційоване використання та дотримання відповідних пріоритетів за використання: кормів, продукції тварин, інших місцевих продуктів харчування залежно від ступеня їх радіологічної небезпеки.

Крізь призму годівлі та живлення тварин досліджено не лише радіологічні, але й технологічні основи використання природних екосистем.

Розроблено конкретні методичні підходи та практичний інструментарій щодо удосконалення системи годівлі свійських жуйних тварин, детально обґрунтовано технологічні параметри їх випасу та підгодівлі, проведено економічну оцінку ефективності використання природних угідь.

Проведені дослідження є основою використання природних екосистем та проживання населення в конкретних зонально-кліматичних умовах Українського Полісся.

Висновки

У дисертаційній роботі науково доведено і практично розв'язано актуальну проблему наукової розробки радіологічно безпечних та технологічно і економічно обґрунтованого використання природних угідь Українського Полісся. Удосконалено систему годівлі свійських жуйних тварин в умовах природних угідь, обґрунтовано технологічні та економічні основи їх використання. Обстежено умови випасу великої та дрібної рогатої худоби на пасовищах, розроблено класифікацію цих умов, зокрема критеріїв якості та пропозиції пасовищного корму. Запропоновано конкретні методики та практичний інструментарій для їх втілення в реальних умовах виробництва продукції тваринництва та проживання населення на забруднених радіонуклідами територіях.

1. Системно досліджено стан природних угідь та кількісно визначено вплив чинників навколишнього природного середовища, а також технологічних чинників на накопичення ^{137}Cs та ^{90}Sr кормовими видами рослин та харчової продукції, зокрема таких: щільності забруднення ґрунту радіонуклідами, типу ґрунту, умов зволоження ґрунту, місця розташування травостою в різних елементах екологічної підсистеми, інтенсивності використання травостою, віку та фази дозрівання рослин (періоду проведення першого укусу), видового складу рослин, забруднення ґрунтовими частинками тощо.
2. Встановлено, що регіон досліджень характеризується широким діапазоном рівнів забруднення кормових видів рослин. Відмінності між мінімальними і максимальними значеннями концентрації ^{137}Cs у рослинах перевищує 200 разів (від 42 Бк/кг сухої речовини до > 8400 Бк/кг сухої речовини), а різниця між коефіцієнтами переходу ^{137}Cs у кормові види рослин – 400 разів (від $0,4 \text{ Бк/кг} \cdot 10^{-3}$ до $> 168 \text{ Бк/кг} \cdot 10^{-3}$).
3. Аналіз динаміки забруднення продукції природних екосистем радіонуклідами впродовж періоду спостережень засвідчив, що майже на всіх стаціонарах знизилась питома активність радіонукліда в пасовищній

траві, фітомасі дерев та чагарничків, виробленій продукції (молоці та м'ясі). Об'єктивно виявлено зниження забруднення радіонуклідами трофічного ланцюга «грунт – рослина – тварина – організм людини».

4. Результати математичного моделювання вмісту ^{137}Cs у харчовій продукції лісу демонструють стійку тенденцію до самоочищення. Так, уміст ^{137}Cs у чорниці впродовж початкового періоду після аварії на ЧАЕС (1986–1992 рр.) доволі швидко (приблизно втричі) зменшився. У наступний період (1992–2002 рр.) уміст радіонукліда у ягодах зменшився у середньому вдвічі. Для різних видів їстівних грибів фактично однотипною є динаміка вмісту ^{137}Cs : 1) збільшення вмісту радіонукліда впродовж певного періоду; 2) певною мірою виражений пік (або плато); 3) поступове зменшення згаданого показника у наступний період. Максимальна питома активність ^{137}Cs спостерігалася у таких видах грибів: *Cantharellus cibarius* – у 1997 р.; *Xerocomus chrysenteron* – 1996 р.; *Russula paludosa* – 2000 р.; *Boletus edulis* – у 2005 р. Через 30 років після аварії ЧАЕС, згадані види грибів за вмістом ^{137}Cs у сухій речовині утворюють такий ранжируваний ряд: *Xerocomus chrysenteron* >> *Russula paludosa* > *Boletus edulis* > *Cantharellus cibarius*.
5. Встановлено структуру раціону великої рогатої худоби та свійських кіз за їх випасу в умовах лісових насаджень, що дає змогу здійснювати радіологічні прогнози у тваринництві, оцінювати умови живлення тварин та планувати їх підгодівлю.
6. За зниження якості і пропозиції пасовищного корму питома активність ^{137}Cs у молоці корів знижується, хоча цей факт є менш очевидним в умовах стаціонару з важким гранулометричним складом унаслідок можливого впливу ґрунтових частинок на забруднення молока корів.
7. Значні варіації рівнів забруднення кормів в умовах природних екосистем заважають проводити точні прогнозні оцінки рівня забруднення організму тварин та продукції тваринництва радіонуклідами. Швидким, простим, недорогим, надійним і ефективним методом моніторингу забруднення

можуть бути екскременти тварин. У ході досліджень встановлено взаємозв'язок між забрудненням радіонуклідами калу та м'яса тварин.

8. Ступінь впливу ґрунтових частинок на забруднення продукції тваринництва є вищим на стаціонарах, які характеризуються важчим гранулометричним складом та меншими значеннями коефіцієнтів переходу ^{137}Cs у ланцюзі «ґрунт – рослина». Тому на легких ґрунтах Українського Полісся ґрунтові частинки не є визначальним чинником надходження радіонуклідів у організм тварин. Їх внесок у загальній активності раціону не перевищує 15%.
9. За випасу великої та дрібної рогатої худоби на стаціонарах, які характеризуються однаковою концентрацією ^{137}Cs у сухій речовині пасовищного корму м'ясо кіз та овець у 3,5 раза, а молоко кіз та яловичина у 2–2,2 раза перевищує рівень забруднення молока корів цим радіонуклідом.
10. Дослідження забруднення продукції (молока, м'яса свійських тварин та м'яса козулі європейської) ^{137}Cs та ^{90}Sr надало змогу регламентувати граничні щільності забруднення ґрунту радіонуклідами за використання різних типів природних угідь жуйними тваринами. За ступенем критичності щодо виробництва продукції тваринництва природні угіддя утворюють такий ранжирований ряд (за порядком зменшення): лісові насадження (ТЛУ В₂–В₃) > лісові насадження (ТЛУ С₂–С₃) > суходільні гідроморфні пасовища на дерново-підзолистих ґрунтах >> суходільні автоморфні пасовища на дерново-підзолистих ґрунтах > заплавні гідроморфні пасовища на дерново-лучних ґрунтах > заплавні автоморфні пасовища на дерново-лучних ґрунтах. Різниця між граничними типами пасовищ щодо забруднення кормів ^{137}Cs перевищує 50 разів.
11. Наразі найдієвішими технологічними заходами за випасу жуйних тварин на природних пасовищах, які спрямовані на зниження забруднення продукції тваринництва радіонуклідами, є диференційоване використання угідь залежно від ступеня їх радіологічної небезпеки, з урахуванням

чинників критичності, а також підгодівля худоби. Потенційна ефективність таких заходів залежить від наявної площі найменш критичних типів угідь та можливостей організації належної підгодівлі і може перевищувати 2–50 разів.

12. Встановлено дози опромінення сільського населення у 1996 р. та через 30 років після аварії на ЧАЕС (у 2016 р.). З'ясовано, що спосіб проживання та характер харчування населення є визначальними чинниками його опромінення ^{137}Cs та ^{90}Sr : сумарні дозові навантаження населення від споживання в складі «місцевих» харчових продуктів, а також зовнішнього опромінення в середньому для групи А перевищують 13 мЗв/рік, та 4 мЗв/рік – для групи Б. У окремих жителів населеного пункту дозові навантаження сягають 32 мЗв/рік, що зумовлено переважанням у їх раціоні «місцевих» харчових продуктів: грибів, лісових ягід, молока та м'яса тварин, що випасаються в умовах природних екосистем. Істотного, 10–20-кратного, зменшення надходження радіонуклідів у організм сільського населення можна досягти навіть без проведення інтенсивних контрзаходів – шляхом обмеження споживання критичних харчових продуктів природних угідь, або зміною пріоритетів у їх використанні.
13. Засобами математичного моделювання, з урахуванням регіональних радіоекологічних умов, особливостей проживання та специфіки дієти населення, питомої активності радіонуклідів у харчових продуктах природних екосистем (гриби, ягоди, молоко та м'ясо тварин), встановлено прогнозну дозу внутрішнього опромінення населення та розраховано ризики для здоров'я людини у заданий проміжок часу після аварії на ЧАЕС. Загальне надходження ^{137}Cs до організму населення критичної групи А с. Христинівки у 2016–2020 рр. значно зменшиться порівнянно з 1996 р. – з 14,54 до <10,10 мЗв/рік. Проте відносна частка харчової продукції природних екосистем у загальній дозі опромінення залишиться майже незмінною або навіть зростатиме внаслідок погіршення соціальних умов проживання населення.

14. Під час організації випасу жуйних тварин в умовах природних екосистем, оцінювання умов їх годівлі та радіологічних наслідків використання угідь найбільш доцільно проводити на основі показників якості та пропозиції пасовищного корму відповідно до розроблених методичних підходів.
15. Продуктивний потенціал природних угідь можна ефективно використовувати за виробництва м'яса різних видів жуйних тварин, переважно на етапі дорощування, вирощування ремонтного поголів'я, а також для низько-та середньопродуктивних молочних корів, майже без застосування підгодівлі тварин, а лише за умови раціональної організації навантаження тварин на основі розробленої схеми випасу. Внаслідок низького рівня продуктивності великої рогатої худоби за випасу на природних пасовищах врожайністю менше, ніж 2,5т СР/га їх доцільніше використовувати для випасу дрібної рогатої худоби.
16. Для забезпечення високої молочної та м'ясної продуктивності тварин на природних угіддях слід обов'язково застосовувати підгодівлю тварин. Підгодівлю доцільно здійснювати на основі критеріїв якості та пропозиції пасовищного корму, з введенням у раціон необхідної кількості концентратів, грубих та об'ємистих кормів і мінеральних добавок у складі «частково повнозмішаних раціонів» відповідно до розроблених схем.
17. Економічна ефективність використання природних угідь врожайністю понад 2,5 т СР/га свійськими жуйними тваринами може значно перевищувати 900 грн/га (100 дол. США/га). Але існуючий диспаритет цін є стримуючим чинником росту економічної ефективності використання природних екосистем та інтенсифікації галузей тваринництва, які орієнтуються на їх використання. Реальним шляхом розв'язання проблеми є пошук ринків збуту продукції тваринництва (на сьогодні переважно яловичини) як «органічної» та «екологічно безпечної». Цього можна досягти за дотримання технологічних та радіоекологічних рекомендацій у процесі виробництва.

Рекомендації виробництву

З метою раціонального використання продукції природних угідь в умовах радіоактивного забруднення необхідно враховувати основні чинники критичності та застосовувати контрзаходи, які полягають у диференційованому їх використанні залежно від ступеня радіологічної небезпеки, в дотриманні пріоритетів щодо використання харчової та кормової продукції. Це забезпечує істотне, 10–50-кратне, зменшення надходження радіонуклідів у організм тварин та доз опромінення сільського населення.

Під час організації випасу та планування забою тварин необхідно використовувати показники забруднення радіонуклідами екскрементів тварин.

З метою підвищення економічної ефективності використання кормів природних угідь жуйними тваринами слід орієнтуватися на критерії якості та пропозиції пасовищного корму, що систематизовані нами у ході виконання досліджень.

Для прикладних модельних розрахунків з оптимізації живлення свійських жуйних тварин у літній період та забезпечення технологічних параметрів використання природних угідь слід застосовувати розроблену модель, що враховує особливості кормової поведінки тварин на пасовищі, та комп'ютерну програму «Раціон з елементами прогнозування забрудненості продукції тваринництва радіонуклідами».

Під час організації використання природних угідь свійськими жуйними тваринами та планування їх підгодівлі, слід використовувати запропоновані методики та рекомендації (2015 р.).

Виробникам, що утримують худобу м'ясного напрямку продуктивності в умовах радіоактивного забруднення, слід орієнтуватися на розроблені проектні рішення, що викладені у «Рекомендаціях з використання природних кормових угідь худобою м'ясного напрямку продуктивності (2015 р.).

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Аккумулятивная активность макромицетов в условиях радионуклидного загрязнения территории Украины / А.А. Гродзинская, С.А. Сырчин, Н.Д. Кучма, С.П. Вассер // Микобиота Украинского Полесья: последствия Чернобыльской катастрофы. – К.: Наук. думка, 2013. – С. 217–260.
2. Анализ факторов, определяющих формирование доз внутреннего облучения сельского населения и эффект защитных мероприятий в сельском хозяйстве в отдаленный период после аварии на Чернобыльской АЭС / С.В. Фесенко, Р. М. Алексахин, Н.И. Санжарова, С.И. Спиридонов // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1999. – Т. 39, № 5. – С. 487–499.
3. Багатоетапний процес побудови математичної моделі міграції радіонуклідів в лісових екосистемах Українського Полісся після аварії на Чорнобильській АЕС / М.М. Колодницький, О.О. Орлов, В.М. Янчук [та ін.] // Вісник ЖІТІ. Технічні науки. – 2000. – № 12. – С. 221–225.
4. Бахтарьяра В.Г. Масштабы катастрофы / В.Г. Бахтарьяра // Чернобыльская катастрофа / под ред. В.Г. Бахтарьяра. – К. : Наук. думка, 1995. – С. 19–43.
5. Бойко О.Л. Закономірності розподілу валового запасу ^{137}Cs у лісових біогеоценозах Українського Полісся / О.Л. Бойко, О.О. Орлов // Наук. вісник НЛТУ України. – 2012. – Вип. 22.13. – С. 29-37.
6. Борщенко А.В. Особливості кормової поведінки свійських кіз при їх випасі в соснових та мішаних лісах в зимовий період / А.В. Борщенко, В.В. Борщенко // Наука. Молодь. Екологія–2005 : зб. тез I міжвуз. наук.-практ. конф. студентів, аспірантів та молодих вчених, 9–10 червня 2005 р. / ЖНАЕУ. – Житомир, 2005. – С. 33–35.
7. Борщенко В.В. Використання параметрів кормової поведінки великої рогатої худоби та продуктивних характеристик травостою для прогнозування споживання пасовищного корму тваринами та організації

- використання пасовищ / В.В. Борщенко // Вісн. ЖНАЕУ. – 2013. – № 1 (35), т. 2. – С. 279–291.
8. Борщенко В.В. Використання результатів етологічних досліджень для визначення структури раціону кіз при їх випасі в лісах та складанні радіологічних прогнозів / В.В. Борщенко // Зб. наук. пр. Вінницького нац. аграр. ун-ту. – 2012. – Вип. 5 (67). – С. 17–24.
 9. Борщенко В.В. Динаміка накопичення ^{137}Cs в кормах та організмі козулі європейської в лісових екосистемах Полісся України / В.В. Борщенко // Вісн. ЖНАЕУ. – 2013. – № 2 (38), т. 1. – С. 174–185.
 10. Борщенко В.В. Забруднення продукції скотарства ^{137}Cs при використанні різних кормів природних угідь / В.В. Борщенко // Проблеми зооінженерії та ветеринарної медицини : зб. наук. пр. / Харків. держ. зоовет. акад. – 2009. – Вип. 19. – С. 13–24.
 11. Борщенко В.В. Критерії та методичні підходи щодо оцінки умов живлення корів на пасовищі / В.В. Борщенко // Наук. вісн. НУБіП. Сер. Технологія виробництва і переробки продукції тваринництва. – 2015. – Вип. 205. – С. 34–41.
 12. Борщенко В.В. Методичні аспекти застосування моделі, яка враховує особливості кормової поведінки великої рогатої худоби на пасовищі при постійному випасі / В.В. Борщенко // Вісн. ЖНАЕУ. – 2010. – № 1. – С. 115–122.
 13. Борщенко В.В. Можливості використання екскрементів з метою прогнозування забрудненості організму тварин та продукції тваринництва ^{137}Cs / В.В. Борщенко // Вісн. ДАУ. – 2008. – № 2, т. 1. – С. 72–77.
 14. Борщенко В.В. Непрямі методи оцінки радіологічних наслідків використання різних типів кормових угідь при виробництві молока корів / В.В. Борщенко // Вісн. ЖНАЕУ. – 2010. – № 2. – С. 45–53.
 15. Борщенко В.В. Обґрунтування типів літньої годівлі корів / В.В. Борщенко // Вісн. ЖНАЕУ. – 2015. – № 2 (52), т. 3. – С. 197–203.

16. Борщенко В.В. Оптимізація живлення ремонтних телиць абердин-ангуської породи на природному пасовищі / В.В. Борщенко // Тваринництво України. – 2011. – № 1/2. – С. 32–35.
17. Борщенко В.В. Підгодівля дрібної рогатої худоби концентрованими кормами на пасовищах / В.В. Борщенко // Зб. наук. пр. Вінницького нац. аграр. ун-ту. – 2014. – Вип. 1 (83), т. 2. – С. 3–12.
18. Борщенко В.В. Планування підгодівлі корів на пасовищі концентрованими кормами та економічна ефективність виробництва молока / В.В. Борщенко // Зб. наук. пр. Вінницького нац. аграр. ун-ту. – 2013. – Вип. 3 (73). – С. 3–14.
19. Борщенко В.В. Поживна цінність кормів лісових угідь в літній пасовищний період / В.В. Борщенко // Вісн. ЖНАЕУ. – 2012. – № 2 (33), т. 2. – С. 28–32.
20. Борщенко В.В. Поживність кормових видів рослин лісових угідь в осінній та зимовий періоди в контексті етологічних досліджень на свійських козах / В.В. Борщенко // Зб. наук. пр. Подільського держ. агротехн. ун-ту. – 2011. – Вип. 19. – С. 21–24.
21. Борщенко В.В. Показники перетравності пасовищної трави в критичні періоди пасовищного сезону та їх використання для оцінки продуктивності великої рогатої худоби на випасі / В.В. Борщенко // Вісн. ЖНАЕУ. – 2013. – № 1 (36), т. 1. – С. 153–159.
22. Борщенко В.В. Порівняльний аналіз вітчизняних норм годівлі ремонтних телиць м'ясних порід та норм NRC / В.В. Борщенко // Наук. вісн. ЛНУВМБТ ім. С.З. Гжицького. – 2010. – Т. 12, № 2, ч. 3. – С. 14–18.
23. Борщенко В.В. Принципи та методичні підходи при плануванні підгодівлі молодняку великої рогатої худоби на пасовищі концентратами / В.В. Борщенко // Вісн. ЖНАЕУ. – 2014. – № 2 (44), т. 3. – С. 89–99.
24. Борщенко В.В. Прогнозування врожайності пасовищ за висотою травостою / В.В. Борщенко // Зб. наук. пр. Подільського держ. агротехн. ун-ту. – 2013. – Вип. 21. – С. 40–41.

25. Борщенко В.В. Прогнозування забруднення продукції кіз ^{137}Cs при випасі в умовах лісових кормових угідь / В.В. Борщенко // Вісн. ЖНАЕУ. – 2013. – № 1 (34), т. 3. – С. 174–187.
26. Борщенко В.В. Продуктивні характеристики травостою при багатуокісному використанні пасовищ / В.В. Борщенко // Корми і кормовиробництво. – 2010. – Вип. 66. – С. 227–233.
27. Борщенко В.В. Радиоэкологическая оценка различных типов кормовых угодий и использование сорбентов как способа снижения поступления ^{137}Cs в продукцию животноводства : дис. ... канд. с.-х. наук : спец. 03.00.16; 06.02.02 / В.В. Борщенко. – Житомир, 1994. – 145 с.
28. Борщенко В.В. Радіологічні аспекти використання травостою у розрізі екологічних підсистем заплавних луків / В.В. Борщенко // Вісн. ЖНАЕУ. – 2009. – № 2. – С. 65–70.
29. Борщенко В.В. Структура раціону молочних корів при їх випасі на природних угіддях в критичні періоди пасовищного сезону / В.В. Борщенко // Вісн. ЖНАЕУ. – 2012. – № 2 (33), т. 2. – С. 126–130.
30. Борщенко В.В. Структура раціону свійських кіз при їх випасі в лісах в умовах продовженого пасовищного сезону та радіологічні наслідки використання даного типу кормових угідь / В.В. Борщенко // Вісн. Дніпропетровського держ. аграр. ун-ту. – 2013. – № 2 (32). – С. 122–125.
31. Борщенко В.В. Сучасна технологія виробництва молока та досвід застосування однотипної годівлі корів у СТОВ «Хлібороб» Козятинського району Вінницької області / В.В. Борщенко, В.Ю. Іванов, Ю.А. Прокопчук // Вісн. ЖНАЕУ. – 2014. – № 2 (44), т. 3. – С. 99–111.
32. Борщенко В.В. Технологічне обґрунтування використання пасовищ для випасу корів на Поліссі України / В.В. Борщенко // Вісн. Сумського нац. ун-ту. – 2014. – Вип. 2/1 (24). – С. 138–145.
33. Борщенко В.В. Управління випасом та економічна ефективність використання природних пасовищ на північному Поліссі України /

- В.В. Борщенко // Наук.–техн. бюл. Ін-ту тваринництва НААН. – 2013. – № 109, ч. 2. – С. 20–33.
34. Борщенко В.В. Метаболізм радіонуклідів в організмі сільськогосподарських тварин та їх надходження в продукцію тваринництва / В.В. Борщенко // Проблеми екології лісу і лісокористування на Поліссі України. – 2002. – Вип. 3 (9). – С. 140–150.
35. Борщенко В.В. Особливості забруднення ^{137}Cs та ^{90}Sr різних ланок трофічного ланцюгу в умовах природних екосистем Полісся України в післячорнобильський період / В.В. Борщенко, С.П. Вербельчук, Т.В. Вербельчук // Вісн. ДААУ. – 2001. – № 1. – С. 39–43.
36. Борщенко В.В. Особливості накопичення ^{137}Cs та ^{90}Sr травостоєм природних пасовищ / В.В. Борщенко, С.П. Вербельчук, Т.В. Вербельчук // Вісн. ДАУ. – 2002. – № 2. – С. 44–49.
37. Вербельчук С.П. Обґрунтування використання критичних ландшафтів Полісся України, забруднених ^{137}Cs внаслідок аварії на ЧАЕС [Рукопис] : дис. ... канд. с.-г. наук : 03.00.16 / С.П. Вербельчук. – Житомир : ЖНАЕУ, 2009. – 144 с.
38. Вертикальна міграція цезію–137 та йоду–129 в дерново–підзолистих ґрунтах Полісся України / В.П. Славов, М.І. Дідух, В.В. Борщенко [та ін.] // Вісн. аграр. науки. – 1997. – Спец. вип. – С. 27–30.
39. Вивчення формування радіаційної ситуації в громадських та розробка рекомендацій з виробництва сільськогосподарської продукції, яка б не перевищувала ТДР : заключний звіт / під ред. Є.К. Гаргера. – К., 1998. – 180 с.
40. Використання прогнозного математичного моделювання для оцінки доз внутрішнього опромінення населення від харчових продуктів лісу / О.О. Орлов, В.М. Янчук, ... В.В. Борщенко [та ін.] // Антропогенно-змінене середовище України: ризики для здоров'я населення та екологічних систем : матеріали Міжнар. конф. – К.: Чорнобиль-інтерінформ, 2003. – С. 119–141.

41. Винничук Д.Т. Козы в агроэкосистемах (научно-технологическое обеспечение аграрного производства) / Д.Т. Винничук, Ю.А. Тарарико, Ю.В. Гузеев ; под ред. В.А. Пабата. – К. : Техніка, 2008. – 77 с.
42. Вінічук М.М. Радіоекологічні функції мікоризоутворюючих макроміцетів / М.М. Вінічук. – Житомир: Вид-во ЖДТУ, 2011. – 238 с.
43. Влияние комбинированного кормления коров в летний период на обмен веществ в организме / В.П. Славов, М.М. Кривой, В.В. Борщенко, В.Н. Степаненко // Молочное и мясное скотоводство. – 2002. – № 4. – С. 31–32.
44. Вміст ^{90}Sr в пасовищній траві в залежності від частоти її скошування / В. П. Славов, В. В. Борщенко, П. М. Малярчук [та ін.] // Наука. Чорнобиль–98 : тези доп. наук.–практ. конф. – К., 1999. – С. 127.
45. Внесок ^{137}Cs ґрунтового походження в загальну активність пасовищної трави / М.І. Дідух, П.М. Малярчук, В.В. Борщенко [та ін.] // Наука. Чорнобиль–98 : тези доп. наук.–практ. конф. – К., 1999. – С. 125.
46. Вплив комбінованого типу годівлі корів на їх продуктивність та якість молока / В.П. Славов, М.М. Кривий, ...В.В. Борщенко [та ін.] // Вісн. ДАУ. – 2002. – № 1. – С. 95–98.
47. Вторичное загрязнение пастбищной травы ^{137}Cs в зависимости от интенсивности исследования и фазы вегетации / В.В. Борщенко, В.П. Славов, М.Н. Кривой [и др.] // Сб. тез. IV съезда по радиационным исследованиям. – М. : Рос. ун-т Дружбы народов, 2001. – Т. 2. – С. 690.
48. Георгиевский В. Б. Экологические и дозовые модели при радиационных авариях / В. Б. Георгиевский. – К. : Наук. думка, 1994. – 236 с.
49. Гноєвий І.В. Удосконалення кормової бази в господарствах за цілорічно однотипної годівлі великої рогатої худоби / І.В. Гноєвий // Наук.-техн. бюл. Ін-ту тваринництва УААН. – 2006. – № 92. – С. 25–31.
50. Головка О.В. Розподіл валового запасу ^{137}Cs на відкритих ділянках болотного масиву Сира Погоня (Західне Полісся України) /

- О.В. Головка, О.О. Орлов // Вісник Національного ун-ту водного господарства та природокористування. – 2013. – Вип. 2(62). – С. 40-46.
51. Дворник А.М. Модель FORESTDOSE - EXTERNAL формирования внешней дозы облучения от леса / А.М. Дворник, Т.А. Жученко // Проблеми екології лісів і лісокористування на Поліссі України : наук. пр. / Поліська АЛНДС. – 1998. – Вип. 5. – С. 62–69.
52. Дворник А.М. Модель FORESTDOSE – INTERNAL формирования внутренней дозы облучения от леса / А.М. Дворник, Т.А. Жученко // Проблеми екології лісу і лісокористування на Поліссі України : наук. пр. / Поліська АЛНДС. – 2000. – Вип. 1 (7). – С. 139–148.
53. Десять лет после аварии на ЧАЭС : Нац. докл. Украины / Минчернобыль. – К., 1996. – С. 11–16.
54. Динаміка доз внутрішнього опромінення мешканців, які добровільно повернулися до 30- кілометрової зони ЧАЕС, за післяаварійний період / В.С. Репін, Н.Ю. Новак, Л.А. Литвінець [та ін.] // Бюл. екологічного стану зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 1998. – № 11. – С. 46–47.
55. Динаміка коефіцієнтів накопичення ^{137}Cs трав'янистими рослинами на торф'яно-болотних ґрунтах з аномально високою біологічною доступністю / І.М.Малоштан, С.В. Поліщук, Ю.В. Хомутінін [та ін.] // Ядерна фізика та енергетика. – 2015. – Т. 16, №3. – С. 263–272.
56. Дутов О.І. Сучасні підходи до раціонального використання радіоактивно забруднених земель (на прикладі аварії на Чорнобильській АЕС) / О.І. Дутов // Агрохімія і ґрунтознавство. – 2012. – Вип. 77. – С. 38–43.
57. Ефективність контрзаходів при виробництві кормів, молока і м'яса в зоні радіоактивного забруднення / Ю.І.Савченко, І.М. Савчук, В.П. Фещенко [та ін.] // Вісник Державної агроекологічної академії України. – Житомир, 2000. Жовтень, спецвипуск. – С. 202–207.

58. Закономірності переходу радіоцезію в системі ґрунт–рослина–молоко корів / В.П. Славов, М.І. Дідух, П.М. Малярчук, В.В. Борщенко // Наука. Чорнобиль-96 : тези доп. наук.-практ. конф. – К., 1997. – С. 49.
59. Зарубина Н.Е. Влияние количества атмосферных осадков и температуры воздуха на накопление ^{137}Cs высшими грибами / Н.Е. Зарубина // Ядерна фізика та енергетика. – 2012. – Т. 13, № 4. – С. 408-412.
60. Ильин М.И. Закономерности поведения ^{137}Cs и ^{90}Sr чернобыльских выпадений в почвенно-растительном покрове кормовых угодий Полесья Украины // Пробл. с.-х. радиологии. – 1996. – Вып. 4. – С. 159–169.
61. Імобілізація ^{90}Sr і ^{137}Cs у контрастних за властивостями ґрунтах / Ю.О. Іванов, І.М. Малоштан, І.В. Кулик, В.В. Павлюченко // Ядерна фізика та енергетика. – 2014. – Т. 15, № 3. – С. 277-284.
62. Інтенсивність акумуляції ^{137}Cs видами трав'яно-чагарничкового ярусу дубово-соснових лісів у вологих сугрудах Житомирського Полісся / О.О. Орлов, О.В. Тарасевич, О.В. Зборовська, О.В. Жуковський // Лісівництво і агролісомеліорація. – 2013. – Вип. 123. – С. 178-186.
63. Кабатникова Г.И. Соотношение радионуклидов стронция и цезия в растениях и почвах лесных фитоценозов / Г.И. Кабатникова, Т.Н. Болотских, Б.И. Якушев // Тези доп. 3-го радіобіол. з'їзду. – К., 1993. – Т. 1. – С. 426.
64. Как рассчитать показатели чистая энергия лактации, усвоенный протеин и баланс азота в рубце для корма, зная данные по сырому протеину, сырому жиру, сырой клетчатке, сырой золе и БЭВ [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://soft-agro.com/korovy/kak-rasschitat-pokazateli.html>
65. Кандиба В.М. Актуальні проблеми і пріоритетні шляхи розвитку науки і практики нормованої годівлі великої рогатої худоби в Україні до 2010-2020 рр. / В.М. Кандиба // Ефективні технології та менеджмент у тваринництві : зб. наук. пр. / Харків. держ. зоовет. акад. – 2008. – Т. 19, вип. 1. – С. 89–98.

66. Карачов І.І. Проблеми радіоактивного забруднення харчових продуктів лісу і внутрішнє опромінення населення / І.І. Карачов // Проблеми харчування. – 2006. – №1. – С. 1-6.
67. Карпусь М.М. Деталізована поживність кормів та раціони годівлі корів у зоні радіоактивного забруднення Полісся України / М.М. Карпусь, В.П. Славов, Б.С. Прістер. – Житомир : Тетерів, 1994. – 288 с.
68. Ковган Л.Н. Общие внешние и внутреннее облучение населения Украины за 15 лет после Чернобыльской аварии и прогноз рисков / Л.Н. Ковган, И.А. Лихтарёв // Междунар. журн. радиационной медицины. – 2002. – № 1/4, т. 4. – С. 79–98.
69. Комбінований тип годівлі, його використання для великої рогатої худоби / В. Славов, М. Кривий, В. Борщенко [та ін.] // Тваринництво України. – 2007. – № 11. – С. 18–21.
70. Комбіновані раціони корів у літній період / В.І. Гноєвий, О.К. Трішин, І.В. Гноєвий, Г.Н. Попова. // Корми і кормовиробництво. – 2005. – Вип. 55. – С. 152–160.
71. Коноваленко Л.Ю. Использование кормовых ресурсов леса в животноводстве [Электронный ресурс] / Л.Ю. Коноваленко. – М. : Росинформагротех, 2011. – 52 с. – Режим доступа: <http://krasik-arx.ru/uploads/docs/Library/Использование%20кормовых%20ресурсов%20леса%20в%20животноводстве.pdf>.
72. Концепція ведення агропромислового виробництва на забруднених територіях та їх комплексної реабілітації на період 2000-2010 рр. / за ред. Б.С. Прістера. – К. : Світ, 2000. – 46 с.
73. Корми: оцінка, використання, продукція тваринництва, екологія / М.Ф. Кулик, Р.Й. Кравців, Ю.В. Обертюх [та ін.] ; за ред. М.Ф. Кулика, Р.Й. Кравціва, Ю.В. Обертюха, В.В. Борщенка. – Вінниця : Тезис, 2003. – 334 с.
74. Кормление коров на выпасе [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://soft-agro.com/korovy/kormlenie-korov-na-vypase.html>

75. Кормовая мочеви́на в кормлении КРС [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://soft-agro.com/korovy/kormovaya-mochevina-v-kormlenii-krs.html>.
76. Кормові угіддя північної Житомирщини / В.В. Борщенко, М.М. Кривий, В.П. Славов, С.П. Вербельчук // Тваринництво України. – 2008. – № 11. – С. 5–11.
77. Косарчук О.В. Динаміка ефективності довготривалого застосування контрзаходів на радіоактивно забруднених територіях у віддалений період після аварії на ЧАЕС / О.В. Косарчук, М.М. Лазарев, О.М. Кадигріб // Ядерна фізика та енергетика. – 2014. – Т. 15, № 3. – С. 285–293.
78. Краснов В.П. Наукові основи використання продукції лісового господарства в умовах радіоактивного забруднення лісів : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня доктора с.-г. наук : спец. 06.03.03 – лісознавство і лісівництво / В.П. Краснов. – К., 2000. – 43 с.
79. Краснов В. Результати та перспективи радіоекологічних досліджень у лісових екосистемах України / Краснов В., Орлов О., Ландін В. // Міжнар. конф. «Двадцять п'ять років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього» (м. Київ, 20-22 квітня 2011 р.). – Збірка доповідей. – Т. 2. – Київ: Вид-во КІМ, 2011. – С. 312–316.
80. Краснов В.П. Динаміка чисельності та радіоактивного забруднення мисливських ратичних тварин у лісах Житомирського Полісся / В.П. Краснов, І.Т. Гулик, Т.В. Курбет // Лісівництво і агролісомеліорація. – 2013. – Вип. 122. – С. 178–186.
81. Краснов В.П. Радиоекология съедобных макромицетов / В.П. Краснов, А.А. Орлов, Т.В. Курбет– Житомир: Вид-во «Волинь», ПП «Рута», 2006. – 220 с.
82. Краснов В.П. Радиоекология ягодных растений / В.П. Краснов, А.А. Орлов. – Житомир: Волинь, 2004. – 264 с.

83. Краснов В.П. Радіоекологія лікарських рослин / В.П. Краснов, О.О. Орлов, А.І. Гетьманчук. – Житомир: Полісся, 2005. – 216 с.
84. Краснов В.П. Радіоекологія лісів Полісся України / В.П. Краснов. – Житомир : Волинь, 1998. – 144 с.
85. Ландін В.П. Методологія реабілітації та збалансованого використання радіоактивно забруднених лісових екосистем : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня доктора с.-г. наук : спец. 03.00.16 – екологія / В.П. Ландін.– К., 2013. – 41 с.
86. Ландін В.П. Акумуляція радіонуклідів макроміцетами в Українському Поліссі / В.П. Ландін, Г.А. Гродзинська // Агроекологічний журнал. – 2014. – №4. – С. 32–37.
87. Лекарственные растения как объект мониторинга радиоактивного загрязнения лесных экосистем Украинского Полесья / А.А. Орлов, В.П. Краснов, С.П. Иркиенко [и др.] // Устойчивое развитие: загрязнение окружающей среды и экологическая безопасность : тез. докл. 1-ой Междунар. науч.-практ. конф. (Днепропетровск, 4–8 декабря 1995 г.). – Днепропетровск : ДГУ, 1995. – Т. 1. – С. 175.
88. Лес. Человек. Чернобыль. Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС: состояние, прогноз реакция населения, пути реабилитации / В.А. Ипатьев, В.Ф. Багинский, И.М. Булавик [и др.] ; под ред. В.А. Ипатьева. – Гомель : Ин-т леса НАН Беларуси, 1999. – 454 с.
89. Мастер-класс: составляем рацион для коровы [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://soft-agro.com/korovy/master-klass-sostavlyаем-racion-dlya-korovy.html>.
90. Методи та засоби математичного моделювання міграції радіонуклідів у природних екосистемах / В.М. Янчук, М.М. Колодницький, А.М. Ковальчук [та ін.]. – Житомир: ЖІТІ, 2002. – Т. 1. Від аналізу до математичної моделі. – 142 с.
91. Методи та засоби математичного моделювання міграції радіонуклідів у природних екосистемах. Т. 2. Міждисциплінарний аналіз проблеми /

- В.М. Янчук, М.М. Колодницький, А.М. Ковальчук [та ін.]. – Житомир: ЖІТІ, 2002. – 224 с.
92. Методичні рекомендації з оптимізації живлення тварин та прогнозування забруднення продукції тваринництва радіонуклідами за допомогою комп'ютерної програми «Раціон» / В.В. Борщенко, В.П. Славов, В.А. Бурлака [та ін.]. – Житомир, 2005. – 29 с.
93. Михайлов А.В. Результаты оценки парциального вклада отдельных продуктов питания в дозу внутреннего облучения сельского населения Полесья в замкнутом крестьянском хозяйстве / А.В. Михайлов, И.П. Лось, Г.А. Богданов // Наука. Чернобыль–97: сб. тез. – К., 1998. – С. 128.
94. Мінеральне живлення тварин / Г.Т. Кліщенко, М.Ф. Кулик, В.М. Косенко [та ін.]. – К. : Світ, 2001. – 544 с.
95. Молочная продуктивность и здоровье коров летом [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://soft-agro.com/korovy/molochnaya-produktivnost-i-zdorove-korov-letom.html>.
96. Накопичення цезію-137 в організмі козулі в радіоактивних біоценозах Полісся України / В.П. Славов, В.В. Борщенко, С.П. Вербельчук, К.Й. Йохансон // Вісн. аграр. науки. – 1997. – Спец. вип. – С. 34–36.
97. Наукові основи агропромислового виробництва в зоні Полісся і західному регіоні України / ред. кол.: М.В. Зубець (голова) [та ін.]. – К. : Аграр. наука, 2010. – 944 с.
98. Норми і раціони годівлі молодняку великої рогатої худоби м'ясних порід та типів / за ред. А.Т. Цвігун. – Кам'янець-Подільський : Абетка, 2001. – 48 с.
99. Орлов А.А. Многолетняя динамика радиоактивного загрязнения компонентов биogeоценоза сосняка чернично зеленомошного в Украинском Полесье / А.А.Орлов, С.П. Ирлиенко, А.Б. Калиш // Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях : материалы междунар. конф. – СПб. : Гидрометеиздат, 2000. – Т. 2. – С. 249–254.

100. Орлов А.А. Видовая специфика аккумуляции ^{137}Cs видами травяно-кустарничкового яруса черноольховых лесов / А.А. Орлов // Современное состояние и перспективы ведения лесного хозяйства на загрязненных радионуклидами землях. – Мат. междунар. науч.-практ. конф. (г. Гомель, 26-28 апреля 2011 г.). – Гомель: Ин-т леса НАН Беларуси, 2011. – С. 90–94.
101. Орлов А.А. Леса как источники внутреннего облучения населения Украины / А.А. Орлов // Довкілля та здоров'я. – 2004. – Жовтень-грудень. – С. 15–22.
102. Орлов О.О. Вирішення радіоекологічних проблем у лісовому господарстві / О.О. Орлов, В.П. Краснов, В.П. Ландін // 25 років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього. – Національна доповідь України. – К.: Вид-во «КІМ», 2011. – С. 91–97.
103. Орлов О.О. Акумуляція ^{137}Cs видами трав'яно-чагарничкового ярусу лісових боліт Західного Полісся України / О.О. Орлов, О.В. Головка // Лісівництво і агролісомеліорація. – 2011. – Вип. 118. – С. 73–80.
104. Орлов О.О. Проблеми біогеохімічної міграції радіонуклідів у лісових екосистемах України / О.О. Орлов // Агроєкологічний журнал. – 2011. – № 1. – С. 48–52.
105. Орлов О.О. Радіоактивне забруднення продукції побічного користування лісом у Житомирській області за даними радіологічного контролю 2011-2012 рр. / О.О. Орлов, О.В. Тарасевич, В.П. Косинський // Вісник ЖНАЕУ. – 2013. – Т. 1, вип № 1(36). – С. 228–243.
106. Орлов О.О. Радіоактивне забруднення продукції побічного користування лісом у Житомирській області за даними радіологічного контролю 2011–2012 рр. / О.О. Орлов, О.В. Тарасевич, В.П. Косинський // Вісник ЖНАЕУ. – 2013. – №1 (36), т. 1. – С. 228–243.
107. Орлов О.О. Результати радіоекологічного моніторингу водно-болотного угіддя міжнародного значення «Торфово-болотний масив Переброди» /

- О.О. Орлов, О.В. Головка // Заповідна справа в Україні. – 2013. – Т. 19, вип. 1. – С. 82–85.
108. Орлов О.О. Розподіл ^{137}Cs в екосистемі складного вільхового лісу у вологому сугруді Українського Полісся / О.О. Орлов // Наук.-практ. конф. в рамках міжнар. форуму «Довкілля України». Радіоекологія-2013. Чорнобиль–Фукусіма. Наслідки». – Зб. матеріалів (м. Київ, 25-27 квітня 2013 р.). – Житомир: Вид-во ЖДУ ім. І.Франка, 2013. – С. 16–21.
109. Орлов О.О. Самоочищення лісової підстилки та нижніх ярусів лісової рослинності від ^{137}Cs по західному сліду аварійних випадань за даними багаторічного моніторингу / О.О. Орлов // Міжнар. конф. «Двадцять п'ять років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього» (м. Київ, 20-22 квітня 2011 р.). – Збірка доповідей. – Т. 2. – Київ: Вид-во КІМ, 2011. – С. 327–331.
110. Орлов О.О. Накопление цезия-137 лекарственными растениями лесов Правобережного Полесья Украины / О.О. Орлов, В.П. Краснов, С.П. Иркиенко // Чернобыль-94: Итоги 8 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС : сб. тезисов IV Междунар. науч.-техн. конф. – Зеленый Мыс, 1994. – С. 147.
111. Орлов О.О. Радиоактивно загрязненные леса как критические ландшафты: радиоактивность пищевых продуктов и влияние на формирование доз внутреннего облучения / О.О. Орлов, В.П. Краснов, А.П. Прищепя. – Житомир : ЖИТИ, 2002. – 202 с.
112. Основи лісової радіоекології /В.П. Краснов, О.О. Орлов [та ін.]. //під ред. М.М. Калеткіна. – К. : Держкомлісгосп України, 1999. – 252 с.
113. Основные факторы определяющие поведение радионуклидов в системе почва-растение / Б.С. Пристер, Л.В. Перепелятникова, В.И. Душнов, Ю.В. Хомутинин // Пробл. с.-х. радиологии. – 1992. – Вып. 2. – С. 108–117.

114. Основы выращивания и откорма крупного рогатого скота / Ф.А. Нагдаліев, В.Г. Огуй, Н.В. Мякушко, Г.І. Рагімов. – Барнаул, 2001. – 25 с.
115. Основы пастбищного кормления и содержания крупного рогатого скота [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://vetservis.narod.ru/articles/past.htm>.
116. Особливості радіоактивного забруднення лісових екосистем Українського Полісся та прогностичне моделювання міграції ^{137}Cs / Г.М. Чоботько, Л.А. Райчук, Ю.М. Пісковий, І.І. Ясковець // Агроекол. журн. – 2011. – Спецвипуск. - С. 230–233.
117. Особливості формування доз зовнішнього та внутрішнього опромінення у сільського населення, що проживає в зоні безумовного відселення / В.П. Славов, В.В. Борщенко, М.М. Кривий [та ін.] // Вісн. аграр. науки. – 2001. – Спец. вип. – С. 86–89.
118. Оцінка адекватності моделі міграції ^{137}Cs у лісових екосистемах Українського Полісся / А.М. Ковальчук, В.Г. Левицький, І.І. Самолюк, В.М. Янчук, О.О. Орлов // Зб. наук. праць Інституту ядерних досліджень НАН України. – 2005. – № 2(15). – С. 142–150.
119. П'ятнадцять років Чорнобильської катастрофи. Досвід подолання : Нац. доп. України / Минчернобыль. – К.: Чернобыльинтеринформ, 2001. – 144 с.
120. Параметри критичних екосистем на території Українського Полісся / І.І. Ясковець, Ю.О. Кутлахметов, В.О. Кутлахметов та ін. // Агроекологічний журнал. – 2008. – № 1. – С. 18–21.
121. Переволоцкая Т.В. Оценка содержания ^{137}Cs глобального и чернобыльского происхождения в лесных почвах и некоторых видах съедобных грибов / Т.В. Переволоцкая, А.Н. Переволоцкий // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2014. – Т. 54, № 2. – С. 201.
122. Переволоцкий А.Н. Обоснование ведения системы радиоекологического мониторинга в лесных биогеоценозах на различных этапах после

- аварийных радиоактивных выпадений / А.Н. Переволоцкий, Т.В. Переволоцкая // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2012. – Т. 52, №3. – С. 312–316.
123. Петриченко В.Ф. Концепція розвитку кормовиробництва в Україні на 2012-2015 роки / В.Ф. Петриченко, О.В. Корнійчук, А.О. Бабич [та ін.]. – Вінниця, 2012. – 11 с.
124. Петров М.Ф. Корм косули (*Capreolus capreolus* L.) в зоне отчуждения Чернобыльской катастрофы на территории Украины / М.Ф. Петров // Проблемы Чернобыльской Зоны отчуждения. – 1996. – Вып. 3. – С. 105–114.
125. Подвижность ^{90}Sr и ^{137}Cs в контрастных по свойствам почвах / Ю.А. Иванов, С.Е. Левчук, Ю.В. Хомутинин, А.М. Кадыгроб, Л.В. Йощенко, В.В. Павлюченко // Ядерна фізика та енергетика. – 2013. – Т. 14, № 3. – С. 288–294.
126. Полінкевич В.А. Прийоми створення пасовищного конвеєра для молодняка ВРХ м'ясного напрямку продуктивності в умовах радіоактивного забруднення Полісся України : дис. ... канд. с.-г. наук : спец. 03.00.16 – екологія / В.А. Полінкевич. – Житомир, 2003. – 130 с.
127. Попков Н.А. Менеджмент пастбищ [Электронный ресурс] / Н.А. Попков, А.М. Лапотко, А.Л. Зиновенко // Белорусское сельское хозяйство / РУП «Научно-практический центр НАН Беларуси по животноводству». – 2008. – № 7 (75). – Режим доступа: <http://www.unibox.by/press/articles/79.html>
128. Прикладная радиоэкология леса / В.П. Краснов, А.А. Орлов, В.А. Бузун, В.П. Ландин, З.М. Шелест / Под ред. д. с.-х. н., проф. В.П. Краснова. – Житомир: Полісся, 2007. – 680 с.
129. Пристер Б.С. Актуальные проблемы кормопроизводства в условиях радиоактивного загрязнения территории / Б.С. Пристер, Л.В. Перепелятникова, М.И. Ильин // Пробл. с.-х. радиологии. – 1992. – Вып. 2. – С. 71–88.

130. Пристер Б.С. Вертикальное распределение радионуклидов в почвах и переход их в растения в зоне аварии на Чернобыльской АЭС / Б.С. Пристер, Л.В. Перепелятникова, Н.П. Омеляненко // Пробл. с.-х. радиологии. – 1992. – Вып. 2. – С. 95–102.
131. Пристер Б.С. Радиоэкологические закономерности динамики радиационной обстановки в сельском хозяйстве Украины после аварии на ЧАЭС / Б.С. Пристер // Агроекологічний журнал. – 2005. – № 3. – С. 13–21.
132. Пристер Б.С. Эффективность мероприятий, направленных на улучшение загрязнения продукции растениеводства в районах, загрязненных в результате аварии на ЧАЭС / Б.С. Пристер, Л.В. Перепелятникова, Г.П. Перепелятников // Проблемы с.-х. радиологии. – 1991. – Вып. 2. – С. 141–153.
133. Пристер Б.С. Вертикальная и горизонтальная миграция радионуклидов в агроландшафтах зоны аварии на ЧАЭС / Б.С. Пристер, Л.В. Перепелятникова, Н.П. Омеляненко // Докл. АН Украины. – 1993. – № 1. – С. 163–170.
134. Пристер Б.С. Радиологическая классификация луговых экосистем Полесья Украины / Б.С. Пристер, Л.В. Перепелятникова, М.И. Ильин // Проблемы с.-х. радиоэкологии – 10 лет спустя после аварии на ЧАЭС : тезисы докл. 2-й междунар. конф. / ДАУ. – Житомир, 1996. – С. 222–223.
135. Проблемы безопасности атомной энергетики. Уроки Чернобыля: Монография / Б.С. Пристер, А.А. Ключников, В.М. Шестопапов, В.П. Кухарь. – Чернобыль: Ин-т проблем безопасности АЭС НАН Украины, 2013. – 200 с.
136. Проблемы применения контрамер в сельском хозяйстве Украины после аварии на ЧАЭС / Б.С. Пристер., Ю.А. Иванов, Л.В. Перепелятникова, В.А. Проневич // Вестн. аграр. науки. – 1996. – № 1. – С. 74–81.
137. Продуктивність бугайців та якість яловичини, виробленої в зоні радіоактивного забруднення / Ю.І. Савченко, І.М. Савчук,

- М.Г. Савченко, К.В. Гончарова, Л.І. Чорна // Вісник аграрної науки. – 2008. – №2. – С.46–50.
138. Проневич В.А. Стан забруднення ^{137}Cs лісових біоценозів Волинського Полісся у зоні аварійних викидів ЧАЕС / В.А. Проневич // Лісівництво і агролісомеліорація. – 2014. – Вип. 124. – С. 161–167.
139. Радіаційно-екологічні аспекти використання забруднених земель у віддалений період після аварії на Чорнобильській АЕС / О.І. Дутов, В.П. Ландін, А.О. Мельничук, О.І. Гриник // Агроекологічний журнал. – 2015. – №1. – С. 115–120.
140. Радіоекологія козулі європейської в Центральному Поліссі України / В.П. Краснов, З.М. Шелест, О.О. Орлов та ін. / За ред. В.П. Краснова. – Житомир: Волинь, 1998. – 128 с.
141. Радіоекологія козулі європейської в центральному Поліссі України / В.П. Краснов, З.М. Шелест, О.О. Орлов [та ін.]. – Житомир : Волинь, 1998. – 128 с.
142. Райчук Л.А. Елементи методики оцінювання формування дози внутрішнього опромінювання населення на віддаленому етапі подолання наслідків аварії на Чорнобильській АЕС / Л.А. Райчук // Наук. вісн. НЛТУ України. – 2014. – Вип. 24.07. – С. 150–156.
143. Райчук Л.А. Територіальні та сезонні особливості формування дози внутрішнього опромінення населення / Л.А. Райчук // Наукові доповіді НУБіП України. – 2012. – №3 (32). – Режим доступу до журн.: http://nd.nubip.edu.ua/2012_3/12r1a.pdf
144. Реабілітація сільськогосподарських територій, забруднених в результаті аварії на ЧАЕС / Б.С. Пристер, Л.В. Перепелятнікова, В.А. Кашпаров [и др.] // Вестн. аграр. науки. – 2001. – Спец. вып. – С. 69–77.
145. Результати радіоекологічних досліджень у лісових екосистемах України, забруднених аварійними викидами Чорнобильської АЕС / В.П. Ландін,

- В.П. Краснов, Т.В. Курбет, О.О. Орлов, М.П. Савущик, М.М. Давидов // Агроекологічний журнал. – 2011. – № 1. – С. 53–57.
146. Рекомендації з використання природних кормових угідь худобою м'ясного напрямку продуктивності / В.В. Борщенко, М.М. Кривий, Ю.М. Потапчук [та ін.]. – Житомир: ДАУ, 2005. – 65 с.
147. Рекомендації щодо вибору напрямків і порядку проведення реабілітації виведених земель господарств Житомирської та Київської областей з метою повернення цих територій у народногосподарське використання / Б.С. Пристер, Л.В. Перепелятнікова, Л.В. Каліненко [та ін.]. – К., 1998. – С. 81.
148. Рівень забруднення ^{90}Sr та ^{137}Cs компонентів лісових та лучних екосистем / В.П. Славов, В.В. Борщенко, П.М. Малярчук, С.П. Вербельчук // Наука. Чорнобиль-98 : тези доп. наук.- практ. конф. – К., 1999. – С. 126–127.
149. Романенко А.А. Оценка и экологическое обоснование комплексных приемов коррекции поллютантов в системе «почва – растение – животное»: автореф. дис. на соискание учен. степени доктора биол. наук : спец. 03.02.08 – экология / А.А. Романенко. – Брянск, 2010. – 33 с.
150. Романчук Л.Д. Оцінка радіаційного стану ґрунтів у північних районах Житомирщини, постраждалих унаслідок аварії на ЧАЕС / Л.Д. Романчук // Вісник аграрної науки. – 2012. – № 6. – С. 67–69.
151. Романчук Л.Д. Радіологічна оцінка дозового навантаження на організм людей продуктами харчування лісового походження / Л.Д. Романчук // Зб. наук. праць Уманського національного університету садівництва. – Вип. 71. – Умань, 2012. – С.153–160.
152. Романчук Л.Д. Формування доз опромінення мешканців радіоактивно забруднених територій за рахунок овочевої продукції / Л.Д. Романчук // Вісник аграрної науки. – 2013. – № 4. – С. 47–50.
153. Романчук Л.Д. Концентрация радионуклидов в организме людей, которые проживают в критических населенных пунктах Полесья

- Украины / Л.Д. Романчук // Мат. 11-й междунар. науч. конф. Сахаровские чтения 2011 года: экологические проблемы XXI века (г. Минск, 19–20 мая 2011 г.). – Минск, 2011. – С. 258.
154. Романчук Л.Д. Оценка радиоактивного облучения населения ^{137}Cs на загрязненных территориях северных районов Житомирщины / Л.Д. Романчук, А.С. Малиновский // VI съезд по радиационным исследованиям (радиобиология, радиоэкология, радиационная безопасность) (г. Москва, 25-28 октября 2010 г.): Тез. докл. – Т. I (секции I-VII). – М.: Российский ун-т дружбы народов, 2010. – С. 122.
155. Савченко Ю.І. Вплив оптимізації мінерального живлення дійних корів на екологічну чистоту молока / Ю.І. Савченко, І.М. Савчук, К.В. Гончарова//Науковий вісник ЛДАВМ імені С.З.Гжицького. – Львів, 2002. – Т.4 (№2), ч.4 – С.110–115.
156. Савченко Ю.І. До питання протеїнового забезпечення тварин в умовах Полісся України / Ю.І. Савченко, І.М. Савчук, М.Г. Савченко // Вісник аграрної науки. – 2007. - №10. – С. 48–51.
157. Савченко Ю.І. Якість кормів, вирощених у зоні радіоактивного забруднення /Ю.І. Савченко, І.М. Савчук, Л.І. Чорна// Корми і кормовиробництво. – 2002.- Вип.49. – С. 200–204.
158. Савчук И.Н. Регулирование содержания сахара в рационе кормления животных – залог получения экологически чистого молока /И.Н. Савчук, Л.А. Кальник//Информационный листок. – Житомир: ЦНТЭИ, 2002. – №31. – 2 с.
159. Савчук І.М. Експериментальне обґрунтування годівлі тварин з метою зниження переходу ^{137}Cs та важких металів у молоко і м'ясо в зоні радіоактивного забруднення : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня доктора с.-г. наук : спец. 06.02.02 – годівля тварин і технологія кормів / І.М. Савчук. – Львів, 2008. – 43 с.
160. Савчук І.М. Екологічна чистота яловичини в зоні радіоактивного забруднення в залежності від білкового корму в раціоні/ І.М. Савчук,

- К.В. Гончарова//Корми і кормо виробництво. – 2004. – Вип. 54. – С. 227–233.
161. Савчук І.М. Збалансований за цукром харчовий раціон тварин - запорука одержання екологічно чистого молока / І.М. Савчук, І.С. Смовдир, Л.А. Кальник//Інформаційний листок. – Житомир: ЦНТЕІ, 2003. – №47. – 3 с.
162. Савчук І.М. Рубцевий метаболізм у бичків при використанні різних білкових кормів /І.М. Савчук, Л.І. Чорна, К.В. Гончарова, Л.А. Кальник // Науковий вісник ЛДАВМ імені С.З.Гжицького. – Львів, 2003. – Т.5 (№2), ч.2. – С.110–113.
163. Савчук І.М. Ефективність оптимізації мінерального живлення відгодівельних бугайців у зоні радіоактивного забруднення / І.М. Савчук //Науковий вісник ЛНАВМ імені С.З.Гжицького. – Львів, 2005. – Т.7 (№3), ч.3. – С.91–96.
164. Сезонна динаміка коефіцієнтів переходу радіоцезію в ланцюгу ґрунт–м'язи козулі на Поліссі України / В.П. Славов, К.Й. Йохансон, В.В. Борщенко [та ін.] // Вісн. аграр. науки. – 1996. – № 4. – С. 37–38.
165. Сельскохозяйственная радиоекология / Р.М. Алексахин, А.В. Васильев, В.Г. Дикарев [и др.]. – М. : Экология, 1992. – 400 с.
166. Силаев А.Л. Особенности загрязнения травостоев пойменных экосистем Брянской области ^{137}Cs : автореф. дис. на соискание учен. степени канд. с.-х. наук: спец. 06.01.15 / А.Л. Силаев. – Брянск, 1999. – 22 с.
167. Система годівлі м'ясної худоби при пасовищному утриманні / М.В. Зубець, Г.О. Богданов, Ю.Ф. Мельник [та н.]. – К.: Аграр. наука, 2010. – 828 с.
168. Славов В.П. Загрязнение компонентов лесных и луговых экосистем ^{137}Cs и ^{90}Sr в Украинском Полесье / В.П. Славов, В.В. Борщенко, С.П. Вербельчук // Сб. тез. IV съезда по радиационным исследованиям. – М.: Рос. ун-т Дружбы народов, 2001. – Т. II. – С. 569.

169. Тарасевич О.В. Особливості розподілу вмісту ^{137}Cs у не деревній продукції лісу в Житомирській області / О.В. Тарасевич // Лісівництво і агролісомеліорація. – 2014. – Вип. 124. – С. 168–176.
170. Технологіко-економічні та радіоекологічні аспекти використання угідь великою рогатою худобою м'ясного напрямку продуктивності: заключ. звіт з держ. тематики № 4/5 [на замовлення М-ва аграр. політики України] / В.В. Борщенко, М.М. Кривий, С.П. Вербельчук [та ін.]. – Житомир, 2005. – 128 с. – Деп. УкрІНТЕІ 20.10.05, № 0103U008901.
171. Тихомиров Ф.А. Проблемы радиоэкологии леса и лесного хозяйства в зоне радиоактивного загрязнения от аварии на ЧАЭС / Ф.А. Тихомиров, А.И. Щеглов // One decade after Chernobyl: Summing up the consequences of the accident. – Vienna: IAEA, 1997. – P. 542–548.
172. Фесенко С.В. Моделирование биологической доступности ^{137}Cs в почвах подвергшихся загрязнению после аварии на ЧАЭС / С.В. Фесенко, С.И. Спиридонов, Н.И. Санжарова // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1996. – Т. 36, вып. 4. – С. 479–498.
173. Фізико-географічне районування України [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://uk.wikipedia.org/wiki>.
174. Формування доз опромінення у населення, що проживає в зоні безумовного відселення / В.П. Славов, В.В. Борщенко, С.П. Вербельчук, М.М. Кривий // П'ятнадцять років Чорнобильської катастрофи. Досвід подолання : зб. тез міжнар. конф. – К., 2001. – С. 258.
175. Формування дози внутрішнього опромінення населення Українського Полісся внаслідок споживання харчових продуктів лісового походження / Г.М. Чоботько, Л.А. Райчук, В.П. Ландін, Ю.М. Пісковий // Агроєкол. журн. – 2011. – № 1. – С. 37–42.
176. Хоменко І.М. Дози внутрішнього опромінення та стан здоров'я населення радіоактивно забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи територій Волині / І.М. Хоменко // Environment & Health. – 2014. – № 2. – P. 36–40.

177. Хоменко І.М. Оцінка впливу споживання продуктів харчування місцевого виробництва на формування дози внутрішнього опромінення у віддалений період після Чорнобильської катастрофи / І.М. Хоменко, С.В. Поліщук // *Environment & Health*. – 2014. – № 2. – Р. 57–61.
178. Чоботько Г.М. Моніторинг сезонного розподілу дозових навантажень у населення, що мешкає в третій та четвертій зонах радіоекологічного контролю Українського Полісся / Г.М. Чоботько, Є.Є. Перетятко, В.В. Коніщук, Л.А. Райчук // *Екологія/Ecology – 2009 : II-й Всеукр. з'їзд екологів з міжнар. участю, Вінниця, 23–26 вересня 2009 р.* – Вінниця, 2009. – С. 494–497.
179. Чоботько Г.М. Оцінювання формування дози внутрішнього опромінювання населення на віддаленому етапі подолання наслідків аварії на ЧАЕС / Г.М. Чоботько, В.П. Ландін, Л.А. Райчук [та ін.] // *Вісн. аграр. науки*. – 2015. – № 7. – С. 54–58.
180. Чоботько Г.М. Радіоекологічний моніторинг доз внутрішнього опромінення населення в зоні посиленого радіоекологічного контролю та моделювання радіогенних ефектів внутрішнього опромінення організму (^{137}Cs) в експерименті / Г.М. Чоботько, Ю.М. Пісковий, Л.А. Райчук // *XIX щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України, 24–27 січня 2012 р. м. Київ: Тези доповідей.* - Київ, 2012. – С. 167–168.
181. Шелест З.М. Закономірності надходження ^{137}Cs в організмі косулі європейської в лісових екосистемах Центрального Полісся : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. биол. наук / З.М. Шелест. – К., 1997. – 16 с.
182. Шляхи зменшення забруднення радіонуклідами кормів і тваринницької продукції в зоні аварії на ЧАЕС / Ю.І. Савченко, І.М. Савчук, М.Г. Савченко, Є.М. Місечко, Л.Т. Стройванс, В.П. Фещенко // *Науковий вісник ЛДАВМ імені С.З.Гжицького*. – Львів, 2000. – Т.2 (№2), ч.4 – С.155-161.

183. Шляхи зниження концентрації ^{137}Cs і важких металів у молоці та м'ясі при їх виробництві в зоні радіоактивного забруднення: наук.-метод. Рекомендації / [Ю.І. Савченко, І.М. Савчук, М.Г. Савченко, К.В. Гончарова, Л.І. Чорна, Л.А. Кальник]; за заг.ред. Ю.І. Савченка. – Житомир, 2008. – 48 с.
184. Шляхи отримання чистих кормів і тваринницької продукції в зоні радіоактивного забруднення / Ю.І. Савченко, І.М. Савчук, М.Г. Савченко, Є.М. Місечко, Л.Т. Стройванс, В.П. Фещенко // Корми і кормовиробництво. – 1999. – Вип. 46.- С.214-227.
185. Энсмингер М.Е. Корма и питание краткое изложение : пер. с англ. / М.Е. Энсмингер, Дж.Е. Оулдфилд, У.У. Хейнеманн; за ред. Г.А. Богданова. – Калифорния: Издательская компания Энсмингера, 1990. – 974 с.
186. A dynamic model for evaluating radionuclide distribution in forest from nuclear accidents/ W.R. Schell, I.Linkov, C.Myttenaere, B.Morel // Health Phys. – 1996. – Vol. 70, № 3. – P. 318–335.
187. Andersson I. Safety precautions in Swedish animal husbandry in the event of nuclear power plant accidents : dissertation / I. Andersson ; Swedish university of agricultural sciences, Department of animal nutrition and management. – Uppsala, 1989.
188. Armstrong R.H. Grazing behaviour and herbage intake in cattle and sheep grezing indigenous hill plant communities / R.H.Armstrong, J.Hudson // Grazing Research at Northern Latitudes : Plenum. – New York : Publishing Corporation, 1986. – P. 211–218.
189. Availability of caesium isotopes in vegetation estimated from incubation and extraction experiments / B. Salbu, G. Ostby, T.H. Garmo, K. Hove // The Analyst. – 1992. – 117. – P. 487–91.
190. Bargo B.C. Performance of cows fed TMR./ Bargo [et al.] // J. Dairy Science. – 2002. – Vol. 85, № 11. – P. 1777–1792.

191. Behavior Based Grazing Management: A Plant-Herbivore Interaction Webinar [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://www.youtube.com/watch?v=rquGUke2r4A&index=5&list=WL>
192. Bertilsson J. Feeding green-cut forage contaminated by radioactive fallout to dairy cows / J. Bertilsson, I. Andersson, K.J. Johanson // Health Phys. – 1988. – V. 55. – P. 855–862.
193. Bothmer S. ^{137}Cs in moos diet: Consideration on intake and accumulation / S. Bothmer von., K.J. Johanson, R. Bergstrom // Sci. Total Environ. – 1990. – V. 91. – P. 87–96.
194. Brown C.A. Development of predictive equations for milk yield and dry matter intake in lactating cows / C.A. Brown, P.T. Chandler J.B. Holter // J. Dairy Sci. – 1977. – 60. – P. 1739–1754.
195. Bryan W.B. Sward height and capacitance probe for estimating herbage mass / W.B. Bryan, W.V. Thayne, E.C. Prigge // J. Agron. Crop Sc. – 1990. – 164. – P. 208–212.
196. Buklo N.I. The ^{137}Cs accumulation by forest-derived products in the Gomel region / N.I. Buklo et. al. // Journal of Environmental Radioactivity. – 2013. – Vol. 115. – P. 1–5.
197. Burman F.J. Influence of grazing intensity on caesium-137 levels in milk / F.J. Burman // J. Dairy Sci. – 1967. – V. 50. – P. 1891–1896.
198. Burstedt E. The effect of summer feeding systems on the performance of spring-calving dairy cows. II. Effect of cyclical variation in herbage allowance / E. Burstedt // Acta Agr. Scand. – 1983. – V. 17. – P. 122–131.
199. Caird L. The prediction of voluntary intake of grazing dairy cows / L. Caird, W. Holmes // J. Agric. Sci. Camb. – 1986. – 107. – P. 43–54.
200. Calculating Dry Matter Intake in Organic Pastures Using Pasture Stick [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://www.youtube.com/watch?v=bSYflqjP6B0>.
201. Characterization of goat production systems and on-farm evaluation of the growth performance of grazing goats supplemented with different protein

- sources in Metema Woreda, Amhara region, Ethiopia [Электронный ресурс].
– Режим доступа: [http://www.ipms-ethiopia.org/content/files/Documents/publications/MscTheses/Final%20Thesis%20\(Tesfaye%20Tsegaye\).pdf](http://www.ipms-ethiopia.org/content/files/Documents/publications/MscTheses/Final%20Thesis%20(Tesfaye%20Tsegaye).pdf).
202. Chernobyl case study: modeling the dynamics of long-term cycling and storage of Cs-137 in forested ecosystems / Van Voris C., C.E. Cowan, D.A. Cataldo [et al.] // Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments / eds. G. Desmet, P. Nassimbeni, M. Belli. – London ; New York : Elsevier applied science, 1990. – P. 61–73.
203. Christian K.R. Simulation of grazing systems / K.R. Christian // World Animal Science / ed. F. N. W. Morley. – Amsterdam : Elsevier Sci. Publ. Co., 1981. – Vol. BI : Grazing Animal. – P. 361–377.
204. Church D.C. Digestive physiology and Nutrition of ruminants / D.C. Church. – Corvallis, 1988. – 450 p.
205. Clark J.H. Some aspects of feeding high producing dairy cows / J.H. Clark, C.L. Davis // J. Dairy Sci. – 1980. – 63. – P. 873–885.
206. Coleman S.W. Effect of Level of Supplemental Energy Fed Grazing Steers on Performance during the Pasture and Subsequent Drylot Period [Электронный ресурс] / S.W. Coleman, F.M. Pate, D.W. Beardsley // J. ANIM. SCI. – 1976. – Vol. 42, № 1. – P. 27–35. – Режим доступа: <http://www.animal-science.org/content/42/1/27.full.pdf+html>
207. Colin P.S. Evaluation of feed intake by grazing animals / P.S. Colin, R. Mills, E. Piasentier // The Science of the Total Environment. – Amsterdam: Elsevier Science Publishers, 1989. – 85. – P. 303–324.
208. Comparison of the laboratory methods for predicting the organic matter digestibility of forages / J.V. Aerts, De D.L. Brabander, B.G. Cottyn, F.X. Buysse // Anim. Feed Sci. Techn. – 1977. – 2. – P. 337–349.
209. Concentrate supplementation of pasture for beef production [Электронный ресурс] / P.O. French, E.G. Riordan, P.O’Kiely, A.P. Moloney. – Режим доступа: <http://www.teagasc.ie/research/reports/beef/4373/eopr-4373.pdf>.

210. Conceptual overview of FORESTKAND – a model to interpret and predict temporal and spatial patterns of radioactively contaminated forest landscapes / R. Avila, L. Moberg, L. Hubbard [et al.] // Contaminated forests: recent developments in risk identification and future perspectives / eds. I. Linkov, W.R. Schell. – NATO ASI Series 2. – Dordrecht : Kluwer Academic Publishers, 1999. – Vol. 58. – P. 173–184.
211. Coughtrey P.J. Effects of countermeasures on radionuclide transfer to animal products : Final report, IUR Pub R-9301-03 / P. J. Coughtrey. – Luxembourg, 1993. – 54 p.
212. Crampton E.W. A nutritive value index for forages / E.W. Crampton, E. Donefer, L.E. Lloyd // J. Anim. Sci. – 1960. – 19. – P. 538–544.
213. ^{137}Cs and ^{40}K in fruiting bodies of different fungal species collected in a single forest in southern Poland / J.W. Mietelski, S. Dubchak, S. Błażej, T. Anielska and K. Turnau // Journal of Environmental Radioactivity – 2010. – Vol. 101, iss. 9. – P. 706-711.
214. ^{137}Cs and ^{40}K in fruiting bodies of different fungal species collected in a single forest in southern Poland / Mietelski J.W., Dubchak S., Błażej S., Anielska T. and Turnau K. // Science of The Total Environment. – 2011. – Vol. 409, iss. 19. – P. 3638-3648.
215. Davison T.M. Response of lactating cows to grain-based concentrates in northern Australia [Электронный ресурс] / T.M. Davison, R. Elliott. – Режим доступа: http://www.tropicalgrasslands.info/public/journals/4/Historic/Tropical%20Grasslands%20Journal%20archive/PDFs/Vol_27_1993/Vol_27_03_93_pp229_237.pdf.
216. Digestibility by dairy cows of monosaccharide constituents in total mixed rations containing citrus pulp / J. Miron, E. Josef, D. Ben-Ghedalia [et al.] // J. Dairy Sc. – 2002. – Vol. 85, № 1. – P. 89–94.
217. Dudzinski M.L. Comparison of diets of sheep and cattle grazing together on sown pasture in the southern tablelands of New South Wales by principal

- components analysis / M.L. Dudzinki, G.W. Arnold // *Aust. J. Agrc. Res.* – 1973. – 24. – P. 899–912.
218. Dvornik A. Phenomenologic model FORESTLIFE and prediction of radioactive contamination of forests in Belarus / A. Dvornik, T. Zhuchenko // *Contaminated forests: recent developments in risk identification and future perspectives* / eds. I. Linkov, W.R. Schell. – NATO ASI Series 2. – Dordrecht : Kluwer Academic Publishers, 1999. – Vol. 58. – P. 185–194.
219. Effect of different levels of concentrate supplementation on the performance of Black Bengal goat [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://www.banglajol.info/index.php/BJAS/article/download/10789/7925>.
220. Effects of level of concentrate supplementation on growth performance of Arsi-Bale and Boer×Arsi-Bale male goats consuming low-quality grass hay [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22231020>
221. Efficient beef production from grazed pasture [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://www.teagasc.ie/research/reports/beef/4281/eopr-4281.pdf>
222. Endringer i innholdet av radiocesium i plantemateriale og beitedyr pa fjellbeite 1986-1990 / H. Staaland, T.H. Garmo, O. Pedersen, K. Hove // *Informasjon fra Statens fagtjeneste for landbruket.* – 1990. – 28. – P. 84–95.
223. Energy allowances and feeding system for ruminants / Ministry of Agriculture, Fisheries and Food // *Technical Bulletin.* – London: H.M.S.O., 1975. – № 33.
224. Estimating Available Pasture Forage [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://www.extension.iastate.edu/Publications/PM1758.pdf>.
225. Estimating Pasture Forage Mass From Pasture Height [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://www.wvu.edu/~agexten/forglvst/passmass.pdf>.
226. Features of contamination and migration of ^{137}Cs in forest ecosystems of Ukrainian Polissya in a remote period after the accident on the Chornobyl NPP / Chobotko G., Raychuk L., Piskoviy Y., Landin V. // *The Chornobyl*

- impact on health and environment - a quarter century later: 14th International Congress of Radiation Research ICRR2011, Satellite symposium (Programme and Abstracts), September 2–3, 2011, Kyiv, Ukraine. – K., 2011. – P. 29.
227. Feed selection and radiocaesium intake by reindeer, sheep and goats grazing alpine summer habitats in southern Norway / H. Staaland, T.H. Garmo, K. Hove, O. Pedersen // *J. Environ. Radioactivity*. – 1995. – Vol. 29, № 1. – P. 39–56.
228. Forbes J.M. Metabolic aspects of the regulation of voluntary food intake and appetite / J.M. Forbes // *Nutr. Res. Rev.* – 1988. – 1. – P. 145–168.
229. Forest model descriptions. Behaviour of radionuclides in natural and semi-natural environments / G. Shaw, S. Mamikhin, A. Dvornik, T. Zhuchenko // *ECP-5 Final Report: European Commission EUR 16531*. – Luxembourg, 1996. – P. 26–31.
230. Fries G.F. Soil ingestion by dairy cattle / G.F. Fries, G.S. Marrow // *J. Dairy Sci.* – 1982. – 65. – P. 611–618.
231. Fry F.A. Early estimates of UK radiation doses from the Chernobyl reactor / F.A. Fry, R.H. Clarke, M.C. O’Riordan. – London, 1999. – 123 p.
232. Garmo T. H. Radiocaesium contamination of Norwegian mountain pastures and grazing animals after the Chernobyl accident / T.H. Garmo, A. Ekern, K. Hove // *Pros. VI Conf. On Animal Production (27 June – 1 July, 1988)*. – Helsinki, 1988. – P. 36–39.
233. Generic input data on contamination transfer across food chain / P. Hubert, L. Annisimova, G. Antsipov [et al.] // *Strategies of decontamination : Final Report of ECP-4*. – Luxembourg, 1996. – P. 120–125.
234. Giese W.W. Ammonium-ferric-cyano-ferrate(II) (AFCF) as an effective antidote against radiocaesium burdens in domestic animals and animal derived foods / W.W. Giese // *Br. Vet. J.* – 1988. – 144. – P. 363–369.
235. Giese W.W. Countermeasures for reducing the transfer of radiocaesium to animal derived foods / W.W. Giese // *Sci. Total Environ.* – 1989. – 85. – P. 317–327.

236. Goering N.K. Forage Fibre analyses (Apparatus, Reagents, Procedures, and Some Applications) : Handbook / N.K. Goering, T.W. Fenton, M. Fenton; USDA Agricultural. – Luxembourg, 1970. – 379 p.
237. Green N. The uptake of radionuclides from inadvertent consumption of soil by grazing animals / N. Green, N.J. Dodd // The Science of the Total Environment. – 1988. – V. 69. – P. 367–377.
238. Greenhalgh J.F.D. The indirect estimation of the digestibility of pasture herbage. II. Regressions of digestibility on fecal nitrogen concentration; their determination in continuous digestibility trials and effect of various factors on their accuracy / J.F. D. Greenhalgh, J.L. Corbett, I. McDonald // J. Agric. Sci., Camb. – 1960. – 55. – P. 377–386.
239. Grovum W.I. A new look at what is controlling food intake / W.I. Grovum // Feed intake by Beef Cattle / ed. F.N. Owens. – Stillwater : Oklahoma State Univ. Publ., 1987. – P. 1–40.
240. Hansen H.S. Availability of radiocesium from feeds contaminated by Chernobyl fallout / H.S. Hansen, K. Hove // 4-th Annual Meeting of the European Association for Animal Production : Abstracts. – 1990. – Vol. II. – P. 27–28.
241. Hansen H.S. Radiocesium bioavailability: transfer of Chernobyl and tracer radiocesium to goat milk / H.S. Hansen, K. Hove // Health Phys. – 1991. – 60. – P. 665–73.
242. Hillel D. Soil and water: physical principles and processes physiques / D. Hillel. – New York: Academic Press, 1971.
243. Hoffinan F.O. A statistical analysis of selected parameters for predicting food chain transport and internal doses of radionuclides / F.O. Hoffinan, C.F. Baes // NUREG. – 1979. – V. 3. – P. 123–133.
244. Hofmann R. Digestive physiology of the Deer-Their morphophysiological specialization and adaptation / R. Hofmann // Biology of Deer Production / ed. P.F. Fennessy, K.R. Drew ; The Royal Society of New Zealand. – Wellington, 1985. – Bull. 22. – P. 393–407.

245. Hove K. Chemical methods for reduction of the transfer of radionuclides to ruminants in semi-natural environments / K. Hove // *Sci. Total Environ.* – 1993. – 137. – P. 235–248.
246. Hove K. Critical factors determining the uptake of radionuclides in animals and animal products / K. Hove // 2nd International Conference «Radiobiological consequences of nuclear accidents»: abstract (27-28 Oct. 1994). – Moscow, 1994. – Part 2. – P. 319.
247. Hove K. Opptak og utskillelse av radionuklider i husdyr / K. Hove, H.S. Hansen // *Radioaktivt Nedfall fra Tsjernobyl-ulykken* / eds. T.H. Garmo, T.B. Gunnerod; Norges landbruksvitenskapelige forskningsrad. – Luxembourg, 1992. – P. 81–90.
248. Howard B.J. A comparison of radiocaesium transfer coefficient for sheep milk and muscle derived from both field and laboratory studies / B.J. Howard // *Sci. Total Environ.* – 1989. – 85. – P. 189–98.
249. Howard B.J. Chernobyl radiocaesium in upland sheep farm ecosystems / B.J. Howard, N.A. Beresford // *Br. Vet. J.* – 1989. – 145. – P. 212–219.
250. Howard B.J. Management methods of reducing radionuclide contamination of animal food products in semi-natural ecosystems / B.J. Howard // *The Science of the Total Environment.* – Amsterdam : Elsevier Science Publishers, 1993. – V. 137. B.V. – P. 249–260.
251. IAEA environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: Twenty years of experience : report of the UN Chernobyl forum Expert Group "Environment" (EGE). – Vienna : IAEA, 2006.
252. Innovations in Grazing. Proceedings 2nd meeting EGF Working Group Grazing [Электронный ресурс]. – Режим доступа: http://www.europeangrassland.org/fileadmin/media/pdf/working_groups/644_-_Proceedings.pdf.
253. Innovative and sustainable systems combining automatic milking and precision grazing [Электронный ресурс]. – Режим доступа: http://www.europeangrassland.org/fileadmin/media/pdf/working_groups/Inno

- vative_and_sustainable_systems_combining_automatic_milking_and_precision_grazing._Bernadette_O_Brien_01.pdf
254. Jacob P. Pathway analysis and dose distributions: Final Report of ISP-5 / P. Jacob, I. Likhtarev. – Luxembourg, 1996. – 147 p.
255. Johanson K.J. Potential transfer of radiocaesium to man from Swedish forest ecosystems / K.J. Johanson // Proc. of 9-th Intern. Congress of Radiation Protection. –Vienna, 1996. – V. 3. – P. 3–176.
256. Justification of remediation strategies in the long term after the Chernobyl accident / S. Fesenko, P. Jacob, A. Ulanovsky et al. // Journal of Environmental Radioactivity. – 2013. – Vol. 119. – P. 39–47.
257. Karlen G. Seasonal Variation in the Activity Concentration of ^{137}Cs in Swedish Roe Deer and in their Daily Intake / G. Karlen, K.J. Johanson, R. Bergstrom // J. Environ. Radioactivity. – 1991. – 14. – P. 91–103.
258. Kenigsberg J. Exposures from consumption of forest produce / J. Kenigsberg, M. Belli, F. Tikhomirov // The radiological consequences of the Chernobyl accident. – Brussels, Luxembourg, 1996. – 271 p.
259. Kenigsberg Y.E. Dose formation of internatxposure according to peculiarities of caesium radionuclides transfer by food chain and efficiencies of countermeasures / Y.E. Kenigsberg, E.E. Buglova // Belarus–Japan Symposium «Acute and Late Consequences of Nuclear Catastrophes: Hiroshima – Nagasaki and Chernobyl»: proceedings. – Minsk, 1994. – P. 82–96.
260. Kennedy E. Restricting access time to pasture – effects on dry matter intake, grazing behaviour and dairy cow milk production [Электронный ресурс] / E. Kennedy, M.O'Donovan. – Режим доступа: <http://www.agresearch.teagasc.ie/moorepark/Publications/pdfs/Research%20Report%202007.pdf>.
261. Lamb Growth Rate On Pasture : Effect Of Grazing Management, Sward Type And Supplementation [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://www.teagasc.ie/research/reports/sheep/3327/eopr3327.pdf>

262. Lawrence D.M. Managing to Get More Milk and Profit from Pasture [Электронный ресурс] / Lawrence D. Muller. – Режим доступа: <http://extension.psu.edu/animals/dairy/health/nutrition/forages/pasture/articles-on-pasture-and-grazing/managing-to-get-more-milk-and-profit-from-pasture>.
263. Lawrence D.M. Pasture, body condition, and reproduction [Электронный ресурс] / Lawrence D.M. – Режим доступа: <http://extension.psu.edu/animals/import/dairy/nutrition/pdf/bodycondandrepro.pdf>.
264. Le Du Y.L.P. Animal based techniques for estimating herbage intake / Y.L.P. Le Du, P.D. Penning // Herbage Intake Handbook / ed. J.D. Leaver. – Hurley: Soc. publ., 1982. – P. 37–75.
265. Leaver JD. Use of supplementary feeds for grazing dairy cows / JD. Leaver, R.C. Campling, W. Holmes // Dairy Sci. Abstr. – 1968. – 30. – P. 355–361.
266. Lee J. Forages / J. Lee // Livestock feed resources and feed evaluation in Europe. Present situation and future prospects / eds. F. De Boer, H. Bickel. – Amsterdam: Elsevier Sci. Publ. Co., 1988. – P. 13–46.
267. Lehto Ju. ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ and ^{241}Am in boreal forest soil and their transfer into wild mushrooms and berries / Ju. Lehto et al. // Journal of Environmental Radioactivity. – 2013. – Vol. 116. – P. 124–132.
268. Lengemann F. W. The transfer coefficient of Cs-137 into cows milk as related to the level of milk production / F. W. Lengemann, R. A. Wentworth // Health Phys. – 1978. – V. 34. – P. 720–722.
269. Long-term transfer of global fallout ^{137}Cs to cow's milk in Iceland / S.E. Palsson, B.J. Howard, K. Gudnason, M.A. Sigurgeirsson // Environ Monit Assess. – 2012. – 184. – P. 7221–7234.
270. Luksiene B. Accumulation and transfer of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the plants of the forest ecosystem near the Ignalina Nuclear Power Plant / B. Luksiene et al. // Journal of Environmental Radioactivity. – 2013. – Vol. 116. – P. 1–9.
271. MAFF. Energy allowances and feeding systems for ruminants / MAFF // Tech. bull. – London : HMSO, 1984. – № 433.

272. Mamikhin S.V. Dynamics of Cs-137 in forests of 30-km zone around the Chernobyl nuclear power plant / S.V. Mamikhin, F.A. Tikhomirov, A.I. Shcheglov // *Sci. Total Environ.* – 1997. – Vol. 193. – P. 169–177.
273. Mascanzoni D. Long-term transfer of ^{137}Cs from soil to mushrooms in a semi-natural environment / D. Mascanzoni // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry.* – 2009. – Iss. 282. – P. 427-431.
274. Maximising beef output from grazed grass. Releases Archive 2008 [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://www.afbini.gov.uk/index/news/news-releases/news-releases-archive-2008.htm?newsid=10290>
275. Mayes R.W. The quantification of dietary intake, digestion and metabolism in farm livestock and its relevance to the study of radionuclide uptake / R. W. Mayes // *The Sci. of the Total Environment.* – 1989. – 85. – P. 29–51.
276. McDowell L.R. World Anim. Rev / L.R. McDowell, J.H. Conrad // *The Sci. of the Total Environment.* – 1977. – 24. – P. 24.
277. Meherez A. A study of the artificial fibre bag technique for determining the digestibility of feeds in the rumen / A.A. Meherez, E.R. Orskov // *J. Agric. Sci., Camb.* – 1977. – 88. – P. 645–650.
278. Meijs J.A.C. Concentrate supplementation of grazing dairy cows. 1. Effect of concentrate intake and herbage allowance on herbage intake / J.A.C. Meijs, J.A. Hoekstra // *Grass and Forage Science.* – 1984. – 39. – P. 59–66.
279. Mitchell R.L. Nutrient requirement of ruminant / R.L. Mitchell // *J.R. Agric. Soc.* – 1963. – 75. – P. 124.
280. Model for food chain transfer and dose assessment in areas of Sloval Republic / O. Slavik, E. Fulajtar, H. Muller, G. Prohl // *Radiation Environmental Biophysics.* – 2001. – Vol. 40, iss. 1. – P. 59–67.
281. Modeling of radiocaesium bioavailability in forest soils / A.V. Konoplev, R. Avila, A.A. Bulgakov [et al.] // *Agraria.* – 1998. – Vol. 136. – P. 1–13.

282. Moorepark'13. Irish Dairying Harvesting the Potential [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://www.teagasc.ie/publications/2013/2788/Moorepark2013.pdf>.
283. Mraz F.R. Gastrointestinal absorption, tissue distribution and excretion of ^{95}Nb in newborn and weanling swine and sheep / F.R. Mraz, G.R. Eisele // *Radiat. Res.* – 1977. – 72. – P. 533–536.
284. Muller L.D. Economics of Supplemental Feeding with Pasture-Based Systems [Электронный ресурс] / L.D. Muller, P. Tozer. – Режим доступа: <http://www.das.psu.edu/research-extension/dairy/nutrition/pdf/econsupplementfeeding.pdf>.
285. Muller L.D. Managing to Get More Milk and Profit from Pasture. L.D. Muller. [интернет ресурс].- Режим доступа: <http://extension.psu.edu/animals/dairy/health/nutrition/forages/pasture/articles-on-pasture-and-grazing/managing-to-get-more-milk-and-profit-from-pasture>
286. Muller L.D. Supplementing pasture with a total mixed ration [Электронный ресурс] / L. Muller, K. Sullivan, K. Soder. – Режим доступа: <http://extension.psu.edu/animals/import/dairy/nutrition/pdf/supplementing-pasture-with-tmr.pdf>.
287. Neal H.D.St. C. Comparisons of equations for predicting voluntary intake by dairy cows / H.D.St. C. Neal, C. Thomas, J.M. Cobby // *Journal of Agricultural Science, Cambridge.* – 1984. – 103. – P. 1–10.
288. NRC. Nutrient requirement of dairy cattle / ed. National Research Council. – 7-th rev. – Washington: National Academy Press, 2001.
289. Nulen T. Uptake, turnover and transport of radiocaesium in boreal : dissertation / T. Nulen; Swedish University of agricultural sciences, Department of radioecology. – Uppsala, 1996.
290. Olsen R.A. Soil fungi the of radiocaesium in a soil ecosystem – a discussion of possible mechanisms involved in the radiocaesium accumulation in fungi ? And the role of-fungi as a Cs-sink in the soil / R.A. Olsen, E. Joner, L.R. Bakken // *Transfer of radionuclides in natural and semi-natural*

- environment / G. Desmet [et al.]. – London ; New York : Elsevier Applied Science, 1990. – P. 657–663.
291. Osbourn D.F. The feeding value of grass and grass products / D.F. Osbourn // Grass, its production and utilization / ed. W. Holmes. – London, 1980. – P. 70–124.
292. Paladines O. Feed evaluation systems for the tropics of Latin America / O. Paladines // Standardization of Analytical Methods for Feeds : Proc. Workshop / ed. W.J. Pigden, C.C. Balch, M. Graham ; IDRC. – Ottawa, 1997. – 134. – P. 36–37.
293. Pedersen O. Seasonal variation and effective half-life of ^{137}Cs in semi-domestic reindeer grazing mountain pasture contaminated by deposition from the Chernobyl accident / R.A. Olsen, E. Jøner, L.R. Bakken // Environmental Radioactivity in the Arctic and Antarctic / ed. P. Strand, E. Holm // Proc. Environmental Radioactivity in the Arctic and Antarctic: International Conf. – Ostersund, 1993. – P. 303–304.
294. Performance of high producing dairy cows with three different feeding systems / F. Bargo, L.D. Muller, J.E. Delahoy, T.W. Cassidy // J. Dairy Science. – 2002. – Vol. 85, № 11. – P. 2948–2963.
295. Post-weaning growth of Thai native x Anglo-Nubian goats fed concentrate supplementation with varied level of energy and protein [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://medinfo.psu.ac.th/AnnualResearch/2000/ksao1.htm>.
296. Quality Beef from Autumn Grass [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://www.gouldings.ie/ni/grass-growth/research-on-grazing/quality-beef-from-autumn-grass>.
297. Radiocaesium in Swedish forest ecosystems / K.J. Johanson, R. Bergstrom, S. Von Bothmer, L. Kardell // The Chernobyl Fallout in Sweden : Results from a research programme on environmental radiology / ed. by L. Moberg. – Sweden: Swedish Radiation Institute, 1991. – P. 477–486.

298. Radiocaesium metabolism in pregnant ewes and their progeny / C.M. Vandecasteele, M. Van Hees, J.P. Culot, J. Vankerkom // *Sci. Tot. Environ.* – 1989. – 85 – P. 213–223.
299. Radionuclides in terrestrial ecosystems of the zone of Kyshtym accident in the Urals / Pozolotina V.N., Molchanova I.V., Karavaeva E.N., Mikhaylovskaya L.N., Antonova E. V. // *Journal of Environmental Radioactivity.* – 2010. – Vol. 101, iss. 6. – P. 438-442.
300. Raurct G. The transfer of radionuclides through the terrestrial environment to agricultural products, including the evolution of agrochemical practices / G. Raurct, S. Firsakova // *Final report of ESP agrochemical practices.* – Luxembourg, 1996. – 179 p.
301. Reclamation of contaminated urban and rural environments following a severe nuclear accident / ed. P. Strand, L. Skuterud, J. Melin // *Nordic Nuclear Safety Research.* – 1997. – 18. – P. 53-68.
302. Relations entre la contamination de la viande de bovin et celle du lait par le radiocesium / G. Lacourly, C. Savy, J. Lehr, R. Kirchmann // *Health Phys.* – 1971. – 21. – P. 793–802.
303. Rosen K. Transfer of radiocaesium from soil to vegetation and to grazing lambs in a mountain area in northern Sweden / K. Rosen, I. Andersson, H. Lonsjo // *J. Environ. Radioactivity.* – 1995. – 26. – P. 237–257.
304. Salt C.A. Effects of season grazing intensity and diet composition on the radiocaesium intake by sheep on re-suded hill pasture / C.A. Salt, B.W. Mayes, D.A. Elston // *J. Appl. Ecol.* – 1992. – 29, № 2. – P. 378–387.
305. Salt C.A. Seasonal Changes in the distribution of ^{137}Cs , ^{134}Cs and K in bent-grass (*agrostis capillaris*) / C.A. Salt, J.M. Kay, K.E. Jarvis // *Ten years terrestrial radioecological research following the chernobyl accident : Proceedings of the international symposium on radioecology (22nd-24th pril 1996).* – Vienna, 1996. – P. 137–144.
306. Salt C.A. Seasonal patterns of Cs-134 uptake into hill pasture vegetation / C.A. Salt, R.W. Mayes // *The transfer of radionuclides in natural and*

- seminatural environments. – London : Elsevier Applied Science Publishers, 1990. – P. 334–340.
307. Salt C.A. Seasonal variations in radiocaesium uptake by reseeded hill pasture grazed at different intensities by sheep / C.A. Salt, R.W. Mayes // *Journal of Applied Ecology*. – 1991. – 28. – P. 947–962.
308. Schulz R.K. Soil chemistry of radionuclides / R.K. Schulz // *Health Phys.* – 1965. – 11. – P. 1317–1324.
309. Seasonal variation of roe deers meet contamination by radiocaesium at the Ukrainian Polesie / V.P. Slavov, K.J. Johanson, V.V. Borschenko [et al.] // *Agriculture of the regions contaminated after an accident of Chernobul Nuclear Power Plant : Conference (23–24 May, 1996)*. – Warsaw, 1996. – P. 41–43.
310. Seasonality of ^{137}Cs in roe deer from Austria and Germany / U. Fielitz, E. Klemt, F. Strebl, F. Tataruch, G. Zibold // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2009. – Vol. 100. – P. 241–249.
311. Sewell H.B. Feeding grain to cattle on pasture can be profitable [Электронный ресурс] / H.B. Sewell; Dept. of Animal Sciences, University of Missouri. – Режим доступа: <http://www.cattletoday.com/archive/2006/November/CT696.shtml>.
312. Shcheglov A.I. The fate of ^{137}Cs in forest soils of Russian Federation and Ukraine contaminated due to Chernobyl accident / A.I. Shcheglov, O.B. Tsvetnova, A. Klyashtorin // *Journal of Geochemical Exploration*. – 2013. – Vol. 122. – P. 17–24.
313. Shell W.R. Radiation dose from Chernobyl forests: Assessment using FORESTPATN model / W.R. Shell, I. Linkov, E. Belenkaja // *Proc. Of the I-st international conference (Minsk, Belarus, 18–22 march, 1996)*. – Luxembourg, 1996. – P. 217–220.
314. Sheppard S.C. Measured elemental transfer factors for boreal hunter/gatherer scenarios: fish, game and berries / S.C. Sheppard, J.M. Long and B. Sanipelli // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2010. – Vol. 101, iss. 11. – P.

- 902-909.
315. Shutov V. Long-term reduction of caesium-137 transfer factors from soil in agricultural and natural foodstuffs after the Chernobyl accident / V. Shutov, G. Bruk, M. Kaduka // In ECORAD : Abstracts. – Aix-en-Provence, 2004. – P. 13–17.
316. Sibbald A.R. A conceptual approach to the modelling of herbage intake by hill sheep / A.R. Sibbald, T.J. Maxwell, J. Eabe // Agric. Systems. – 1979. – 4. – P. 119–134.
317. Sibley T.H. Application of distribution coefficients to radiological assessment models / T.H. Sibley, C. Myttenaere. – London; New York: Elsevier Applied Science Publishers, 1986.
318. Snaydon R.W. The Ecology of Grazed Pastures / R.W. Snaydon // World Animal Science / ed. F. H.W. Morley. – Amsterdam : Elsevier Sci. Publ. Co., 1981. – Vol. BI: Grazing Animals. – P. 13–31.
319. Stewart H.F. Availability of fallout Cs-137 to dairy cattle from different types of feed / H.F. Stewart, G.M. Ward, J.E. Johnson // J. Dairy Sci. – 1965. – V. 48. – P. 709–713.
320. Strand P. Intake of radionuclides to man / P. Strand, B. Howard, V. Averin // Transfer of radionuclides to animals, their comparative importance under different agricultural ecosystems and appropriate countermeasures: Final Report of ECP-9. – Luxembourg, 1996. – P. 157–193.
321. Strand P. Transfer of radionuclides to animals, their comparative importance under different agricultural ecosystems and appropriate countermeasures / P. Strand, B. Hovard, V. Averin // Final report of ESP-9. – Luxembourg, 1996. – 249 p.
322. Sullivan M.F. Absorption of actinide elements from the gastrointestinal tract of neonatal animals / M.F. Sullivan // Health Phys. – 1980. – 38. – P. 173–185.
323. Supplemental feeding of dairy sheep and goats on intensively managed pastures [Электронный ресурс]. – Режим доступа:

http://www.ansci.wisc.edu/Extension-New%20copy/sheep/Publications_and_Proceedings/Pdf/Dairy/Health%20and%20Nutrition/Supplemental%20Feeding%20of%20Dairy%20sheep%20and%20goats%20on%20intensively%20managed%20pastures.pdf.

324. Susmel P. Evaluation of feed intake by grazing animals / P. Susmel, C.R. Mills, E. Piasentier. – Amsterdam: Elsevier Sci Publ. Co., 1989. – P. 303–325.
325. Sward height on the performance of cow-calf units and yearling steers grazing cool season pasture [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://www.internationalgrasslands.org/files/igc/publications/1997/2-29-097.pdf>.
326. The bioavailability of different forms of radiocaesium for transfer across the gut of ruminants / N.A. Beresford, R.W. Mayes, B.J. Howard [et al.] // Health Physics. – 2011 – V. 7. – P. 234–243.
327. The effect of strain of Holstein-Friesian dairy cow on grass intake and milk production in various pasture-based systems / B. Horan, P. Faverdin, L. Delaby [et al.] // Animal Science. – 2001. – 9. – P. 203–215.
328. The effect of sward height and bulk density on herbage intake and grazing behaviour of dairy cows [Электронный ресурс] / C.S. Mayne [et al.]. – Режим доступа: <http://www.internationalgrasslands.org/files/igc/publications/1997/1-02-015.pdf>.
329. The effect of varying pre-grazing herbage mass on milk production, dry matter intake and grazing behaviour of spring calving dairy cows [Электронный ресурс] / G. Tuñon, D. Hennessy, E. Kennedy [et al.]. – Режим доступа: http://www.teagasc.ie/publications/2012/1484/Moorepark_Research_Report_2010.pdf.
330. The radiological consequences of the Chernobyl Accident : Proceedings of the first international conference (Minsk, Belarus, 18-22 March 1996). – Brussels, 1996.

331. Thornton R.F. The relationship between voluntary intake and apparent retention time in the rumen / R.F. Thornton, D.J. Minson // *Aust. J. Agric. Res.* – 1972. – 23. – P. 871–877.
332. Tilley J.M.A. A two-stage technique for the in vitro digestion forage crops. / J.M.A. Tilley, R.A. Terry // *J. Brit. Grassld. Soc.* – 1963. – 18. – P. 104–111.
333. Transfer coefficients of selected radionuclides to animal products. 1. Comparison of milk and meat from dairy cows and goats / J.E. Johnson, G.M. Ward, M.E.Jr. Ennis, K.N. Boaman // *Health Physics.* – 1988. – V. 54. – P. 161–166.
334. Transfer of radiocesium from different environmental sources to ewes and suckling lambs / B.J. Howard, R.W. Mayes, N.A. Beresford, C.S. Lamb // *Health Physics.* – 1989. – V. 57. – P. 579–586.
335. Transfer of radionuclides by terrestrial food products from semi-natural ecosystems / VAMP Terrestrial Working Group // Part of the IAEA/CEC Coordinated research programme on the validation of environmental model predictions. – Vienna, 1992. – 97 p.
336. Translocation of radiocesium from stems and leaves of plants and the effect on radiocesium concentrations in newly emerged plant tissues / K. Tagami, S. Uchida, N. Ishii, S. Kagiya // *Journal of Environmental Radioactivity.* – 2012. – Vol. 111. – P. 65-69.
337. Using a Grazing Stick for Pasture Management [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://www.caes.uga.edu/commodities/fieldcrops/forages/events/GS09/notebookitems/09%20Grazing%20arithmetic/Using%20a%20Grazing%20Stick%20for%20Pasture%20Management.pdf>.
338. Vadiveloo J. The Prediction of the voluntary feed intake of dairy cows / J. Vadiveloo, W. Holmes // *Journal of Agricultural Science, Cambridge.* – 1979. – 93. – P. 553–562.
339. Van Soest P.J. Nutritional ecology of the ruminant / P.J. Van Soest. – 2nd ed. – Corvallis : Books Inc., 1994. – 374 p.

340. Van Soest P.J. Use of detergents in the analysis of fibrous feeds. II. A rapid method for the determination of fiber and lignin / P.J. Van Soest // J. Assoc. Off. Anal. Chem. – 1963. – Vol. 46. – P. 829–835.
341. Van Soest P.J. Use of detergents in the analysis of fibrous materials. IV. Determination of plant cell wall constituents / P.J. Van Soest, R.H. Wine // J. of A. O. A. C. – 1967. – 50. – P. 50–55.
342. Vandecasteele C.M. Countermeasures in agricultural ecosystems / C.M. Vandecasteele // European radiation protection education and training : Third training course on off-site emergency response to nuclear accidents (Belgium, 21–25 June 1993). – Luxemburg, 1993. – 27 p.
343. Vinichuk M. ^{137}Cs in fungal sporocarps in relation to vegetation in a bog, pine swamp and forest along a transect / M. Vinichuk, K. Rosén, A. Dahlberg // Chemosphere. – 2013. – Vol. 90. – P. 713-720.
344. Vinichuk M. Correlations between potassium, rubidium and cesium (^{133}Cs and ^{137}Cs) in sporocarps of *Suillus variegatus* in a Swedish boreal forest / M. Vinichuk et al. // Journal of Environmental Radioactivity. – 2011. – Vol. 102. – P. 386-392.
345. Vinichuk M. Effect of arbuscular mycorrhizal (AM) fungi on ^{137}Cs uptake by plants grown on different soils / M. Vinichuk et al. // Journal of Environmental Radioactivity. – 2013. – Vol. 115. – P. 151-156.
346. Ward G.M. Transfer coefficients of fallout cesium-137 to milk of dairy cattle fed pasture, green-cut alfalfa, or stored feed / G.M. Ward, J.E. Johnson, L.B. Sasser // J. Dairy Sci. – 1967. – V. 50. – P. 1092–1096.
347. Ward G.M. Validity of the term transfer coefficient / G.M. Ward, J.E. Johnson // Health Phys. – 1986. – V. 50. – P. 411–414.
348. Zach R. Soil ingestion by cattle: a neglected pathway / R. Zach, K.R. Mayoh // Health Phys. – 1984. – 46. – P. 426–431.
349. Zemelink G. Effect of selective consumption on voluntary intake and digestibility of tropical forage : Agricultural Research Reports 896 /

G. Zemmeling. – Wageningen: Centre for Agricultural Publishing and Documentation, 1980. – 78 p.

350. Zhuchenko T. Model FORESTDOSE and evaluation of exposure doses of population from forest food products / T. Zhuchenko, A. Dvornik // Contaminated forests. Recent developments in risk identification and future perspectives / eds. I. Linkov, W. R. Shell. – Dordrecht, Boston, London: Kluwer Academic Publishers, 1999. – P. 353–358.

Додаток А.1



ЗАТВЕРДЖЕНО

Директор Житомирського національного
педагогічного університету
професор О.В. Скидан
2016 р.

А К Т

впровадження наукових розробок

1. Назва наукової розробки Рекомендації з використання природних кормових цукрів коровами молочного напрямку продуктивності
2. Якою науково-дослідною установою запропонована до впровадження розробка Житомирський національний педагогічний університет
3. Ким і коли прийнято рішення про впровадження розробки Всеза рада ІСНАЕУ протокол №10 від 27 травня 2015 р
4. Назва сільськогосподарського підприємства, де проведено впровадження та його адреса індивідуальне господарство Мажарівської сільської ради Обруцького району Житомирської області
5. Рік і об'єм впровадження 2016 рік, 28 тваринних індивідуальних господарств, що утримують чоголів корів
6. Фактичний економічний ефект від впровадження на одиницю (га, голову, машину і т.ін.) і на повний об'єм впровадження, грн. Отримано додатковий надій у корів на виловлений у тривалому еквіваленті становить 20 грн/голову на добу. Річний економічний ефект становить на все поголів'я
7. Відповідальний за впровадження (прізвище, ім'я, по батькові, посада):
 - а). від наукової установи Борщенко Валерій Володимирович доцент ІСНАЕУ, Верещук С.П., доцент ІСНАЕУ
 - б). від сільгосп підприємства Левківський М.І.

Акт складений «29» січня 2016 р.

Представники: Науково-дослідної установи

Борщ В.В. Борщенко
С.П. Верещук

Керівник с.-г. підприємства

Левківський М.І.





ЗАТВЕРДЖЕНО

Професор Житомирського національного
агроекологічного університету
професор О.В. Скидан
28 січня 2016 р.

А К Т

впровадження наукових розробок

1. Назва наукової розробки Рекомендації з використання природних кормових угідь кудряго шкідливого напружену продуктивності
2. Якою науково-дослідною установою запропонована до впровадження розробка Житомирський національний агроекологічний університет
3. Ким і коли прийнято рішення про впровадження розробки Вченою радою ЖНАРЕУ протокол № 28 від 28 лютого 2015 р.
4. Назва сільськогосподарського підприємства, де проведено впровадження та його адреса СТОВ "Можарівське" Бучачевського району Житомирської області
5. Рік і об'єм впровадження 2015 рік, 80 гаїв шкідливу ВРК
6. Фактичний економічний ефект від впровадження на одиницю (га, голову, машину і т.ін.) і на повний об'єм впровадження, грн. отримано додаткові прибутки у розмірних телиць на загальні 120 єр/голіву/добу. Економічний ефект 290 єрн/гол./рік або 23,2 тис. грн на всі поголів'я
7. Відповідальний за впровадження (прізвище, ім'я, по батькові, посада):
 - а). від наукової установи Борисенко Валерій Валерійович, доцент ЖНАРЕУ
Вербишук Сергій Петрович, доцент ЖНАРЕУ
 - б). від сільгоспідприємства В.В. Редийський

Акт складений « 28 » січня 2016 р.

Представники: Науково-дослідної установи

Борисенко Валерій Валерійович В.В. Борисенко
Вербишук Сергій Петрович С.П. Вербишук

Керівник с.-г. підприємства

Редийський В.В. В.В. Редийський



Додаток А.3



ЗАТВЕРДЖЕНО

Ректор Житомирського національного
агроекологічного університету

професор О.В. Скидан

9 січня 2016 р.

А К Т

впровадження наукових розробок

1. Назва наукової розробки Рекомендації з використанням агрологічних корисових
увід культурного шкідливого напружену продуктивності
2. Якою науково-дослідною установою запропонована до впровадження розробка _____
Житомирський національний агроекологічний університет
3. Ким і коли прийнято рішення про впровадження розробки Вісник журналу УНАЕСУ
квітень №4 від 26 листопада 2015 р.
4. Назва сільськогосподарського підприємства, де проведено впровадження та його адреса _____
СПД "Зоря" Обруцького району Житомирської області
5. Рік і об'єм впровадження 2015 рік, 108 голів швидкозростаючої ВРК
6. Фактичний економічний ефект від впровадження на одиницю (га, голову, машину і т.ін.) і на повний об'єм впровадження, грн. Отримано додатковий приріст у ремонтних
телицях на висаєві 90-160 зр./голубу/добу. Економічний ефект 340 грн/гол/рік
або 34 000 тис грн на все поголів'я
7. Відповідальний за впровадження (прізвище, ім'я, по батькові, посада):
 - а). від наукової установи Борисенко Валерій Володимирович, доцент УНАЕСУ
Вердешчук Сергій Петрович, доцент УНАЕСУ
 - б). від сільгосп підприємства С.В. Обвізчук

Акт складений « 28 » січня 2016 р.

Представники: Науково-дослідної установи

Борисенко Валерій В.В. Борисенко
Вердешчук Сергій С.Т. Вердешчук

Керівник с.-г. підприємства

С.В. Обвізчук





ЗАТВЕРДЖЕНО

Ректор Житомирського національного
агроекологічного університету
професор О.В. Скидан
29 серпня 2016 р.

А К Т

впровадження наукових розробок

1. Назва наукової розробки Методичні рекомендації, акти уроків вибіткової ділянки розтої кукури на прирідних угіддях та планування вирощування
2. Якою науково-дослідною установою запропонована до впровадження розробка Житомирський національний агроекологічний університет
3. Ким і коли прийнято рішення про впровадження розробки Володимиром ЧНАЕСУ протокол №4 від 26 листопада 2015 р.
4. Назва сільськогосподарського підприємства, де проведено впровадження та його адреса індивідуальні господарств "Бігачівка" сім'яної форми Об'єднаного району Житомирської області
5. Рік і об'єм впровадження 2015 рік, 12 власників індивідуальних господарств, що утримують 70 гектарів ділянок розтої кукури
6. Фактичний економічний ефект від впровадження на одиницю (га, голову, машину і т.ін.) і на повний об'єм впровадження, грн. Отримано додатковий ефект у вигляді продукції 28 ц/добу на надії у малючих кіт 9,4 кг молока / голову /добу. Економічний ефект 75 грн / голову / рік або 5,2 тис грн на всі господарств
7. Відповідальний за впровадження (прізвище, ім'я, по батькові, посада):
 - а). від наукової установи Борисенко Володимир Вікторович, доцент ЧНАЕСУ
Вердешчук Сергій Терентійович, доцент ЧНАЕСУ
 - б). від сільгоспідприємства Т.М. Коширід

Акт складений « 29 » серпня 20 15 р.

Представники: Науково-дослідної установи

Борисенко В.В. Борисенко
Вердешчук С.Т. Вердешчук

Керівник с.-г. підприємства

Коширід Т.М. Коширід





ГО «УКРАЇНЬКА АСОЦІАЦІЯ МОЛОДИХ ФЕРМЕРІВ»

вул. Басейна 2, 10014 Житомир, Україна

ЄДРПОУ 39959697

тел.: +38 (0972) 97-27-27, факс: +38 (0947) 11-51-56, сайт: www.uayf.org, ел.пошта: uayf@uayf.org

№ 01, від « 19 » листопада 2015 р.

АКТ

**Про впровадження результатів науково-дослідницької роботи
Борщенка Валерія Володимировича**

Акт складено про те, що при написанні рекомендацій міжнародної науково-практичної конференції «Аграрна наука, освіта, виробництво: європейський досвід для України», яку організували та провели ГО «Українська асоціація молодих фермерів» та Житомирський національний агроекологічний університет у м. Житомир, Україна, 17-18 листопада 2015 р., використані пропозиції **Борщенко В.В.**

Використання наукових розробок «Критерії та методичні підходи щодо оцінки умов живлення дрібної рогатої худоби на пасовищах та планування її підгодівлі» **Борщенка В.В.** відмічено у Аналітичній записці міжнародної науково-практичної конференції: «Аграрна наука, освіта, виробництво: європейський досвід для України», Житомир, Україна, 17-18 листопада 2015 р.

Голова громадської організації
«Українська асоціація молодих фермерів»


Д.О. Мічурін





ГО «УКРАЇНСЬКА АСОЦІАЦІЯ МОЛОДИХ ФЕРМЕРІВ»

вул. Басейна 2, 10014 Житомир, Україна

ЄДРПОУ 39959697

тел.: +38 (0972) 97-27-27, факс: +38 (0947) 11-51-56, сайт: www.uayf.org, ел.пошта: uayf@uayf.org

№ 02, від « 19 » листопада 2015 р.

АКТ

Про впровадження результатів науково-дослідницької роботи Борщенка Валерія Володимировича

Акт складено про те, що при написанні рекомендацій міжнародної науково-практичної конференції «Аграрна наука, освіта, виробництво: європейський досвід для України», яку організували та провели ГО «Українська асоціація молодих фермерів» та Житомирський національний агроекологічний університет у м. Житомир, Україна, 17-18 листопада 2015 р., використані пропозиції **Борщенко В.В.**

Використання наукових розробок «Критерії та методичні підходи щодо оцінки умов живлення корів на пасовищі» **Борщенко В.В.** відмічено у Аналітичній записці міжнародної науково-практичної конференції: «Аграрна наука, освіта, виробництво: європейський досвід для України», Житомир, Україна, 17-18 листопада 2015 р.

Голова громадської організації
«Українська асоціація молодих фермерів»


 Д.С. Мічурін

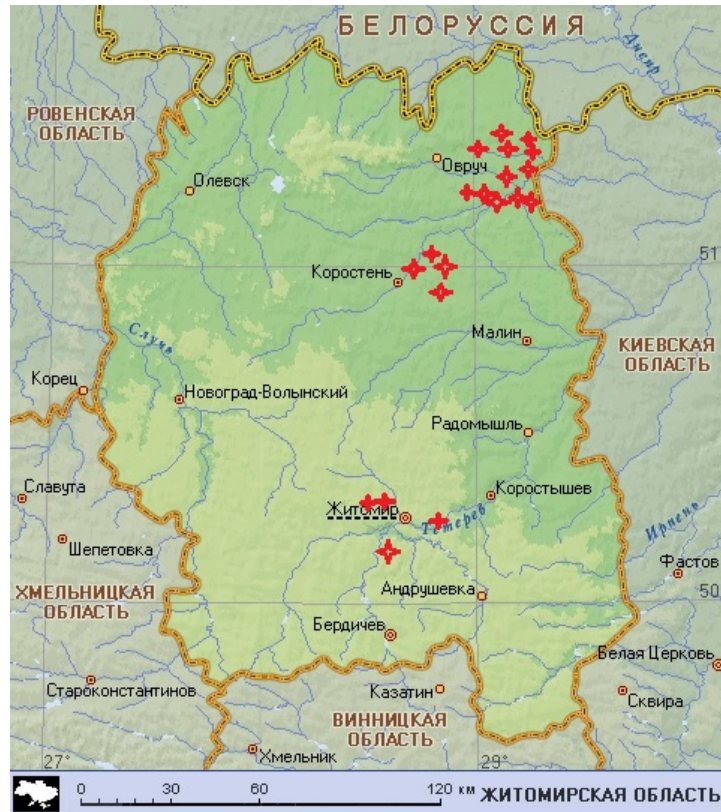


Рис. Б.1. Розміщення стаціонарів на території Житомирської області (стаціонари позначені червоним кольором).



Рис. Б.2. Чорною штрих-пунктирною лінією позначена межа між Житомирським та Київським Поліссям [173]. (Таким чином стаціонари розміщені в двох фізико-географічних областях українського Полісся).

Розпис тварин, які залучались у дослідження та площі природних угідь

Назва дослідження	Місце досліджень (стаціонар)	Рік дослідження	Вид тварин	Предмет дослідження	К-сть тварин	Площа угідь
Міграція радіонуклідів в трофічному ланцюгу тварин	1,2	1996	корови	молоко	8	250
	1,2	1996	кози	молоко	8	
	6,7,8	1996–2008	козуля	м'ясо	31	10000
	1, 2, 7, 8, 10, 13–20	1996–2005		грунтові профілі, рослини		1100
Використання екскрементів для прогнозування забрудненості тварин ¹³⁷ Cs	1–5	1996–2005	ВРХ	м'ясо	15	450
	1,2	1996–2005	кози	м'ясо	3	250
	4	1996–2005	вівці	м'ясо	3	200
Дослідження перетравності кормів	ЖНАЕУ	1998–2000	фістуловані бички	корм	2	
	3	2002–2004	телиці (фекальний індекс)	корм	3	300
Дослідження структури раціону тварин	1, 2, 4–6, 9–12	2003–2004	ВРХ	корм	45	900
	10		кози	корм	7	150
Дослідження умов випасу тварин	1, 2, 4–6, 9–12	2006–2013	ВРХ	корм, умови живлення та продуктивність тварин	45	900
	10	2003–2013	кози		7	800
	10	2003–2013	вівці		5	200
Впровадження (виробнича перевірка)	індивід. г-ва Можарівської сільради	2015	корови	умови живлення тварин, їх підгодівля та продуктивність	45	100
	СТОВ "Можарівське"	2015	ВРХ		80	200
	індивід. г-ва Зарічанської сільради	2015	дрібна рогата худоба		70	40
	СФГ "Зоря" с. Шваби	2015	ВРХ		108	250
Разом					485	14490

Характеристика облікових ділянок Овруцького району Житомирської області, де проводиться радіологічний моніторинг козулі європейської (стаціонари 7 та 8)

Облікова ділянка 1. Розміщена поблизу дороги с. Липські Романи – с. Личмани, на відстані 2 км від с.Личмани, з правого боку від дороги, 0,3 км вглиб лісу.

Рослинність представлена сосновим лісом віком 75-80 років, складом 10С, зімкнутістю 0,8-0,9.

Підріст деревних порід середньої зімкнутості (0,2-0,4), висотою 1-1,5м. Переважають береза пухнаста (*Betula pubescens* Ehrh.), дуб звичайний (*Quercus robur* L.), подекуди зустрічається сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.).

Підлісок рідкий, зімкнутістю до 0,1. У ньому переважає крушина ламка (*Frangula alnus* Mill.), поодинокі – верба попеляста (*Salix cinerea* L.), горобина звичайна (*Sorbus aucuparia* L.).

Трав'яно-чагарничковий ярус рівномірний, з проєктивним покриттям близько 70%, його основу утворюють чорниці (*Vaccinium myrtillus* L.) (68-70%), поодинокі зустрічаються брусниці (*Vaccinium vitis-idaea* L.), плаун булавовидний (*Lycopodium clavatum* L.), молінія голуба (*Molinia caerulea* (L.) Moench.).

Покриття мохового ярусу становить 90-95%, представлений він тільки зеленими мохами, основу яких утворюють дикран багатоніжковий (*Dicranum polysetum* Sw.) – 50 %, плевроцій Шребера (*Pleurozium schreberi* Mitt.) – 20%, гілокомій блискучий (*Hylocomium splendens* (Hedw.) V.S.G.) –20%.

Асоціація: *Pinetum franguloso–myrtilloso–hylocomiosum*.

ТЛУ: В₂₋₃.

Облікова ділянка 2. Розміщена в напрямку с. Липські Романи, не доїжджаючи стаціонару 1, на відстані 1 км, з правого боку дороги. Це заростаючі перелоги на місці колишніх полів. На території даного стаціонару досить часто проводився відстріл козуль.

Покриття травостою становить 95-100%. Травостій рівномірний, домінують кореневищні злаки (пирій), інші види зустрічаються невеликими куртинками, площею 1-2 м². Ярусна структура не виражена.

Склад травостою наступний: пирій повзучий (*Elytrigia repens* (L.) Nevski) – 90%, полин звичайний (*Artemisia vulgaris* L.) – 5%, звіробій звичайний (*Hypericum perforatum* L.) – 3%. Зрідка зустрічаються: горошок плотовий (*Vicia sepium* L.), астрагал солодколистний (*Astragalus glycyphyllos* L.), горошок мишачий (*Vicia cracca* L.), гіркуша нечуйвітрова (*Picris hieracioides* L.), щавель горобиний (*Rumex acetosella* L.), злинка канадська (*Conyza canadensis* (L.) Cronq.), лисохвіст лучний (*Alopecurus pratensis* L.), водяний хрін лісовий (*Rorippa sylvestris* L.), хвощ польовий (*Equisetum arvense* L.), мітлиця тонка (*Agrostis tenuis* Sibth.), свербіжниця польова (*Knautia arvensis* (L.) Coult), роговик польовий (*Cerastium arvense* L.), куколиця біла (*Melandrium album* (Mill.) Garcke), фіалка триколірна (*Viola tricolor* L.), триреберник непахучий (*Tripleurospermum inodorum* (L.) Sch. Bip.), волошка лучна (*Centaurea jacea* L.), перстач гусячий (*Potentilla anserina* L.), осот польовий (*Cirsium arvense* (L.) Scop.), деревій звичайний (*Achillea millefolium* L.), пижмо звичайне (*Tanacetum vulgare* L.), льонок звичайний (*Linaria vulgaris* Mill.), чаполоч пахуча (*Hierochloa odorata* L.).

Асоціація: *Elytrigietum repentis*.

Облікова ділянка 2А. Розташована у рельєфі нижче стаціонару 2, знаходиться у заплаві струмка шириною 0,5-1 м. Заплава 15-20 м завширшки, рослинність представлена заростями вільхи чорної (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) 3-4 м заввишки, осики (*Populus tremula* L.). Густих ярус 2-3 м заввишки та зімкнутістю 0,5-0,7 утворюють кущі верби попелястої (*Salix cinerea* L.) і верби козячої (*Salix caprea* L.), а також ожини несійської (*Rubus nessensis* W.Hall.).

Травостій двоярусний, з проєктивним покриттям 80-85%. Перший підярус висотою 1,3-1,5 м розріджений, утворений гадючником звичайним

(*Filipendula vulgaris* Moench.) – 10%, і стожильником сумнівним (*Cnidium dubium* (Schkuhr.) Thell.).

У другому підярусі 40-60 см заввишки домінує типовий болотний злак – куничник сіруватий (*Calamagrostis canescens* (Web.) Roth.) – 70%, рідше зустрічається комиш лісовий (*Scirpus sylvaticus* L.) – 3%. Поодинокі зустрічаються: хвощ лісовий (*Equisetum sylvaticum* L.), ситник розлогий (*Juncus effusus* L.), підмаренник багновий (*Galium uliginosum* L.), вербозілля звичайне (*Lysimachia vulgaris* L.).

Асоціація: *Alnus glutinosa* + *Salix cinerea* + *Calamagrostis canescens*.

Облікова ділянка 3. Представлена перелогами на місці ріллі. Заростання відбувалося шляхом формування угруповань злинки канадської. Ценоз сформований. Ярусна структура травостою не виражена.

Основу травостою, загальне проективне покриття якого – 60%, становлять: злинка канадська (*Conyza canadensis* (L.) Cronq.) – 30% і пирій повзучий (*Elytrigia repens* (L.) Nevski) – 30%.

Зрідка зустрічаються: звіробій звичайний (*Hypericum perforatum* L.), енотера дворічна (*Oenothera biennis* L.), деревій звичайний (*Achillea millefolium* L.), полин польовий (*Artemisia campestris* L.), волошка синя (*Centaurea cyanus* L.), свербіжниця польова (*Knautia arvensis* (L.) Coult.), полин звичайний (*Artemisia vulgaris* L.).

Асоціація: *Elytrigia repens* + *Conyza canadensis*.

Облікова ділянка 4. Представлена частково порушеним сосново-березовим лісом віком 35-40 років, складом 7БЗС, зімкнутістю 0,6-0,7.

Підріст деревинних порід негустий, наявний дуб черешчатий (*Quercus robur* L.), сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.). У підліску переважає верба попеляста (*Salix cinerea* L.), ожина сиза (*Rubus caesius* L.).

Проективне покриття трав'яно-чагарничкового ярусу нерівномірне, в середньому – 55-60%.

Домінують: чорниці (*Vaccinium myrtillus* L.)-50%, характерні також брусниці (*Vaccinium vitis-idaea* L.) – 5%.

Зрідка зустрічаються: верес звичайний (*Calluna vulgaris* (L.) Hull.), плаун булавовидний (*Lycopodium clavatum* L.), куничник наземний (*Calamagrostis epigeios* (L.) Roth.), молінія голуба (*Molinia caerulea* (L.) Moench.), веснівка дволиста (*Majanthemum bifolium* (L.) F.W.Schmidt.), золотушник звичайний (*Solidago virgaurea* L.), одинарник європейський (*Trientalis europaea* L.), біловус стиснутий (*Nardus stricta* L.), тонконіг лучний (*Poa pratensis* L.).

Покриття мохового ярусу складає 80%. Його основу утворює рунянка звичайна (*Polytrichum commune* Hedw.) – 50%, співдомінує плевроцій Шребера (*Pleurozium scheberi* Mitt.)-30%.

Тип лісу: В₃₋₄.

Асоціація: *Betula pubescens* + *Pinus sylvestris* + *Salix cinerea* + *Vaccinium myrtillus* + *Polytrichum commune*.

Облікова ділянка 5. Представлена стиглим сосновим лісом, який має вік 100 – 110 років, зімкнутістю 0,7 – 0,8, складом 10С.

Підріст деревних порід середньогустий, зімкнутістю 0,3-0,4, заввишки 1,7 – 2,0 м. Переважає в ньому сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.), рідше зустрічаються дуб звичайний (*Quercus robur* L.), береза пухнаста (*Betula pubescens* Ehrh.), осика (*Populus tremula* L.).

Підлісок розріджений: верба попеляста (*Salix cinerea* L.), крушина ламка (*Frangula alnus* Mill.), рідше зустрічається горобина звичайна (*Sorbus aucuparia* L.).

Покриття трав'яно-чагарничкового ярусу рівномірне, 60–65 %. Основу його складають чорниці (*Vaccinium myrtillus* L.) – 50 %, брусниці (*Vaccinium vitis-idaea* L.) – 8 %, буяхи (*Vaccinium uliginosum* L.) – 7 %.

Зрідка трапляються верес звичайний (*Calluna vulgaris* (L.) Hull.), молінія голуба (*Molinia caerulea* (L.) Moench.), одинарник європейський (*Trientalis europaea* L.), плаун річний (*Lycopodium annotinum* L.), перстач прямостоячий (*Potentilla erecta* (L.) Raeusch.), перестріч лучний (*Melampyrum pratense* L.).

Моховий ярус густий, проективне покриття 90 – 95 %. Основу його складає рунянка звичайна (*Polytrichum commune* Hedw.)- 70 %, як домішка зустрічається гілокомій блискучий (*Hylocomium splendens* (Hedw.) B.S.G.) – 25 %.

ТЛУ: В₂₋₃.

Асоціація: *Pinetum franguloso-myrtillosum*.

Облікова ділянка 6. Розташована у с. Журба, перелоги на місці присадибних ділянок біля закинутих будинків.

Проективне покриття травостою – 95-100 %. Переважно зустрічаються куничник наземний (*Calamagrostis epigeios* (L.) Roth) – 50 – 60 %, щавель кислий (*Rumex acetosa* L.) – 20 – 30, рідше – пирій повзучий (*Elytrigia repens* (L.) Nevski) – 5 – 10 %.

Поодинокі зустрічаються: звіробій звичайний (*Hypericum perforatum* L.), тимофіївка лучна (*Phleum pratense* L.), куколиця біла (*Melandrium album* (Mill.) Garcke), ситник розлогий (*Juncus effusus* L.), борщівник сибірський (*Heracleum sibiricum* L.), фіалка триколірна (*Viola tricolor* L.), деревій звичайний (*Achillea millefolium* L.), чина лучна (*Lathyrus pratensis* L.), грястиця збірна (*Dactylis glomerata* L.), осот польовий (*Cirsium arvense* (L.) Scop.).

Асоціація: *Calamagrostis epigeios* + *Rumex acetosa*.

Облікова ділянка 7. Знаходиться у с. Журба, заростаючі перелоги на місці великих полів. Травостій високий, рівномірний, проективне покриття 90-95%.

Домінуючим видом є пирій повзучий (*Elytrigia repens* (L.) Nevski) – 90-95%. Поодинокі зустрічаються: гіркуша нечуйвітрова (*Picris hieracioides* L.), мітлиця тонка (*Agrostis canina* L.), куколиця біла (*Melandrium album* (Mill.) Garcke), злинка канадська (*Conyza canadensis* (L.) Cronq.), горошок плотовий (*Vicia sepium* L.), гірчак почечуйний (*Polygonum persicaria* L.), звіробій звичайний (*Hypericum perforatum* L.), льонок звичайний (*Linaria vulgaris* Mill.), полин польовий (*Artemisia campestris* L.), осот городній (*Sonchus*

oleraceus (L.) Scop.), горошок мишачий (*Vicia cracca* L.), деревій звичайний (*Achillea millefolium* L.), берізка польова (*Convolvulus arvensis* L.), кульбаба лікарська (*Taraxacum officinale* Wigg.).

Асоціація: *Elytrigietum repentis*.

Облікова ділянка 8. Представлена середньовіковим сосновим лісом, вік-35-40 років, замкнутість 0,7-0,8, складом 10С + Б.

Підріст деревних порід рідкий; поодинокі є осика (*Populus tremula* L.), дуб звичайний (*Quercus robur* L.).

Підлісок розріджений: горобина звичайна (*Sorbus aucuparia* L.), верба попеляста (*Salix cinerea* L.), крушина ламка (*Frangula alnus* Mill.).

Трав'яно-чагарничковий ярус рівномірний, з проєктивним покриттям 60-65%. Його основу утворюють чорниці (*Vaccinium myrtillus* L.) – 50 %, меншу участь приймають верес звичайний (*Calluna vulgaris* (L.) Hill.) – 8%, брусниця (*Vaccinium vitis-idaea* L.) – 3 %.

Зрідка трапляються такі види: плаун булавовидний (*Lycopodium clavatum* L.), молінія голуба (*Molinia caerulea* (L.) Moench.), куничник наземний (*Calamagrostis epigeios* (L.) Roth.), перестріч лучний (*Melampyrum pratense* L.), біловус стиснутий (*Nardus stricta* L.).

Покриття мохового ярусу складає 80 – 85 %. Співдомінують в ньому гілокомій блискучий (*Hylocomium splendens* (Hedw.) B.S.G.) – 60 % та плевроцій Шребера (*Pleurozium schreberi* Mitt.) – 20 %.

Асоціація: *Pinetum myrtilloso-hylocomiosum*.

ТЛУ: В₂₋₃.

Облікова ділянка 9. Знаходиться у с. Деркачі, це заростаючі перелogi на місці великого поля. Покриття травостою складає 80%. Травостій двухярусний. Перший підярус висотою 50-60 см утворює пирій повзучий (*Elytrigia repens* (L.) Nevski) - 60%. Другий підярус висотою 15-20 см складається переважно з конюшини шведської (*Trifolium hybridum* L.) – 20%.

Поодинокі зустрічаються: тонконіг лучний (*Poa pratensis* L.), королиця звичайна (*Leucanthemum vulgare* Lam.), звіробій звичайний (*Hypericum*

perforatum L.), золототисячник звичайний (*Centaureum erythrea* Rafn), горошок мишачий (*Vicia cracca* L.), костриця червона (*Festuca rubra* L.), дрік красильний (*Genistra tinctoria* L.), злинка канадська (*Conyza canadensis* (L.) Cronq.), смовдь гірська (*Peucedanum oreoselinum* (L.) Moench.), кульбаба лікарська (*Taraxacum officinale* Wigg.), вербозілля звичайне (*Lysimachia vulgaris* L.), вероніка лікарська (*Veronica officinalis* L.), триреберник непахучий (*Tripleurospermum inodorum* (L.) Sch. Bip.), ситник скупчений (*Juncus conglomeratus* Marss.), нечуйвітер зонтичний (*Hieracium umbellatum* L.), конюшина повзуча (*Trifolium repens* L.), мітлиця тонка (*Agrostis tenuis* Sibth.), дзвоники розлогі (*Campanula patula* L.), полин гіркий (*Artemisia absinthium* L.), лисохвіст лучний (*Alopecurus pratensis* L.),

Асоціація: *Elytrigia repens* + *Trifolium hybridum*.

Облікова ділянка 10. Молодий сосновий ліс віком 20 років, складом 10С, зімкнутістю 0,8-0,9. Підріст деревних порід і підлісок дуже малочисельні. Трапляються: крушина ламка (*Frangula alnus* Mill.), верба попеляста (*Salix cinerea* L.), горобина звичайна (*Sorbus aucuparia* L.), береза пухнаста (*Betula pubescens* Ehrh.).

Проективне покриття трав'яно-чагарничкового ярусу – 30%. Основу складають чорниці (*Vaccinium myrtillus* L.) – 30%. Поодинокі зустрічаються: верес звичайний (*Calluna vulgaris* (L.) Hill.), молінія голуба (*Molinia caerulea* (L.) Moench.), брусниці (*Vaccinium vitis-idaea* L.), перестріч лучний (*Melampyrum pratense* L.).

Покриття мохового ярусу – 95 %. Його складають: гілокомій блискухий (*Hylocomium splendens* (Hedw.) B. S. G.) –30%, плевроцій Шребера (*Pleurozium schreberi* Mitt.)-40%, дикран багатоніжковий (*Dicranum polysetum* Sw.)-30%.

Асоціація: *Pinetum myrtilloso-hylocomiosum*.

ТЛУ: В₃.

Облікова ділянка 11. Середньовіковий сосняк віком 35-40 років, складом 10С, зімкнутістю 0,8-0,9.

Підріст деревних порід середньої густоти (0,2–0,3), в ньому переважає береза пухнаста (*Betula pubescens* Ehrh.).

Підлісок більш густий, на відміну від підросту, представлений вербою попелястою (*Salix cinerea* L.), крушиною ламкою (*Frangula alnus* Mill.), горобиною звичайною (*Sorbus aucuparia* L.).

Проективне покриття трав'яно-чагарничкового ярусу становить 55-60%. Його основу утворюють чорниці (*Vaccinium myrtillus* L.) – 50%. Постійними видами є: брусниці (*Vaccinium vitis-idaea* L.) – 3%, багно болотне (*Ledum palustre* L.) –3, молінія голуба (*Molinia caerulea* (L.) Moench.) –4%, верес звичайний (*Calluna vulgaris* (L.) Hill.).

Проективне покриття мохового ярусу складає 95-98%. Співдомінують в ньому дикран багатоніжковий (*Dicranum polysetum* Sw.) - 60% і гілокомій блискучий (*Hylocomium splendens* (Hedw.) B.S.G.) Меншу участь беруть плевроцій Шребера (*Pleurozium schreberi* Mitt.) і туїдій делікатний (*Thuidium delicatulum* L.).

Асоціація: *Pinetum (franguloso)-myrtilloso-hylocomiosum*.

ТЛЮ: В₃₋₄.

Міністерство лісового господарства України
Житомирське обласне державне лісгосподарське об'єднання
"Житомирліс"

Д О З В І Л № 98030

на право проведення радіологічного відстрілу диких тварин,
взяття зразків їх продукції, перевезення їх до дослідних
установ.

Дозволяється директору дослідної станції
/посада службової особи/

Дідуху Микою Чилину
/прізвище, ім'я та по батькові службової особи/

на протязі періоду з 19 серпня 1996 по 31 грудня 1996
на території мисливських угідь Обригської райради УТМР
добування диких тварин: та Народничої райради УТМР.

- 1. козулик в кількості 15 (п'ятнадцять) голів,
- 2. кабан " 3 (три) голів,
- 3. _____ " _____ голів,
- 4. 7 " 7 голів,
- 5. 7 " 7 голів;

в рахунок ліміту поточного року, а також взяття зразків їх
продукції і перевезення їх до дослідних установ з метою радіо-
логічних досліджень згідно з листом Держкомприроди УРСР, Мін-
лісгоспу УРСР та Президії РРУТМР від 05.10.1989р. № ПІ-7/900.

М'ясо добутих тварин підлягає здачі в СЭС і Поліську АЛЮС
для радіологічних досліджень.



Головний мисливствознавець
об'єднання "Житомирліс"

І.Т. Гулик
І.Т. Гулик

Дата видачі " 19 " серпня 1996 р.

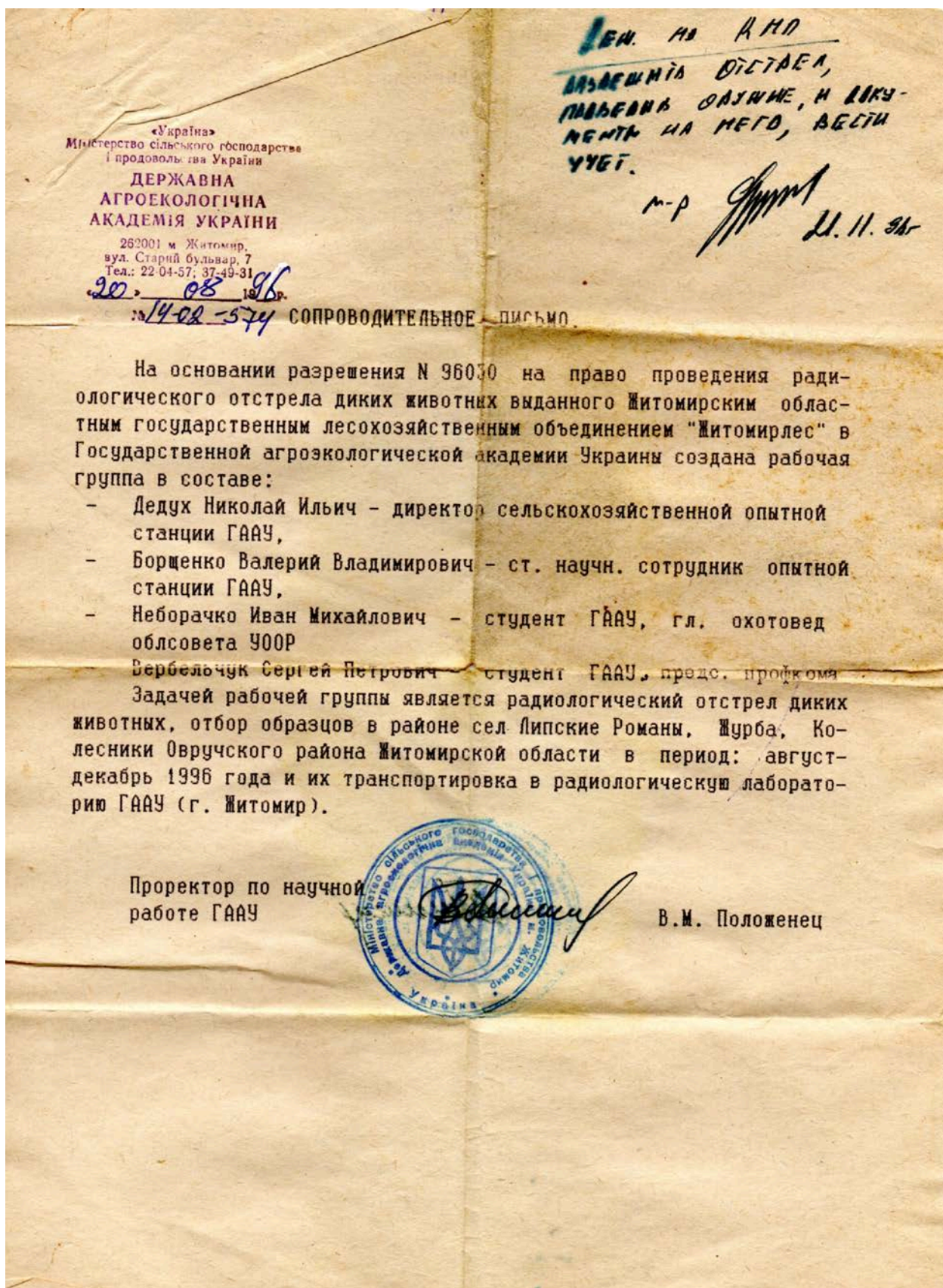
Дозвіл зареєстрований в користувача мисливських угідь
26 серпня 1996 р.



Посада і підпис службової
особи: п.к. Меленівська
осередки УТМР.

Степанів

Додаток Д.2



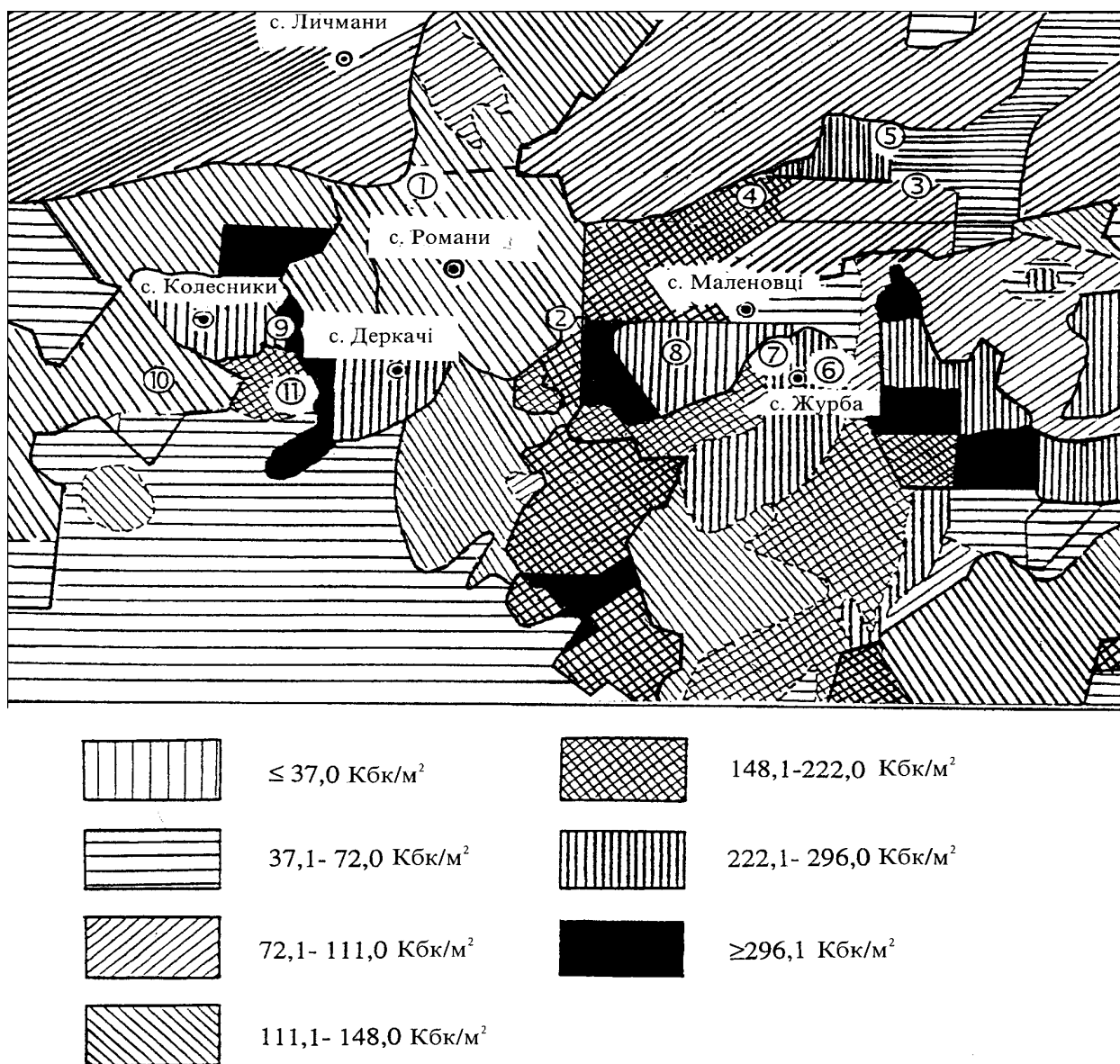


Рис. Е. 1. Щільність забруднення ґрунту ¹³⁷Cs в районі відстрілу козулі європейської у 1998 році за даними Поліської АЛОС (цифрами зображені основні ділянки мешкання тварин).



Рис. Ж. 1- Ж.2. Кінець квітня.: суходіл тимчасово збиткового рівня зволоження (с. Збраньківці)



Рис Ж.3 – Ж.4. Початок травня: недостатня кількість пасовищного корму на суходолі тимчасово збиткового рівня зволоження. (с. Ключки та с. Збраньківці)



Рис. Ж. 5- Ж.6. Початок червня.: достатня кількість пасовищного корму на суходолі тимчасово збиткового рівня зволоження (с. Збраньківці)

Продовження додатку Ж



Рис. Ж.7- Ж.8. Липень 2003 р.: недостатня кількість пасовищного корму внаслідок відсутності опадів на початку літа (с. Збраньківці та с. Клочки)



Рис. Ж.9. Початок вересня: зниження якості і кількості травостою (с. Колісники)



Рис. Ж.10. Середина жовтня: зниження якості і кількості травостою (с. Збраньківці, стаціонар 4)



Рис. Ж.11. Кінець листопада: корови споживають верес (с. Збраньківці)

Продовження додатку Ж

Рис. Ж.12.Тварини споживають осоку



Рис. Ж.13.Тварини споживають молінію голубу



Рис. Ж.14. Тварини споживають верес лише в кінці пасовищного сезону (вересень - листопад)



Рис. Ж.15.Тварини споживають чорницю. Дата: 24.06.03 р.

Продовження додатку Ж



Рис. Ж.16.Тварини споживають буюхи.
Дата: 24.06.03 р.



Рис. Ж.17.Тварини споживають ситники. Кінець червня



Рис. Ж.18.Тварини споживають листя горобини



Рис. Ж.19.Тварини споживають листя крушини



Рис. Ж.20.Тварини споживають листя дуба



Рис. 3.1. Козеня на підсосі



Рис. 3.2. Недостатня кількість молока спонукає козеня шукати додатковий підкорм

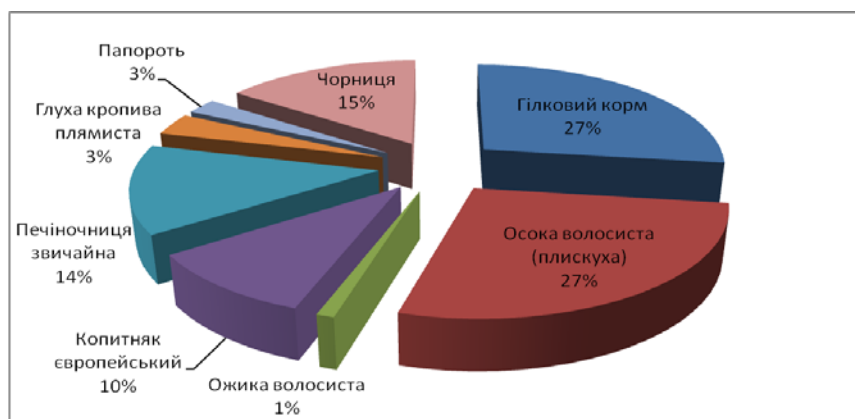


Рис. 3.3. Структура раціону кіз у зимовий період, %



Рис. 3.4. Печіночниця звичайна, папороть, ожика волосиста - зелені компоненти раціону тварин в зимовий період



Рис. 3.5. Печіночниця звичайна

Продовження додатку 3

Рис. 3.6. Тварини споживають осоку волосисту



Рис. 3.7. Тварини споживають зелену фітомасу чорниці звичайної



Рис. 3.8. Тварина споживає глуху кропиву плямисту



Рис. 3.9. Тварина споживає папороть



Рис. 3. 10. Тварини споживають гілковий корм

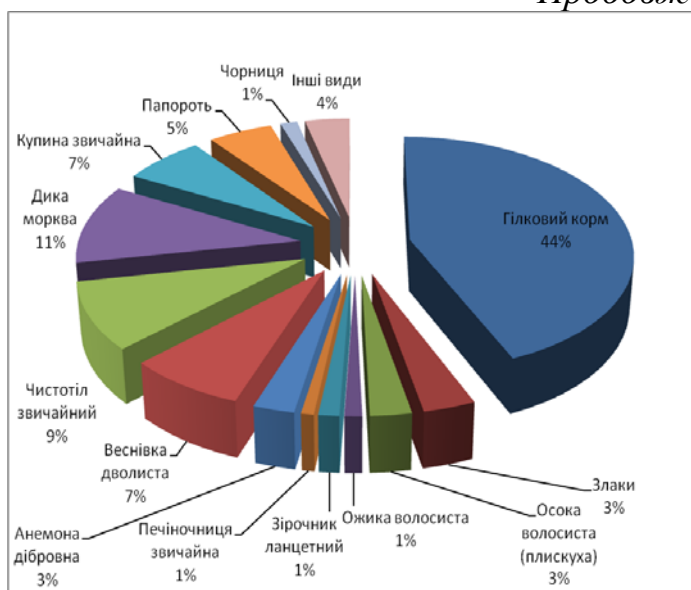


Рис. 3.11. Структура раціону кіз у весняний період, %



Рис. 3.12. Купина звичайна



Рис. 3.13. Тварина споживає купину звичайну

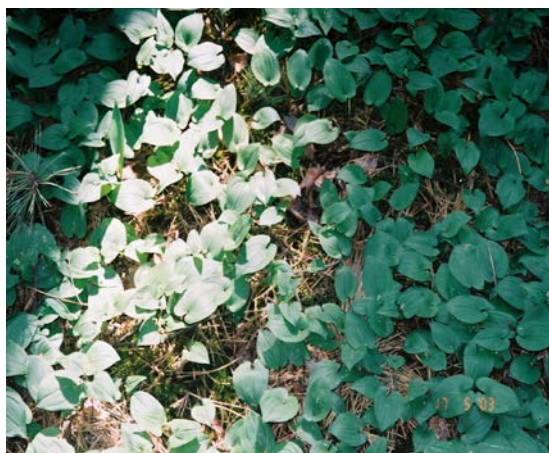


Рис. 3.14. Веснівка дволиста



Рис. 3.15. Тварина споживає веснівку дволисту

Продовження додатку 3

Рис. 3.16. Тварина споживає анемону дібровну

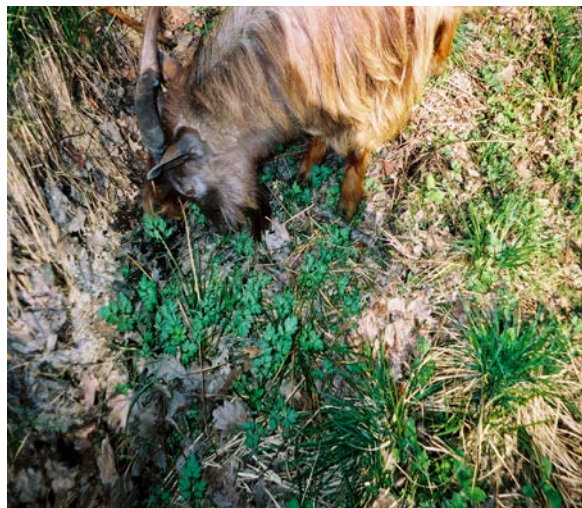


Рис. 3.17. Тварина споживає дику моркву



Рис. 3.18. Зіновать російська



Рис. 3.19. Бруслина бородавчата

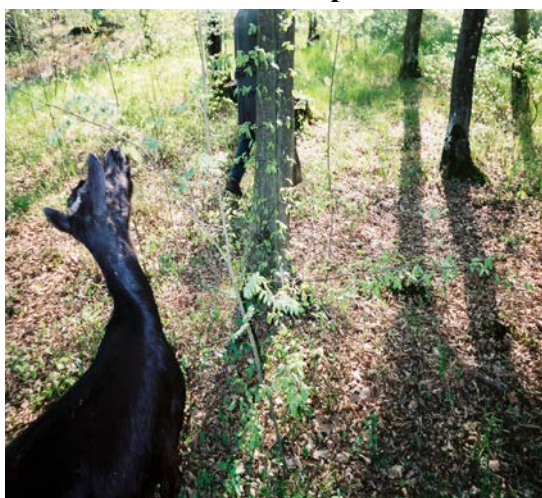


Рис. 3.20. Тварина споживає горобину звичайну



Рис. 3.21. Тварина споживає крушину ламку

Продовження додатку 3

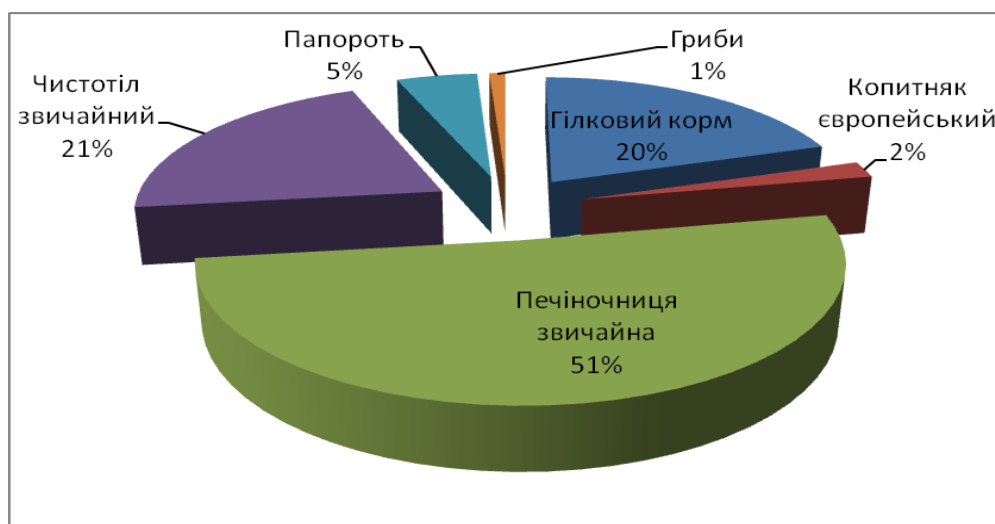


Рис. 3.22. Структура раціону кіз у осінній період, %



Рис. 3.23. Печіночниця звичайна та копитень



Рис. 3.24. Тварина споживає печіночницю звичайну



Рис. 3.25. Тварина споживає чистотіл



Рис. 3.26. Осока волосиста



**Рис. К.1. Грунтовий профіль дерново-лучних ґрунтів заплавних пасовищ (стаціонар № 1)
Дата: 03.06.05**



**Рис. К.2. Грунтовий профіль дерново-лучних ґрунтів заплавних пасовищ (стаціонар № 2)
Дата: 03.06.05**



**Рис. К.3. Грунтовий профіль дерново-підзолистих супіщаних, слабоотторфованих ґрунтів суходолів тимчасово збиткового рівня зволоження (стаціонар № 5)
Дата: 03.06.05**



Рис.Л.1. Фотографія демонструє молінію голубу –кормовий вид лісів після випасу великою рогатою худобою (липень 2003)



Рис. М.1- рис. М.7. Фотографії демонструють високу якість та пропозицію пасовищного корму

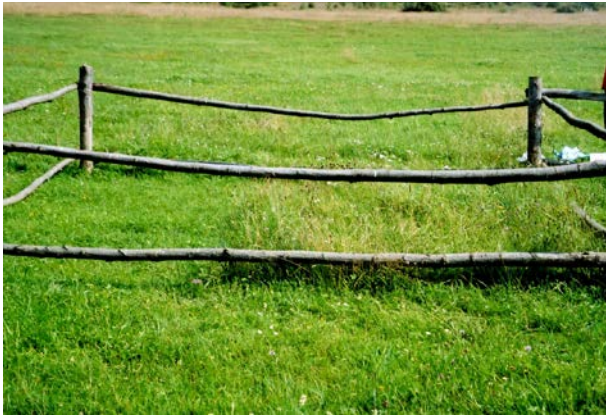


Рис. Н.1.- рис. Н.8. Фотографії демонструють середню якість та пропозицію пасовищного корму



Рис. О.1-рис. О.8. Фотографії демонструють низьку якість та пропозицію пасовищного корму

Продовження додатку О

Рис. О.9- рис. О.16. Фотографії демонструють низьку якість та пропозицію пасовищного корму

Фотографії, які демонструють умови живлення свійських кіз на пасовищах



Рис. П.1- рис. П.2. Висока якість та пропозиція пасовищного корму



Рис. П.3- рис.П.4. Середня якість та пропозиція пасовищного корму



Рис. П.5- рис.П.6. Низька якість та пропозиція пасовищного корму



Рис. П.7.- рис. П.8. Низька якість та пропозиція пасовищного корму



Рис. П.9. Верес звичайний в період цвітіння (в даний період не споживається козами та вівцями)

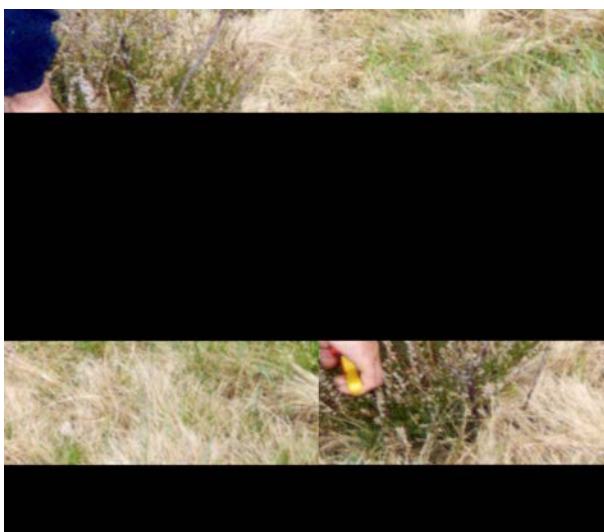


Рис. П. 10- рис. П. 11. Верес звичайний: активно споживається козами та вівцями