

АГРОЕКОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ

1•2016

Виходить чотири рази на рік

ЗАСНОВНИКИ

**Інститут агроєкології і природокористування
Національної академії аграрних наук України**

**Державна установа
«Інститут охорони ґрунтів України»**

АДРЕСА РЕДАКЦІЇ
вул. Метрологічна, 12, Київ-143, 03143
тел. (044) 522-60-62
e-mail: agroecojournal@ukr.net
<http://journalagroeco.org.ua>

*Журнал включено до переліку наукових видань України
з сільськогосподарських і біологічних наук
відповідно до наказу МОН України № 1528 від 29.12.2014*

*Журнал включено до міжнародних інформаційних та наукометричних баз:
Research Bib Journal Database (Японія),
РІНЦ (Російська Федерація),
Index Copernicus (Республіка Польща)
Googl Scholar (США)
Ulrich's Periodicals Directory (США)*

Пристатейний список літератури продубльовано відповідно до вимог міжнародних систем транслітерації (зокрема, наукометричної бази SCOPUS)

Редколегія не завжди поділяє думки авторів статей

**Журнал друкується і поширюється через мережу Інтернет
за рішенням вченої ради Інституту агроєкології і природокористування НААН
(протокол № 2 від 14.03.2016)**

Свідоцтво про державну реєстрацію КВ № 21008-10808 ПР від 15.10.2014

Підписано до друку 17.03.2016 р. Формат 70×100/16. Друк офсетний.
Ум. друк. арк. 14,51. Наклад 250 прим. Зам. № АЕ-01–16.

Оригінал-макет та друк ТОВ «ДІА». 03022, Київ-22, вул. Васильківська, 45

АГРОЕКОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ

1 · 2016



КИЇВ · 2016

EDITORIAL BOARD

Editor-in-chief

FURDYCHKO O., Doctor of Economic and Agricultural Science, Prof., Full member of NAAS

Executive Secretary

DEMYANYUK O., Ph.D. of Agricultural Science, Senior Researcher

Output editor

RYZHYKOVA L.

- | | |
|--|---|
| BOYKO A. ,
<i>Doctor of Biological Science, Prof.,
Full member of NAAS</i> | PRONEVICH V. ,
<i>Doctor of Agricultural Science, Senior Researcher</i> |
| BULYGIN S. ,
<i>Doctor of Agricultural Science, Prof.,
Full member of NAAS</i> | RADCHENKO V. ,
<i>Doctor of Biological Science, Prof.,
Full member of NAS of Ukraine</i> |
| GRYNYK I. ,
<i>Doctor of Agricultural Science, Prof., Full member of NAAS</i> | SOZINOV O. ,
<i>Doctor of Agricultural Science, Prof.,
Full member of NAS of Ukraine and NAAS</i> |
| GUDKOV I. ,
<i>Doctor of Biological Science, Prof., Full member of NAAS</i> | STADNYK A. ,
<i>Doctor of Agricultural Science, Prof.,
Full member of FAS of Ukraine</i> |
| DREBOT O. ,
<i>Doctor of Economic Science, Prof.</i> | TARARIKO O. ,
<i>Doctor of Agricultural Science, Prof.,
Full member of NAAS</i> |
| YEHOROVA T. ,
<i>Doctor of Agricultural Science, Senior Researcher</i> | TARASYUK S. ,
<i>Doctor of Agricultural Science, Prof., Corresponding
member of NAAS</i> |
| ZHUKORSKYI O. ,
<i>Doctor of Agricultural Science, Prof.</i> | CHABANIUK Ya. ,
<i>Doctor of Agricultural Science, Senior Researcher</i> |
| ZARYSHNYAK A. ,
<i>Doctor of Agricultural Science, Prof., Full member of NAAS</i> | CHOBOTKO G. ,
<i>Doctor of Biological Science, Prof.</i> |
| ISAYENKO V. ,
<i>Doctor of Biological Science, Prof.</i> | SHERSTOBOEVA O. ,
<i>Doctor of Agricultural Science, Prof.</i> |
| IUTYNSKA G. ,
<i>Doctor of Biological Science, Prof., Corresponding
member of NAS of Ukraine</i> | SHERSHUN M. ,
<i>Doctor of Economic Science, Senior Researcher</i> |
| KONISHCHUK V. ,
<i>Doctor of Biological Science, Senior Researcher</i> | ALEKNAVICIUS P. ,
<i>Doctor of Social Science, Prof. (Lithuania)</i> |
| KOPYLOV E. ,
<i>Doctor of Biological Science, Senior Researcher</i> | VOLKOV S. ,
<i>Doctor of Economic Science,
Full member of RAAS (Russian Federation)</i> |
| KUCHMA M. ,
<i>Doctor of Agricultural Science</i> | ZHEKONIENE V. ,
<i>Doctor of Biomedical Science, Prof. (Lithuania)</i> |
| LAVROV V. ,
<i>Doctor of Agricultural Science, Prof.</i> | KOLMYKOV A. ,
<i>Doctor of Economic Science (Belarus)</i> |
| LANDIN V. ,
<i>Doctor of Agricultural Science, Senior Researcher</i> | KOWALSKI A. ,
<i>Doctor of Economic Science, Prof. (Poland)</i> |
| MOKLYACHUK L. ,
<i>Doctor of Agricultural Science, Prof.</i> | NAD J. ,
<i>Doctor of Agricultural Science, Prof. (Hungary)</i> |
| PALAPA N. ,
<i>Doctor of Agricultural Science, Senior Researcher</i> | SOBCHYK V. ,
<i>Doctor of Agricultural Science, Prof. (Poland)</i> |
| PARPAN V. ,
<i>Doctor of Biological Science, Prof.</i> | TIKHONOVICH I. ,
<i>Doctor of Biological Science, Prof.,
Full member of RAAS (Russian Federation)</i> |
| PARFENYUK A. ,
<i>Doctor of Biological Science, Prof.</i> | |
| PRISTER B. ,
<i>Doctor of Biological Science, Full member of NAAS</i> | |

РЕДАКЦІЙНА КОЛЕГІЯ

Головний редактор

ФУРДИЧКО О.І., д-р екон. і с.-г. наук, проф., акад. НААН

Відповідальний секретар

ДЕМ'ЯНЮК О.С., канд. с.-г. наук, старш. наук. співроб.

Відповідальний редактор

РИЖИКОВА Л.Г.

- | | |
|---|--|
| БОЙКО А.Л. ,
д-р біол. наук, проф., акад. НААН (Київ) | ПРОНЕВИЧ В.А. ,
д-р с.-г. наук, старш. наук. співроб. (Київ) |
| БУЛИГІН С.Ю. ,
д-р с.-г. наук, проф., акад. НААН (Київ) | РАДЧЕНКО В.Г. ,
д-р біол. наук, проф., акад. НАН України (Київ) |
| ГРИНИК І.В. ,
д-р с.-г. наук, проф., акад. НААН (Київ) | СОЗІНОВ О.О. ,
д-р с.-г. наук, проф., акад. НАН України
і НААН (Київ) |
| ГУДКОВ І.М. ,
д-р біол. наук, проф., акад. НААН (Київ) | СТАДНИК А.П. ,
д-р с.-г. наук, проф.,
акад. ЛАН України (Біла Церква) |
| ДРЕБОТ О.І. ,
д-р екон. наук, проф. (Київ) | ТАРАРІКО О.Г. ,
д-р с.-г. наук, проф., акад. НААН (Київ) |
| ЕГОРОВА Т.М. ,
д-р с.-г. наук, доцент (Київ) | ТАРАСЮК С.І. ,
д-р с.-г. наук, проф., чл.-кор. НААН (Київ) |
| ЖУКОРСЬКИЙ О.М. ,
д-р с.-г. наук, проф. (Київ) | ЧАБАНЮК Я.В. ,
д-р с.-г. наук, старш. наук. співроб. (Київ) |
| ЗАРИШНЯК А.С. ,
д-р с.-г. наук, проф., акад. НААН (Київ) | ЧОБОТЬКО Г.М. ,
д-р біол. наук, проф. (Київ) |
| ІСАЄНКО В.М. ,
д-р біол. наук, проф. (Київ) | ШЕРСТОБОЄВА О.В. ,
д-р с.-г. наук, проф. (Київ) |
| ІУТИНСЬКА Г.О. ,
д-р біол. наук, проф., чл.-кор. НАН України (Київ) | ШЕРШУН М.Х. ,
д-р екон. наук, доцент (Київ) |
| КОНЩУК В.В. ,
д-р біол. наук, старш. наук. співроб. (Київ) | АЛЕКНАВІЧЮС П.Ю. ,
д-р соц. наук, проф. (Литовська Республіка) |
| КОПИЛОВ Є.П. ,
д-р біол. наук, старш. наук. співроб. (Чернігів) | ВОЛКОВ С.М. ,
д-р екон. наук, проф., акад. РАСГН
(Російська Федерація) |
| КУЧМА М.Д. ,
д-р с.-г. наук (Київ) | ЖЯКОНЕНЕ В.Ю. ,
д-р біомед. наук, проф. (Литовська Республіка) |
| ЛАВРОВ В.В. ,
д-р с.-г. наук, проф. (Біла Церква) | КОЛМИКОВ А.В. ,
д-р екон. наук (Республіка Білорусь) |
| ЛАНДІН В.П. ,
д-р с.-г. наук, старш. наук. співроб. (Київ) | КОВАЛЬСЬКІ А. ,
д-р екон. наук, проф. (Республіка Польща) |
| МОКЛЯЧУК Л.І. ,
д-р с.-г. наук, проф. (Київ) | НАДЬ Я. ,
д-р с.-г. наук, проф. (Угорщина) |
| ПАЛАПА Н.В. ,
д-р с.-г. наук, старш. наук. співроб. (Київ) | СОБЧИК В. ,
д-р с.-г. наук, проф. (Республіка Польща) |
| ПАРПАН В.І. ,
д-р біол. наук, проф. (Івано-Франківськ) | ТИХОНОВИЧ І.А. ,
д-р біол. наук, проф., акад. РАСГН
(Російська Федерація) |
| ПАРФЕНЮК А.І. ,
д-р біол. наук, проф. (Київ) | |
| ПРИСТЕР Б.С. ,
д-р біол. наук, проф., акад. НААН (Київ) | |

- Фурдичко О.І.**
Радіоекологічна безпека аграрних і лісових екосистем у віддалений період після аварії на ЧАЕС
- Прістер Б.С., Лев Т.Д., Виноградська В.Д., Тищенко О.Г., Піскун В.М.**
Превентивна радіоекологічна оцінка території для ведення сільськогосподарського виробництва у разі радіаційних аварій
- Біденко В.М., Славов В.П.**
Вплив комплексонатів мікроелементів на питому активність ^{137}Cs у молоці корів
- Борщенко В.В., Славов В.П.**
Забруднення молока корів ^{137}Cs залежно від якості та пропозиції пасовищного корму
- Василенко М.Г., Стадник А.П., Душко П.М.**
Вплив органо-мінеральних добрив на міграцію радіонуклідів у сірих лісових ґрунтах
- Вінічук М.М., Мандро Ю.Н., Розен К.**
Застосування мінеральних добрив для відновлення лісових екосистем, забруднених радіонуклідом ^{137}Cs
- Данкевич Є.М.**
Агроєкологічні умови одержання екологічно безпечної продукції за вирощування ріпаку в зоні радіоактивного забруднення
- Дідух М.І., Славов В.П.**
Особливості радіоактивного забруднення агроєкосистем Полісся України у віддалений період після аварії на ЧАЕС
- Єгорова Т.М.**
Синергізм ^{137}Cs і дисбалансу поживних мікроелементів у агроландшафтах Полісся України
- Ковальова С.П.**
Виробництво радіологічно безпечної продукції птахівництва на радіаційно забрудненій території
- Коніщук В.В.**
Чорнобильський радіаційно-екологічний біосферний заповідник у системі Пан'європейської екомережі
- Краснов В.П., Курбет Т.В., Корбут М.Б., Бойко О.Л.**
Розподіл ^{137}Cs у лісових екосистемах Полісся України
- Ландін В.П.**
Радіаційно-екологічні проблеми відновлення сільськогосподарського виробництва в Українському Поліссі
- 6 **Furdychko O.**
Radioecological safety of agricultural and forest ecosystems in the remote period after the accident on Chernobyl Nuclear Power Plant
- 14 **Prister B., Lev T., Vynohrads'ka V., Tyshchenko O., Piskun V.**
Preventive radioecological assessment of the area used for agricultural production in the event of radiation accidents
- 21 **Bidenko V., Slavov V.**
Complexonates microelements effect on specific activity of ^{137}Cs in cow's milk
- 26 **Borshchenko V., Slavov V.**
Cow's milk contamination with ^{137}Cs depending on quality and supply of pasturage
- 31 **Vasylenko M., Stadnyk A., Dushko P.**
Impact of organic fertilizers on radionuclide migration in grey forest soils
- 37 **Vinichuk M., Mandro Yu., Rozen K.**
The application of mineral fertilizers in order to restore forest ecosystems contaminated with radionuclide ^{137}Cs
- 44 **Dankevych Ye.**
Agroecological conditions for receiving environmentally safe products by growing rape in the zone of radioactive contamination
- 51 **Didukh M., Slavov V.**
Features of radioactive contamination of agroecosystems of Ukrainian Polissya in the remote period after the accident on Chernobyl Nuclear Power Plant
- 59 **Yehorova T.**
Synergy by ^{137}Cs and nutritious microelements imbalance in agricultural landscapes of Ukrainian Polissya
- 65 **Koval'ova S.**
Production of radiologically safe poultry breeding products in contaminated areas
- 71 **Konishchuk V.**
Chernobyl radiation-ecological biosphere reserve in the system of Pan-European econetwork
- 82 **Krasnov V., Kurbet T., Korbut M., Boyko O.**
 ^{137}Cs allocation in forest ecosystems of Ukrainian Polissya
- 88 **Landin V.**
Radiation-ecological problems of agricultural production restoring in Ukrainian Polissya

- Лукомський О.М., Гранківський М.В.**
Імовірність перевищення дозового навантаження населення Народицького району за величиною радіоактивного забруднення природного травостою
- Мельничук А.О., Нетреба Ю.А., Кочик Г.М.**
Оцінка сучасної радіологічної ситуації на луках Житомирської області
- Науменко А.С., Макарчук О.В., Костенко О.В.**
Радіологічний стан сільськогосподарських угідь Українського Полісся
- Прістер Б.С., Проневич В.А.**
Вплив еколого-грунтових умов на формування радіаційної ситуації на територіях, забруднених унаслідок аварії на ЧАЕС
- Райчук Л.А., Гриник О.І.**
Стан та проблеми аграрного виробництва на радіоактивно забруднених територіях Київського Полісся
- Романчук Л.Д., Вербельчук С.П., Вербельчук Т.В.**
Особливості формування дози внутрішнього опромінення населення за споживання риби з водойм Полісся України
- Савчук І.М.**
Питома активність ^{137}Cs у свинині за використання в раціоні тварин різних доз білково-вітамінно-мінеральної добавки
- Скидан О.В.**
Шляхи реабілітації радіоактивно забруднених територій за вирощування енергетичних фітокультур
- Ступенко О.В., Витриховський П.І., Гірик В.В.**
Накопичення ^{137}Cs в урожаї сільськогосподарських культур залежно від впливу агрохімічних чинників
- Чоботько Г.М.**
Радіоекологічний моніторинг селітебних територій в регіоні Українського Полісся
- Шумигай І.В.**
Радіоекологічна та токсикологічна характеристика води річки Уж
- 94 **Lukoms'kyu O., Hrankivs'kyu M.**
The probability of exceeding the dose load for population in Narodychi district by the size of radioactive contamination of vegetation
- 100 **Mel'nychuk A., Netreba Yu., Kochyk H.**
Assessment of current radiological situation in the meadows of Zhytomyr region
- 107 **Naumenko A., Makarchuk O., Kostenko O.**
Radiological condition of farmland in Ukrainian Polissya
- 112 **Prister B., Pronevych V.**
The impact of ecological soil conditions on the radiation situation formation in the areas contaminated after the accident on Chernobyl Nuclear Power Plant
- 121 **Raychuk L., Hrynyk O.**
The state and problems of agricultural production in the contaminated territories of Kyiv Polissya
- 127 **Romanchuk L., Verbel'chuk S., Verbel'chuk T.**
Formation features of inside exposure of population under consumption fish from the waters of Ukrainian Polissya
- 132 **Savchuk I.**
 ^{137}Cs specific activity in pork under using different doses of protein-vitamin-mineral supplements in the diet of animals
- 136 **Skydan O.**
Rehabilitation ways of radiation contaminated areas under growing energy phyto-crops
- 140 **Stupenko O., Vytrykhovs'kyu P., Hirnyk V.**
 ^{137}Cs accumulation in the yield of agricultural crops depending on the impact of agrochemical factors
- 145 **Chobot'ko H.**
Environmental radiation monitoring residential areas in the region of Ukrainian Polissya
- 152 **Shumyhay I.**
Radiation-ecological and toxicological characterization of the Uzh river water

РЕЦЕНЗІЇ

- Панасюк Б.Я.**
Природа і людина потребують захисту: рецензія на монографію «Еколого-економічні основи збалансованого розвитку агросфери Київської області»
- Фурдичко О.І.**
Рецензія на монографію І.М. Коваленка «Екологія рослин нижніх ярусів лісових екосистем»

ЮБІЛЕЙ

V.V. Volkodav — 65

REVIEWS

- 157 **Panasyuk B.**
Nature and man in need of protection: review of the monograph «Ecological and economic base of sustainable agrosphere development in Kyiv region»
- 161 **Furdychko O.**
Review of the monograph by I. Kovalenko «Ecology of lower storey plants in forest ecosystems»

JUBILEE

163 V. Volkodav — 65

РАДІОЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА АГРАРНИХ І ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМ У ВІДДАЛЕНИЙ ПЕРІОД ПІСЛЯ АВАРІЇ НА ЧАЕС

О.І. Фурдичко

Інститут агроекології і природокористування НААН

Обґрунтовано підвищення значення наукового забезпечення радіаційного моніторингу в агросфері у віддалений період після ядерних аварій. Сформульовано актуальні проблеми і завдання наукового супроводу виробництва сільськогосподарської продукції в зоні радіоактивного забруднення аварійними викидами Чорнобильської АЕС у віддаленому після аварії періоді. Розглянуто радіаційно-екологічні аспекти виробництва сільськогосподарської сировини в регіонах, забруднених унаслідок Чорнобильської катастрофи. Обґрунтовано, що подальше покращення радіологічної ситуації можливе за умов впровадження заходів, спрямованих на виробництво радіаційно безпечної сільськогосподарської продукції.

Ключові слова: радіоекологічна безпека, аграрні екосистеми, лісові екосистеми, радіаційний моніторинг, радіаційно безпечна продукція.

Минуло три десятиліття після Чорнобильської катастрофи, яка змінила уявлення людства про безпечність атомної енергетики. Унаслідок цієї аварії в Україні і досі залишаються 2,5 млн га територій зі щільністю радіоактивного забруднення ґрунту ^{137}Cs понад 37 кБк/м², з яких 1,26 — сільськогосподарські угіддя і 1,24 млн га — землі лісгосподарського призначення. На сьогодні реабілітації та повернення у виробництво потребують 130,6 тис. га сільськогосподарських угідь, що були вилучені із господарського використання [1].

За післяаварійний період науковцями досліджено основні закономірності поведінки радіонуклідів у навколишньому природному середовищі і надано відповідні рекомендації щодо стратегії і практики сільськогосподарської діяльності за таких умов. Тому одним з пріоритетів Стратегії Державної екологічної політики України на період до 2020 року є контроль у сфері охорони навколишнього природного середовища і забезпечення екологічної безпеки. З огляду на це, особливого значення набуває радіаційний моніторинг у аграрній

сфері як основне джерело одержання інформації щодо просторового перерозподілу радіонуклідів, інтенсивності їх міграції трофічними ланцюгами. У віддалений післяаварійний період основна частка надходження радіонуклідів до організму людини формується саме внаслідок споживання забрудненої сільськогосподарської продукції [2].

Як відомо, від забруднення аварійними викидами Чорнобильської АЕС найбільше постраждали північні регіони Українського Полісся. Внаслідок високих коефіцієнтів переходу радіонуклідів із ґрунту (дерново-підзолисті, торфоболотні) в продукцію рослинництва та з урахуванням екологічних особливостей умов життєдіяльності населення регіону, його органічного зв'язку з навколишніми лісами, луками та болотами актуальною залишається проблема формування напруженої радіоекологічної ситуації, навіть за низької щільності радіонуклідного забруднення сільськогосподарських угідь [1, 3, 4].

На забруднених територіях як індикатор радіаційної ситуації прийнято використовувати коефіцієнт переходу радіонуклідів з ґрунту в рослини. Досліджен-

нями українських вчених (Б.С. Прістер, В.О. Кашпаров та ін.) підтверджено, що значення коефіцієнтів переходу радіонуклідів у рослини не залежать від щільності забруднення ґрунту для всіх видів сільськогосподарських культур на всіх типах ґрунту, а рівень забруднення продукції, як і доза опромінення населення, є функцією не лише щільності забруднення ґрунту, але й екологічних особливостей території [5].

За результатами досліджень визначено показники граничної щільності забруднення ґрунту радіонуклідами для певних видів культур, і навіть їх сортів, на конкретних типах ґрунту. Крім того, було встановлено, що найвищим рівнем накопичення ^{137}Cs характеризуються природні трави, дещо нижчим — сіяні і кормові трави, овочі, бульби і коренеплоди, а найнижчим рівнем акумуляції радіонукліда відзначаються зернові культури. Відмінності значень коефіцієнтів переходу ^{137}Cs між травами і зерновими становлять: для органогенних і мінеральних ґрунтів — 50–100 і 5–30 разів відповідно. Щодо ^{90}Sr , найбільше його накопичувалося в насінні зернових культур, у 3–4 рази менше — у бульбах і коренеплодах і до 10 разів менше — в овочевих культурах. Такі відмінності значень коефіцієнтів переходу радіонуклідів з різних типів ґрунту в сільськогосподарські культури надають можливість регулювання рівня забруднення продукції рослинництва за допомогою організаційних контрзаходів — підбору культур та їх місця в сівознах, особливо кормових, адже навіть у межах одного господарства може бути кілька типів ґрунту.

Зернові і овочеві культури, а також бульби, коренеплоди мають доволі низькі значення коефіцієнтів переходу радіонуклідів з ґрунту. Крім того, ці культури традиційно вирощуються на більш родючих типах ґрунтів, і найчастіше із застосуванням добрив. Тому у віддалений період після аварії на ЧАЕС майже на всій забрудненій території вміст ^{137}Cs у продукції рослинництва не перевищував допустимих рівнів. Однак у разі вирощування населенням городини, в основному картоплі, на органогенних чи

дерново-підзолистих піщаних і супіщаних ґрунтах питома активність радіонукліда в продукції може сягати рівнів державного гігієнічного нормативу (ГН 6.6.1-130-2006), а іноді і перевищувати їх.

Останніми роками спостерігається перевищення допустимих рівнів питомої активності ^{137}Cs у овочах і картоплі, що вирощуються на торфових ґрунтах у селах Рокитнівського і Дубровицького районів Рівненської області. За щільністю забруднення ґрунту ^{137}Cs близько 100 кБк/м² питома активність радіонукліда в овочах і картоплі перевищує допустимі рівні 2006 р. Тому для оптимального розміщення певних культур слід володіти необхідною інформацією про ґрунтові властивості та щільність забруднення радіонуклідами ґрунту і використовувати дані прогнозу забруднення сільськогосподарської продукції для вибору контрзаходів та визначення умов їх застосування.

За період після аварії на ЧАЕС рівень коефіцієнтів переходу радіонуклідів у культури зменшився: для ^{137}Cs на органічних ґрунтах — майже в 100 разів, на мінеральних — у 10–30, а для ^{90}Sr на мінеральних ґрунтах — майже втричі. Вагомим чинником, що значно змінює радіаційний стан на забруднених територіях, є іммобілізація радіонуклідів ґрунтовим поглинальним комплексом.

У сільськогосподарському секторі з промисловими технологіями виробництва з початком 90-х років продукція, що мала рівні забруднення понад Державні гігієнічні нормативи, не вироблялася. Це стало можливим завдяки проведенню радіоекологічного моніторингу, радіаційного контролю сільськогосподарської продукції та реалізації системи контрзаходів у колективних господарствах, які проводились у рамках розділу «Сільськогосподарська радіологія» державної Програми мінімізації наслідків аварії на ЧАЕС у перші 10 років після Чорнобильської катастрофи.

Через відсутність коштів на ці роботи нині в радіоактивно забруднених регіонах спостерігаються випадки перевищення допустимих рівнів вмісту радіонуклідів у сільськогосподарській продукції, що ви-

робляється в приватному секторі. Так, у 2009 р. було виявлено подвійне перевищення допустимого вмісту ^{90}Sr у продовольчому зерні, що виробляється на бідних дерново-підзолистих піщаних ґрунтах Іванківського р-ну Київської обл. на території зони добровільного гарантованого відселення (третя зона), яка межує із зоною відчуження ЧАЕС. Це зумовлено такими чинниками: по-перше, на цій території в радіоактивних випадіннях ^{90}Sr містився у складі частинок опроміненого ядерного палива і був недоступний рослинам. З часом відбулося вилугування паливних часток та перехід радіонукліда у ґрунтовий розчин з наступним його включенням у міграційні процеси; по-друге, вапнування кислих ґрунтів у Іванківському р-ні за кошти Чорнобильського фонду востаннє здійснювали в 2006 р. на площі 300 га (за потреби більш ніж на 7 тис. га). З 2008 р. у господарствах району не вносили в ґрунт органічних добрив, а внесення мінеральних добрив було проведено лише на 63% площ. Також не були витримані співвідношення доз застосування мінеральних добрив — за необхідної дози 150 кг/га^{-1} вносили тільки 25 кг/га^{-1} .

Як позитивний момент можна відзначити, що питома активність ^{90}Sr у молоці, овочах і фруктах за межами зони відчуження нині відповідає вимогам ДР-2006, тому ця територія не потребує вжиття додаткових заходів.

Наприкінці 90-х років на радіоактивно забруднених територіях під час розпаювання земель населенню для випасів худоби та під сінокоси були виділені угіддя з найвищими рівнями накопичення радіонуклідів. Слід наголосити, що у п. 3.22 Концепції ведення агропромислового виробництва на забруднених територіях та їх комплексної реабілітації на період 2000–2010 рр. застерігалось: «... безпечне користування такими ділянками може бути гарантоване тільки за умови, що вони перебувають у володінні КСП або у державному резерві». Проте значна частка виділених селянам сінокосів і пасовищ розміщується на гідроморфних органогенних або дерново-підзолистих пі-

щаних і супіщаних ґрунтах, переважно у перезволожених пониженнях і заплавах річок з високим рівнем ґрунтових вод, де коефіцієнти переходу ^{137}Cs з ґрунту в рослини є доволі високими. Тому корми для відгодівлі худоби у селянських господарствах характеризуються підвищеним рівнем радіоактивного забруднення. Внаслідок цього значна кількість приватних підсобних господарств ще й досі виробляє молочну і м'ясну продукцію, вміст радіонуклідів у якій значно перевищує встановлені державні нормативи.

Нині на Поліссі залишається близько 20 населених пунктів, питома активність ^{137}Cs у виробленому молоці і м'ясі яких постійно перевищує допустимі рівні (100 і 200 Бк/кг відповідно) втричі, і менше 100 населених пунктів, де рівень радіоактивного забруднення молока у майже третини приватних підсобних господарств також може перевищувати допустимі рівні.

Згідно з прогнозом забруднення сільськогосподарської продукції, внаслідок значного уповільнення автореабілітаційних процесів дози внутрішнього опромінення населення «критичних» населених пунктів, без застосування контрзаходів, будуть зменшуватись дуже повільно з періодом напіврозпаду у 20–30 років. Тому застосування контрзаходів на забруднених територіях залишається доволі актуальним і досі.

Отже, основними заходами з реабілітації територій, що зазнали забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи, і надалі є забезпечення радіаційного моніторингу територій і продукції, вжиття контрзаходів, науковий супровід робіт. До того ж питання радіаційного моніторингу залишається першочерговим у контексті відновлення сільськогосподарського виробництва на забруднених територіях.

За 30 років після аварії на ЧАЕС радіоекологічна ситуація на території України внаслідок розпаду радіонуклідів істотно змінилася. Напруженою залишається радіоекологічна ситуація у північних районах Полісся. Методи реабілітації і ведення господарства на забруднених радіонуклідами територіях після аварії на ЧАЕС, що зас-

тосувались досі, вимагають переосмислення і реальної оцінки. Сучасна економічна, соціальна та радіоекологічна ситуація вносить свої корективи в реалізацію запланованих заходів з ліквідації наслідків катастрофи.

Динаміка міграції радіонуклідів у системі «грунт – рослина» свідчить, що без проведення комплексних контрзаходів у сільськогосподарському виробництві існуюча ситуація збережеться на найближчі кілька десятиліть.

Сучасні тенденції формування радіоекологічної ситуації мають різноспрямовані вектори. Серед позитивних слід відзначити: природний розпад радіонуклідів; фіксацію радіонуклідів у ґрунті; включення радіонуклідів у малий кругообіг у природних та напівприродних екосистемах, а серед негативних: майже повне припинення контрзаходів через скрутне економічне становище країни; включення в обробіток радіоактивно забруднених торфових та лучних угідь після їх розпаювання; зростання обсягів використання населенням для власного споживання овочевої продукції, яка вирощується в приватних господарствах; споживання молока та м'яса, одержаного після випасання худоби на луках та в лісових угіддях; зростання обсягів заготівлі і споживання харчової продукції лісу та вивезення її на продаж за межі забрудненої території (так званий «експорт дози»).

За нинішніх соціально-економічних умов зросло споживання мешканцями радіоактивно забрудненої продукції. Цей факт став предметом уваги дослідників і обумовив необхідність проведення детального вивчення ситуації у забруднених регіонах [6]. За даними Національної комісії з радіаційного захисту майже у 60 населених пунктах питомо активність ^{137}Cs та ^{90}Sr у сільськогосподарській продукції не відповідає допустимим рівням, чого раніше не спостерігалось. Тобто основним чинником радіаційної небезпеки для населення у віддалений період після аварії на ЧАЕС виявилось внутрішнє опромінення людини через споживання радіоактивно забруднених продуктів харчування. Унас-

лідок цього населення Поліського регіону отримує 80–95% додаткової дози опромінення. Складові дозового навантаження на населення залежать від радіоекологічної ситуації в агроекосистемах, особливо це стосується штучних та природних кормових угідь – випасів та сіножатей, а також лісових екосистем [1].

В індивідуальних селянських господарствах проблема отримання радіоактивно безпечної сільськогосподарської продукції і досі залишається актуальною, оскільки проведення контрзаходів в умовах природних і напівприродних екосистем є надскладним завданням [2].

Тож яким контрзаходам необхідно надавати пріоритет нині і у майбутньому? По-перше, докорінне поліпшення природних кормових угідь дає змогу зменшити надходження радіонуклідів із ґрунту в лучні трави і забезпечує зниження коефіцієнта переходу ^{137}Cs у 4–10 разів. Повторне докорінне поліпшення лук надає можливість знизити надходження радіонуклідів із ґрунту в лучні трави ще у 2–3 рази [7].

Науковцями інституту агроекології і природокористування НААН за співпраці з Чорнобильською комісією відродження та розвитку ПРО ООН проведено серію пілотних досліджень щодо соціально-економічного статусу мешканців забруднених регіонів та можливості реалізації науково обґрунтованої системи контрзаходів у агрофермі [7]. Розподіл джерел доходу населення (згідно з анкетуванням) свідчить, що частка в грошовому еквіваленті від продажу грибів та ягід становить значну суму і досягає 5% від усього річного доходу. Після того як дикорослі гриби та ягоди стали товаром, споживання їх населенням Полісся різко зменшилось внаслідок реалізації цієї продукції за межами забруднених регіонів.

Лісові екосистеми Українського Полісся використовуються для заготівлі деревини, інших лісових ресурсів, дикорослих ягід, грибів, лікарських рослин тощо. Щорічний обсяг заготівлі деревини у лісах Полісся і нині сягає близько 48%, а інших лісових ресурсів – 50% від загального в Україні. Тому важливим аспектом забезпечення

населення радіоактивно безпечною продукцією є відповідний контроль лісової продукції підприємств, що функціонують у радіаційно забруднених зонах.

Результати радіаційного контролю лісової продукції за післяаварійний період свідчать про поступове зниження радіоактивного забруднення деревини, що пояснюється фізичним розпадом і зниженням міграційної здатності радіонуклідів унаслідок закріплення їх у ґрунтовому поглинальному комплексі.

У лісових екосистемах Полісся критичними видами лісової продукції, що найбільше поглинають радіонукліди, залишаються дикорослі гриби, ягоди, лікарські рослини. Відповідно до результатів радіаційного контролю, частка проб дикорослих грибів з питомою активністю ^{137}Cs вищою від гранично допустимого рівня варіює у межах від 8% — у Житомирській до 42% — у Рівненській областях.

Також слід наголосити, що дикорослі ягоди накопичують радіонуклідів значно менше порівняно з грибами, але кількість зразків ягід, забруднених понад допустимі рівні, варіює у межах від 5% — у Чернігівській обл. до 13% — у Рівненській. Поряд із тим відносна кількість зразків ягід, забруднених радіонуклідами вище від нормативу, з роками знижується. Отже, заготівлю дикорослих грибів, ягід і лікарських рослин у лісах Полісся необхідно здійснювати лише за умов обов'язкового попереднього радіаційного контролю.

За період, що минув після аварії на ЧАЕС, радіаційна ситуація у лісових насадженнях істотно змінилася. Нині напрацьовано значний науковий досвід, який дає змогу диференційовано підходити до використання ресурсів та проведення лісогосподарських заходів у радіоактивно забруднених лісових екосистемах.

Зміни радіаційної ситуації на землях лісогосподарського призначення пояснюються тим, що відбувається фізичний розпад радіоактивних елементів і закріплення радіонуклідів у ґрунтах та зменшення їх міграційної здатності, тобто в забруднених лісових екосистемах радіаційна ситуація

поступово стабілізувалася. Тенденції, які наразі спостерігаються в динаміці показників радіоактивного забруднення деревини, харчових та інших ресурсів лісу, свідчать про можливість відновлення їх експлуатації у тих регіонах держави, де були введені обмеження внаслідок радіоактивного забруднення лісових насаджень аварійними викидами ЧАЕС.

Поряд із тим необхідно пам'ятати, що лісові екосистеми є критичними екосистемами в радіологічному аспекті, адже вживання лісових харчових продуктів, насамперед грибів та ягід, зумовлює формування значних доз внутрішнього опромінення населення [2]. В Українському Поліссі доза внутрішнього опромінення, яку отримує сільське населення від харчових продуктів лісу, становить 35–50% дози, отриманої від усіх продуктів харчування. Це зумовлено такими чинниками:

- більшим радіоактивним забрудненням лісових ландшафтів порівняно з відкритими [8];
- значно вищими (на один-три порядки) коефіцієнтами переходу ^{137}Cs та ^{90}Sr у харчові продукти лісу порівняно з сільськогосподарськими продуктами [9];
- неможливістю активно вплинути на швидкість реабілітації лісових насаджень після радіоактивного забруднення; домінуванням процесу автореабілітації лісових ландшафтів [8], що спричиняє надзвичайно низькі його темпи, які переважно залежать від швидкості фізичного розпаду радіонуклідів;
- традиційним масовим використанням харчових продуктів лісу населенням Полісся — від 1/3 до 2/3 населення цього регіону регулярно вводять до свого раціону «дари лісу» [10].

Тому проблема споживання забруднених лісових харчових продуктів буде актуальною ще впродовж тривалого часу.

Для інформування населення про радіаційну безпеку заготівлі побічної продукції лісу на замовлення Міністерства надзвичайних ситуацій України Інститутом агро-екології і природокористування були розроблені карти щодо можливості збирання

грибів та ягід у радіоактивно забруднених регіонах. Проведена робота дала позитивні результати — частка грибів у структурі споживання харчових продуктів лісу мешканцями забруднених регіонів значно зменшилась. Але на сьогодні в умовах складного соціально-економічного стану країни регулювання процесу споживання населенням радіоактивно забрудненої лісової продукції фактично не відбувається. Разом з тим реалізація системи контраходів у рослинництві і тваринництві, навпаки, є дієвим напрямом реального впливу на дозове навантаження на населення.

Лісові та захисні лісові насадження є загально визначеними екологічними чинниками, що істотно впливають на формування навколишнього природного середовища, забезпечують стабільність агроландшафтів як складної екосистеми [11].

У 1988 р. чи не єдиним розв'язанням проблеми недоцільності виробництва екологічно безпечної продукції агропромислового комплексу на радіоактивно забруднених сільськогосподарських угіддях було прийняття постанови Урядової комісії СРСР щодо залісення земель із щільністю забруднення понад 2960 кБк/м². Тобто поновлення лісових екосистем, створення штучних лісонасаджень на землях колишніх сільськогосподарських угідь дає змогу на один період напіврозпаду ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr скоротити період формування корінних деревостанів і депонування цих радіонуклідів у наземній і підземній фітомасі лісових насаджень. Це сприятиме виведенню радіонуклідів з міграційних процесів на тривалий час та істотно вплине на покращення радіоекологічної ситуації на забруднених територіях.

Від радіоактивного забруднення найбільше постраждали землі лісогосподарського призначення в Житомирській, Рівненській, Київській, Чернігівській та Волинській областях. У Поліському регіоні зосереджено близько 40% лісових земель країни, де заготовляють значні обсяги деревини, харчової і технологічної сировини. Загалом, 1,2 млн га, або 39%, лісових площ у 18 областях України мають щільність радіоактивного забруднення ґрунту ¹³⁷Cs понад 1 Кі/км². Такі лісові насадження в Житомирській, Рівненській і Київській областях становлять понад половину, а в Чернігівській — 30% площі земель лісогосподарського призначення лісових підприємств.

Дослідження динаміки забруднених ¹³⁷Cs лісових земель впродовж 1992–2014 рр. (таблиця) свідчать про істотні зміни радіаційної ситуації в лісових екосистемах. Лісові насадження на площі 383,4 тис. га, які відносились до зони посиленого радіоекологічного контролю (37–185 кБк/м²) за ¹³⁷Cs, наразі мають якісно нову характеристику і можуть бути переведені до іншої категорії відновлених земель. Площа лісових земель зони безумовного відселення (>555 кБк/м² за ¹³⁷Cs) також зменшилася на 26,9 тис. га, і нині на цих угіддях можна диференційовано проводити лісогосподарські заходи.

Для ефективного використання лісових земель, за умов дотримання основних принципів радіаційної безпеки для населення, забруднені ліси [11] доцільно розділити на такі категорії:

- I — радіаційно безпечні;
- II — радіаційно критичні;
- III — радіаційно небезпечні.

Таблиця

Динаміка радіоактивно забруднених земель лісогосподарського призначення України за період 1992–2014 рр., тис. га

Роки	Зони зі щільністю забруднення ¹³⁷ Cs, кБк/м ²						
	<37,0	37,1–74,0	74,1–185,0	185,1–370,0	370,1–555,0	555,1–1110,0	>1110,0
1992	1644,5	674,3	395,1	78,4	23,14	31,26	9,5
2014	2027,9	462,1	274,4	46,7	24,5	20,4	5,7

Критеріями для виділення згаданих категорій радіоактивно забруднених земель лісогосподарського призначення слугують спостереження за зміною радіаційної ситуації (показники щільності забруднення ґрунту в лісових насадженнях) та багаторічні результати радіаційного контролю харчових ресурсів лісу, деревної продукції, а також їх повна відповідність чинним гігієнічним нормативам питомої активності радіонуклідів (ГНПАР-2005).

Наразі продукція лісівництва, що виробляється на лісових землях першої категорії, відповідає державним гігієнічним нормативам питомої активності радіонуклідів у продукції, без винятків.

На лісових землях другої категорії виробництво «чистої» продукції можливе за умов попереднього радіаційного контролю сировини і вихідного контролю готової продукції. На лісових землях третьої категорії лісогосподарська діяльність і виробництво продукції забороняється. На таких землях дозволяється виконання невідкладних лісозахисних робіт та гасіння лісових пожеж за умов контролю тривалості робочого часу та доз опромінення працівників.

ВИСНОВКИ

За 30 років після аварії на ЧАЕС радіоекологічна ситуація на території України суттєво змінилася. Однак і досі приватні підсобні господарства виробляють продукцію, вміст радіонуклідів у якій значно перевищує встановлені держані нормативи. Сучасна економічна, соціальна та радіоекологічна ситуація вносить свої корективи в реалізацію запланованих заходів із ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи.

Реалізація системи контрзаходів у рослинництві і тваринництві є дієвим напрямом реального впливу на дозове навантаження на населення. Тобто подальше покращення радіологічної ситуації можливе лише за умови впровадження заходів,

спрямованих на виробництво радіаційно безпечної сільськогосподарської продукції, та ретельного радіологічного контролю на всіх його етапах — від переробки до споживання.

З огляду на зміни радіологічної та соціально-економічної ситуацій у постраждалих регіонах, методи реабілітації і ведення господарства на радіоактивно забруднених територіях потребують переосмислення і нових підходів до їх оцінки. Це і є однією з найактуальніших проблем і завдань наукового супроводу виробництва сільськогосподарської продукції в зоні радіоактивного забруднення внаслідок ЧАЕС у віддаленому після аварії періоді.

Основними заходами з реабілітації цих територій, як і раніше, залишається забезпечення радіаційного моніторингу територій і продукції, здійснення контрзаходів, науковий супровід робіт. До того ж питання радіаційного моніторингу є першочерговим у контексті відновлення сільськогосподарського виробництва на цих територіях і тому потребує відповідного наукового забезпечення, адже є основним джерелом одержання інформації щодо просторового перерозподілу радіонуклідів та інтенсивності їх міграції трофічними ланцюгами.

За 30 років після аварії на ЧАЕС відбулися зміни радіаційної ситуації в забруднених лісових екосистемах, які свідчать про їх стабільність і прогнозованість. Радіонукліди, що мігрують в ризосферу лісових ґрунтів, залучаються до біологічного кругообігу і утримуються в екосистемі. Отже, лісові екосистеми за відсутності стихійних явищ, які порушують їх цілісність (пожежі, буреломи), продовжують виконувати функцію потужного геохімічного бар'єра на шляху вторинного радіоактивного забруднення територій. Це дає підстави прогнозувати стабілізацію радіологічної ситуації лісових екосистем та довілля загалом на багаторічну перспективу.

ЛІТЕРАТУРА

1. 25 років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього / Національна доповідь України. — К.: КІМ, 2011. — 395 с.
2. Формування дози внутрішнього опромінення населення Українського Полісся внаслідок споживання харчових продуктів лісового походження

- / Г.М. Чоботко, Л.А. Райчук, Ю.М. Пісковий, І.І. Ясковець // *Агроекологічний журнал*. — 2011. — № 1. — С. 37–42.
3. *Фурдичко О.І.* Агроекологія: монографія / О.І. Фурдичко. — К.: Аграрна наука, 2014. — 400 с.
 4. *Фурдичко О.І.* Пріоритетні напрями наукового забезпечення сільськогосподарського виробництва на радіоактивно забруднених територіях / О.І. Фурдичко, М.Д. Кучма, Г.П. Паньковська // *Агроекологічний журнал*. — 2011. — № 1. — С. 21–26.
 5. Ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених внаслідок Чорнобильської аварії, у віддалений період: Методичні рекомендації / За заг. ред. акад. Б.С. Прістера. — К.: Атіка-Н, 2007. — 196 с.
 6. Соціально-екологічні чинники споживчої поведінки населення на радіоактивно забруднених територіях Полісся / Д.П. Качур, П.В. Замостян, Г.П. Паньковська та ін. // *Агроекологічний журнал*. — 2010. — С. 106–110. — (Спецвипуск).
 7. *Фурдичко О.І.* Реабілітація — стратегічний напрям управління радіоактивно забрудненими територіями / О.І. Фурдичко, М.Д. Кучма // *Агроекологічний журнал*. — 2008. — № 1. — С. 5–12.
 8. *Тихомиров Ф.А.* Последствия радиоактивного загрязнения лесов в зоне влияния аварии на ЧАЭС / Ф.А. Тихомиров, А.М. Щеглов // *Радиационная биология. Радиоэкология*. — 1997. — Т. 37. — Вып. 4. — С. 664–672.
 9. *Прикладная радиоэкология леса* / В.П. Краснов, А.А. Орлов, В.П. Ландин и др. — Житомир: Полісся, 2007. — 680 с.
 10. Application of the prediction of ecosystem contamination for the exposure dose calculation in post-catastrophe period / A. Kovalchuk, V. Krasnov, V. Levitsky et al. // 6-th International Scientific Conference, SATERRA (Mittweida, November 11–6, 2004). — Journal of the University of Applied Sciences Mittweida. — 2004. — No. 7. — P. 17.
 11. Еколого-економічні основи збалансованого розвитку агросфери Київської області: монографія / за наук. ред. акад. О.І. Фурдичка. — К.: ДІА, 2015. — 736 с.

REFERENCES

1. *25 років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього. Національна доповідь України* [National Report of Ukraine «25 Chernobyl disaster. Safety future»]. Kyiv: KIM Publ., 2011, 395 p. (in Ukrainian).
2. Chobotko H.M., Raychuk L.A., Piskovsky Yu.M., Yaskovets' I.I. (2011). *Formuvannya dozy vnutrishn'oho oprominennya naseleння Ukrainy koho Polissya vnaslidok spozhyvannya kharchovykh produktiv lisovoho pokhodzhennya* [Formation of the exposure of the population of Ukrainian Polissya due to consumption of foods of forest origin]. *Ahroekolohichnyy zhurnal* [Agroecological journal]. No. 1, pp. 37–42 (in Ukrainian).
3. Furdychko O.I. (2014). *Ahroekolohiya: monohrafiya* [Agroecology: monograph]. Kyiv: Ahrarna nauka Publ., 400 p. (in Ukrainian).
4. Furdychko O.I., Kuchma M.D., Pan'kov's'ka H.P. (2011). *Priorytetni napryamy naukovoho zabezpechennya sil's'kohospodars'koho vyrobnytstva na radioaktyvno zabrudnennykh terytoriyakh* [Priority directions of scientific provision of agricultural production in the contaminated territories]. *Ahroekolohichnyy zhurnal* [Agroecological journal]. No. 1, pp. 21–26 (in Ukrainian).
5. Prister B.S. (2007). *Vedennya sil's'kohospodars'koho vyrobnytstva na terytoriyakh, zabrudnennykh vnaslidok Chornobyl's'koyi avariyi, u viddalenyi period. Metodychni rekomendatsiyi* [Maintaining agriculture in areas contaminated by the Chernobyl accident in the remote period. Guidelines]. Kyiv: Atika-N Publ., 196 p. (in Ukrainian).
6. Качур Д.П., Замостян П.В., Пан'ковська Г.П. (2010). *Sotsial'no-ekolohichni chynnyky spozhyvchoyi povedinky naseleння na radioaktyvno zabrudnennykh terytoriyakh Polissya* [Social and environmental factors of consumer behavior of the population in contaminated areas Polissia]. *Ahroekolohichnyy zhurnal* [Agroecological journal]. Special Edition (September), pp. 106–110 (in Ukrainian).
7. Furdychko O.I., Kuchma M.D. (2008). *Reabilitatsiya — stratehichnyy napryam upravlinnnya radioaktyvno zabrudnennykh terytoriyamy* [Rehabilitation — strategic management direction contaminated areas]. *Ahroekolohichnyy zhurnal* [Agroecological journal]. No. 1, pp. 5–12 (in Ukrainian).
8. Tikhomirov F.A., Shcheglov A.M. (1997). *Posledstviya radioaktyvnoho zagryaznennya lesov v zone vliyannya avarii na Chernobyl'skoy atomnoy elektrostantsii* [The consequences of radioactive contamination of forests in the area of influence of the Chernobyl nuclear power plant]. *Radiatsionnaya biologiya. Radioekologiya* [Radiation Biology. Radioecology]. Vol. 37, iss. 4, pp. 664–672 (in Russian).
9. Krasnov V.P., Orlov A.A., Landin V.P. (2007). *Prikladnaya radioekologiya lesa* [Applied forest radioecology]. Zhitomir: Polissya Publ., p. 680 (in Russian).
10. Kovalchuk A., Krasnov V., Levitsky V. (2004). Application of the prediction of ecosystem contamination for the exposure dose calculation in post-catastrophe period. 6-th International Scientific Conference, SATERRA (Mittweida, November 11–6, 2004). Journal of the University of Applied Sciences Mittweida. No. 7, p. 17 (in English).
11. Furdychko O.I. (2015). *Ekoloho-ekonomichni osnovy zbalansovanoho rozvytku ahrosfery Kyiv's'koyi oblasti: monohrafiya* [Ecological and economic framework for sustainable development agrosphere Kiev region: Monograph]. Kyiv: DIA Publ., 736 p. (in Ukrainian).

ПРЕВЕНТИВНА РАДІОЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ТЕРИТОРІЇ ДЛЯ ВЕДЕННЯ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОГО ВИРОБНИЦТВА У РАЗІ РАДІАЦІЙНИХ АВАРІЙ

Б.С. Пристер, Т.Д. Лев, В.Д. Виноградська, О.Г. Тищенко, В.М. Піскун

Інститут проблем безпеки атомних електростанцій НАН України

Розглянуто основні етапи проведення превентивної радіоекологічної оцінки території для забезпечення аварійної готовності у разі аварії на АЕС, оптимізації аварійного моніторингу агросфери і прийняття рішення про вжиття захисних заходів. Сформульовано вимоги до структури і складу картографічної інформації, необхідної для превентивної оцінки території. Розроблено технологічні процедури, що забезпечують оптимальність, точність і достовірність радіоекологічних оцінок. Наведено карту радіоекологічної оцінки території Українського Полісся, забрудненої радіонуклідами внаслідок аварії на ЧАЕС.

Ключові слова: радіонукліди, ґрунт, рослини, превентивна радіоекологічна оцінка, критичність, геоінформаційні системи.

Однією з основних проблем у ході ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи в аграрному секторі економіки було несвоєчасне прийняття відповідних рішень [1, 2]. Так, у перші два найкритичніші роки після аварії на ЧАЕС агрохімічні заходи на територіях північних районів Рівненської і Волинської областей не проводилися, оскільки вони розміщені на периферії радіоактивного сліду, і рівні забруднення ґрунту були значно меншими від допустимих рівнів для безпечного ведення сільськогосподарського виробництва. Детальне радіоекологічне обстеження цих територій та проведення на них захисних заходів почалося тільки після отримання даних про високі рівні забруднення сільськогосподарської продукції, коли дози опромінення населенням вже були отримані. Під час планування контрзаходів на радіоактивно забруднених територіях часто не дотримувалися принципу оптимізації, особливо пріоритетності їх проведення. Захисні заходи проводили за багатьма напрямками, що унеможливило їх виконання у повному обсязі на критичних щодо формування дози опромінення населення територіях, де вони були найбільш потрібні, до того ж

часто не дотримувалися термінів щодо їх повторного вжиття тощо.

У різних країнах світу існують та удосконалюються системи підтримки прийняття оперативних рішень під час аварійних викидів радіонуклідів, у т.ч. в аграрному секторі, серед яких NRC (США), NRPB (Великобританія), ARGOS (Швеція), RODOS (ЄС), RECASS (Росія) та ін. [3, 4]. Ці системи дають змогу прогнозувати радіаційний стан, однак такий прогноз здійснюється для певної точки з заданими координатами, без урахування просторового розподілу екологічних чинників, що безпосередньо впливають на формування дози внутрішнього опромінення населення, таких як ландшафтні особливості території, тип ґрунту, існуючі системи землекористування тощо. Уникнути помилок під час оцінювання доз опромінення населення у разі радіаційної аварії можна завдяки проведенню превентивної радіоекологічної оцінки території, що уможливило б ще до радіаційної аварії оцінити «потенційно критичні» щодо накопичення радіонуклідів сільськогосподарською продукцією об'єкти землекористування. Запропонована технологія забезпечує отримання карт просторово-часового розподілу забруднення радіонуклідами сільськогосподарської продукції, що надає можливість оперативно виз-

начити пріоритети та вибрати вид захисного заходу з необхідною ефективністю.

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Радіоекологічна оцінка території включає визначення потенційної радіоекологічної критичності (ПРК) виділених за допомогою радіоекологічного районування територіальних об'єктів та присвоєння їм радіоекологічних параметрів. Так, ПРК виділеного району означає більшу радіаційну небезпеку щодо формування дози опромінення населення порівняно з іншими районами за однакової щільності забруднення ґрунту радіонуклідами.

Радіоекологічне районування території здійснюється за басейново-ландшафтним принципом поділу території. Первинною одиницею такого районування слід вважати обмежений лінією водорозділу басейн поверхневого стоку, що має внутрішню ландшафтну структуру, в межах якого відбуваються всі види міграційних процесів радіонуклідів, у т.ч. міграція в системі «ґрунт — рослина — продукція тваринництва — людина». Основними структурними елементами басейну є типи елементарних ландшафтів, які обумовлюють особливості вертикальної міграції радіонуклідів та просторовий розподіл характеристик території, що безпосередньо впливають на формування дозових навантажень на населення: тип ґрунту, тип підстильної поверхні чи вид рослинності [5]. Перелік інформації, необхідної для радіоекологічної оцінки території, включає набір вхідної інформації для комплексу моделей, за допомогою яких здійснюється прогнозування забруднення сільськогосподарської продукції [6, 7].

Оскільки управлінські рішення про життєві контрзаходи приймаються на різних рівнях: загальнодержавному — територія країни, декількох областей; регіональному — області, декількох районів і локальному — району, сільради, тому радіоекологічна оцінка території проводиться також у трьох масштабах. Такий багаторівневий підхід дає змогу методом телескопізації уточнювати інформацію шляхом переходу від одного рівня до наступного,

що забезпечує вирішення питання оптимізації та дотримання пріоритетів під час проведення захисних заходів на радіоактивно забруднених територіях.

Для відпрацювання технології превентивної радіоекологічної оцінки території як тестовий полігон вибрано територію Українського Полісся, що репрезентує «західний радіоактивний слід» аварійного викиду ЧАЕС. Територія дослідження характеризується широким спектром природно-кліматичних, ґрунтових та інших особливостей, що впливають на формування дози опромінення населення. Для створення комплексної карти радіоекологічної оцінки території використано «сітковий» підхід, що забезпечує узгодженість часових та просторових масштабів, вхідних та вихідних даних усіх розрахункових моделей.

РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Превентивна радіоекологічна оцінка території поділяється на шість основних етапів з широким набором технологічних процедур та експертних критеріїв, що забезпечують необхідну точність і достовірність інформації про формування радіаційної ситуації на забруднених радіонуклідами територіях (рис. 1) [5, 8].

На етапі *формування набору вхідних даних*, за допомогою яких створюються окремі картографічні шари, вибрано природно-кліматичні та інші характеристики території, що безпосередньо впливають на формування дози опромінення населення [2, 7]. На кожному з просторових рівнів оцінки використовується вхідна інформація різної деталізації, до якої сформульовано вимоги, що забезпечують прийняття рішення на відповідному управлінському рівні (табл. 1).

Підготовка окремих картографічних шарів передбачає створення похідних картографічних шарів та упорядкування чи узагальнення існуючих. Так, за даними SrTM про висоту рельєфу та річкову мережу створюються карти басейнів рік та типів елементарних ландшафтів. Карти структури землекористування створюються за топографічними картами з використанням

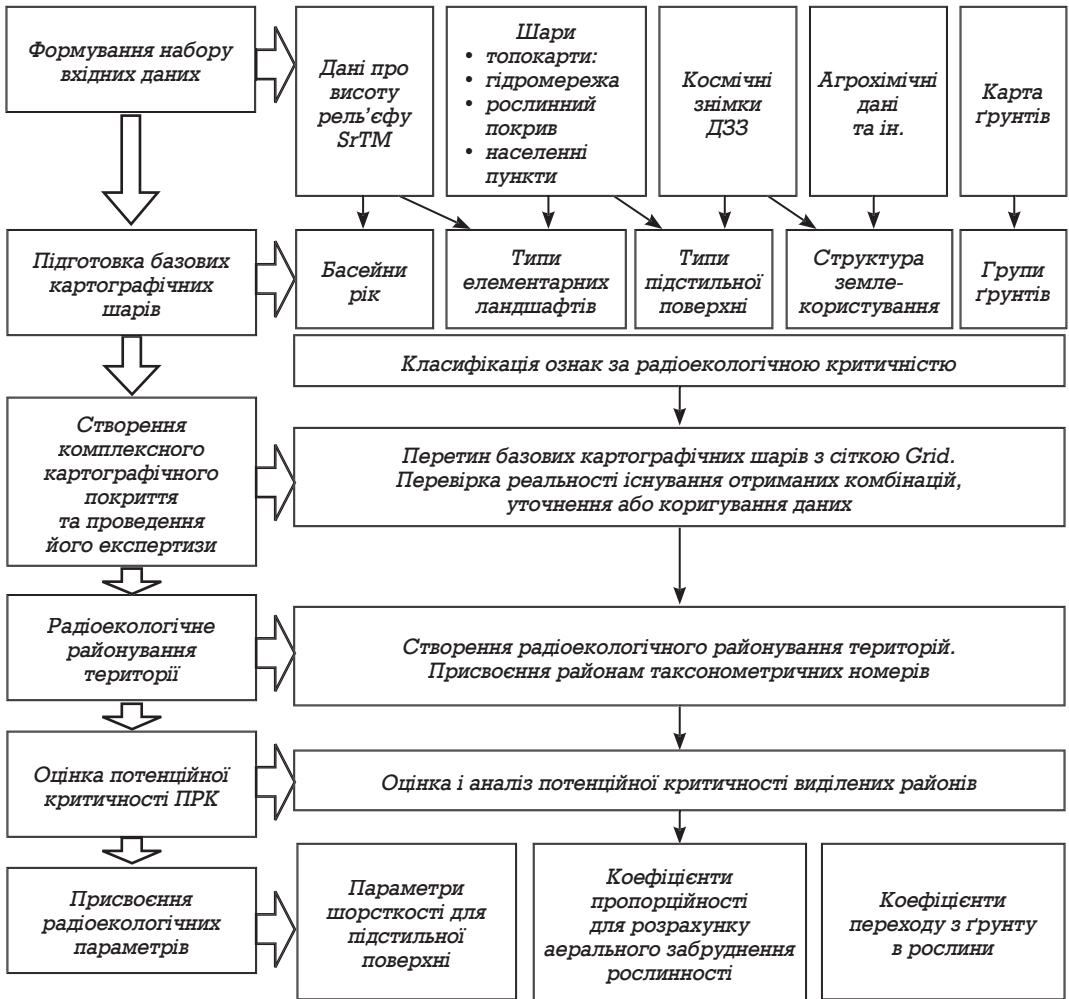


Рис. 1. Блок-схема радіоекологічної оцінки території

Таблиця 1

Вимоги до вхідних даних, що використовуються для превентивної радіоекологічної оцінки території

Рівень оцінки	Масштаб оцінки, км ²	Розрахункова сітка Grid, км	Крок даних SrTM, м	Розподільна здатність даних ДЗЗ, м	Масштаб картографічної інформації
Загально-державний	>1000	2×2	900×600	>100	M1:5 000 000 M1:1 000 000
Регіональний	100–1000	0,5×0,5	90×60	15–30	M1:200 000 M1:100 000
Локальний	<100	0,25×0,25	90×60	<15	M1:25 000 M1:10 000

даних ДЗЗ, даних паспортів сільських рад та агрохімічного обстеження сільськогосподарських угідь. Для картографічних шарів на загальнодержавному та регіональному рівнях проводиться групування типів ґрунту і класифікація типів підстильної поверхні, щоб оцінити радіаційну ситуацію з необхідною для переходу на локальний рівень точністю, а потім на локальному рівні для прогнозування концентрації радіонуклідів у сільськогосподарській продукції використовуються агрохімічні властивості ґрунту та конкретний вид рослинності у структурі землекористування.

Важливим етапом підготовки даних є визначення у межах кожної характеристики території ієрархії за ПРК з урахуванням закономірностей поведінки радіонуклідів у навколишньому природному середовищі. Найбільш критичним показником є перший клас, найменш критичним — останній порядковий клас всередині окремої характеристики. Так, на загальнодержавному рівні оцінки виділено сім класів критичності ґрунту та чотири класи критичності підстильної поверхні. Критичними типами підстильної поверхні вважаються ліси та природні лукопасовищні угіддя, які характеризуються істотно вищими коефіцієнтами переходу радіонуклідів з ґрунту в рослинність порівняно з агроландшафтами. Найбільшу критичність серед виділених груп ґрунтів мають органогенні торфоболотні ґрунти з кислою реакцією ґрунтового розчину (pH_{KCl} 4,2–5,4), дуже низьким умістом глинистих мінералів і високою зволоженістю. На таких ґрунтах коефіцієнти переходу ^{137}Cs у системі «ґрунт — рослина» можуть перевищувати відповідні значення коефіцієнтів переходу мінеральних ґрунтів у 5–30 разів [2, 5, 7]. Оскільки у межах кожної i -тої характеристики виділено різну кількість класів $K_{кри}^j$, за якими надалі необхідно здійснити інтегральну оцінку критичності району, кожному з класів присвоєно бал $ПРК_i^j$, визначений за формулою:

$$ПРК_i^j = K_{кри}^j / \sum_{j=1}^n K_{кри}^j \quad (1)$$

Для створення *комплексного картографічного покриття* підготовлені полігональні картографічні шари перетинаються з базовою сіткою Grid з відповідним для кожного рівня оцінки кроком. З метою усунення розбіжностей, пов'язаних з накладанням похибок різних картографічних шарів, проводиться *експертна оцінка комплексної карти*. Підхід до експертної оцінки даних базується на загальних принципах ведення сільського господарства, зокрема, розораності земель, місця певних типів ґрунту в структурі басейну тощо [9]. У разі невідповідності експертним критеріям проводиться уточнення або коригування даних із залученням додаткової інформації. За певної невизначеності, згідно з принципом консервативності дозових оцінок, перевага надається більш критичній ознаці.

У підсумку, на вибраній для дослідження території Українського Полісся площею $\approx 37,3$ тис. км² на загальнодержавному рівні виділено 13 *радіоекологічних районів* (табл. 2). Для кожного з них проведено інтегральну оцінку потенційної *радіоекологічної критичності ПРК_Σ* за формулою:

$$ПРК_{\Sigma} = \sum_{i=1}^n w_i \cdot ПРК_i^j, \quad (2)$$

де w_i — ваговий коефіцієнт i -го екологічного чинника.

Вагові коефіцієнти (w) екологічних чинників призначено у експертний спосіб. Так, на загальнодержавному рівні, де $ПРК_{\Sigma}$ території визначається за двома чинниками, значення вагового коефіцієнта для типу ґрунту прийнято вищим ($w = 0,6$), ніж для типу підстильної поверхні ($w = 0,4$), оскільки вплив ґрунтових властивостей на міграцію радіонуклідів з ґрунту в рослини більший від біологічних особливостей рослин [2, 7]. Відповідно до значень $ПРК_{\Sigma}$, радіоекологічні райони можна поділити за ступенем критичності на три великі групи: дуже критичні, малокритичні, некритичні. Площа дуже критичних районів на території «чорнобильського західного радіоактивного сліду» сягає 50%, тоді як некритичних — менш ніж 10% від загальної площі.

**Радіоекологічні райони території Українського Полісся
та ступінь їх потенційної критичності на загальнодержавному рівні**

Характеристики району						Район		
група ґрунтів			тип підстильної поверхні*			ПРК _Σ	площа, км ²	TF ¹³⁷ Cs
K _{кр}	назва	ПРК ⁱ	K _{кр}	тип	бал ПРК _j			
Дуже критичні						0,06–0,15	18 652	
1	Торфоболотні	0,04	1	Ліс	0,10	0,06	2 624	95–300
2	ГКТБ**	0,07	1	Ліс	0,10	0,08	12 160	95–300
1	Торфоболотні	0–04	2	Луки та пасо- вища	0,20	0,10	440	95–300
3	Дернові	0,11	1	Ліс	0,10	0,11	2 400	25–75
3	Дернові	0,11	2	Луки та пасо- вища	0,20	0,15	1 028	25–75
Малокритичні						0,16–0,24	15 400	
4	Лучно-болотні	0,15	2	Луки та пасо- вища	0,20	0,17	2 420	20–25
6	Дерново-підзо- листі	0,22	1	Ліс	0,10	0,17	1 66,0	5,0–25
1	Торфоболотні	0,04	4	Агроландшафт	0,40	0,18	1 140	15–25
5	Лучні	0,19	2	Луки та пасо- вища	0,20	0,19	1 064	15–25
2	ГКТБ	0,07	4	Агроландшафт	0,40	0,20	8 892	15–20
7	Сірі лісові та чорноземи опідзолені	0,26	1	Ліс	0,10	0,20	224	4,0–15
Некритичні						0,25–0,32	3 256	
6	Дерново-підзо- листі	0,22	4	Агроландшафт	0,40	0,29	2 196	2,0–3,5
7	Сірі лісові та чорноземи опід- золені	0,26	4	Агроландшафт	0,40	0,32	1 060	1,5–2,5

Примітка: *оцінка населених пунктів з K_{кр} = 3 на загальнодержавному рівні проводиться окремо; **ГКТБ – ґрунтові комплекси з торфоболотними ґрунтами.

Кожен з виділених районів *характеризується певними радіоекологічними параметрами*. В табл. 2 наведено інтервал значень коефіцієнтів переходу ¹³⁷Cs для певної групи ґрунтів у рослини, що є найбільш властивими для виділених типів підстильної поверхні. Так, для лісу, лук та пасовищ наведено TF ¹³⁷Cs у природні трави, оскільки

в зоні Полісся велика рогата худоба часто випасається на лісових галявинах та у заплавах річок. Для агроландшафтів інтервал значень TF ¹³⁷Cs включає параметри для зернових, картоплі та коренеплодів. За іншими масштабами інформація деталізується відповідно до структури землекористування з конкретними значеннями

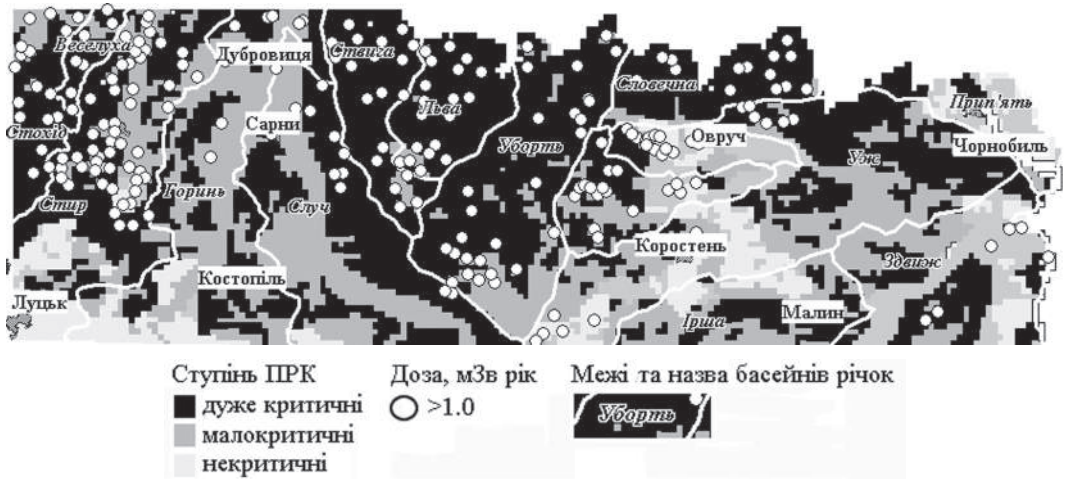


Рис. 2. Карта потенційної радіоекологічної критичності території Українського Полісся (на загальнодержавному рівні) та населені пункти, в яких ефективна доза опромінення населення після аварії на ЧАЕС перевищувала $1 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$ [10]

коефіцієнтів переходу ^{137}Cs у певні види сільськогосподарських культур на визначеному типі ґрунту з його агрохімічними показниками.

Для верифікації запропонованої технології на карту потенційної радіоекологічної критичності території Полісся було накладено дані загальнодержавної паспортизації населених пунктів України після аварії на ЧАЕС, на території яких доза опромінення населення перевищувала державні нормативи (рис. 2) [10]. Основна кількість населених пунктів з дозовими навантаженнями понад $1 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$ розміщується в радіоекологічних районах, стан критичності яких має ступінь «дуже критичні», та подекуди — «малокритичні». Оцінені за розглянутою технологією ступені потенційної критичності радіоекологічних районів на радіоактивно забруднених територіях корелюють з реалізованим унаслідок Чорнобильської аварії просторовим розподілом доз опромінення населення.

Отже, наявність карти радіоекологічної оцінки надаватиме можливість прогнозувати критичність територій не лише поблизу епіцентру аварії, а й на периферії радіоактивного сліду і вчасно приймати рішення про вжиття відповідних заходів.

ВИСНОВКИ

Для безпечного ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, що можуть бути забруднені внаслідок радіаційних аварій, необхідно провести їх превентивну радіоекологічну оцінку. Це надає можливість здійснити прогноз забруднення радіонуклідами сільськогосподарської продукції, оперативно сформувати сітку радіоекологічного моніторингу агросфери і прийняти рішення про пріоритетне проведення оптимальних захисних заходів та, найголовніше, своєчасно запобігти формуванню дозових навантажень на населення.

ЛІТЕРАТУРА

1. Проблемы безопасности атомной энергетики. Уроки Чернобыля / Б.С. Пристер, А.А. Ключников, В.М. Шестопалов, В.П. Кухарь; под ред. Б.С. Пристера. — Чернобыль: Ин-т проблем безопасности АЭС, 2013. — 200 с.
2. Радиоекологические последствия. Динамика радиоактивного загрязнения наземных экосистем и эффективность защитных мероприятий / под ред. акад. Б.С. Пристера // Национальный доклад Украины «Двадцать пять лет Чернобыль-

ской катастрофы. Безопасность будущего». — К.: Изд. КИМ, 2011. — С. 39–98.

3. Biosfere. Modelling and Assessment BIOMASS programme. — Vienna: IAEA, 2002. — 126 p.
4. Ehrhardt J. The RODOS system: decision support for off-site emergency management in Europe / J. Ehrhardt // Nuclear Technology Publishing. — 1997. — Vol. 1–4. — P. 35–40.
5. Комплексное радиоэкологическое районирование территории в целях усовершенствования систем контроля, мониторинга и аварийного реагирования в зонах влияния АЭС / Б.С. Пристер, С.В. Барбашев, В.Д. Виноградская, О.Г. Тищенко // Проблемы безопасности атомных электростанций і Чернобиля. — 2013. — Вып. 21. — С. 74–82.
6. Пристер Б.С. Проблемы сельскохозяйственной радиоэкологии и радиобиологии при загрязнении окружающей среды молодой смесью продуктов ядерного деления / Б.С. Пристер. — Чернобыль, 2008. — 320 с.

7. Пристер Б.С. Кинетическая модель поведения ^{137}Cs в системе «почва — растение», учитывающая агрохимические свойства почвы / Б.С. Пристер, В.Д. Виноградская // Проблемы безопасности атомных электростанций і Чернобиля. — 2011. — Вып. 16. — С. 151–161.
8. Лев Т.Д. Информационно-аналитическое и картографическое обеспечение систем аварийного реагирования АЭС / Т.Д. Лев, О.Г. Тищенко, В.Н. Пискун // Проблемы безопасности атомных электростанций і Чернобиля. — 2011. — Вып. 16. — С. 17–26.
9. Наукові основи агропромислового виробництва в зоні Полісся та Лісостепу України / за ред. М.В. Зубця. — К.: Логос, 2004. — 775 с.
10. Загальнодержавна паспортизація населених пунктів України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чернобильської аварії. Узагальнені дані за 2001–2004 рр. / під ред. І.А. Ліхтарьова. — 36. 10. — К.: МОЗ України, 2001. — 62 с.

REFERENCES

1. Prister B.S., Klyuchnikov A.A., Shestopalov V.M., Kukhar V.P. (2013). *Problemy bezopasnosti atomnoy energetiki. Uroki Chernobylya* [Safety problems of nuclear power. Lessons learned]. *Chernobyl: In-t problem bezopasnosti AES* [Chernobyl: The Institute of nuclear safety issue]. 200 p. (in Russian).
2. Prister B.S. (2011). *Radioekologicheskie posledstviya. Dinamika radioaktivnogo zagryazneniya nazemnykh ekosistem i effektivnost zashchitnykh meropriyatiy* [Radiological consequences. Dynamics of radioactive contamination of terrestrial ecosystems and the effectiveness of protective measures]. *Natsionalnyy doklad Ukrainy «Dvadtsat pyat let Chernobylskoy katastrofy. Bezopasnost budushchego»* [National Report of Ukraine «Twenty-five years after the Chernobyl disaster. Safety for the Future». Kiev: KIM Publ., pp. 39–98 (in Russian).
3. Biosfere. Modelling and Assessment BIOMASS programme. (2002). Vienna: IAEA Publ., 126 p. (in English).
4. Ehrhardt J. (1997). The RODOS system: decision support for off-site emergency management in Europe, Nuclear Technology Publishing, Vol. 1–4., pp. 35–40 (in English).
5. Prister B.S., Barbashev S.V., Vinogradskaya V.D., Tishchenko O.G. (2013). *Kompleksnoe radioekologicheskoe raionirovaniye terrytoriy v tseliakh usovershenstvovaniya sistem kontrolya, monitorynha y avaryynoho reahirovaniya v zonakh vliyaniya AES* [Complex agro-ecological zoning for improved control systems, monitoring and emergency response in the areas of influence of the NPP] *Problemy bezpeky atomnykh elektrostansiy i Chornobilya* [Problems of nuclear power and Chernobyl]. Iss. 21, pp. 74–82 (in Russian).
6. Prister B.S. (2008). *Problemy selskokhozyaystvennoy radioekologii i radiobiologii pri zagryaznenii okruzhayushchey Sredy molodoy smesy produktov yadernogo deleniya* [Problems of agricultural radioecology and Radiobiology at pollution young mix of nuclear fission products]. Chernobyl Publ., 320 p. (in Russian).
7. Prister B.S., Vinogradskaya V. D. (2011). *Kineticheskaya model povedeniya ^{137}Cs v sisteme «pochva — rasteniye», uchityvayushchaya agrokhimicheskie svoystva pochvy* [Kinetic behavior model ^{137}Cs in system «soil — plant», taking into account the agrochemical properties of the soil]. *Problemy bezpeki atomnykh elektrostansiy i Chornobilya* [Problems of nuclear power and Chernobyl]. Chornobil Publ., Iss. 16, pp. 151–161 (in Russian).
8. Lev T.D. (2011). *Informatsionno-analiticheskoe i kartograficheskoe obespechenie sistem avaryynogo reagirovaniya AES* [Information-analytical and cartographic support emergency response systems NPP]. *Problemy bezpeki atomnykh elektrostansiy i Chornobilya* [Problems of nuclear power and Chernobyl]. Iss. 16, pp. 17–26 (in Russian).
9. Zubets M.V. (2004). *Naukovi osnovy ahropromyslovoho vyrobnystva v zoni Polissia ta Lisostepu Ukrainy* [Scientific bases of agricultural production in the area of Polesie and forest-steppe of Ukraine]. Kyiv: Lohos Publ., 775 p. (in Ukrainian).
10. Liktarov I.A. (2001) *Zahalnoderzhavna pasportyzatsiia naselennykh punktiv Ukrainy, yaki zaznaly radioaktivnoho zabrudnennia pislia Chornobylskoi avarii. Uzahalneni dani za 2001–2004 r.* [The National certification settlements of Ukraine, which contaminated after the Chernobyl accident. Summary data for 2001–2004 g.]. Zbirnyk 10, Kyiv: MOZ Ukrainy Publ., 62 p. (in Ukrainian).

ВПЛИВ КОМПЛЕКСОНАТІВ МІКРОЕЛЕМЕНТІВ НА ПИТОМУ АКТИВНІСТЬ ^{137}Cs У МОЛОЦІ КОРІВ

В.М. Біденко, В.П. Славов

Житомирський національний агроекологічний університет

Упродовж 2008–2011 рр. проведено чотири науково-виробничі дослідження, під час яких вивчено вплив різних комплексонатів мікроелементів на перехід ^{137}Cs із раціону в молоко корів. Встановлено, що введення у раціони корів комплексонатів мікроелементів кобальту, міді, марганцю та цинку сприяло зниженню питомої активності ^{137}Cs у молоці у 1,4 рази, а введення комплексонатів мікроелементів цинку, марганцю, міді та йоду у 1,3–2,0 рази.

Ключові слова: комплексонати мікроелементів, питома активність, ^{137}Cs .

Аварія на ЧАЕС, що сталася 26 квітня 1986 р., призвела до значного забруднення сільськогосподарських угідь продуктами радіоактивного розпаду – радіонуклідами плутонію, америцію, цезію, стронцію тощо. Ще тривалий період радіаційна ситуація у зоні радіоактивного забруднення визначатиметься біологічно значущими радіонуклідами, такими як ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{238,239,240}\text{Pu}$ та ^{241}Am [1]. Радіонукліди плутоній і америцій спричиняють незначну дозу опромінення, переважно у 30-кілометровій зоні, хоча їх присутність спостерігається і на 5% території України поза межами цієї зони. Чинниками радіаційної небезпеки населення на території радіоактивного забруднення є внутрішнє β - та γ -опромінення, яке надходить до організму внаслідок споживання продуктів, переважно тваринного походження, забруднених радіоактивними ізотопами цезію та стронцію. За межами 30-кілометрової зони основна роль у формуванні внутрішньої дози опромінення і на сьогодні належить ^{137}Cs . Цей радіонуклід, як відомо, випав у вигляді парагазової фракції, і тому, в основному, формує внутрішню дозу опромінення населення, яке приживає на радіоактивно забруднених територіях, хоча з плином часу дедалі більше відбувається його фіксація ґрунтово-вбирним комплексом, а також радіоактивний напіврозпад [2].

Доза опромінення від ^{90}Sr може перевищувати дозу, отриману від ^{137}Cs , лише у місцях біля зони відчуження або на територіях зі значною щільністю забруднення цим радіонуклідом. Відомо, що ^{90}Sr випав у вигляді частинок (переважно у складі палива), будівельних матеріалів та графіту. Тому його доступність для живих організмів на початковому післяаварійному етапі була незначною, а згодом почала збільшуватися внаслідок дії на частинки вологи та кислого середовища ґрунтів. Так, на сьогодні внаслідок розчинення частинок кислих ґрунтів ^{90}Sr перейшов у доступну форму і, відповідно, значною мірою формує внутрішню дозу опромінення людини. Щодо слабокислих ґрунтів, очікується зростання розчинності цього радіонукліда і, відповідно, формування ним дози опромінення населення. Як наголошує академік І.М. Гудков [3], забруднення цим радіонуклідом кормів, продукції тваринництва може збільшитися на цих ґрунтах ще на 20–30%.

Отже, доза опромінення населення, яке мешкає у зоні радіоактивного забруднення, буде формуватися внаслідок внутрішнього опромінення радіонуклідами ^{137}Cs і ^{90}Sr . Проте, як відомо, забруднення продукції рослинництва і тваринництва визначається і рівнем радіоактивного забруднення угідь, адже основна частка продукції виробляється фермерами та власниками присадибних ділянок. Значна кількість такої продукції,

як молоко та м'ясо, також виробляється селянами в приватному секторі, забруднення яких часто перевищує ДР-2006. Спричинено це використанням угідь з аномально високими коефіцієнтами переходу ^{137}Cs із ґрунту у рослини. На таких угіддях, крім того, що відбувається випасання тварин, також заготовляються корми, зокрема сіно. Для істотного зменшення забруднення продукції тваринництва радіонуклідами ^{137}Cs і ^{90}Sr державним органам, сільським радам разом із санітарно-епідеміологічними службами (СЕС) необхідно провести паспортизацію земель, виділяти для людей придатні для використання ділянки, вживати комплексні заходи з метою зменшення міграції радіоактивних речовин. Випасати корів слід на угіддях, щільність забруднення яких щодо ^{137}Cs не перевищує 10 Ки/км^2 . Висота травостою на цих угіддях повинна бути не меншою ніж 10 см. Крім того, необхідно звертати увагу на тип ґрунту, адже на деяких із них (кислих торфовищах) може бути високий перехід радіонуклідів у корми, відповідно — у продукцію тваринництва. Слід наголосити, що у разі перезволоження, а також впливу неконтрольованих природних чинників, забруднення продукції тваринництва може залишатися з плином часу на постійному небажаному рівні і навіть підвищуватись [4].

Важливим заходом зі зниження радіоактивного забруднення продукції тваринництва є введення до складу раціону худоби мікроелементів, що здатні протидіяти радіонуклідам і тим самим протистояти їх засвоєнню [5]. Мікроелементи як синергісти макроелементів, кальцію та калію також можуть створювати умови кращого їх засвоєння, а останні, своєю чергою, конкурувати з радіонуклідами, витісняючи їх із ланки живлення, тобто зменшувати їх накопичення в організмі та переходу в продукцію.

З огляду на вищевикладене можна зробити висновок, що ситуація у зоні радіоактивного забруднення лишатиметься складною ще тривалий період. У деяких населених пунктах уміст ^{137}Cs у молоці буде у

2–3 рази вищим від допустимих рівнів, а у м'ясі забійних тварин — у 5–7 разів.

Після аварії на ЧАЕС значна кількість досліджень була присвячена вивченню впливу солей мікроелементів міді, марганцю, цинку, кобальту та йоду на перехід ^{137}Cs із раціону корів у молоко, і майже лишилося поза увагою вивчення впливу на перехід у продукцію тваринництва ^{137}Cs і ^{90}Sr хелатних сполук мікроелементів. Вивчення цих процесів і стало метою наших досліджень.

МАТЕРІАЛ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Дослідження проводили впродовж 2008–2011 рр. на молочно-товарній фермі у с. Селець (господарства СТОВ «Полісся» Народицького р-ну Житомирської обл.). Були відібрані дійні корови за принципом пар-аналогів — 5–6 голів у кожній групі. Радіоактивність молока дослідних корів за ^{137}Cs у стійловий період була невисокою, у межах 5–30 Бк/л. У період випасання тварин активність молока різко зростала і становила 70–205 Бк/л. Підвищення питомої активності ^{137}Cs у молоці корів пояснюється використанням угідь із щільністю забруднення цим радіонуклідом понад 10 Ки/км^2 та вищою його біологічною доступністю із трави. Слід наголосити, що у молоці корів спостерігалось два піки зростання активності за ^{137}Cs . Перший пік зафіксовано за випасання тварин у періоди значного перезволоження пасовищ (весна, початок літа, в середньому до 15–20 червня), тобто за випадіння значної кількості опадів, і другий — восени, коли висота травостою пасовища значно зменшується. Унаслідок цього тварини більше захоплювали дернину, що спричиняло зростання активності ^{137}Cs у їх раціоні і, відповідно, більший перехід радіонукліда в молоко [6]. Слід зауважити, що на цьому пасовищі випасалися і два стада корів приватного сектора — 70 голів у одному і 35 — у іншому стаді, молоко яких, відповідно, було продуктом споживання місцевого населення, у т.ч. і дітей. Молоко, вироблене у колективному господарстві, відправлялося на переробне підприємство. Для визначення

вмісту ^{137}Cs у траві проводили відбір проб на полі за діагоналлю пасовища з різних місць випасання тварин. Молоко для радіометрії відбирали під час проведення контрольних удоїв — зранку, в обід та ввечері, пропорційно добовому надою корів. Контрольні удої проводили один раз на місяць. Добовий надій молока корів складався із суми удоїв вранці, в полудень та увечері. Проби молока, відібрані під час проведення дослідів, консервували 10% розчином хромпіку. Питому активність ^{137}Cs у раціоні та молоці корів визначали на приладах СЕГ-0,5 та СЕБ-100.

Для дослідження впливу різних сполук мікроелементів на рівень питомої активності ^{137}Cs у молоці дослідних корів у їх раціони вводили комплексонати мікроелементів міді, марганцю, цинку, кобальту і солі йоду.

Так, корови 1-ї (контрольної) групи отримували господарський — основний раціон (ОР), до складу якого входили корми, трава пасовища і концентрати. Дослідним тваринам 2-ї групи до ОР вводили комплексонати міді, марганцю, цинку, кобальту та комплексонати цинку, міді з додаванням йоду; 3-ї — комплексонати міді, марганцю, цинку. Дози мікроелементів, які вводилися у раціони корів, були різними, що відповідало цілям та завданням наших досліджень. Вводили комплексонати вищевказаних мікроелементів у концентровані корми під час їх роздачі.

Результати досліджень обробляли статистично із визначенням середнього арифметичного, похибки середнього арифметичного та достовірності різниці.

РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

За результатами проведених досліджень нами були отримані позитивні дані щодо зниження питомої активності ^{137}Cs у молоці корів (таблиця).

Радіоактивність ^{137}Cs у молоці корів у досліді № 1 контрольної групи становила 100 Бк/л, що не перевищує ДР-2006 [7]. Введення у раціони тварин 2-ї дослідної групи комплексонатів мікроелементів кобальту, міді, цинку та марганцю сприяло

зниженню рівня радіоактивності ^{137}Cs у молоці на 29 Бк, тобто в 1,4 раза. У цьому експерименті мідь, ймовірно, стала радіоблокувальним елементом щодо ^{137}Cs . Поряд із тим мідь, марганець і цинк як елементи, що проявляють синергізм стосовно калію, сприяли кращому його засвоєнню і, зрештою, зменшенню переходу радіонукліда в молоко.

У досліді № 2 рівень радіоактивності ^{137}Cs у молоці корів 1-ї контрольної групи був високим — 175,3 Бк/л, при допустимому значенні — 100 Бк/л за ДР-2006. Введення комплексонатів мікроелементів цинку та марганцю у раціони корів 2-ї групи сприяло зменшенню радіоактивності ^{137}Cs у молоці на 70,4 Бк ($P < 0,05$), або в 1,7 раза. Істотніше зниження цього показника було досягнуто завдяки введенню у раціони тварин 3-ї дослідної групи комплексонатів цинку, міді та марганцю — питома активність ^{137}Cs у молоці корів цієї групи становила 87 Бк/л, а зменшення переходу ^{137}Cs — 88,3 Бк, тобто знизилося вдвічі. Порівняно із дослідом № 1, спостерігалось істотніше зменшення питомої активності ^{137}Cs у молоці корів 2-ї та 3-ї груп, хоча цей показник молока корів 1-ї контрольної групи був вищим. На нашу думку, введення кобальту (дослід № 1) могло сприяти кращому засвоєнню поживних речовин корму, а отже, більшому вивільненню радіонуклідів із кормів. Відомо, що кобальт у рубці жуйних тварин позитивно впливає на зростання мікрорифлори, що, як відомо, відіграє значну роль у розщепленні кормів та засвоєнні поживних речовин.

У досліді № 3 вміст ^{137}Cs у молоці корів 1-ї контрольної групи був також високим — 196,3 Бк/л, що перевищує ДР-2006. Введення комплексонатів мікроелементів у раціони корів сприяло зменшенню питомої активності ^{137}Cs у молоці тварин 2-ї групи на 86,3 Бк, 3-ї групи — на 48,3 Бк, або в 1,8 і 1,3 раза відповідно. Більшого зниження питомої активності ^{137}Cs у молоці корів було досягнуто за нормування раціонів корів марганцем і збагачення цинком на 30%. За результатами дослідів можна зробити

Уміст ^{137}Cs у молоці дослідних корів за впливу комплексонатів мікроелементів

Групи корів	Уміст ^{137}Cs , Бк/л	Зниження активності ^{137}Cs у молоці, Бк	% до контролю	Кратність зниження, рази
<i>Дослід № 1, з використанням комплексонатів мікроелементів Co, Cu, Zn, Mn (доведення раціонів корів за мікроелементами до норми)</i>				
1 (контроль)	100,0±9,5	–	100	–
2	70,9±15,9	29	71	1,4
<i>Дослід № 2, з використанням комплексонатів мікроелементів Zn, Mn (100% від норми – група 2) і Zn, Mn, Cu (100% від норми – група 3)</i>				
1 (контроль)	175,3±10,1	–	100	–
2	104,9±12,9*	70,4	60	1,7
3	87,0±0,73*	88,3	49	2,0
<i>Дослід № 3, з використанням комплексонатів мікроелементів: група 2 – Mn (100% від норми), Zn (на 30% вище від норми); група 3 – Mn, Zn, Cu (100% від норми)</i>				
1 (контроль)	196,3±7,8	–	100	–
2	110,0±14,9	86,3	56	1,8
3	148,0±6,0	48,3	75	1,3
<i>Дослід № 4, з використанням комплексонатів міді, цинку та йоду (100% від норми)</i>				
1 (контроль)	205,3±33,5	–	100	–
2	103,6±24,7	101,7	49	1,9

висновок, що ефективним мікроелементом стосовно зниження питомої активності ^{137}Cs у молоці є цинк, введений у раціони корів у формі комплексонату, що проявляє синергізм до калію, який своєю чергою є антагоністом до ^{137}Cs .

Результати дослідів № 4, проведеного у 2011 р., засвідчили про значну питому активність ^{137}Cs у молоці корів 1-ї контрольної групи за їх випасання восени на пасовищі – 205,3 Бк/л, що вдвічі перевищує ДР-2006. Використання комплексонатів мікроелементів цинку і міді разом із йодом сприяло зниженню рівня забруднення радіоактивності молока на 101,7 Бк (49%), або в 1,9 раза. Наведені у таблиці дані щодо дослідів № 4 свідчать про позитивний вплив комплексонатів міді та цинку і введеного йоду на зниження питомої активності ^{137}Cs у молоці корів. На нашу думку, у цьому експерименті мідь та цинк проявили антагонізм до ^{137}Cs , механізм дії яких описано вище, а йод, сприяючи підви-

щенню молочної продуктивності корів, до ефекту розбавлення радіонукліда в молоці дослідних тварин.

ВИСНОВКИ

Нормування раціонів корів за такими мікроелементами, як мідь, марганець, цинк, кобальт у складі комплексонатів сприяло зниженню питомої активності ^{137}Cs у молоці тварин на 29%, або в 1,4 раза. Зменшення рівня радіоактивного забруднення молока корів удвічі було досягнуто завдяки введенню у раціони тварин цинку, марганцю та міді у формі комплексонатів; у 1,8 раза – внаслідок доведення комплексонату марганцю до норми та збагачення раціонів тварин цинком у межах 30% вище від норми. Введення у раціони дійних корів комплексонатів міді та цинку з додаванням йоду сприяло зменшенню питомої активності ^{137}Cs у молоці корів 2-ї дослідної групи порівняно з 1-ю (контрольною) на 49%, або в 1,9 раза. В подальшому нами будуть

проведені дослідження із вивчення впливу комплексонатів мікроелементів на пере- хід трансуранових елементів із раціону у молоко корів.

ЛІТЕРАТУРА

1. Ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи, у віддалений період / Методичні рекомендації; за заг. ред. акад. УААН Б.С. Прістера. — К.: Атіка-Н, 2007. — 196 с.
2. Сельскохозяйственная радиоэкология / Р.М. Алексахин, А.В. Васильев, В.Г. Дикарев и др. — М.: Экология, 1991. — 384 с.
3. Гудков І.М. Сільськогосподарська радіобіологія: посібник / І.М. Гудков, М.М. Віннічук. — Житомир, 2003. — 461 с.
4. Ведення сільськогосподарського виробництва в умовах радіоактивного забруднення території України внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС на період 1999–2002 рр. / Методичні рекомендації; за ред. Б.С. Прістера, В.О. Кашпарова. — К., 1998. — 103 с.
5. Звіт про науково-дослідну роботу: «Вивчити механізми взаємодії стронцію-90 та цезію-137 і мікроелементів з метою розробки прийомів мінімізації надходження цих радіонуклідів у кормові рослини і організм сільськогосподарських тварин» / І.М. Гудков та ін. — 2004. — 117 с.
6. Аненков Б.Н. Основы сельскохозяйственной радиологии / Б.Н. Аненков, Е.В. Юденцева. — М.: Агропромиздат, 1991. — 287 с.
7. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у харчових продуктах та питній воді: ДР-2006. — [Чинний від 2006-07-17]. — К.: Держстандарт України, 2006. — 45 с. — (Національні стандарти України).

REFERENCES

1. Prister B.S. (2007). *Vedennya sil's'kohospodars'koho vyrobnytstva na terytoriyakh, zabrudnennykh vnaslidok Chornobyl's'koyi katastrofy, u viddalenyi period. Metodychni rekomendatsiyi* [Agricultural production in areas contaminated by the Chernobyl disaster in the remote period. Guidelines]. Kyiv: Atika-N Publ., 196 p. (in Ukrainian).
2. Aleksakhyn R.M., Vasylyev A.V., Dykarev V.H. (1991). *Sel'skokhozyaystvennaya radyoekologiya* [Agricultural radioecology]. Moskva: Ekologiya Publ., 384 p. (in Russian).
3. Hudkov I.M. Vinnichuk M.M. (2003). *Sil's'kohospodars'ka radiobiologiya* [Used radiobiology]. Zhytomyr, 461 p. (in Ukrainian).
4. Prister B.S., Kashparov V.O. (1998). *Vedennya sil's'kohospodars'koho vyrobnytstva v umovakh radioaktyvnoho zabrudnennya terytoriyi Ukrayiny vnaslidok avariyi na Chornobyl's'kiy AES na period 1999–2002 rr. Metodychni rekomendatsiyi* [Of agricultural production in the radioactive contamination in Ukraine as a result of the Chernobyl accident for the period 1999–2002. Guidelines]. Kyiv, 103 p. (in Ukrainian).
5. Hudkov I.M. (2004). *Zvit pro naukovo-doslidnu robotu: «Vychyty mekhanizmy vzayemodiyi strontsiyu-90 ta tseziyu-137 i mikroelementiv z metoyu rozrobky pryymiv minimizatsiyi nadkhodzhennya tsykh radionuklidiv u kormovi rosliny i orhanizm sil's'kohospodars'kykh tvaryn»* [The report on the research work: «Study the mechanisms of interaction of strontium-90 and cesium-137 and trace elements to develop methods to minimize flow of radionuclides in feed plants and livestock body»]. 117 p. (in Ukrainian).
6. Anenkov B.N., Yudentseva E.V. (1991). *Osnovy sel'skokhozyaystvennoy radyologiyi* [Fundamentals of Agricultural Radiology]. Moskva: Ahropromyzdat Publ., 287 p. (in Russian).
7. *Dopustymi rivni vmistu radionuklidiv ^{137}Cs ta ^{90}Sr u kharchovykh produktakh ta pytniy vodi, DR-2006 (2006)*. [Acceptable levels of radionuclide ^{137}Cs and ^{90}Sr in food and drinking water, DR-2006.]. Kyiv, p. 19 (in Ukrainian).

ЗАБРУДНЕННЯ МОЛОКА КОРІВ ^{137}Cs ЗАЛЕЖНО ВІД ЯКОСТІ ТА ПРОПОЗИЦІЇ ПАСОВИЩНОГО КОРМУ

В.В. Борщенко, В.П. Славов

Житомирський національний агроекологічний університет

Наведено результати досліджень щодо надходження ^{137}Cs у молоко корів упродовж літнього пасовищного сезону на двох пасовищах Народицького р-ну Житомирської обл. Дослідженнями встановлено, що переважно внаслідок зниження якості і пропозиції пасовищного корму питома активність ^{137}Cs у молоці знижується, хоча цей факт є менш очевидним щодо продукції, отриманої від ВРХ, що випасалася на стаціонарах з важким гранулометричним складом ґрунтів. Для інтерпретації результатів досліджень доцільно використовувати такий методичний підхід, що зможе забезпечити врахування показників якості та пропозиції пасовищного корму.

Ключові слова: пасовища, ^{137}Cs , молоко корів, оцінка умов живлення, якість пасовищного корму, пропозиція пасовищного корму, корови молочного напрямку продуктивності.

У процесі виробництва продукції тваринництва на забруднених радіонуклідами територіях часто виникають труднощі щодо інтерпретації отриманих на пасовищах результатів радіоекологічних досліджень. Це, насамперед, обумовлено тим, що на пасовищах важко оцінити реальну кількість спожитого корму тваринами, а відповідно і надходження радіонуклідів. Ці труднощі зумовлено низкою добре відомих чинників, зокрема: змінами продуктивності пасовищ, ботанічного складу травостою, внеску частинок ґрунту у надходження радіонуклідів у організм тварин, а також відсутністю реальних методичних підходів, що зможуть забезпечити належне оцінювання радіологічних наслідків випасу тварин на пасовищі.

Зважаючи на це, нами пропонуються конкретні методичні підходи до 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.

Традиційно за використання пасовищ акцентують увагу на якісних показниках травостою і майже не зважають на показники пропозиції пасовищного корму. Якість

травостою безпосередньо визначають за його поживністю, а опосередковано — за висотою, віком (або фазою дозрівання), кількістю бобових видів у його складі.

Пропозиція корму є також важливим чинником, що впливає на споживання його пасовищної складової тваринами. Визначається кількістю пасовищного корму, що використовується для годування тварин упродовж доби відносно їх добової потреби у цьому кормі. Як правило, у разі високої пропозиції корму частка пропонованого пасовищного корму вдвічі перевищує потребу тварин за належної висоти травостою. Це стимулює селективне або вибіркоче споживання корму, збільшує обсяги його споживання та продуктивність тварин. За незадовільної висоти травостою та за умови, коли кількість пропонованого пасовищного корму менш ніж у 1,5 раза перевищує потребу у ньому, говорять про низьку пропозицію корму [Burstedt, 1983; Caird, 1986; Clark, 1980]. За результатами більшості проведених на пасовищах експериментів встановлено, що збільшення пропозиції пасовищного корму сприяє збільшенню його споживання та продуктивності тварин [1–3].

Показники якості та пропозиції пасовищного корму доволі просто визначати в польових умовах за продуктивними показниками травостою, розробленими нами під

час досліджень [4]. Але особливий інтерес становлять дослідження радіологічних наслідків випасу корів за різної якості та пропозиції пасовищного корму.

Мета роботи — аналіз та інтерпретація результатів досліджень щодо надходження ¹³⁷Cs у молоко корів за їх пасовищного утримання з урахуванням показників якості та пропозиції пасовищного корму.

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Дослідження проводили в умовах стаціонарів 1 та 2, розміщених на території с. Христинівки Народицького р-ну Житомирської обл. під час літнього пасовищного періоду 1996 р.

Стаціонари 1 та 2 — це заплавні пасовища в долині р. Уж. Рельєф місцевості — рівнинний. Ґрунти на обох стаціонарах — дерново-глейові, суглинкові (табл. 1).

Пасовища використовуються для випасу тварин. Урожайність зеленої маси — 70–170 ц/га, сухої речовини — 20–50 ц/га.

У складі травостою пасовищ переважають такі злакові види: 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 частку травостою становлять 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.).

Різотрав'я у травостої має такий видовий склад: кульбаба звичайна (*Taraxacum officinale* Web. Ex Wigg) — 2–17%, кмин звичайний (*Carum carve* L.) — 2–12, деревій звичайний (*Achillea millefolium* L.) — 2–10, перстач гусячий (*Potentilla anserina* L.) — 1–6%. Незначну частку травостою становлять такі види: 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.).

Основним видом свійських тварин, що утримуються у власних підсобних господарствах, є корови молочного напрямку продуктивності.

Під час досліджень дві групи корів приватного сектора у кількості 4 голів у кожній випасали на території стаціонарів упродовж пасовищного періоду. Умови випасу корів оцінювали за розробленою нами методикою [4].

Середні проби молока відбирали впродовж трьох днів у різні періоди пасовищного сезону та заморожували на криофільному обладнанні для подальших спектрометричних досліджень у Шведському аграрному університеті (м. Упсала). Спектрометричний аналіз зразків ґрунту та пасовищної трави також проводили у вказаному науково-дослідному центрі.

РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Результати досліджень свідчать, що питома активність ¹³⁷Cs у травостоях

Таблиця 1

Характеристика стаціонарів

№ стаціонару	Розташування стаціонару	Тип пасовища	Тип та гранулометричний склад ґрунту	Щільність забруднення ґрунту ¹³⁷ Cs, кБк/м ²
1	с. Христинівка	Центральна заплава	Дерново-глейовий, суглинковий автоморфний	1706
2	с. Христинівка	Притерасна заплава	Дерново-глейовий, суглинковий гідоморфний	350

обох стаціонарів була майже однаковою, хоча щільність забруднення ґрунту радіонуклідом була значно вищою на площі стаціонару 1 (табл. 1). Стаціонари також відрізнялися між собою коефіцієнтами переходу ^{137}Cs у травостій (табл. 2). Вказані відмінності надали можливість оцінювати внесок ^{137}Cs ґрунтового походження у забруднення молока корів.

Результати оцінювання умов випасу корів на пасовищах свідчать, що оптимальні умови живлення корів, а відповідно і споживання пасовищного корму, спостерігалося наприкінці травня (табл. 3). У червні внаслідок перезрівання травостою умови живлення тварин дещо погіршувалися, що зумовлено нижчими показниками споживання.

Умовами найнижчої якості випасу характеризувалися травостої липня та серпня. Ці травостої були низькопродуктивними і тому найменшою мірою забезпечували потреби тварин у пасовищному кормі. Крім того, липневі та серпневі травостої внаслідок зниження висоти рослин, на нашу думку, спричиняють посилене споживання тваринами ґрунтових частинок, забруднених ^{137}Cs , а тому збільшують ймовірність забруднення радіонуклідом молока корів.

Результати досліджень забруднення молока корів, які випасалися в умовах різної якості та пропозиції пасовищного корму на

стаціонарі 1 та 2, свідчать, що за поліпшення умов живлення тварин концентрація ^{137}Cs у молоці збільшується, що особливо спостерігається в умовах стаціонару 2. Поряд із тим в умовах стаціонару 1 ця тенденція є менш очевидною, що, на нашу думку, обумовлено впливом ^{137}Cs ґрунтового походження на надходження радіонукліда в організм корів (стаціонар 1 характеризується максимальним рівнем забруднення ґрунту ^{137}Cs – 1706 кБк/м²).

Аналіз літературних джерел свідчить, що завдяки збільшенню навантаження тварин на пасовищі можливе зниження рівня забруднення продукції тваринництва ^{137}Cs у віддалений період після радіоактивних випадів [5]. Натомість, збільшення навантаження тварин на пасовищі відразу після радіоактивних випадів спричиняє зворотний ефект – зростання забруднення продукції тваринництва цим радіонуклідом.

Як свідчать результати досліджень [8; 9], в умовах надлишку корму на пасовищі тварини спроможні більш селективно, або вибірково, споживати найбільш поживні види та частини рослин, щоб досягти максимальних рівнів споживання сухої та перетравної речовини. Зі зменшенням кількості доступного корму тварини змушені споживати менш якісні в кормовому розумінні рослини, від яких вони відмовлялися раніше.

Таблиця 2

Концентрація ^{137}Cs та коефіцієнти переходу радіонукліда у травостій залежно від умов дослідних стаціонарів

Період проведення укусу	Стаціонар 1		Стаціонар 2	
	Питома активність ^{137}Cs травостою, Бк/кг	КП* ^{137}Cs у травостій, м ² /кг × 10 ⁻³	Питома активність ^{137}Cs травостою, Бк/кг	КП ^{137}Cs у травостій, м ² /кг × 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

Примітка: *КП – коефіцієнт переходу; ** – різниця між стаціонарами достовірна з імовірністю не менше 0,99, при P<0,01.

Таблиця 3

Питома активність ¹³⁷Cs у молоці корів залежно від якості та пропозиції пасовищного корму в умовах стаціонарів 1 та 2, Бк/кг

Показники	Умови випасу корів у різні періоди пасовищного сезону на стаціонарах 1 та 2			
	Період			
	<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 с.р. (сухої речовини)/га	12–20	20–25	<7	<5
Висота травостою, см	15–25	30–35	<7	<5
Частка бобових у травостой, %	>20	10–20	10–20	10–20
<i>Питома активність ¹³⁷Cs у молоці дослідних корів (1–4), стаціонар 1</i>				
1	53	69	111	103
2	37	62	15	34
3	12	30	16	12
4	141	76	203	35
<i>M±m</i>	61±28	59±	86±	46±
		10	45	20
<i>Питома активність ¹³⁷Cs у молоці дослідних корів (1–4), стаціонар 2</i>				
1	30	15	5	4
2	63	16	6	5
3	89	12	10	17
4		14	9	12
<i>M±m</i>	61±17	14±1	8±1	10±3

Примітка: * — результати вважали статистично достовірними при P<0,05.

За низьких рівнів навантаження тварин на пасовищі спостерігається доволі нерівномірне використання травостою: деякі ділянки пасовища використовуються доволі інтенсивно, і на них майже відсутній травостій, тоді як на інших ділянках трава встигає відрости та дозріти. Крім того, травостій споживається на значній висоті від землі — 6–10 см. Натомість, із зростанням навантаження тварин висота використання знижується — приблизно до 2 см від землі, що зумовлює погіршен-

ня якості раціону внаслідок споживання минулорічних залишків невикористаної трави (дернини). Отже, збільшення навантаження тварин на пасовищі спричиняє, з одного боку, погіршення якості та споживання пасовищного корму тваринами і, можливо, збільшення споживання радіонуклідів у складі ґрунтових частинок; з іншого, — біологічна доступність радіонуклідів буде низькою, а тому і їх надходження в продукцію тваринництва також зменшиться.

ВИСНОВКИ

Оцінка умов живлення корів за постійного випасу на різних типах природних пасовищ та радіоекологічних наслідків їх використання повинна здійснюватися крізь призму особливостей кормової поведінки тварин, продуктивних і радіологічних характеристик травостою, а також якості та пропозиції пасовищного корму.

Більшість технологічних заходів на пасовищі, що спрямовані на поліпшення умов живлення тварин, поліпшення споживання пасовищної трави, а саме, поліпшення якості та пропозиції пасовищного корму, збільшення висоти кормових залишків після випасу

тварин можуть спричинити підвищення забруднення їх продукції радіонуклідами.

Рівень впливу ґрунтових частинок на забруднення продукції тваринництва є доволі високим на стаціонарах, що характеризуються важким гранулометричним складом (суглинки) та невисокими значеннями коефіцієнтів переходу ^{137}Cs у ланцюзі «ґрунт — рослина».

Використання запропонованих методичних підходів буде доцільним для інтерпретації результатів радіологічних досліджень та прогнозування забруднення молока корів радіонуклідами за пасовищного утримання.

ЛІТЕРАТУРА

1. *Burstedt E.* The effect of summer feedind systems on the performance of spring-calving dairy cows. II. Effect of cyclical variation in herbage allowance / E. Burstedt // *Acta Agr. Scand.* — 1983. — Vol. 17. — P. 122–131.
2. *Caird L.* The prediction of voluntary intake of grazing dairy cows / L. Caird and W. Holmes // *J. Agric. Sci. (Camb.)*. — 1986. — Vol. 107. — P. 43–54.
3. *Clark J.H.* Some aspects of feeding high producing dairy cows. / J.H. Clark & C.L. Davis // *J. Dairy Sci.* — 1980. — Vol. 63. — P. 873–885.
4. *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, 1993. — P. 249–260.
5. *Борщенко В.В.* Критерії та методичні підходи щодо оцінки умов живлення корів на пасовищі / В.В. Борщенко // *Науковий вісник НУБіП*. — 2015. — Вип. 205. — С. 34–41. — (Серія: Технологія виробництва і переробки продукції тваринництва).
6. *Salt C.A.* Effects of season, grazing intensity and diet composition on the radiocaesium intake by sheep on re-seeded hill pasture / C.A. Salt and R.W. Mayes // *J. Appl. Ecol.*, 1992. — Vol. 29. — P. 378–387.
7. *Salt C.A.* Seasonal variation in radiocaesium uptake by reseeded hill pasture grazed at different intensities by sheep. / C.A. Salt and R.W. Mayes // *J. Appl. Ecol.*, 1991. — Vol. 28. — P. 947–962.
8. *Paladines O.* Feed evaluation systems for the tropics of Latin America. In: W.J. Pigden, C.C. Balch and M. Graham (Ed.). *Standardization of Analytical Methods for Feeds*. Proc. Workshop held in Ottawa Canada. IDRC, 1997. — 134. — P. 36–37.
9. *Zemmelink G.* Effect of selective consumption on voluntary intake and digestibility of tropical forage: *Agricultural Research Reports 896* / G. Zemmelink. — Wageningen: Centre for Agricultural Publishing and Documentation, 1980. — 78 p.
10. *Романенко А.А.* Оценка и экологическое обоснование комплексных приемов коррекции поллютантов в системе «почва — растение — животное»: автореф. ... д-ра биол. наук по специальности 03.02.08 — экология. — Брянск, 2010. — 33 с.

REFERENCES

1. *Burstedt E.* (1983). The effect of summer feedind systems on the performance of spring-calving dairy cows. II. Effect of cyclical variation in herbage allowance. *Acta Agr. Scand.* Vol. 17, pp. 122–131. (*in English*).
2. *Caird L., Holmes W.* (1986). The prediction of voluntary intake of grazing dairy cows. *J. Agric. Sci. (Camb.)*. Vol. 107, pp. 43–54 (*in English*).
3. *Clark J.H., Davis C.L.* (1980). Some aspects of feeding high producing dairy cows. *J. Dairy Sci.* Vol. 63, pp. 873–885 (*in English*).
4. *Howard B.J.* (1993). Management methods of reducing radionuclide contamination of animal food products in semi-natural ecosystems. *The Science of the Total Environment*. Amsterdam, pp. 249–260 (*in English*).
5. *Borshchenko V.V.* (2015). *Kryterii ta metodychni pidkhody shchodo otsinky umov zhyvlyennia koriv na pasovyshchi* [Criteria and methodological approaches to assess the conditions of supply of cows in the pasture]. *Naukovyi visnyk Natsionalnoho Universytetu Bioresursiv i Pryrodokorystuvannia Ukrainy (Seria: Tekhnolohiia vyrobnytstva i pererobky produktii tvarynnytstva)* [Scientific bulletin of National Agricultural University of Ukraine]. Iss. 205, pp. 34–41 (*in Ukrainian*).

6. Salt C.A., Mayes R.W. (1992). Effects of season, grazing intensity and diet composition on the radiocaesium intake by sheep on re-seeded hill pasture. *J. Appl. Ecol.*, vol. 29. pp. 378–387 (*in English*).
7. Salt C.A., Mayes R.W. (1991). Seasonal variation in radiocaesium uptake by reseeded hill pasture grazed at different intensities by sheep. *J. Appl. Ecol.*, vol. 28, pp. 947–962 (*in English*).
8. Paladines O. (1997). Feed evaluation systems for the tropics of Latin America. In: W.J. Pigden, C.C. Balch and M. Graham (Ed.). *Standardization of Analytical Methods for Feeds. Proc. Workshop held in Ottawa Canada. IDRC.*, vol. 134, pp. 36–37 (*in English*).
9. Zemelink G. (1980). Effect of selective consumption on voluntary intake and digestibility of tropical forage. *Agricultural Research Reports 896*. Centre for Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen, 78 p. (*in English*).
10. Romanenko A.A. (2010). *Otsenka i ekologicheskoe obosnovanie kompleksnykh priemov korrektsii pollyutantov v sisteme «pochva — rastenie — zhivotnoe»: avtoreferat dissertatsii na soiskanie uchenoy stepeni doktora biologicheskikh nauk, ekologiya* [Evaluation and ecological substantiation of complex methods of correction of pollutants in the system «soil — plant — animal»: Abstract of Doctor of Biological Sciences dissertation, Ecology, Bryansk State Agricultural Academy]. Bryansk, 33 p. (*in Russian*).

УДК 631.811:631.8

ВПЛИВ ОРГАНО-МІНЕРАЛЬНИХ ДОБРИВ НА МІГРАЦІЮ РАДІОНУКЛІДІВ У СІРИХ ЛІСОВИХ ҐРУНТАХ

М.Г. Василенко¹, А.П. Стадник², П.М. Душко¹

¹ Інститут агроєкології і природокористування НААН

² Білоцерківський національний аграрний університет

У польових і лабораторних дослідженнях на сірих лісових ґрунтах дослідного поля Інституту агроєкології і природокористування НААН упродовж восьми років (2004–2011) вивчали вплив нових вітчизняних органо-мінеральних добрив Віталіст, Оазис, Добродій на врожайність і якість зерна, а також в інших дослідженнях зменшення переходу радіонуклідів у продукцію різних сільськогосподарських культур, у т.ч. зерно кукурудзи. Встановлено, що застосування вказаних добрив сприяло збільшенню вмісту рухомих форм фосфору і калію в ґрунті навіть за підвищення врожайності, а також активізації біоти, зниженню фітотоксичності ґрунту. Доведено екологічну та економічну доцільність застосування нових органо-мінеральних добрив Віталіст, Оазис, Добродій.

Ключові слова: сірі лісові ґрунти, органо-мінеральні добрива, Віталіст, Оазис, Добродій, урожайність, кукурудза, якість, продукція.

Основною умовою одержання високих урожаїв сільськогосподарських культур належної якості є дотримання засад землеробства, особливо забезпечення оптимального живлення рослин, що неможливо без застосування добрив.

За останні 12 років внесення добрив та інших засобів хімізації різко скоротилося, що призвело до зниження родючості ґрунтів і врожайності сільськогосподарських культур.

Одним із сучасних напрямів збереження та підвищення продуктивності земель є впровадження у сільськогосподарське виробництво енергозберігаючих технологій із використанням нових вітчизняних добрив.

Мета роботи — вивчення та агроєкологічне обґрунтування щодо застосування нових вітчизняних добрив, створених в Україні на основі вітчизняної сировини.

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Для досліджень були вибрані такі органо-мінеральні добрива:

© М.Г. Василенко, А.П. Стадник, П.М. Душко, 2016

Віталіст — нове рідке органо-мінеральне добриво, до складу якого входить 3,4% амонійного азоту, 6,5 — фосфору, 7,9 — калію, 0,53 — міді, 0,36 — бору, 0,12% молібдену. Крім того, до його складу входять гумінові та фульвокислоти, біологічно активні речовини з антистресовою активністю для рослин;

Оазис — рідке світло-коричневого кольору добриво з об'ємною масою 1,46 г/см². До його складу входять такі мікроелементи: азот — 20,6% (у т.ч. нітратний — 0,6, амідний — 20,0), окис калію — 4,5, мікроелементи: сірка — не менше 0,1, бор — 0–0,071, кобальт — 0,006–0,0084, мідь — 0,014–0,20, цинк — 0,026–0,091, залізо — 0,08, марганець — 0–0,079, молібден — 0–0,018, магній — 2,0% [1];

Добродій — нове композиційне, високо-ефективне, багатофункціональне добриво, до складу якого входять: азот нітратний — 1,1%, азот амідний — 21,1, окис калію — 3,8%, мікроелементи: сірка — 0,16 мг/кг, магній — 1,8–2,2, бор — 0,0225–0,0250, мідь — 0,125–0,150, цинк — 0,075–0,100, молібден — 0,00050–0,00075 мг/кг [1].

Як стандарт у дослідях було обрано Гумісол — водна витяжка із біогумусу.

За даними агроекологічних аналізів ґрунти перед закладкою дослідів мали таку агрохімічну характеристику: вміст гумусу становив 1,18%, гідролізованого азоту за Корнфільдом — 70–75 мг/кг, рухомого фосфору — 150–160, рухомого калію — 100–110 мг/кг, рН_{KCl} — 5,0, гідролітична кислотність — 2,4, обмінні основи (мг/кг): Са — 7,0, Mg — 1,0; мікроелементи (мг/кг): Mn — 17, Cu — 4,4, Zn — 6,9, важкі метали (мг/кг): Cd — 0,1, Pb — 1,7, тобто забезпеченість ґрунту поживними речовинами була низькою.

До переліку досліджених робіт входило: проведення польових і лабораторних досліджень щодо агроекологічних особливостей впливу органо-мінеральних добрив на сірі лісові ґрунти Лісостепу України.

Перед закладкою дослідів, за основного обробітку ґрунту, під кукурудзу (гібрид 1-го покоління Говерла Інституту землеробства НААН) [2] з осені було внесено

P₉₀K₁₂₀ кг/га у д.р. — гранульованого суперфосфату і хлористого калію. Весною під час передпосівної культивуації, з чотириразовим повторенням, внесли N₁₂₀ кг/га у д.р. — аміачної селітри; розмір облікової ділянки становив 25–100 м².

Аналітичні роботи проводили згідно із загальноприйнятими методиками і ГОСТ.

РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

На відміну від традиційних мінеральних добрив, значна частина яких після внесення зв'язується у ґрунті, в органо-мінеральних добривах (ОМД) макро- і мікроелементи перебувають у фізіологічно-активній формі, повністю засвоюються у разі нанесення на насіння та за позакореневого підживлення, що дає змогу за невеликих доз забезпечувати істотне посилення росту і розвитку посівів.

Результати досліджень застосування ОМД на посівах кукурудзи наведено в табл. 1.

Агроекологічні та агрохімічні показники ґрунту під час збирання врожаю наведено в табл. 2.

Реакція ґрунтового розчину та гідролітична кислотність. Визначення рН сірого лісового ґрунту засвідчило, що ґрунт має кислу реакцію. За оброблення насіння ОМД у шарі ґрунту 0–20 см змін рН ґрунту і гідролітичної кислотності (Нг) не спостерігалось (табл. 2).

За обприскування посівів ОМД у дозі 20 л/га у шарі ґрунту 0–20 см реакція рН була вищою від контролю на 0,2 одиниці, а порівняно зі стандартним варіантом, мала однакові показники на рівні контролю. Гідролітична кислотність ґрунту за використання Віталісту знизилась порівняно з контролем на 0,1 одиниці. У варіантах з застосуванням Оазису (20 л/га) гідролітична кислотність ґрунту знизилась на 0,5 мг-екв/100 г ґрунту.

Вплив ОМД на обмінні основи та катіонно-обмінну спроможність ґрунту. Унаслідок обробки насіння Віталістом уміст обмінних основ — Са⁺² зріс порівняно з контролем на 2,7 мг-екв/100 г ґрунту, Mg⁺² — на 0,1, сума увібраних основ — на 2,8

Таблиця 1

Урожайність та якість зерна кукурудзи залежно від застосування доз ОМД (сірий лісовий ґрунт, середнє за 2004–2011 рр.)

Варіанти	Органо-мінеральні добрива					
	Віталіст		Оазис		Добродій	
	урожайність, т/га	вміст білка, %	урожайність, т/га	вміст білка, %	урожайність, т/га	вміст білка, %
Контроль (вода)	6,71	6,87	7,56	9,0	6,30	7,90
Гумісол (стандарт), 12 л/га	7,62	7,24	8,32	0,16	7,92	8,83
Органо-мінеральне добриво, 1 доза	7,88	7,30	8,61	0,30	7,13	9,12
Органо-мінеральне добриво, 2 дози	8,28	7,33	10,29	9,45	8,12	9,54
Органо-мінеральне добриво, 3 дози	8,48	7,74	9,59	9,80	8,69	9,66
НІР ₀₅	0,18		0,99		0,36	

Таблиця 2

Залежність агрохімічних показників сірого лісового ґрунту під кукурудзою на зерно від застосування ОМД (середнє за 2004–2011 рр.)

Варіанти	Нг	рН	Обмінні основи, мг-екв/100 г ґрунту		Вміст гумусу, %	Гідролізований азот, мг/кг	Рухомий фосфор, мг/кг	Рухомий калій, мг/кг
			Ca	Mg				
<i>За оброблення насіння: шар ґрунту – 0–20 см</i>								
Контроль (вода)	2,5	4,8	7,0	1,0	1,18	73,9	158	100
Гумісол, 12 л/т (стандарт)	2,4	5,0	8,7	0,9	1,19	–	169	110
Віталіст, 20 л/т	2,4	5,0	9,7	1,1	1,21	73,7	202	127
Оазис, 20 л/т	2,4	5,0	9,4	1,5	1,20	74,3	203	126
Добродій, 20 л/т	2,4	5,0	8,7	1,1	1,21	74,3	202	126
НІР ₀₅	0,21	0,40	0,78	0,09	0,11	6,08	14,74	9,80
<i>За обприскування посівів: шар ґрунту – 0–20 см</i>								
Контроль, (вода)	2,6	4,8	6,96	0,59	1,18	72,4	145	94
Гумісол, 12 л/га (стандарт)	2,5	5,0	7,15	0,74	1,21	74,2	171	194
Віталіст, 20 л/га	2,4	5,0			1,21	69,2	190	153
Оазис, 0 л/га	2,1	5,0			1,20	73,1	191	155
НІР ₀₅	0,22	0,42	0,63	0,07	0,11	5,99	14,33	13,79

мг-екв/100 г ґрунту; за застосування Оазису — відповідно на 2,4, 0,5 та 2,9 мг. Обмінні основи Ca^{+2} і Mg^{+2} за використання Віталісту у дозі 20 л/т зросли на 1,0 та 0,2 мг-екв/100 г ґрунту порівняно із застосуванням Гумісолу (стандарт); Оазису — на 0,7 і 0,6 мг-екв/100 г ґрунту відповідно. Сума увібраних основ за оброблення ОМД зростає так (мг-екв/100 г ґрунту): Віталіст — на 1,2, Добродій — на 0,2, Оазис — на 1,3 порівняно із стандартом (табл. 2).

Отже, застосування ОМД Віталіст, Оазис та Добродій у дозах 20 л/т на сірих лісових ґрунтах позитивно вплинуло на вміст обмінних основ Ca^{+2} і Mg^{+2} , а також на суму увібраних основ порівняно з контролем та стандартом. Пояснюється це можливим позитивним ефектом мікробіологічних процесів у ризосфері рослин завдяки зростанню загальної біомаси мікроорганізмів у ґрунті, що сприяє перетворенню важкодоступних сполук у рухомі форми. Ймовірно, проявляється позитивний вплив попередника (пшениці озимої), що сприяло збагаченню ґрунту поживними рештками та їхній активній мінералізації.

Вплив ОМД на вміст гумусу у ґрунті. У ґрунті дослідної ділянки в середньому за роки досліджень за оброблення насіння ОМД помітного збільшення вмісту гумусу у ґрунті не спостерігалось.

Вплив ОМД на поживний режим ґрунту. Азотний режим. Під час оцінювання впливу ОМД на вміст органічних сполук гідролізованого азоту у ґрунті (у кількісному співвідношенні) виявилось, що у всіх варіантах дослідів він був майже на одному рівні (табл. 2). Унаслідок застосування ОМД як за обробки насіння, так і за обприскування посівів вміст гідролізованого азоту у деяких варіантах дослідів незначно зростає.

Рухомі сполуки фосфору. Внаслідок застосування ОМД вміст рухомого фосфору змінювався. Так, кількісний вміст рухомих фосфатів варіював у межах 158–203 мг/кг за оброблення насіння рослин ОМД Віталіст, Оазис і Добродій та у межах 145–191 мг/кг за обприскування посівів. За роки проведення досліджень у шарі ґрун-

ту 0–20 см вміст рухомого фосфору за обприскування посівів збільшився на 26–46 мг/кг порівняно з контролем і на 19–20 мг/кг — зі стандартом. Унаслідок обробки Гумісолу вміст рухомого фосфору підвищувався на 11–26 мг/кг ґрунту, Оазисом — на 45–46 мг/кг порівняно з контролем. Отже, ОМД позитивно впливали на вміст рухомого фосфору у ґрунті та сприяли перетворенню важкорозчинних форм фосфору у рухомі.

Рухомий калій. Вміст рухомого калію у ґрунті за різних способів застосування ОМД перевищував контроль. Так, збільшення рухомого калію за застосування Віталісту становило 27–59 мг/кг ґрунту порівняно з контролем. За позакореневого обприскування Оазисом рівень обмінного калію збільшувався на 26 мг/кг порівняно з контролем та на 16 мг/кг — зі стандартом. За позакореневого обприскування посівів Віталістом вміст обмінного калію у шарі ґрунту 0–20 см підвищився на 59 мг/кг, Оазисом — на 61 мг/кг порівняно з контролем. За застосування Гумісолу вміст рухомого калію в проведених дослідженнях на сірому лісовому ґрунті підвищився на 10–100 мг/кг ґрунту. Отже, ОМД Віталіст, Оазис та Добродій позитивно впливали на підвищення вмісту обмінного калію у ґрунті та сприяли переходу необмінних форм у обмінні.

Вплив ОМД на вміст мікроелементів у ґрунті. Зміна агрохімічних властивостей ґрунту внаслідок тривалого застосування добрив впливає на рухомість, трансформацію і біогенну міграцію мікроелементів. За нестачі мікроелементів у ґрунті ефективність добрив знижується на 10–12%, і навіть більше. Вміст мікроелементів у 0–20 см шарі сірого лісового ґрунту за оброблення насіння ОМД у роки проведення досліджень був вищим порівняно з контролем. Вміст мікроелементів на контролі (без оброблення) та за позакореневого обприскування посівів ОМД становив (мг/кг): марганцю (Mn) — 18 та 20, міді (Cu) — 4,0 та 4,4, цинку (Zn) — 6,9 та 6,9 відповідно.

За оброблення насіння Віталістом у шарі ґрунту 0–20 см вміст Mn підвищився

на 2 мг/кг порівняно зі стандартом; уміст Cu був на однаковому рівні з контролем і вищим на 1 мг/кг порівняно зі стандартом; уміст Zn підвищився на 0,4 мг/кг порівняно з контролем та стандартом. За оброблення насіння Оазисом уміст Mn був на рівні контролю та вищим на 1 мг/кг ґрунту порівняно зі стандартом. За вмістом Cu — зріс на 0,1 мг/кг ґрунту порівняно із контролем та на 1,1 мг/кг — із стандартом, а за вмістом Zn, навпаки, зменшився на 0,4 мг/кг відповідно.

Отже, внаслідок застосування ОМД уміст мікроелементів у ґрунті підвищується незначно чи не змінюється взагалі порівняно з контролем.

Вплив ОМД на вміст важких металів у ґрунті. За роки проведення досліджень вміст важких металів на дослідних ділянках поля у разі застосування ОМД був на рівні контролю та стандарту та становив (мг/кг): за Cd — 0,1 та Pb — 1,7 у верхньому шарі ґрунту. У всіх дослідних варіантах не було перевищення ГДК у ґрунті,

що свідчить про екологічну безпечність їх використання (табл. 3).

За результатами досліджень також встановлено, що на дерново-підзолистому ґрунті Полісся і чорноземах опідзолених правобережної частини Лісостепу Київської обл. з рівнем забруднення ^{137}Cs — 5–10 Кі/км² і ^{90}Sr 1,5 Кі/км² завдяки застосуванню 40 т/га гною і мінеральних добрив N₆₀P₆₀K₆₀ спостерігається зниження вмісту ^{137}Cs у картоплі сорту Луговська на 0,4 Бк/кг, а підвищення норми калійних добрив з 90 до 120 кг/га + 40 т/га гною знижує вміст радіонукліда відповідно на 0,60 Бк/га.

На дерново-підзолистому ґрунті з рівнем забруднення ^{137}Cs 5–10 Кі/км² у середньому за три роки досліджень вміст радіонукліда в однорічних травах та картоплі завдяки агрохімічним заходам значно знижується. Так, за вирощування однорічних трав на фоні мінеральних добрив уміст ^{137}Cs знизився у 2–3 рази порівняно з абсолютним контролем. Коефіцієнт накопичення (КН) становить 0,34, що на 0,69

Таблиця 3

Вміст мікроелементів і важких металів у ґрунті під посівами пшениці ярої за застосування ОМД (сірі лісові ґрунти, середнє за 2006–2009 рр.)

Варіанти	Вміст мікроелементів, мг/кг			Вміст важких металів, мг/кг	
	Mn	Cu	Zn	Cd	Pb
<i>За оброблення насіння: шар ґрунту 0–20 см</i>					
Контроль (вода)	18	4,0	6,9	0,1	1,7
Емістим, 10 мл/т	18	3,9	7,1	0,1	1,7
Гумісол, 12 л/т (стандарт)	17	3,0	6,9	0,1	1,7
Віталіст, 20 л/т	20	4,0	7,3	0,1	1,7
Оазис, 20 л/т	18	4,1	6,5	0,1	1,7
НІР ₀₅	1,67	0,31	0,58	0,01	0,02
<i>За позакореневого підживлення посівів: шар ґрунту 0–20 см</i>					
Контроль (вода)	20	4,4	6,9	0,1	1,7
Емістим, 10 мл/га	19	3,9	7,1	0,1	1,7
Гумісол, 12 л/га (стандарт)	20	3,6	6,9	0,1	1,7
Віталіст, 20 л/га	20	4,4	6,5	0,1	1,7
Оазис 20 л/га	19	3,5	6,3	0,1	1,7
НІР ₀₅	1,67	0,32	0,59	0,01	0,02

менше відповідно. Підвищення норми калійних добрив сприяло зниженню КН, натомість підвищення норми азотних добрив з 90 до 120 кг/га спричиняло збільшення ^{137}Cs у картоплі на 0,15 одиниць на суху речовину.

У інших дослідженнях на сірих лісових ґрунтах коефіцієнт переходу радіонуклідів у зерно сої внаслідок застосування ОМД мав такі показники: Екостим — 0,11–0,16, Гумісол — 0,15, Добродій 0,08–0,10 у солому сої відповідно — 0,46–0,59; 0,84; 0,80–0,83.

ВИСНОВКИ

Унаслідок застосування ОМД гідролітична кислотність ґрунту, вміст гумусу та важких металів були на рівні контролю, спостерігався позитивний вплив на вміст

обмінних основ Ca^{+2} і Mg^{+2} , підвищення вмісту рухомих форм фосфору і калію та перетворення їх важкорозчинних сполук у рухомі форми.

Застосування ОМД сприяло підвищенню врожайності зерна кукурудзи на 13,2–37,9%, умісту білка в зерні кукурудзи на 0,97–1,20% та якості продукції сільськогосподарських культур загалом. До того ж вміст рухомих форм фосфору і калію в ґрунті не знижувався за підвищення врожайності культур, і навіть дещо зростав. На практиці доведено екологічну та економічну доцільність застосування нових ОМД Віталіст, Оазис та Добродій.

Застосування ОМД зменшує коефіцієнт переходу радіонуклідів у продукцію сільськогосподарських культур.

ЛІТЕРАТУРА

1. Аграрний сектор економіки України (стан і перспективи розвитку): науково-виробниче видання [М.В. Присяжнюк, П.Т. Саблук, В.Я. Месель-Веселяк, М.М. Федоров]; за ред. П.Т. Саблука, В.Я. Месель-Веселяка, М.М. Федорова. — К.: ННЦ ІАЕ, 2011. — 1008 с.
2. Калинин Ф.Л. Биологически активные вещества в растениеводстве / Ф.Л. Калинин. — К.: Наукова думка, 1984. — 316 с.
3. Біологічно активні речовини в рослинництві / З.М. Грицаєнко, С.П. Пономаренко, В.П. Карієнко та ін. — К.: ЗАТ «Нічлава», 2008. — 345 с.
4. Пономаренко С.П. Регуляторы роста растений / С.П. Пономаренко. — К., 2003. — 312 с.
5. Василенко М.Г. Агроекологічне обґрунтування застосування нових вітчизняних добрив і регуляторів росту рослин в агроекосистемах Лісостепу і Полісся України: автореф. ... дис. д-ра с.-г. наук / М.Г. Василенко. — К., 2015. — 50 с.
6. Петриченко В.Ф. Рослинництво. Технології вирощування сільськогосподарських культур / В.Ф. Петриченко, В.В. Лихочвор. — Львів, 2014. — 1040 с.
7. Волкогон В.В. Значення регуляторів росту у формуванні активних азотфіксувальних симбіозів та асоціацій / В.В. Волкогон, В.П. Сальник // Физиология и биохимия культурных растений. — 2005. — Т. 37, № 3. — С. 187–197.
8. Толстоухов А.В. Екобезпечний розвиток: пошук стратегем / А.В. Толстоухов, М.І. Хилько. — К.: Знання України, 2007. — 332 с.
9. Довідник з агроекології та природокористування / за ред. акад. О.І. Фурдичка. — К., 2012. — 177 с.
10. Доспехов Б.А. Методика полевого опыта / Б.А. Доспехов. — М.: Агропромиздат, 1985. — 351 с.

REFERENCES

1. Prysiazhniuk M.V., Sabluk P.T., Mesel-Veseliak V.Ya., Fedorov M.M. (2011). *Ahrarnyi sektor ekonomiky Ukrainy (stan i perspektivy rozvytku): naukovyrovobnyche vydannia* [The agricultural sector of Ukraine (state and development prospects): Research and Production Edition]. Kyiv: NNTs IAE Publ., 1008 p. (in Ukrainian).
2. Kalinin F.L. (1984). *Biologicheski aktivnye veshchestva v rastenievodstve* [Biologically active substances in plant]. Kiev: Naukova dumka Publ., 316 p. (in Russian).
3. Hrytsaienko Z.M., Ponomarenko S.P., Karyienko V.P. (2008). *Biologichno aktyvni rehovyny v roslynnytstvi* [Biologically active substances in plant]. ZAT «Nychlava» Publ., 345 p. (in Ukrainian).
4. Ponomarenko S.P. (2003). *Regulatory rosta rasteniy* [Plant growth regulators]. Kiev, 312 p. (in Russian).
5. Vasylenko M.H. (2015). «Agroecological substantiation of application of new national fertilizers and plant growth regulators in agricultural ecosystems forest-steppe and Polesie Ukraine», Abstract of doctor of Agricultural Sciences dissertation, Institute of Agroecology and Environmental, Kyiv, Ukraine, 50 p. (in Ukrainian).

6. Petrychenko V.F., Lykhochvor V.V. (2014). *Roslynnytstvo. Tekhnolohii vyroshchuvannia silskohospodarskykh kultur* [Plant growing. Technology of growing crops]. Lviv, 1040 p. (in Ukrainian).
7. Volkohon V.V., Salnyk V.P. (2005). *Znachennia rehulatoriv rostu u formuvanni aktyvnykh azotfiksuvalnykh symbioziv ta asotsiatsii* [Value growth regulators in the formation of active azotfiksuvalnykh symbioses and associations]. [Physiology and biochemistry cultural plants]. Vol. 37, No. 3. pp. 187–197 (in Ukrainian).
8. Tolstoukhov A.V., Khylo M.I. (2007). *Ekobezpechnyi rozvytok: poshuk stratehem* [Ecosafety development: strategies]. Kyiv: Znannia Ukrainy Publ., 332 p. (in Ukrainian).
9. Furdychko O.I. (2012). *Dovidnyk z ahroekolohii ta pryrodokorystuvannia* [Handbook of Agroecology and Environmental Sciences]. Kyiv, 177 p. (in Ukrainian).
10. Dospekhov B.A. (1985). *Metodika polevogo opyta* [Methods of field experience]. Moscow: Agropromizdat Publ., 351 p. (in Russian).

УДК 574:630.16

THE APPLICATION OF MINERAL FERTILIZERS IN ORDER TO RESTORE FOREST ECOSYSTEMS CONTAMINATED WITH RADIONUCLIDE ¹³⁷Cs

M. Vinichuk¹, Y. Mandro¹, K. Rosén²

¹ Житомирський державний технологічний університет

² Шведський університет сільськогосподарських наук

Узагальнено результати трирічних досліджень щодо ефективності впливу разового внесення деревної золи як забрудненої, так і не забрудненої ¹³⁷Cs, а також за їх поєданого внесення з калійними добривами на зменшення переходу радіонукліда з ґрунту у молоді пагони та листя деяких видів дерев та дикорослих ягідних рослин лісових екосистем Полісся України. Продемонстровано, що разове внесення як забрудненої ¹³⁷Cs деревної золи, так і не забрудненої у поєднанні з калійними добривами (50:50 у відсотковому складі за калієм) з розрахунку 100 кг у д.р. калію на 1 га знижує перехід радіонукліда з ґрунту у досліджувані рослини, в середньому за три роки на 35 та 20% відповідно. Для деяких видів дикорослих ягідних рослин (молоді пагони та листя чорниці і брусниці), а також деревних порід (молоді пагони та листя горобини і дуба) коефіцієнти переходу ¹³⁷Cs на третій (2014) рік після внесення меліорантів знизились на 40–70% порівняно з рослинами контрольного варіанта.

Ключові слова: деревна зола, калійні добрива, лісові рослини, ґрунт.

The use of bio-energy derived from bio-fuels has increased in recent years, which means that the amount of ash, which has to be taken care of is also increasing. Among other elements ash contains available potassium (K), which can be used as a fertilizer in contaminated forest and prevent accumulation of cesium. Most of those ashes have such properties that they meet the quality requirements of Forest Agency set up in their recommendations for returning the ashes to the forest. Ash

could serve as a soil amendment in forest and also as a measure to reduce the uptake of ¹³⁷Cs in woodland plants, especially fungi. Ashes coming from energy crop biofuels i.e. agricultural energy crops, short-rotation woody crops grown on contaminated soils can be used on arable land with similar purposes.

Following the Chernobyl accident in 1986 large areas of Ukraine, including forest areas were contaminated by the fallout of radioactive cesium (¹³⁷Cs). Even today, nearly 30 years after the accident, the elevated levels of ¹³⁷Cs in soil and forest vegetation, espe-

cially in fungi can be found in these areas. Besides mushrooms and berries, also animals (for example moose, wild boar) that reside in these areas have elevated ^{137}Cs values. The transfer of radiocesium to non-farm products (e.g. edible fungi, game animals) is often much greater than that to agriculturally produced foodstuffs [1]. This means that people who consume their non-farm products may increase their internal radiation dose [2].

Bioashes and especially wood ashes often have a relatively high content of potassium: 3–6% of the dry matter content compared with other ashes [3]. Peat ashes generally have lower nutrient levels (e.g., K) than wood ashes. Fly ashes usually have higher K content than bottom ashes. Supply of mineral fertilizers that are high in potassium (e.g., KCl) to soil that has been contaminated with radioactive cesium, has been shown to reduce plant uptake of ^{137}Cs [4]. Ash recycling to forest and agricultural soils would thus also be used as a measure to reduce the uptake of ^{137}Cs in plants.

Biofuels from areas contaminated with radioactive cesium has also elevated ^{137}Cs values, which means that ash from the combustion of these biofuels also has high levels of ^{137}Cs . Ashes were considered to be contaminated when the levels of ^{137}Cs exceed 0.5 kBq/kg dry matter. The ashes that have concentrations of ^{137}Cs over 10 kBq/kg per dry weight cannot be spread in woodland [5].

In earlier studies dealing with how the application of wood ash affects the content of radioactive cesium in forest plants they have usually studied the effect of ash contaminated with radioactive ^{137}Cs on ^{137}Cs uptake in a specific plant [6] or in plants in drained peatlands [7] or on the mineral soil [8]. These studies showed that, in general, the concentration of ^{137}Cs in berries, mushrooms and tree parts generally did not increase or even decreased when grown on soils where contaminated ash was added. It can be plausibly explained that both potassium and cesium ions have similar properties. Thus, plants will take up less cesium ions if there is an excess of potassium ions.

Previous studies have also shown that potassium fertilization (usually KCl) can reduce

the absorption of radioactive Cs in plants, and therefore, potentially reduce the levels of ^{137}Cs in the animals that eat these plants [6]. The effects of potassium fertilization in forest on the concentration of ^{137}Cs in plants can be observed both in the short and long term. Below is a brief summary of the results from these studies.

Strandberg and Johansson showed that the application of K (10 kg/ha⁻¹) reduced the concentration of ^{134}Cs in shoots of heather in the short term (8 months) by approximately 49% [9]. Zibold et al., observed that 11 years after application of 2.5 tons of lime (containing about 5% K) to a ^{137}Cs contaminated spruce forest in southern Germany the uptake of ^{137}Cs in plants such as ferns (*Dryopteris carthusiana*) and blackberries (*Rubus fruticosus*) grown on fertilized plots was 2–5 times lower compared to control plots [10]. Both short and long term effects of K fertilization in pine forest were observed by Aro and Rantavaara in western Finland. In the Finnish study the concentration of ^{137}Cs in pine needles decreased significantly or noticeably during 1–21 years after the application of potassium fertilizers [11].

In a recent article, we have presented the results of both the short and long term effects of a single dose application of potassium (100 kg K ha⁻¹). Such investigation on the ^{137}Cs uptake by green aboveground parts of heather, lingonberry, blueberry and four fungal species was conducted in 1992. The uptake of ^{137}Cs in the plants and fungi 17 years after treatment was the significantly lower in the areas where potassium was applied compared with the uptake in control plots. In fruit bodies of mushrooms the concentration of ^{137}Cs was from 21 to 58% lower on the K-fertilized plots compared to control plots where the plants showed between 40 and 61% reduction. The reduction of ^{137}Cs uptake in tested plants and fungi was greatest in the first years after the treatment, but still was pronounced even 17 years after the treatment [4].

The aim of this study was to provide evidence that wood ash (both, ^{137}Cs -contaminated and uncontaminated) is a feasible solution to reduce plant uptake of radioactive

cesium in woodland areas affected by high radioactive fallout. Our hypothesis was that wood ashes have relatively high potassium content and there will be an excess of plant-available potassium ions when applied to the soil, which in turn will decrease plants uptake of cesium ions. Reducing effect of wood ashes on plant uptake of radioactive cesium where compared with effect of mineral fertilizers (KCl) and with untreated surfaces.

Particular attention was focused on the forest plants that serve as food for such wild animals as moose [12], deer and wild boar [13]. It is expected that results from this study will show how wood ash, combination of ash and potassium fertilizer, as well as ash characteristics including level of ^{137}Cs in cesium-contaminated ash, affect the short and long-term uptake of ^{137}Cs by experimental plants.

MATERIALS AND METHODS

The experiment was started in 2012 and it is still ongoing. It is expected that the maximum effect of single ash/fertilizers application will be seen after experiment is being conducted for several years. The experimental area is located in Bazar forestry, Zhytomyr region, Ukraine, about 70 km from Chernobyl NPP (51°5'35" N, 29°18'56" E). ^{137}Cs deposition in this area is between 177–355 kBq/m². The major soil type in the study area is soddy podzolic. The thickness of the organic horizon did not exceed 3–5 cm. Main chemical characteristics of studied soil to the depth of 0–15 cm are as follows: pH 4.25 ± 0.47 , Tot-C $2.96 \pm 1.93\%$, Tot-N $0.12 \pm 0.09\%$, C/N 24.76 ± 2.78 , K-AL 7.03 ± 6.36 mg/100g, Ca-AL 16.82 ± 19.22 mg/100g, K-HCl 15.63 ± 6.31 mg/100g, Ca-HCl 22.85 ± 21.70 mg/100g (mean \pm SD, n = 14).

Experimental plots were randomly designed within an area about 0.6 ha and individual plot area of 200 (20×10) m² was chosen to obtain sufficient sample material. Spreading of ashes and potassium fertilizers was done by hand. Before treatment, the ashes were analyzed for the pH level, the content of ^{137}Cs , K, Ca and P. Depending on the potassium content in ashes, the ash applica-

tion rate of 100 kg K ha⁻¹ was determined to ensure potassium supply with ashes. There were six treatments with four replicates: 1 – control, 2 – KCl, 3 – ash, 4 – ash (contam.), 5 – 50% ash + 50% KCl, 6 – 50% ash (contam.) + 50% KCl. ^{137}Cs activity concentration in contaminated ash (ash (contam.)) varied between 15700 – 18870 Bq/kg d.w. (dry weight), while uncontaminated ash had 46,0 Bq/kg d.w. Potassium content in both ashes was 3.1–3.4%.

The dominating trees were Scots pine (*Pinus sylvestris*) with some intermixed birch (*Betula pendula*). The stand was approximately 60–80 years old. There were also rowan (*Sorbus aucuparia*), oak (*Quercus*), buckthorn (*Rhamnus frangula*). The most common shrubs were blueberry (*Vaccinium myrtillus*), cowberry (*Vaccinium vitis-idaea*), and heather (*Calluna vulgaris*). Soil ground and bark surface of trees were partly covered by mosses and lichens.

Sampling of soil was performed before and after treatment by using a cylindrical steel core with a diameter of 57 mm and a length of the working section of 150 mm. For spectrometric measurements soil was air-dried to constant weight, milled and sieved through 2 mm sieve to produce homogeneous material. Young aboveground green parts of blueberry and cowberry as well as young shoots and leaves of available trees (rowan, birch etc.) were taken 3 times per year (in May, July and September) during 2012–2014 for gamma spectrometric measurements.

Measurements of ^{137}Cs activity concentration (Bq/kg dry weight) in samples of plants, berries and soil were performed by using HPGe detectors at Swedish University of Agricultural Sciences (Sweden) and by using NaI detector at Zhytomyr State Technological University (Ukraine). Results were decay-corrected to the date of sampling. Statistical treatment of data was performed using Windas and Minitab software package Minitab® 16.2.4. Aggregated transfer factor (T_{ag}) – coefficient of radiocesium transfer from soil to plant material was calculated as described in IAEA [14].

RESULTS AND DISCUSSION

There was relatively little rainfall in the first and second decade of July 2012, in July and August 2013 and in the second half of June 2014. More than double amount of rainfall was recorded in the second decade of May and first decade of June during all three years. Air temperature varied over the years of study, however generally followed the many years trend.

Blueberry. Single fertilization with potassium (KCl) fertilizers increased radionuclide transfer from soil to blueberry plants in first (2012) year after fertilizer application. Meanwhile, there was a clear decrease of ^{137}Cs TF (transfer factor) from soil to blueberry plants in following (2013 and 2014) years resulting in

about 2-fold decrease of TF in 2014 (table 1), when radionuclide transfer to experimental and control plants was similar. Following the tendency it can be expected that ^{137}Cs TF to blueberry will decrease with time. Combination of potassium fertilizers with wood ash resulted in lower ^{137}Cs TF to blueberry in all there growing seasons (2012–2014). The difference between ^{137}Cs TF for control blueberry plants and plant growing on fertilized plots increases with time. This tendency become even more pronounced in treatment with contaminated wood ash; ^{137}Cs TF in 2014 for plants fertilized with contaminated wood ash was about 30% lower compared to control plants. Application of uncontaminated ash did not show noticeable effect on

Table 1

Effect of forest soil fertilization with potassium fertilizer (KCl), contaminated wood ash (ash (contam.)), uncontaminated wood ash (ash) and their combination on ^{137}Cs TF from soil to forest plants and trees shoots in third (2014) and fourth (2015) years, \pm to control, %, «+» — positive effect, «-» — negative effect

Control	KCl	ash + KCl	ash (contam.)	ash	ash (contam.) + KCl
<i>Blueberry (aboveground plant)</i>					
2014	-14.0	29.5	31.4	19.6	45.0
2015	1.3	41.6	47.1	34.5	59.9
<i>Cowberry (aboveground plant)</i>					
2014	22.3	45.2	29.0	15.5	67.9
2015	14.3	33.7	40.6	1.7	59.1
<i>Rowan (young shoots and leaves)</i>					
2014	39.5	66.4	59.6	39.1	77.0
2015*					
<i>Birch (young shoots and leaves)</i>					
2014	9.1	44.8	60.0	19.3	65.1
2015*					
<i>Buckthorn (young shoots and leaves)</i>					
2014	-21.9	9.8	16.4	1.5	39.0
2015*					
<i>Oak (young shoots and leaves)</i>					
2014	31.5	-11.0	41.2	-11.4	66.9
2015*					

*Data for 2015 are in progress.

^{137}Cs TF to blueberry plants, while effect was more pronounced when uncontaminated ash was applied in combination with potassium fertilizer. Reduction of ^{137}Cs TF in 2014 was about 45%. Data on ^{137}Cs TF to blueberry plants in 2015 are evidencing further decrease of radionuclide transfer from forest soil to plants. Thus, in treatment KCl + ash (contam.) ^{137}Cs TF to blueberry plants was found to be about 60% lower compared to control.

Cowberry. Fertilization with potassium increased ^{137}Cs TF to cowberry plants in the first (2012) year, however, it reduced radionuclide transfer from forest soil to plants already in the second (2013) and the third (2014) year (table 1). Application of potassium fertilizer in combination with ash appeared to be more effective; ^{137}Cs TF to cowberry plants reduced already in the first year, when maximum effect was seen in the second year after single fertilization. Application of ash contaminated with ^{137}Cs caused similar effect: ^{137}Cs TF to cowberry plants was reduced by about 50%. Uncontaminated ash showed more or less the same effect, most pronounced effect was seen in the second (2013) year after fertilization. Joint application of potassium and contaminated with ^{137}Cs ash had also effect on radionuclide transfer from forest soil to cowberry aboveground green shoots. Reduction of ^{137}Cs TF to cowberry plants was most pronounced in the second year (2013) after fertilization. ^{137}Cs TF to cowberry plants further increased in 2015 but was still lower than on control.

Rowan. Single fertilization of forest soil with potassium fertilizer and both contaminated and uncontaminated wood ashes appeared to be effective countermeasure reducing ^{137}Cs TF from soil to rowan shoots. Combined application of potassium fertilizer with contaminated and uncontaminated ashes reduced radionuclide transfer to shoots already in the first year. The effect for KCl and contaminated ash was not seen in the first year, however, both fertilizers showed obvious reduction of cesium transfer from soil to rowan shoots in the following (2013, 2014) years. Fertilization effect was most pronounced in the third year (2014) for treat-

ments with contaminated ash, contaminated ash + KCl as well as for uncontaminated ash + KCl. ^{137}Cs TF from soil to rowan shoots on those treatments in 2014 reduced by about 60% compared to control plots (table 1).

Birch. ^{137}Cs transfer from forest soil to birch shoots generally decreased in the years after single fertilization of soil with potassium fertilizer and both contaminated and uncontaminated wood ashes. The most pronounced difference in radiocesium uptake by birch shoots between those growing on the control and on the experimental plots was found in the third (2014) year. Thus, combined application of KCl + uncontaminated ash, contaminated ash as well as KCl + contaminated ash caused 45–60% reduction of ^{137}Cs TF from soil to birch shoots (table 1). Separate fertilization with KCl and uncontaminated ash did not reduce ^{137}Cs TF from soil to birch shoots in the third (2014) year after treatment.

Buckthorn. Single application of potassium fertilizer as well as wood ashes generally did not decrease ^{137}Cs TF from forest soil to buckthorn shoots compared to control plants under first three years after fertilization. There was, however, a clear trend indicating progressive reducing of ^{137}Cs TF from year to year, suggesting that reducing effect of soil fertilization might be seen in the following years. It is likely that three-year-time period is too short for expected effect to take place. Meanwhile, combination of contaminated ash and KCl had an effect already on the second year after fertilization; ^{137}Cs TF reduction after fertilization was about 40% (table 1).

Oak. There was about 30 and 40% reduction of ^{137}Cs TF from forest soil to oak shoots in the second (2013) and the third (2014) year after fertilization with potassium fertilizer and with contaminated ash. Meanwhile, combined application of potassium fertilization and contaminated ash appeared to be the most effective in reducing of radionuclide transfer from forest soil to oak shoots: ^{137}Cs TF in the second and the third years after fertilization for this treatment were about 70% lower compared to control plants (table 1).

Uncontaminated wood ash either alone or in combination with potassium fertilizer had no effect on ^{137}Cs TF from forest soil to oak shoots.

CONCLUSIONS

Single fertilization with potassium fertilizer reduced ^{137}Cs TF already in the second and the third year for aboveground part of cowberry, young shoots and leaves of rowan and oak tree, however there was no or negative effect for blueberry plants as well as for shoots and leaves of birch and buckthorn. There was, however, a clear trend, showing that achievement of a positive effect for potassium fertilization is likely the matter of time. Combined application of potassium fertilization and uncontaminated ash appeared to be more effective: ^{137}Cs TF progressively decreased in following years after application for all studied species except oak. The overall effect of the combined application of potassium fertilization and uncontaminated ash on ^{137}Cs TF to investigated plants/trees in following after fertilization years is found to be positive and about 30% reduction of radiocesium uptake can be achieved. Application of contaminated wood ash is found to be more effective to reduce radiocesium uptake:

obvious positive effect of contaminated wood ash application to forest soil was seen for all studied plants/trees. ^{137}Cs TF from soil to plants/trees due to soil fertilization with contaminated wood ash in studied plants/trees decreased in following after fertilization years by about 36%. Application of uncontaminated wood ash appeared to be less pronounced, however caused obvious reduction of ^{137}Cs TF in following years for aboveground part of blueberry and cowberry, as well as young shoots and leaves of rowan tree. Combined application of potassium fertilization and contaminated ash appeared to be the most effective in reducing radiocesium transfer from soil to forest plants. Reduction of ^{137}Cs uptake by forest plants/trees growing on fertilized plots in the second and the third (fourth) year after fertilization is found to be 55% lower than by control plants/trees. The highest effect of soil fertilization on radiocesium transfer reduction is achieved already on the second or the third/fourth year after fertilization.

Based on the obtained results it can be concluded that application of ^{137}Cs -contaminated ashes in combination with potassium fertilizer (50/50) in forest soil is a feasible countermeasure aiming to reduce cesium uptake by forest plants and trees.

REFERENCES

1. Reducing the Consumption of ^{137}Cs Via Forest Fungi-Provision of 'Self-Help' Advice / N. Beresford, B. Howard, C. Barnett et al. // Contaminated Forests. NATO Science Series. — 1999. — No. 58. — P. 359–368.
2. *Kostiainen E.* ^{137}Cs in Finnish wild berries mushrooms and game meat in 2000–2005 / E. Kostiainen // Boreal Environmental Research. — 2007. — No. 12. — P. 23–28.
3. *Nilsson T.* Wood ash application — effects on elemental turnover in a cutover peatland and uptake in vegetation. Doctor's dissertation. Acta Universitatis Agriculturae Sueciae. — Silvestria, 2001. — 208 p.
4. Long-term effects of single potassium fertilization on ^{137}Cs levels in plants and fungi in a boreal forest ecosystem / K. Rosén, V. Vinichuk, I. Nikolova, K. Johanson // Journal of Environmental Radioactivity. — 2011. — No. 102. — P. 178–184.
5. *Möre H.* Strålskyddskonsekvenser vid villaldning med ^{137}Cs -kontaminerad ved / H. Möre, L. Hubbard // Statens strålskyddsinsitut, SSI Rapport. — 2002. —No. 6. — S. 21.
6. *Levula T.* Effects of ash fertilization and prescribed burning on macronutrient, heavy metal, sulphur and ^{137}Cs concentrations in lingonberries (*Vaccinium-vitis-idaea*) / T. Levula, A. Saarsalmi, A. Rantavaara // Forest Ecology and Management. — 2000. — No. 126. — P. 269–279.
7. *Vetikko V.* Uptake of ^{137}Cs by berries, mushrooms and needles of Scots pine in peatland forests after wood ash application / V. Vetikko, A. Rantavaara, M. Moilanen // Journal of Environmental Radioactivity. — 2010. — No. 101. — P. 1055–1060.
8. *Högbom L.* The fate of ^{137}Cs in coniferous forests following the application of wood-ash / L. Högbom, H. Nohrstedt // The Science of the Total Environment. —2001. — No. 280. — P. 133–141.
9. *Strandberg M.* ^{134}Cs in heather seed plants grown with and without mycorrhiza / M. Strandberg, M. Johansson // Journal of Environmental Radioactivity. — 1998. — No. 40. — P. 175–184.
10. Influence of fertilizing on the ^{137}Cs soil-plant transfer in a spruce forest of Southern Germany / G. Zibold, E. Klemm, I. Konopleva, A. Konoplev // Journal of

- Environmental Radioactivity. — 2009. — No. 100. — P. 489–496.
11. Aro L. Long-term effect of fertilization on ^{137}Cs concentration in Scots pine needles / L.Aro, A. Rantavaara // Radioprotection. — 2011. — No. 46 (6). — P. 479–482.
 12. Weimer R. Temporal and Spatial Variation of Radiocaesium in Moose (Alces alces) Following the Chernobyl Fallout in Sweden / R. Weimer Licentiate Thesis. Faculty of Natural Resources and Agricultural Sciences. Department of Aquatic Sciences and Assessment Uppsala. ISBN (print version) 978-91-576-9341-9.
 13. Schley L. Diet of wild boar *Sus scrofa* in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops / L. Schley, T. Roper // Mammal Review. — 2003. — No. 33. — P. 43–56.
 14. Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments. — Vienna: Technical reports series, 2010. — 208 p.

REFERENCES

1. Beresford N., Howard B., Barnett C. Beresford N. (1999). Reducing the Consumption of ^{137}Cs Via Forest Fungi-Provision of 'Self-Help' Advice Contaminated Forests. NATO Science Series, No. 58, pp. 359–368 (*in English*).
2. Kostiainen E. (2007). ^{137}Cs in Finnish wild berries mushrooms and game meat in 2000–2005. Boreal Environmental Research. No. 12, pp. 23–28 (*in English*).
3. Nilsson T. (2001). Wood ash application — effects on elemental turnover in a cutover peatland and uptake in vegetation. Doctor's dissertation. Acta Universitatis Agriculturae Sueciae, Silvestria 208 p. (*in English*).
4. Rosén K., Vinichuk V., Nikolova I., Johanson K. (2011). Long-term effects of single potassium fertilization on ^{137}Cs levels in plants and fungi in a boreal forest ecosystem, Journal of Environmental Radioactivity No. 102., pp. 178–184 (*in English*).
5. Möre H., Hubbard L. (2002). Strålskyddskonsekvenser vid villaldning med ^{137}Cs -kontaminerad ved, Statens strålskyddsinsitut, SSI Rapport, No. 06, 21 sid. (*in Swedish*).
6. Levula T. Saarsalmi A., Rantavaara A. (2000). Effects of ash fertilization and prescribed burning on macronutrient, heavy metal, sulphur and ^{137}Cs concentrations in lingonberries (*Vaccinium vitis-idaea*), Forest Ecology and Management, No. 126, pp. 269–279 (*in English*).
7. Vetikko V., Rantavaara A., Moilanen M. (2010). Uptake of ^{137}Cs by berries, mushrooms and needles of Scots pine in peatland forests after wood ash application, Journal of Environmental Radioactivity, No. 101, pp. 1055–1060 (*in English*).
8. Högbom L., Nohrstedt H. (2001). The fate of ^{137}Cs in coniferous forests following the application of wood-ash. The Science of the Total Environment, No. 280, pp. 133–141 (*in English*).
9. Strandberg M., Johansson M. (1998). ^{134}Cs in heather seed plants grown with and without mycorrhiza, Journal of Environmental Radioactivity, No. 40, pp. 175–184 (*in English*).
10. Zibold G., Klemt E., Konopleva I., Konoplev A. (2009). Influence of fertilizing on the ^{137}Cs soil-plant transfer in a spruce forest of Southern Germany, Journal of Environmental Radioactivity, No. 100, pp. 489–496 (*in English*).
11. Aro L., Rantavaara A. (2011). Long-term effect of fertilization on ^{137}Cs concentration in Scots pine needles, Radioprotection, No. 46(6), pp. 479–482 (*in English*).
12. Weimer R. Temporal and Spatial Variation of Radiocaesium in Moose (Alces alces) Following the Chernobyl Fallout in Sweden, Licentiate Thesis. Faculty of Natural Resources and Agricultural Sciences. Department of Aquatic Sciences and Assessment Uppsala. ISBN (print version) 978-91-576-9341-9 (*in English*).
13. Schley L., Roper T. (2003). Diet of wild boar *Sus scrofa* in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops, Mammal Review, No. 33, pp. 43–56 (*in English*).
14. Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments (2010). Technical reports series, Vienna, 208 p. (*in English*).

АГРОЕКОЛОГІЧНІ УМОВИ ОДЕРЖАННЯ ЕКОЛОГІЧНО БЕЗПЕЧНОЇ ПРОДУКЦІЇ ЗА ВИРОЩУВАННЯ РІПАКУ В ЗОНІ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ

Є.М. Данкевич

Житомирський національний агроекологічний університет

Розглянуто особливості ведення господарської діяльності на радіоактивно забруднених землях. Оцінено економічну та екологічну доцільність вирощування ріпаку ярого в умовах Полісся. Доведено, що розширення площ ріпаку на технічні та кормові цілі є особливо актуальним завданням для районів Житомирської обл., які потерпіли від наслідків аварії на ЧАЕС. Обґрунтовано, що ріпак є однією з небагатьох культур, у продукції переробки насіння якої майже не накопичуються радіонукліди. Встановлено критерії впливу способів обробітку ґрунту і доз мінеральних добрив на ріст і розвиток, формування структурних елементів та їх зв'язку з урожайністю ріпаку ярого, законності надходження елементів живлення, радіонуклідів і важких металів у продукцію. За результатами досліджень розроблено і рекомендовано удосконалену технологію вирощування ріпаку ярого в умовах радіоактивного забруднення, яка ґрунтується на економічному і енергетичному аналізах ефективності виробництва продукції.

Ключові слова: *ріпак озимий, ріпак ярий, технологія вирощування, економічна ефективність, радіоактивно забруднені території.*

Радіоактивного забруднення в Україні внаслідок аварії на ЧАЕС і подальшого поширення радіонуклідів зазнала територія площею 8,4 млн га сільськогосподарських угідь, у т.ч. майже 2,0 млн га орних земель [1]. Радіоактивний слід найбільше був виражений у північних районах Житомирської обл.: Народицькому, Коростенському, Овруцькому, Олевському та Лугинському. Радіоактивне забруднення ґрунтів області характеризується значною строкатістю. Так, 75% усіх забруднених угідь мають щільність забруднення ^{137}Cs до 5 Кі/км², 20% – 5–15 і 5% – понад 15 Кі/км². На територіях цих районів основним забруднювачем сільськогосподарської продукції є ^{137}Cs . Активність ^{90}Sr у ґрунтах у десятки і сотні разів нижча, ніж ^{137}Cs .

Визначальним чинником інтенсифікації сільськогосподарського виробництва у зоні радіоактивного забруднення є максимальне використання можливостей тих культур, які відіграють значну роль у виробництві продуктів харчування, кормів, товарів народного споживання та не накопичують

радіонуклідів у готовій продукції [2]. Саме олійні культури мають відповідний комплекс цінних господарських ознак.

З огляду на зростаючий попит на рослинну олію та концентровані високобілкові корми, задовольнити ці потреби найближчими роками в Україні лише за вирощування соняшнику, як традиційної олійної культури, буде неможливо [3]. Виникає необхідність активнішого впровадження у сільськогосподарське виробництво нових апробованих світовою та вітчизняною наукою і практикою культур, серед яких провідне місце може зайняти ріпак.

Вагомий внесок у дослідження проблеми підвищення економічної ефективності виробництва, у т.ч. і вирощування ріпаку, зробили такі вітчизняні та зарубіжні вчені, як В. Андрійчук, С. Бойко, П. Вишнівський, О. Гаєв, В. Галушко, Ю. Губені, С. Дем'яненко, В. Іванишин, В. Месель-Веселяк, А. Побережна, А. Топіха, В. Топіха, В. Уланчук, І. Червен, А. Фаїзов, В. Яценко та ін. Дослідження науковців охоплюють низку питань, пов'язаних зі зростанням результативності виробничої діяльності на радіоактивно забруднених територіях

ях. Поряд із тим деякі наукові проблеми, що стосуються підвищення економічної ефективності вирощування ріпаку в зоні радіоактивного забруднення, у економічній літературі висвітлено недостатньо. Сучасні умови господарювання потребують подальшого поглибленого вивчення проблем одержання екологічно чистої продукції в зоні радіоактивного забруднення з урахуванням кон'юнктури ринку.

Метою статті є вивчення агроекологічних умов одержання екологічно чистої продукції галузі ріпаківництва в зоні радіоактивного забруднення.

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

У процесі дослідження застосовували загальнонаукові та спеціальні методи. Використання методу гіпотез надало можливість побудувати схему досліду, методу експерименту — обрати варіанти обробітку ґрунту і удобрення. За допомогою методу індукції виділено варіанти з найвищою врожайністю і якістю насіння. Використання прийому аналізу і синтезу дало змогу вивчити об'єкт дослідження та сформулювати висновки і узагальнення. Серед спеціальних наукових методів було використано польовий метод для вивчення дії агрозаходів під час вирощування ріпаку ярого в умовах радіаційного забруднення територій; лабораторний метод — для оцінювання якості зеленої маси й насіння; статистико-економічний метод — для підготовки експериментальних даних до аналізу та визначення вірогідності й точності.

РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Незважаючи на існуючі обмеження щодо вирощування низки сільськогосподарських культур у зоні радіоактивного забруднення, у т.ч. й Житомирського Полісся, у регіоні склалися сприятливі умови для розвитку галузі ріпаківництва.

Площі посіви ріпаку останніми роками значно розширюються. Серед олійних культур він посідає третє місце у світі, поступаючись лише сої та бавовнику [4].

Зважаючи на наукові рекомендації та особливості реформування земельних від-

носин, нині можливе розширення площ вирощування цієї культури. Товарні посіви ріпаку у сівозміні можна здійснювати на третій-четвертий рік з урахуванням спеціалізації і напрямів діяльності господарства, особливостей земель та родючості ґрунтів. Крім того, врожайність ріпаку залежить від матеріально-технічного забезпечення господарств та вміння використовувати біологічні властивості цієї культури. Відтак потенційні можливості України з вирощування ріпаку становлять 5–6 млн т за середньої врожайності 25–28 ц/га. Цього достатньо для забезпечення вітчизняних переробних потужностей та формування експортного потенціалу.

З іншого боку, як свідчать результати досліджень [5], ріпакова олія має мінімальні показники забруднення радіонуклідами. Вміст їх становить менше 0,1 Бк/кг при ДР-91 — 600 Бк/кг, а забрудненість соломи — 1–3 Бк/кг. Отже, ріпак — найпридатніша культура для вирощування в зоні радіоактивного забруднення. Проведена незалежна експертиза (консалтинговою компанією «Урумофф», «Тадіс» Україна, СП «Агрос») свідчить про можливість беззаперечного використання ріпакової олії для споживання людьми [6].

Однією з основних переваг цієї культури є низький коефіцієнт переходу радіонуклідів у рослину (табл. 1). У процесі дослідження встановлено, що рівні забруднення врожаю сільськогосподарських культур значною мірою залежать від біологічних особливостей певних видів та сортів. За даними досліджень на угіддях з високим рівнем забруднення радіонуклідами, де життя агрономеліоративних заходів не гарантує отримання придатної для використання продукції, необхідно здійснити перепрофілювання господарств, змінити структуру посівних площ. Під час підбору культур слід зважати, що озими зернові накопичують в 1,5–2 рази менше радіонуклідів, ніж ярі.

Проведені дослідження продемонстрували, що зернові і зернобобові культури, залежно від збільшення накопичення ^{137}Cs в урожаї зерна на одному й тому самому

Таблиця 1

Коефіцієнти переходу (Кп) ^{137}Cs у рослини з дерново-підзолистого супіщаного ґрунту залежно від біологічних особливостей культур, Бк/кг

Вид культури	Зерно	Солома
<i>Зернові та зернобобові</i>		
Кукурудза	3,3	20,0
Пшениця озима	4,4	13,7
Ячмінь	4,1	8,9
Тритикале	6,7	10,7
Пшениця яра	5,6	11,5
Просо	7,0	32,9
Жито	8,1	15,2
Овес	22,9	35,5
Боби	32,6	51,8
Гречка	41,8	49,6
Соя	34,4	33,7
Горох	37,4	51,1
Вика	47,7	87,7
Люпин жовтий	242,7	128,8
<i>Технічні культури</i>		
Льон (насіння)	6,7	8,5
Соняшник	22,2	–
Редька олійна	20,7	–
Цукровий буряк	12,6	–

ґрунті, можна розмістити в такий зростаючий ряд: кукурудза, тритикале, просо, ячмінь, пшениця, жито, овес, горох, квасоля, гречка, соя, вика, люпин жовтий. У зерні кукурудзи радіонуклід накопичується у 18 і 64 рази менше, ніж у гречці і люпині жовтому відповідно.

Розширення площ ріпаку на технічні та кормові цілі є особливо актуальним завданням для районів Житомирської обл., що постраждали від наслідків аварії на ЧАЕС. Найсприятливіші ґрунтово-кліматичні умови і особливості поєднання в структурі посівних площ з іншими сільськогосподарськими культурами сприяли тому, що у області у 2015 р. обсяги вирощування ріпаку та валове виробництво насіння становили відповідно 40,0 та 95 тис. т (табл. 2). Також слід наголосити, що подальше підвищення ефективності виробництва ріпаку в досліджуваному регіоні можливе, насамперед, за умов дотримання технологій вирощування та залучення необхідних фінансових і матеріальних ресурсів.

Зауважимо, що для вирощування ріпаку на територіях, забруднених радіонуклідами, розроблено і вдосконалено технології з урахуванням різних ґрунтово-кліматичних умов, що спрямова-

Таблиця 2

Площі посіву, врожайність та валове виробництво насіння ріпаку в агроформуваннях Житомирської обл.

Рік	Площа, тис. га	Урожайність, т/га	Валовий збір, тис. т
<i>Ріпак озимий</i>			
2012	20,9	2,34	48,9
2013	30,0	2,40	72,0
2014	33,0	2,45	80,8
2015	35,0	2,48	86,8
<i>Ріпак ярий</i>			
2012	3,5	1,80	6,3
2013	3,7	1,85	6,8
2014	4,0	1,88	7,5
2015	4,5	1,90	8,5

но на збереження вологи та раціональне використання добрив, а також визначено оптимальні терміни сівби та норми висіву насіння. Крім того, розроблено інтегровану систему захисту рослин від шкідників, хвороб та бур'янів. Такі напрацювання нададуть можливість вітчизняним товаровиробникам ефективно вести господарську діяльність із урахуванням специфіки регіону.

Серед основних складових інтенсивної технології вирощування культури ріпаку слід відзначити такі:

- створення регіональних зон концентрованого вирощування озимого і ярого ріпаку — від 10–15 до 30–35 тис. га;
- вирощування районованих високопродуктивних безерукових і низькоглюкозинолатних сортів і гібридів озимого та ярого ріпаку, які характеризуються груповою стійкістю до найпоширеніших хвороб і шкідників;
- проведення сівби лише високоякісним насінням високих репродукцій районованих безерукових і низькоглюкозинолатних сортів озимого та ярого ріпаку в оптимальні терміни для кожної конкретної ґрунтово-кліматичної зони;
- агробіологічне обґрунтування розміщення ріпаку в сівозмінах після оптимальних попередників, а також термінів щодо його повернення на попереднє поле;
- дотримання просторової ізоляції між окремими сортами, між посівами озимого і ярого ріпаку та іншими капустяними культурами;
- застосування обґрунтованих зональних систем основного і передпосівного обробітку ґрунту залежно від його стану та забур'яненості;
- забезпечення рослин елементами мінерального живлення під запрограмований урожай;
- використання спеціалізованого комплексу сучасних сільськогосподарських машин для якісного виконання всіх робіт в оптимальні терміни;
- впровадження інтегрованої системи захисту ріпаку від шкідників, хвороб і бур'янів;

- суворе дотримання технологічних правил під час вирощування озимого та ярого ріпаку.

Проведені польові дослідження засвідчили, що для забезпечення задовільних умов вирощування ріпаку ґрунти мають відповідати необхідним параметрам водото- та повітропроникності, нейтральній або слабокислій реакції ґрунтового розчину та мати вміст гумусу не менше 1,1%, рухомого фосфору — 60–75 мг, обмінного калію — 120–145, магнію — 50–70, сірки — 30–60, марганцю — 10–15, бору — 0,25 мг на 1 кг ґрунту. Оптимальними попередниками для ріпаку є озимі культури, умови культивування яких забезпечують своєчасне звільнення поля, до того ж у чистому від бур'янів стані. Не рекомендується висівати ріпак після культур із родини капустяних.

Під час визначення доз мінеральних добрив під заплановану врожайність ріпаку можна використати балансово-розрахункові методи з урахуванням вмісту поживних речовин у ґрунті на кожному конкретному полі господарства. У дослідях Інституту сільського господарства Полісся врожайність насіння ріпаку ярого від застосування добрив на дерново-підзолистому супіщаному ґрунті у дозах $N_{60}P_{60}K_{60}-N_{120}P_{90}K_{90}$ у середньому за три роки підвищувалась на 27–30%, а на фоні вапнування — на 41% порівняно з неудобреним варіантом (табл. 3). За зміни звичайної оранки на глибину 18–20 см поверхневим обробітком дисковими знаряддями на глибину 8–10 см істотного впливу на врожайність насіння ріпаку ярого не спостерігалось, натомість це дало змогу заощадити на обробітку ґрунту 15–20% пального.

Для інтенсивних технологій вирощування ріпаку слід використовувати сорти вітчизняної селекції, що пристосовані до місцевих ґрунтово-кліматичних умов. До таких належать сорти Інституту олійних культур НААН, Івано-Франківського інституту АПВ, Інституту землеробства НААН, Вінницької дослідної станції, які відповідають європейським стандартам і характеризуються високою потенціальною врожайністю — 4,0–4,5 т/га, високою

Таблиця 3

Урожайність насіння ріпаку ярого залежно від способів обробітку ґрунту і норм добрив

Варіанти дослідів	Звичайна оранка на 18–20 см			Дискування на 8–10 см			Приріст від обробітку ґрунту	
	врожайність, т/га	приріст від добрив		врожайність, т/га	приріст від добрив		т/га	%
		т/га	%		т/га	%		
Без добрив	1,10	–	–	1,12	–	–	0,02	2,0
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	1,42	0,32	29	1,46	0,34	30	0,04	3,0
N ₉₀ P ₆₀ K ₆₀	1,43	0,33	30	1,48	0,36	32	0,03	3,0
N ₁₂₀ P ₉₀ K ₉₀	1,40	0,30	27	1,46	0,34	30	0,06	4,0
N ₁₂₀ P ₉₀ K ₉₀ + вапно 1н за Нг	1,55	0,45	41	1,53	0,41	37	–0,02	–1,0

олійністю — 44–47%, відсутністю ерукової кислоти, а також низьким вмістом глюкозинолатів.

За результатами досліджень встановлено, що незалежно від фону удобрення на радіаційно забруднених землях активність ¹³⁷Cs, вміст важких металів, ерукової кислоти і глюкозинолатів у насінні ріпаку не перевищує ГДК і ДР-2006 (табл. 4). Забезпечення оптимальних умов під час вирощування ріпаку дає змогу отримувати близько 4 т/га насіння, про що свідчить досвід передових господарств Житомирської обл. Отже, виробництво насіння ріпаку за врожайності 2,0–3,0 т/га є цілком конкурентоспроможним, високорентабельним і прибутковим бізнесом.

Останнім часом стрімко розвивається новий напрям в застосуванні ріпакової олії, а саме як альтернативного джерела паливної енергії для двигунів внутрішнього згорання. Відомо, що в Україні щороку використовується близько 60 млн т нафтопродуктів, з яких лише 10–12% добуваються із власних джерел. Надзвичайно важливим напрямом диверсифікації джерел енергетичних ресурсів є розвиток альтернативної енергетики через одержання біопалива [3]. Йдеться про дизельне біопаливо і біоетанол. Низка європейських країн взяли курс на освоєння ріпаку як енергосировини, що росте на полях і самовідновлюється [7]. Із 1 т насіння ріпаку можна отримати 300 кг олії, що своєю чергою забезпечує

Таблиця 4

Вплив мінеральних добрив на якісні показники насіння ріпаку

Варіанти удобрення	Вміст олії, %	Активність ¹³⁷ Cs, Бк/кг	Вміст у насінні					
			важких металів, мг/кг				ерукової кислоти, %	глюкозинолатів, %
			Cu	Pb	Cd	Zn		
Без добрив	41,1	46	3,3	1,9	0,15	19	1,02	0,85
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	38,6	55	4,6	1,7	0,14	20	1,19	1,20
N ₉₀ P ₆₀ K ₆₀	37,5	45	4,7	1,5	0,15	23	1,12	1,20
N ₁₂₀ P ₉₀ K ₉₀	37,7	53	4,3	1,7	0,14	29	1,36	1,00
N ₁₂₀ P ₉₀ K ₉₀ + вапно 1н за Нг	37,6	39	4,0	2,5	0,19	23	1,34	1,00

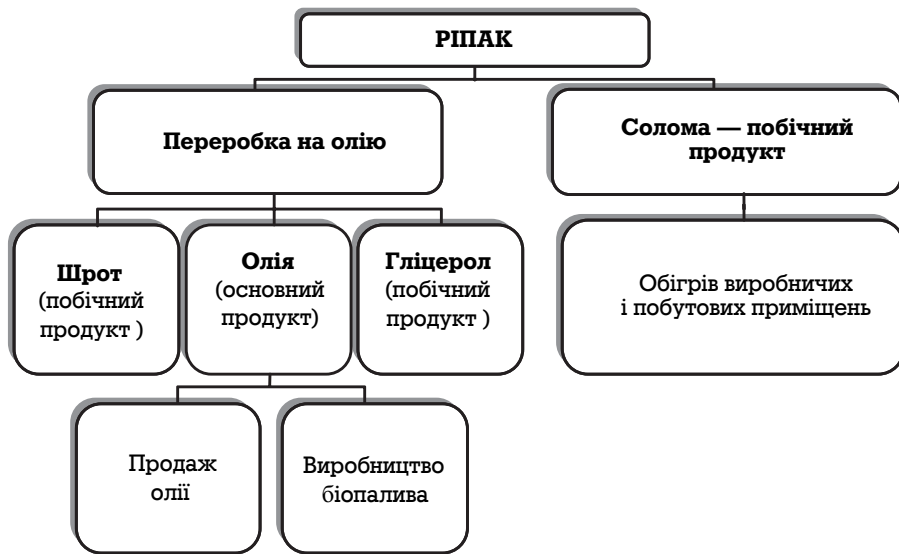


Схема безвідходного виробництва відновної енергії з ріпаку на радіаційно забруднених територіях

вироблення майже 270 кг дизельного біопалива. У природних умовах біодизель та мастила з ріпаку знешкоджуються мікроорганізмами на 95% упродовж 7–8 днів, а звичайні нафтопродукти лише на 16%, що свідчить про незаперечну цінність біопалива щодо його екологічної чистоти.

Перспективним для Поліського регіону є будівництво заводів, які вироблятимуть дизельне біопаливо; створення зон концентрованого вирощування ріпаку; забезпечення гарантованого збуту товаровиробниками цієї культури, що є необхідним для виробництва біопалива; впровадження безвідходного виробництва (рисунок).

Отже, для розширення виробництва екологічно чистої продукції галузі ріпаківництва в зоні радіоактивного забруднення необхідним є: створення конкурентоспроможних сортів вітчизняної селекції, які за рівнем адаптованості до місцевих умов та за стійкістю до несприятливих умов вирощування переважають іноземні сорти; створення гібридів культури, які мають врожайність (завдяки гетерозису) на 15–25% вищу, ніж сорти ріпаку; удосконалення системи насінництва ріпаку, яка передбачає виробництво оригінального та еліт-

ного насіння в обсягах, що забезпечують товарні посіви; реконструкція існуючих та побудова нових олійноекстракційних заводів з переробки насіння ріпаку на олію та цінні високобілкові корми; побудова заводів з переробки олії ріпаку на біодизель для забезпечення високої рентабельності виробництва; використання посівів ріпаку для фітореабілітації радіаційно забруднених земель та виробництва сировини для відновлювальних джерел енергії.

ВИСНОВКИ

На забруднених унаслідок аварії на ЧАЕС територіях актуальним завданням є розширення площ ріпаку на технічні та кормові цілі, оскільки це одна з небагатьох культур, в продукції переробки насіння якої (олія) майже не накопичуються радіонукліди. Особливого значення набуває спосіб використання ріпаку щодо фітореабілітації радіоактивно забруднених земель та виробництва сировини — для відновлюваних джерел енергії.

Перспективним напрямом подальших досліджень є розробка механізму формування інфраструктури та створення відповідного інституціонального забез-

печення для розвитку безвідходного виробництва відновлюваної енергії з ріпаку в умовах радіаційно забруднених тери-

торій, що сприятиме економічному, соціальному та екологічному розвитку регіону.

ЛІТЕРАТУРА

1. Наукові основи агропромислового виробництва в зоні Полісся і західного регіону України / редкол.: В.М. Зубець (голова) та ін. — К.: Аграрна наука, 2010. — 944 с.
2. Житомирщина. Інвестиційний портал [Електронний ресурс]. — Режим доступу: <http://www.zt-invest.org/index.php?option=com>
3. *Калетнік Г.М.* Біопаливо. Продовольча, енергетична та економічна безпека України / Г.М. Калетнік. — К.: Хай-Тек Прес, 2010. — 516 с.
4. *Бардин Я.Б.* Ріпак: від сівби до переробки / Я.Б. Бардин. — К.: Світ, 2000. — 105 с.
5. Інтенсивна технологія вирощування озимого ріпаку в Україні / Т.І. Лазар, О.М. Лапа, А.В. Чехов та ін. — К.: Універсал Друк, 2006. — 100 с.
6. Матеріали Федерації органічного руху України [Електронний ресурс]. — Режим доступу: <http://www.organic.com.ua/> 2015
7. *Данкевич В.Є.* Місце і роль земельних ресурсів у стратегії енергетичної безпеки / В.Є. Данкевич // Збірник наукових праць Сумського національного аграрного університету. — 2014. — № 5 (60). — С. 164–168. — (Серія: Економіка і менеджмент).
8. Рекомендації з вирощування озимого ріпаку / М.І. Абрамик, І.М. Кифорук, О.М. Стельмах та ін. — Івано-Франківськ, 2007. — 22 с.
9. *Збарський В.К.* Конкурентоспроможність високотоварних сільськогосподарських підприємств: монографія / В.К. Збарський, М.А. Місевич. — К.: ННЦ ІАЕ, 2009. — 310 с.
10. *Квітка Г.* Досвід землеволодіння: аграріям об'єднаної Європи загісно господарювати / Г. Квітка // Землевпорядний вісник. — 2009. — № 8. — С. 40–46.
11. *Кобець М.І.* Органічне землеробство в контексті сталого розвитку / М.І. Кобець // Проект «Аграрна політика для людського розвитку». — К., 2004. — 22 с.
12. Комплексна програма розвитку сільського господарства Житомирської області у 2009–2010 роках та на період до 2015 року / М.М. Дейсан та ін. — Житомир: Рута, 2009. — 304 с.

REFERENCES

1. Zubets' V.M. (2010). *Naukovi osnovy ahropromyslovoho vyrobnytstva v zoni Polissya i zakhidnoho rehionu Ukrayiny* [Scientific basis of agricultural production in the area of Polesie and Western Ukraine]. Kyiv: Ahrarna nauka Publ., 944 p. (in Ukrainian).
2. *Zhytomyrshchyna. Investytsiynyy portal* [Zhytomyr. Investment portal]. [Electronic resource], available at: <http://www.zt-invest.org/index.php?option=tsom> (in Ukrainian).
3. *Kaletnik H.M. (2010). Biopalyvo. Prodovol'cha, enerhetychna ta ekonomichna bezpeka Ukrayiny* [Biofuels. Food, energy and economic security of Ukraine]. Kyiv: Khay-Tek Pres Publ., 516 p. (in Ukrainian).
4. *Bardyn Ya.B. (2000). Ripak: vid sivy do pererobky* [Rape: from planting to processing]. Kyiv: Svit Publ., 105 p. (in Ukrainian).
5. *Lazar T.I., Lapa O.M., Chekhov A.V. (2006). Intensyva tekhnolohiya vyroshchuvannya ozymoho ripaku v Ukrayini* [Intensive technology of cultivation of winter rapeseed in Ukraine]. Kyiv: Universal Druk Publ., 100 p. (in Ukrainian).
6. *Materialy Federatsiyi orhanichnoho rukhu Ukrayiny* [Materials Federation of Organic Movement of Ukraine]. [Electronic resource], available at: <http://www.organic.com.ua/> 2015 (in Ukrainian).
7. *Dankevych V.Ye. (2014). Mistse i rol' zemel'nykh resursiv u stratehii enerhetychnoyi bezpeky* [Place and role of land in energy security strategy]. *Zbirnyk naukovykh prats' Sums'koho natsional'nogo ahrarnoho universytetu. Seriya: «Ekonomika i menedzhment»* [Proceedings of Sumy National Agrarian University. Series: «Economics and Management»]. Sumy: Sums'kyi natsional'nyy ahrarnyy universytet Publ., No. 5 (60), pp. 164–168 (in Ukrainian).
8. *Abramyk M.I., Kyforuk I.M., Stelmakh O.M., Chorniy H.D., Vovk V.M. (2007). Rekomendatsiyi z vyroshchuvannya ozymoho ripaku* [Recommendations for growing winter rape]. Ivano-Frankivsk, 22 p. (in Ukrainian).
9. *Zbars'kyi V.K., Misevych M.A. (2009). Konkurentospromozhnist' vysokotovaranykh sil's'kohospodars'kykh pidpryyemstv: monohrafiya* [The competitiveness of high-value agricultural enterprises: Monograph]. Kyiv: Natsional'nyy naukovyy tsentr Instytut ahrarnoyi ekonomiky Publ., 310 p. (in Ukrainian).
10. *Kvitka H. (2009). Dosvid zemlevolodinnya: ahrariyam ob'yednanoyi Yevropy zatysno hospodaryuvaty* [Experience tenure, farmers united Europe cramped farm]. *Zemlevporadnyy visnyk*. No. 8, pp. 40–46 (in Ukrainian).
11. *Kobets' M. I. (2004). Orhanichne zemlerobstvo v konteksti staloho rozvytku* [Organic farming in the context of sustainable development]. *Proekt «Ahrarna polityka dlya lyuds'koho rozvytku»* [Agrarian Policy for Human Development]. Kyiv, 22 p. (in Ukrainian).
12. *Deysan M.M. (2009). Kompleksna prohrama rozvytku sil's'koho gospodarstva Zhytomyr's'koyi oblasti u 2009–2010 rokakh ta na period do 2015 roku* [A comprehensive program of agricultural development in Zhytomyr region in 2009–2010 and for the period up to 2015]. Zhytomyr: Ruta Publ., 304 p. (in Ukrainian).

ОСОБЛИВОСТІ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ АГРОЕКОСИСТЕМ ПОЛІССЯ УКРАЇНИ У ВІДДАЛЕНИЙ ПЕРІОД ПІСЛЯ АВАРІЇ НА ЧАЕС*

М.І. Дідух, В.П. Славов

Житомирській національній агроекологічній університет

Наведено результати оцінювання особливостей забруднення агроecosистем Полісся України у віддалений період після аварії на ЧАЕС. Встановлено, що основні чинники впливу на надходження ^{137}Cs з ґрунтів радіоактивно забруднених сільськогосподарських угідь у віддалений період не відрізняються від чинників попереднього періоду. Встановлено, що сучасні рівні питомої активності ^{137}Cs у ґрунтах агроценозів більші ніж удвічі нижчі від природних фітоценозів. Незважаючи на значний рівень забруднення ґрунтів, ступінь забруднення сільськогосподарської продукції є доволі низьким і не перевищує допустимих рівнів радіонуклідів (ДР-2006).

Ключові слова: агроecosистеми, агроценози, фітоценози, радіоактивне забруднення, ^{137}Cs , коефіцієнт переходу, віддалений період перебігу радіаційної ситуації.

Серед найтяжчих екологічних наслідків Чорнобильської аварії є радіоактивне забруднення значних територій аграрних екосистем. Це — один із основних чинників, від яких залежить рівень радіаційної безпеки навколишнього природного середовища, оскільки формування дози опромінення населення значною мірою зумовлено споживанням сільськогосподарських харчових продуктів, вироблених на цих територіях.

Результати радіологічного обстеження ґрунтів після Чорнобильської аварії щодо щільності забруднення техногенним ^{137}Cs свідчать, що одним з найбільш виражених у межах України ареалів радіоактивного забруднення ґрунтово-рослинного покриву є лісові та агроecosистеми Полісся України і, особливо, Житомирської обл. [1, 2].

У зону з радіаційним забрудненням $^{137}\text{Cs} > 1 \text{ Кі/км}^2$ потрапило 327,1 тис. га сільськогосподарських угідь Житомирського Полісся, що становить 52,9% від

їх загальної площі, а $^{90}\text{Sr} > 0,02 \text{ Кі/км}^2$ — 572,8 тис. га, або 92,7%. Загальна площа сільськогосподарських угідь та міжгосподарських лісів із рівнем забруднення понад 1 Кі/км^2 становить 472,823 тис. га [3].

За увесь післяаварійний період рівень радіоактивного забруднення лісових та агроecosистем значно знизився. Загальна активність радіонуклідів знизилася більше ніж у 200 разів, а рівень радіоактивності, що залишається в екосистемах Полісся України, більш ніж на 85% спричинено ^{137}Cs , майже 10% — ^{90}Sr та трансурановими елементами, переважно ^{241}Pu [2]. Слід наголосити, що просторовий розподіл ^{90}Sr та ^{241}Pu істотно відрізняється від розподілу ^{137}Cs , оскільки понад 60% викинутих із чорнобильського реактора ізоотопів трансуранових елементів, у т.ч. ^{90}Sr , залишилося на території зони відчуження [4, 5].

В аграрних екосистемах сформувалися відносно стійкі біогеохімічні цикли ^{137}Cs , і встановився специфічний розподіл радіонукліда в системі «ґрунт — рослина». Розімкнення біогеохімічних циклів ^{137}Cs та поступову зміну їх параметрів зумовлено радіоактивним розпадом ^{137}Cs (період напіврозпаду ~30 років), його відчуженням з використовуваною частиною продукції рослинництва і тваринництва, перерозпо-

* Публікація містить результати досліджень, проведених за грантової підтримки Державного фонду фундаментальних досліджень за конкурсним проектом Ф60/3-2015.

ділом ^{137}Cs між сполученими ландшафтами [6–8].

Наразі існує кілька підходів до аналізу сучасної радіоекологічної ситуації на забруднених територіях. Один із них базується на розрахунках доз опромінення населення з урахуванням даних радіоактивного забруднення основної продукції, що входить до раціону харчування (молоко та картопля), інший — на оцінці щільності забруднення ґрунтів як первинної ланки міграції радіонуклідів у трофічних ланцюгах «ґрунт — рослина — тварина — продукція — людина» [9].

Проте у цих згаданих методологіях оцінки радіаційної ситуації часто не враховуються істотні неоднорідності щодо забруднення певних ланок екосистем. Існування розбіжностей щодо радіоактивного забруднення ґрунту та його властивостей призводить до існування невизначеностей в оцінці рівня забрудненості продукції сільськогосподарського виробництва тваринного та рослинного походження, а відтак — ризику проживання людини на забрудненій території.

Такі невизначеності носять принциповий характер і не можуть бути усунені шляхом удосконалення системи моніторингу забрудненої території. Вони потребують нових підходів до опису радіоекологічного рівня забруднених радіонуклідами територій та оцінки ступеня забрудненості сільськогосподарської продукції і ризику проживання населення на забрудненій території. З огляду на це, метою роботи була радіаційно-гігієнічна оцінка особливостей забруднення агроекосистем Полісся України у віддалений період після аварії на ЧАЕС.

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Оцінювання нинішнього рівня радіоактивного забруднення агроекосистем Полісся України здійснювали на основі інформації про рівні вмісту ^{137}Cs у певних елементах систем, а також тенденцій щодо їх зміни.

У процесі аналізу радіаційної ситуації із залученням офіційної інформації вини-

кали суперечності, зняти які можна було лише шляхом проведення додаткових експериментальних досліджень з оцінювання закономірностей міграції ^{137}Cs у трофічних ланцюгах «ґрунт — рослина — продукція».

Об'єктом проведення досліджень з вивчення параметрів і особливостей розподілу ^{137}Cs у системі «ґрунт — рослина» в радіоактивно забруднених агроекосистемах були сільськогосподарські угіддя довкола смт Народичі (природні і напівприродні угіддя, якими є пасовища та сіножаті, а також орні угіддя на дерново-підзолистих супіщаних ґрунтах). Згідно з даними відповідних рекомендацій [9], території, які після 10–15 років після Чорнобильської аварії характеризувалися щільністю забруднення ґрунтів ^{137}Cs у межах 9–17 $\text{Кі}/\text{км}^2$, належать до зони безумовного (обов'язкового) відселення.

Природна матриця ландшафту є типовою для Поліського регіону, характеризується плоско-опуклими водороздільними поверхнями і їх схилами. Основна частина агроекосистеми використовується під орні угіддя. Наразі природні лугові біогеоценози збереглися тільки на незручних для оранки площах — у заплавах р. Вуж та її приток.

Для досліджень були вибрані опорні майданчики в агрофітоценозах основних культур польової сівозміни — пшениця озима (координати — 51.224230°, 51.224242° пн.ш.; 29.106638°, 29.106647° сх.д.) і картопля (координати — 51.127745°, 51.127762° пн.ш.; 29.101276°, 29.101298° сх.д.) і в природних лугових фітоценозах — суходільні луки (координати — 51.196130°, 51.196141° пн.ш.; 29.081170°, 29.081182° сх.д.) та вологі заплавні луки (координати — 51.195112°, 51.195122° пн.ш.; 29.083065°, 29.083076° сх.д.). Агрофітоценози розташовуються на дерново-підзолистих супіщаних ґрунтах, що характеризуються легким гранулометричним складом, несприятливими водно-фізичними та агрохімічними властивостями. Місце розташування фітоценозів природних лук — заплавна частина р. Вуж, характеризується коротким періодом затоплення у весняний паводковий

період тривалістю менше 20 діб. Ґрунти — дернові, глибокі, глейові, легкосуглинкові на алювіальних відкладах. Травостій використовується для випасу тварин, до його складу входять такі злаки: костриця лучна та червона, тимофіївка лучна, лисохвіст лучний і звичайний; серед бобових — коношина лучна і повзуча, мишачий горошок, чина лучна.

Відбір зразків ґрунту, продукції з присадибних ділянок, сїна та молока для визначення ^{137}Cs здійснювали згідно з «Методикою комплексного радіаційного обстеження забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи територій (за винятком територій зони відчуження)» [10].

Визначення ^{137}Cs у ґрунті та продукції здійснювали в лабораторії Житомирського національного агроекологічного університету методом гамма-спектрометрії на сцинтиляційному гамма-спектрометрі типу АК-01с та в лабораторії радіаційного моніторингу ДУ «Інститут гігієни та медичної екології ім. О.М. Марзєєва» НАМН України на спектрометричній системі ADCAM-100 (ORTEC inc., США) з двома напівпровідниковими детекторами GEM-40125 та GEM-50250.

РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Під час аналізу матеріалів радіаційного моніторингу забруднених територій

Житомирського Полісся встановлено, що основними чинниками незадовільної радіаційної ситуації нині є наявність значних площ природних кормових угідь. Ці угіддя функціонують як пасовища та сіножаті, розташовані на луко-болотних, торфоболотних та дерново-підзолистих супіщаних ґрунтах і, як правило, характеризуються високими коефіцієнтами переходу радіонуклідів у продукцію.

Незважаючи що з моменту аварії на Чорнобильській АЕС пройшло майже 30 років, ці угіддя залишаються критичними щодо біогенної міграції ^{137}Cs у системі «ґрунт — рослина», і своєю чергою є свідченням закономірностей, встановлених проведеними раніше дослідженнями [7, 14].

Аналіз даних різних радіологічних служб, наукових організацій та власних досліджень свідчить про значну нерівномірність (строкатість та плямистість) забруднення агроєкосистем. Абсолютні значення забруднення ґрунту сільськогосподарських угідь варіюють у межах 185–1480 кБк/м².

Так, найбільш забрудненими у Народицькому р-ні є населені пункти Христинівка (середня щільність забруднення 436 кБк/м², питома активність ґрунту за ^{137}Cs становить 392–5770 Бк/кг), Народичі (питома активність ґрунту за ^{137}Cs — 662–3312 Бк/кг) та Селець (257–2091 Бк/кг) (табл. 1).

Таблиця 1

Радіоекологічна характеристика агроєкосистем у населених пунктах Народицького р-ну Житомирської обл.

Населений пункт	Присадибні ділянки, га	Землі запасу, га	Пасовища, сіножаті, га	Потужність експозиційної дози, мР/год.		Середня щільність забруднення ^{137}Cs , кБк/м ²	Питома активність ^{137}Cs у ґрунті, Бк/кг
				min	max		
Базар	77,5	86,4	89,6	0,013	0,049	241±58	361–1074
Рудня							
Базарська	8,6	26,4	12,1	0,014	0,041	259±62	482–1839
Межеліська	40,5	32,7	28,8	0,014	0,034	258±62	290–734
Народичі	54,6	133,0	142,3	0,011	0,038	402±48	362–3312
Селець	154,85	35,5	86,3	0,014	0,049	260±63	257–2091
Христинівка	38,0	36,7	70,76	0,013	0,044	436±57	392–5770

Як відзначалося вище, для вивчення особливостей міграції ^{137}Cs у трофічному ланцюзі «грунт – рослини – продукція» були вибрані такі елементи агроєкосистем: присадибні ділянки, орні землі та природні луки, і на основі первинної та вторинної продуктивності цих систем оцінено можливе надходження ^{137}Cs до організму людини.

Сільськогосподарські угіддя (орні землі, випаси і сіножаті), якими користуються мешканці досліджуваних населених пунктів, розташовуються в основному на ґрунтах, що представлені дерново-підзолистими супіщаними, глеюватими в поєднанні з лучно-болотними ґрунтами. Всі ці ґрунти відзначаються низьким рівнем родючості. Вміст гумусу в дерново-підзолистих ґрунтах варіює у межах 1,42–184%, а в лучно-болотних – 1,90–2,34%. Наявність в ґрунтовогому комплексі водню та амонію, незадовільний рівень насиченості основами зумовлюють підвищену кислотність цих ґрунтів, що варіює у межах 4,8–6,3. Забезпеченість (за Кірсановим): рухомими формами фосфору характеризується як підвищена – 3,65–4,46 мг/100 г ґрунту, обмінним калієм – середня – 4,94–9,50 мг/100 г ґрунту; також характерним є вміст обмінних форм кальцію і магнію, відповідно 1,10–4,90 і 0,96–2,64 мг-екв/100 г ґрунту.

Уміст ^{137}Cs у ґрунтах опорних майданчиків також є неспецифічним для різних елементів агроєкосистем – відповідає типовим показниками певних ґрунтів (рис. 1) [5, 7].

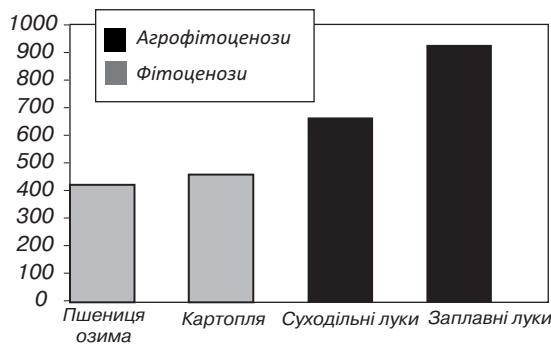


Рис. 1. Питома активність ^{137}Cs у ґрунтах різних агроєкосистем

Насамперед, нинішні рівні питомої активності ^{137}Cs у ґрунтах агроєкосистем смт Народичі становлять 420–930 Бк/кг, що відповідає щільності поверхневого радіоактивного забруднення 30-см шару – 170–380 кБк/м² (або 4,6–10,3 Кі/км²) і істотно перевершують фонові (10–12 кБк/м²) або нормативно допустимі (≤ 37 кБк/м²) параметри. Крім того, в просторовому розподілі ^{137}Cs у ландшафті спостерігається значна неоднорідність: в агроєкосистемах величини питомої активності радіонукліда понад удвічі менші, ніж у фітоценозах. Тобто підтверджується процес значущого вторинного перерозподілу ^{137}Cs у післячорнобильський період у ґрунтах схилових ландшафтів, що продовжується і нині внаслідок ерозійного масового переносу дрібнозему ґрунтів [11, 12].

Також спостерігаються різні особливості профільного розподілення ^{137}Cs у орних ґрунтах агроєкосистем і цілинних ґрунтах лугових природних фітоценозів (рис. 2). Глибина масового проникнення ^{137}Cs у ґрунти орних земель є більшою, ніж цілинних, і фактично повністю визначається процесом агротурбації та потужністю перевернутого пласта, що варіює у межах 10–30 см.

У ґрунтовогому профілю природних та напівприродних сільськогосподарських угідь радіальна міграція ^{137}Cs відбувається внаслідок повільно поточного процесу дифузії, турбаційної діяльності мезофауни ґрунту, а також значно залежить від потужності ризосфери і процесів обміну між ґрунтом і корінням рослин.

Загалом, у природних фітоценозах лук істотніше вираженою є локалізація основної маси ^{137}Cs у поверхневому 10-см шарі ґрунту.

Величина коефіцієнтів переходу (КП) радіонуклідів і рівнів забруднення травостою залежить від багатьох чинників, насамперед, від типу ґрунту, його агрохімічної характеристики, водного режиму, ботанічного складу травостою тощо. Залежно від агрохімічних властивостей ґрунтів, уміст радіонуклідів у рослинах може змінюватись більш ніж у 10 разів [8].

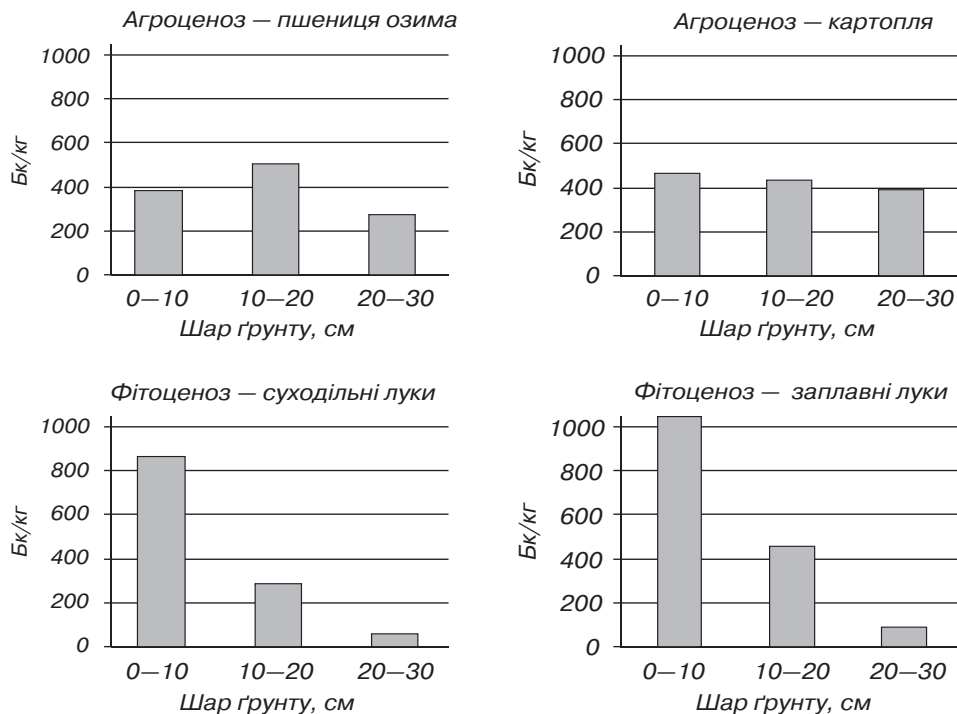


Рис. 2. Розподіл ^{137}Cs у ґрунтовому профілю на орних та природних угіддях смт Народичі

За результатами раніше проведених досліджень встановлено, що у більш пізні періоди (25–30 років) після Чорнобильської аварії ґрунти природних фітоценозів і, особливо, заплавних лук (торфоболотні ґрунти) залишаються критичними щодо біогенної міграції ^{137}Cs у системі «ґрунт – рослина» [13].

Основною продукцією агрофітоценозів смт Народичі були зерно пшениці озимої та бульба картоплі, а серед овочевих культур, що вирощувалися на присадибних ділянках, – картопля, капуста, столові буряки, морква, цибуля, томати, огірки, редька, кріп та щавель.

Надходження ^{137}Cs в урожай основних сільськогосподарських культур залежить від типу ґрунту і видів сільськогосподарських культур (табл. 2).

Незважаючи на значний рівень радіологічного забруднення ґрунтів (124–721 Бк/кг), ступінь забруднення сільсько-

господарської продукції був доволі низьким і не перевищував допустимих рівнів (ДР-2006) [14]. Найвищий рівень забруднення сільськогосподарської продукції зафіксовано на природних угіддях (КП ^{137}Cs становив 0,06–0,66), проте абсолютні величини активності ^{137}Cs у травостой та снігах цих угідь не перевищували ДР-2006. Це можна пояснити тим, що під час формування врожаю значна частина ^{137}Cs перерозподіляється у дернину угідь (рис. 3).

Найвищими є КП ^{137}Cs із ґрунту в продукцію природних угідь (0,06–0,66), що залежали від сезону року та їх виду. Набагато нижчими були значення КП ^{137}Cs в овочевих культурах, вирощених на особистих підсобних ділянках, величини яких також залежали від сезону року. Так, весною значення КП ^{137}Cs у петрушку, зелену цибулю, щавель та кріп були на порядок вищими порівняно з КП у літній та осінній сезони.

Таблиця 2

Коефіцієнти переходу (Бк·кг⁻¹)/(кБк·м⁻²) ¹³⁷Cs в основні продукти сільськогосподарського виробництва на території смт Народичі, 2015 р.

Вид продукції	Сезон		
	Весна	Літо	Осінь
<i>Агрофітоценози</i>			
Пшениця озима (зерно)	–	0,02±0,001	–
Картопля (бульба)	–	0,01±0,001	–
<i>Фітоценози</i>			
Пасовищна трава суходільних лук	0,18±0,008	0,11±0,003	0,06±0,002
Сіно суходільних лук	–	0,42±0,013	–
Пасовищна трава заплавних лук	0,32±0,008	0,18±0,007	0,09±0,005
Сіно заплавних лук	–	0,66±0,013	–
<i>Особисті підсобні ділянки (городи)</i>			
Цибуля зелена	0,12±0,008	0,07±0,008	–
Щавель	0,24±0,007	0,09±0,008	–
Редька	0,16±0,009	–	–
Петрушка	0,14±0,004	0,09±0,001	0,01±0,001
Кріп	0,15±0,004	0,10±0,003	0,04±0,003
Огірки	–	0,06±0,003	0,02±0,001
Томати	–	0,10±0,002	0,05±0,003
Картопля	–	0,05±0,002	0,02±0,002
Морква	–	0,09±0,002	0,04±0,002
Столові буряки	–	0,12±0,00	0,09±0,004
Капуста	–	0,11±0,002	0,03±0,002

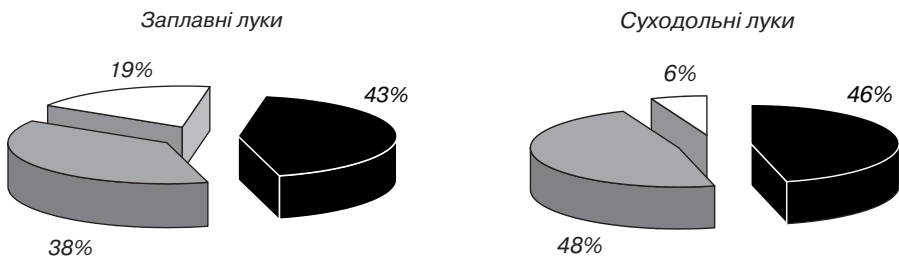


Рис. 3. Розподіл активності ¹³⁷Cs у формуванні врожаю природних угідь: ■ – ґрунт; ■ – дернина; □ – травостій

Найбільшою питомою активністю та КП ¹³⁷Cs характеризуються природні трави лук заплавного типу з торфово-глейовими ґрунтами, різниці значень їх КП ¹³⁷Cs вимі-

рюються навіть на рівні одиниці. Це можна пояснити агрохімічними відмінностями у межах одного типу органічних ґрунтів. На жаль, вивченню властивостей торфо-

болотних ґрунтів приділено недостатньо уваги порівняно з мінеральними типами, тому надалі слід детальніше дослідити саме органогенні ґрунти.

ВИСНОВКИ

У віддалений період після аварії на ЧАЕС основними чинниками радіаційної ситуації в агроecosистемах Полісся України залишаються значні площі природних кормових угідь. Нинішні рівні питомої активності ^{137}Cs у ґрунтах цих угідь є доволі високими (420–930 Бк/кг) — істотно перевищують фонові і майже вдвічі вищі, ніж у агроценозах.

Незважаючи на значний рівень забруднення ґрунтів, рівні забруднення сільськогосподарської продукції як у агроценозах, так і у фітоценозах були доволі низькими і не перевищували допустимих значень ДР-2006.

Для сучасного прогнозування радіоактивного забруднення продукції рослинництва та радіоекологічного обґрунтування допустимих рівнів забруднення ґрунтів ^{137}Cs коректно використовувати коефіцієнти переходу радіонукліда, отримані за останній період щодо різних умов ведення господарства.

ЛІТЕРАТУРА

1. Ведення сільського господарства на радіоактивно забруднених територіях Житомирської області та їх комплексна реабілітація на 2004–2010 роки: метод. рекомендації. — Житомир: Держ. агрокол. ун-т, 2004. — 121 с.
2. Радиационно-экологические аспекты использования загрязненных земель в отдаленном периоде после аварии на Чернобыльской АЭС / А.И. Дутов, В.П. Ландин, А.А. Мельничук, О.И. Гриник // Агроэкологический журнал. — 2015. — № 1. — С. 115–120.
3. Ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених внаслідок Чернобыльської катастрофи, у віддалений період: рекомендації / за заг. ред. Б.С. Прістера. — К.: АТІКА, 2007. — 196 с.
4. Радиологическая обстановка в Украине после Чернобыльской аварии и оптимизация применения конгрмер на современном этапе / В.А. Кашпаров, В.И. Йощенко, Ю.О. Бондарь, Э.С. Танкач // Радиационная гигиена. — 2009. — Т. 2, № 1. — С. 15–19.
5. Дутов О.І. Радіаційно-екологічні аспекти використання ґрунтів, забруднених радіонуклідами / О.І. Дутов, М.М. Єрмолаєв // Вісник аграрної науки. — 2013. — № 2. — С. 51–54.
6. Характеристика радиоактивного загрязнения окружающей среды в результате Чернобыльской катастрофы / О.В. Войцехович, О.Е. Гайдар, С.В. Давидчук и др. // 20 лет Чернобыльской катастрофы. Взгляд в будущее: Нац. докл. Украины. — К.: Аттика, 2006. — С. 13–29.
7. Попов В.Е. Вертикальное распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в аллювиальных почвах ближней зоны Чернобыльской АЭС / В.Е. Попов, А.А. Северинина, Ц.И. Бобовникова // Почвоведение. — 1994. — № 1. — С. 8–11.
8. Основные факторы, определяющие поведение радионуклидов в системе почва — растение /
- Б.С. Пристер, Л.В. Перепелятникова, В.И. Дутинов, Ю.В. Хомутинин // Проблемы сельскохозяйственной радиологии: Сб. науч. трудов УкрНИИ-ИСХР. — К., 1992. — Вып. 2. — С. 108–117.
9. Рекомендації щодо використання сільськогосподарських угідь населених пунктів, які за радіологічними показниками можуть бути виведені за межі 2-ї зони / Л.В. Калиненко, Г.П. Перепелятніков, М.І. Дідух та ін. — К.: Атіка, 2008. — 108 с.
10. Методика комплексного радіаційного обстеження забруднених внаслідок Чернобыльської катастрофи територій (за винятком території зони відчуження) / О.В. Кашпаров, Л.В. Калиненко, Г.П. Перепелятніков та ін. — К.: Атіка-Н, 2007. — 60 с.
11. Пристер Б.С. Оценка «гарантированных» коэффициентов перехода радиоактивного цезия в сельскохозяйственные культуры по агрохимическим показателям почвы / Б.С. Пристер, Ю.В. Хомутинин, Л.В. Перепелятникова // Проблемы сельскохозяйственной радиологии: Сб. науч. трудов УкрНИИ-ИСХР. — К., 1991. — Вып. 1. — С. 132–141.
12. Gudkov I. Radiation situation in Central Europe 25 years after Chernobyl Nuclear Power Plant accident and radioecological problems / I. Gudkov // Natural Human Environment: Dangers, Protection, Education / edited by K.H. Dugus. — Warsaw: Oficyna Wydawnicza WSEIZ, 2012. — P. 27–34.
13. Дутов О.І. Наукові основи формування агроecosистем на радіоактивно забруднених територіях: автореф. ... дис. д-ра біол. наук: спец. 03.00.16 / А.І. Дутов. — К., 2013. — 41 с.
14. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді (ДР-2006). Гігієнічний норматив: ГН 6.6.1.1-130-2006. — [Чинний від 2006-07-17]. — К. 2006. — 45 с. — (Національні стандарти України).

REFERENCES

1. *Vedennia silskoho hospodarstva na radioaktyvno zabrudnennykh terytoriiakh Zhytomyrskoi oblasti ta yikh kompleksna reabilitatsiia na 2004–2010 roky: metod. rekomendatsii* [Farming in contaminated areas Zhytomyr region and their complex rehabilitation for 2004–2010: method. Recommendations]. (2004). Zhytomyr: Derzhavnyi ahroekolohichnyi unchiver-syitet, 121 p. (in Ukrainian).
2. Dutov A.I., Landin V.P., Melnichuk A.A., Grinik O.I. (2015). *Radiatsionno-ekologicheskie aspekty ispolzovaniya zagryaznennykh zemel v otdalennom periode posle avarii na Chernobylskoy AES* [Radiation-ecological aspects of the use of contaminated land in the remote period after the accident at the Chernobyl nuclear power plant]. *Agroekologicheskii zhurnal* [Agroecological journal]. No 1, pp. 115–120 (in Russian).
3. Prystera B.S. (2007). *Vedennia silskohospodarskoho vyrobnytstva na terytoriiakh, zabrudnennykh vnaslidok Chornobylskoi katastrofy, u viddalenyi period: rekomendatsii* [Agricultural production in areas contaminated by the Chernobyl disaster in the remote period: Recommendations]. Kyiv: ATIKA Publ., 196 p. (in Ukrainian).
4. Kashparov V.A., Yoshchenko V.I., Bondar Yu.O., Tankach E.S. (2009). *Radiologicheskaya obstanovka v Ukraine posle Chernobylskoy avarii i optimizatsiia primeneniya kontrmer na sovremennom etape* [Radiological situation in Ukraine after the Chernobyl accident and optimization The use of countermeasures at the present stage]. *Radiatsionnaya gigiena* [Radiation Hygiene]. Vol. 2, No. 1, pp. 15–19 (in Russian).
5. Dutov O.I. Yermolaiev M.M. (2013). *Radiatsiino-ekolohichni aspekty vykorystannia gruntiv, zabrudnennykh radionuklidamy* [Radiation and environmental aspects of soil contaminated]. *Visnyk ahrarnoi nauky* [Bulletin of Agricultural Science]. No. 2, pp. 51–54 (in Ukrainian).
6. Voytsekhovich O.V., Gaydar O.Ye., Davidchuk S.V. (2006). *Kharakteristika radioaktivnogo zagryaznennya okruzhayushchey Sredy v rezultate Chernobylskoy katastrofy* [Characteristics of radioactive contamination from the Chernobyl disaster]. 20 let Chernobylskoy katastrofy. *Vzglyad v budushchee: Nats. dokl. Ukrainy* [20 years after the Chernobyl disaster. Looking to the future: Nat. rep. Ukraine]. Kiev: Atika Publ., pp. 13–29 (in Russian).
7. Popov V.Ye., Severinina A.A., Bobovnikova Ts.I. (1994). *Vertikalnoe raspredelenie ⁹⁰Sr i ¹³⁷Cs v allyuvialnykh pochvakh blizhney zony Chernobylskoy AES* [Vertical distribution of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs in alluvial soils near the zone of the Chernobyl nuclear power plan]. *Pochvovedenie* [Soil science]. No. 1, pp. 8–11 (in Russian).
8. Prister B.S., Perepelyatnikova L.V., Duginov V.I., Khomutinin Yu.V. (1992). *Osnovnye faktory, opredelyayushchie povedenie radionuklidov v sisteme pochva–rastenie* [The main factors that determine the behavior of radionuclides in the soil-plant]. *Problemy sel'skokhozyaystvennoy radiologii: Sb. nauch. trudov UkrNIISKhR* [Problems of Agricultural Radiology: Coll. scientific. works UIAR]. – Iss. 2, pp. 108–117 (in Russian).
9. Kalynenko L.V., Perepeliatnikov H.P. Didukh, M.I. (2008). *Rekomendatsii shchodo vykorystannia sil'skohospodarskykh uhid naselennykh punktiv, yaki za radiolohichnyimi pokaznykamy mozhut buty vyvedeni za mezhi 2-yi zony* [Recommendations for use of agricultural land settlements for radiological parameters can be removed from the 2nd zone]. Kyiv: Atika Publ., 108 p. (in Ukrainian).
10. Kashparov O.V., Kalynenko L.V., Perepeliatnikov H.P., Lundin S.M. (2007). *Metodyka kompleksnoho radiatsiinoho obstezhennia zabrudnennykh vnaslidok Chornobylskoi katastrofy terytorii (za vyniatkom terytorii zony vidchuzhennia)* [Methods of complex radiation survey contaminated by the Chernobyl disaster areas (except the exclusion zone)]. Kyiv: Atika-NPubl., 60 p. (in Ukrainian).
11. Prister B.S., Khomutinin Yu.V., Perepelyatnikova L.V. (1991). *Otsenka «garantirovannykh» koefitsientov perekhoda radioaktivnogo tseziya v sel'skokhozyaystvennye kultury po agrokhimicheskim pokazatelyam pochvy* [Evaluation of «guaranteed» transfer coefficients of radioactive cesium in the crops on soil agrochemical indicators]. *Problemy sel'skokhozyaystvennoy radiologii: Sb. nauch. trudov UkrNIISKhR* [Problems of Agricultural Radiology: Coll. scientific. UIAR works]. Vol. 1, pp. 132–141 (in Russian).
12. Dygus K.H., Gudkov I. (2012). *Radiation situation in Central Europe 25 years after Chernobyl Nuclear Power Plant accident and radioecological problems*, Natural Human Environment: Dangers, Protection, Education Warsaw: Oficina Wydawnicza WSEIZ, pp. 27–34 (in English).
13. Dutov A.I. (2013). «Scientific guidelines for the development of agro-ecosystems in contaminated territories» Abstract of doctor of Biology Sciences dissertation, Ecology, Kyiv, 41 p. (in Ukrainian).
14. *Dopustymi rivni vmistu radionuklidiv ¹³⁷Cs ta ⁹⁰Sr u produktakh kharchuvannia ta pytnii vodi (DR-2006)* [Acceptable levels of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in food and drinking water (DR-2006)] (2006). Hihiiienichniy normatyv: HN 6.6.1.1-130, Kyiv, 45 p. (in Ukrainian).

СИНЕРГІЗМ ^{137}Cs І ДИСБАЛАНСУ ПОЖИВНИХ МІКРОЕЛЕМЕНТІВ У АГРОЛАНДШАФТАХ ПОЛІССЯ УКРАЇНИ

Т.М. Єгорова

Інститут агроекології і природокористування НААН

Розглянуто питання комплексного впливу на рослинність і організм людини радіоактивного забруднення і біогеохімічного дисбалансу поживних мікроелементів на території Українського Полісся. Описано синергетичні ефекти впливу радіаційного опромінення і дисбалансу Co , Mo , Zn на сільськогосподарські рослини, худобу і населення. Узагальнено параметри біогенної міграції ^{137}Cs , Co , Mo , Zn у ландшафтах Українського Полісся. Показано синергетичні особливості біогенної міграції між ^{137}Cs і Co та Mo і Zn за переходу їх із ґрунтів у рослинність. Встановлено відповідні кореляційні зв'язки між рівнями радіаційних ризиків територій та поширеністю ендемічних мікроелементозів місцевого населення.

Ключові слова: радіонукліди, біогеохімічний дисбаланс, синергізм, ландшафт, Українське Полісся.

Одним із основних питань сільськогосподарської радіоекології залишається радіаційне забруднення продуктів харчування, смертність та захворюваність населення, яке проживає у зонах забруднення, а також питання реабілітації цих земель. Під час вирішення цих питань основна увага приділяється радіобіологічним особливостям ґрунтів і меліоративним заходам зі зниження вмісту радіонуклідів у сільськогосподарських рослинах [1, 2]. Рівні радіаційного забруднення радіонуклідами внаслідок Чорнобильської аварії розглядаються як головні чинники небезпеки сільськогосподарської продукції і здоров'я місцевого населення на території Українського Полісся. Радіоекологія пов'язує розв'язання проблем реабілітації забруднених територій із особливостями техногенної фізико-хімічної міграції радіонуклідів довготривалого періоду напіврозпаду. Заходи агротехнічної і агрохімічної меліорації радіаційно забруднених ґрунтів, що зменшують зовнішнє опромінення, традиційно прирівнюються до ефективних систем землекористування під час вирощування певних сільськогосподарських культур.

Елементи взаємозв'язку між концентраціями радіонуклідів і мікроелементів

на територіях радіаційного забруднення вивчалися геохіміками і ландшафтознавцями лише впродовж короткого періоду, відразу після Чорнобильської аварії. Основним предметом досліджень були загальні особливості геохімічних бар'єрів і ландшафтів Чорнобильської зони щодо комплексної концентрації і розсіювання штучних радіонуклідів та мікроелементів. У роботах В.С. Давидчука і Р.Ф. Зарудної, О.І. Перельмана, Є.І. Ольшевської, Т.М. Єгорової та ін. наведено порівняльну характеристику динаміки радіоекологічної ситуації залежно від ландшафтно-геохімічної будови забруднених територій [3]. Процеси вертикальної міграції радіонуклідів і стабільних елементів в аспекті де-контамінації забруднених ґрунтів широко вивчалися Ю.Я. Сушиком, Л.В. Кононенко, А.І. Самчуком та ін. [1, 4].

На жаль, і нині доволі незначна увага приділяється як особливостям процесів біогенної міграції штучних радіонуклідів і мікроелементів, так і синергетичним ефектам їх взаємодії у біогеохімічних харчових ланцюгах. Складність та багатофакторність механізмів взаємодії біогеохімічних ланцюгів пояснює їх низьку вивченість [5]. Проте для Українського Полісся агроекологічне значення таких ефектів контрастно проявилось внаслідок проведення регіо-

нальних вапнувань забруднених ґрунтів у перші роки після Чорнобильської аварії. Лише через певний період була визнана екологічна небезпека вапнування через його вплив на зниження загальної рухомості поживних елементів у системі «ґрунт — рослина — тварина» [1, 2].

Відповідно до визначень А. Кабата-Пендіас, синергізм проявляється як посилена спільна фізіологічна дія різних чинників, антагонізм — як послаблення впливу одного чинника під дією інших. У рослинах такі взаємодії можуть бути обумовлені здатністю одного хімічного елемента стимулювати або пригнічувати поглинання інших елементів [5]. У межах територій радіаційного забруднення були розглянуті синергетичні ефекти стану сільськогосподарської продукції рослинництва і тваринництва залежно від агрохімічного стану ґрунтів — вмісту гумусу, забезпеченості основними елементами живлення (N, P, K), карбонатності і кислотності [1, 2, 6]. Наприклад, О.А. Бербовніковою, З.В. Калашніковою, Г.П. Перепелятніковим із фахівцями Інституту сільськогосподарської радіології вивчався вплив на біогенну міграцію ¹³⁷Cs моноелементної обробки насіння технічних і зернових культур Co, Mo, Zn [7].

Регіональні біогеохімічні дослідження свідчать, що негативний вплив на сільськогосподарські культури штучних радіонуклідів має спільні риси із біологічними ефектами нестачі Co і Mo у агроландшафтах Українського Полісся. Наприклад, радіоекологічне значення Co для тварин і людини обумовлено його біохімічним значенням для структури вітаміну B₁₂, що містить 4,5% цього мікроелемента. За дослідженнями онкологів, саме B₁₂, як і багато інших чинників, здатен підвищувати загальний опір людського та тваринного організму онкологічним захворюванням і є засобом боротьби організму із лейкемією [6, 8, 9].

Взаємодія біохімічного балансу поживних мікроелементів і радіоактивного забруднення на екологічний стан сільськогосподарської продукції і здоров'я населення забруднених територій України

унаслідок аварії на ЧАЕС нині фактично не розглядається.

Метою досліджень було вивчення синергетичних ефектів впливу на сільськогосподарську продукцію Українського Полісся радіоактивного забруднення і біогеохімічного дисбалансу Co, Mo, Zn та їх значення для агроекологічних досліджень на цих територіях.

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Для досягнення поставленої мети у статті застосовано авторські результати багаторічних біогеохімічних досліджень Українського Полісся, а також радіоекологічних досліджень у Народицькому р-ні Житомирської обл. На території Українського Полісся нами були виділені біогеохімічні субрегіони Co, Mo і Zn. Регіональні біогеохімічні субрегіони кобальтової та молібденової нестачі у ґрунтах агроландшафтів (менше 7 і 1,5 мг/кг — у валовій та менше 2,5 і 0,2 мг/кг — у рухомих формах відповідно) спричиняють і підвищену поширеність серед дитячого населення ендемічної захворюваності на анемію та гломерулонефрит. Локальний біогеохімічний субрегіон надлишку Zn у ґрунті (більше 70 мг/кг у валовій формі) зумовлює широкий спектр гіпермікроелементозів населення [3, 4, 6, 8, 9].

Для досліджень були використані розрахунки показників накопичення радіонуклідів у сільськогосподарських культурах та природній рослинності Полісся, отримані Інститутом сільськогосподарської радіології та іншими організаціями [1, 2, 7, 10]. У кореляційному аналізі впливу біогеохімічних ланцюгів на ендемічну захворюваність населення використано регіональні показники радіаційного забруднення адміністративних областей України [11].

Дослідження проводили із застосуванням методів регіонального ландшафтно-геохімічного аналізу і біогеохімічного районування територій радіоактивного забруднення. Для аналізу процесів біогенної міграції хімічних елементів у ландшафтах нами узагальнено три кількісних параметри системи «ґрунт — рослина»: коефіцієнт

переходу і накопичення ^{137}Cs (КП і КН) та коефіцієнти біологічного поглинання (Ах) Со, Мо, Zn.

Методологія досліджень синергетичного ефекту для здоров'я населення радіаційного забруднення територій в умовах нестачі Со у ґрунтах Українського Полісся базується на принципах ландшафтної екології, біогеохімії і екологічного картування. Поряд із тим для агроекологічного аналізу нами були розроблені і застосовані спеціальні параметри і критерії біогеохімічного аналізу земель сільськогосподарського призначення [6].

РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

На території «західного сліду» радіаційних випадів Чорнобильської аварії поширеними є біогеохімічні субрегіони нестачі Со і Мо, а також надлишку Zn у ландшафтах Українського Полісся. Це свідчить про існування взаємодії цих небезпечних еколого-геохімічних чинників упродовж 30 років на значних площах регіональних агроландшафтів.

Комплексний аналіз впливу радіаційного забруднення і біогеохімічного дисбалансу вказаних поживних мікроелементів свідчить про певні спільні риси їх негативної дії на різні біологічні об'єкти. Такі досліджені радіоморфози зернових і овочевих культур, як карликовість листя, зменшення розміру стебла і колосу, хлорофільні мутації [1], певним чином співпадають із фітопатологіями нестачі Мо і Со (уповільнення процесів росту і зменшення розміру рослин, послаблення процесів фотосинтезу, некроз і хлороз) та надлишку Zn (дрібнолистя) [6, 9]. Вплив радіаційного опромінення на тварин і людину, поряд із іншими наслідками, проявляється зростанням онкологічних захворювань та прогресуванням патологій кровоносної, кістково-м'язової і нервової систем [1]. Подібна захворюваність може проявлятися гіпомікроелементозами Со і Мо (зниження імунітету до онкологічних захворювань, порушення процесів кровотворення і спричинення анемії, підвищена захворюваність на атеросклероз і артрити, нервові розлади і де-

пресії), а також гіпермікроелементозами Zn (підвищення захворюваності на остеопороз) [6, 9]. Отже, найпоширеніші радіоморфози і мікроелементози на території Українського Полісся мають синергетичну взаємодію, а їх спільний негативний вплив на сільськогосподарські рослини, тварин і людину буде лише посилюватися. Відсутність біогеохімічного аналізу агроландшафтів зон радіоактивного забруднення був і залишається чинником посилення синергетичної негативної взаємодії за проведення вапнування ґрунтів, що знижує фізико-хімічну рухомість поживних мікроелементів та, відповідно, їх біогенну акумуляцію сільськогосподарськими рослинами. Безумовно, радіоекологічна ситуація у цьому аспекті має первинне значення, а біогеохімічний дисбаланс поживних мікроелементів — вторинне. Крім того, певна частина живих організмів здатна адаптуватися до існуючих еколого-геохімічних умов територій. Більшою мірою адаптація відбувається до умов природного генезису, що мають регіональне поширення і діють на живі організми постійно. Дещо слабше адаптація формується до техногенних умов, що поширені локально і мають імпульсний, відносно короткостроковий вплив на довкілля.

Механізми переходу радіонуклідів і поживних мікроелементів з ґрунтів у рослинність формують біогеохімічні ланцюги, генезис яких має визначатися як природно-техногенний. Закономірності їх формування обумовлюють як зовнішні, так і внутрішні чинники геохімічної міграції. Основними з них є структура і фізико-хімічні особливості агроландшафтів, система землекористування, водна і біогенна рухомість хімічних елементів. Найпоширенішими кількісними параметрами переходу радіонуклідів у системі «ґрунт — рослина» прийнято КП, а для поживних мікроелементів — Ах. Сполучний аналіз інтенсивності біогенної міграції радіонуклідів і поживних мікроелементів в умовах Українського Полісся дає змогу прогнозувати певні синергетичні ефекти їх взаємодії (таблиця).

**Параметри біогенної міграції ^{137}Cs і поживних мікроелементів
у ландшафтах Українського Полісся (1990–2000 рр.)**

Будова ландшафту	Рослинність	Коефіцієнти					
		переходу (КП)	надходження (КН)	біологічного поглинання (Ах)			
				^{137}Cs	Со	Мо	Zn
Мішані ліси та сільськогосподарські землі на їх місці з дерново-підзолистими ґрунтами на супіщаних льодовикових відкладах	Різнотравно-злакова (трав'яна)	0,9 [10]	0,19 [10]	0,2–0,3	1	9	2–4*
	Кормові буряки, картопля	0,1–0,4 [10]	0,03–0,1 [10]	н.д.	0,1–0,2	н.д.	2–9
Заливні луки з торфовими і глейовими ґрунтами на піщаних алювіальних відкладах	Різнотравно-злакова (трав'яна)	18–71 (4–39)** [2]	н.д.***	0,4–0,6	6	79	1
Глобальні оцінки біогенної міграції стабільних елементів за О.І. Перельманом [12]		Не досліджено		0,1–0,9	2	10	12

Примітка: * для ландшафтів з надлишком цинку, ** після меліоративних заходів (внесення N, P, K, вапна, гною), *** н.д. — немає даних.

Рівні КП характеризуються високою варіабельністю і визначаються переважно активністю первинних радіоактивних випадінь після Чорнобильської катастрофи. Значення коефіцієнтів накопичення ^{137}Cs і біологічного поглинання мікроелементів мають тісний зв'язок із внутрішніми особливостями міграції хімічних елементів у біогеохімічних ланцюгах. Так, Cs і Со є елементами біофобними, яким не властиве інтенсивне накопичення у рослинності. Про це свідчать як мінімальні значення глобальних норм їх біологічного поглинання ($A_x = 0,2-2$), так і отримані значення їх біологічного поглинання овочевими культурами і різнотрав'ям ($A_x = 0,03-1$). Натомість мікроелементи Мо і Zn є елементами біофільними із підвищеною активністю до біогенної акумуляції. Глобальні норми їх біогенної акумуляції є значно вищими ($A_x = 10-12$), а накопичення у овочевих культурах і трав'яних видах рослин досягає рівня $A_x = 4-79$. Тому може проявлятися синергізм біологічних ефектів на сільськогосподарську рослинність з боку ^{137}Cs і Со та їх певний антагонізм із Мо і Zn.

Отримані закономірності підтверджують диференційований вплив агрохімічних меліоративних заходів на біогенну міграцію ^{137}Cs , що були зафіксовані у вегетаційних дослідках під час обробки насіння люпину, ячменю і кукурудзи різними мікроелементами [7]. Вплив поживних мікроелементів і азотних добрив на біогенну міграцію ^{137}Cs доведено експериментальними меліоративними дослідженнями Інституту сільськогосподарської радіології. Обробка насіння мікроелементами свідчить про можливість зниження концентрації ^{137}Cs у травостой на лучних торф'янистих ґрунтах — у 2–17 разів, у сільськогосподарських рослинах (кукурудза, буряк, люпин) на дерново-підзолистих ґрунтах — у 2–3 рази; а також про істотне підвищення інтенсивності біогенного поглинання радіонуклідів рослинами з торфових ґрунтів за внесення азотних добрив [2].

Синергетичну взаємодію ^{137}Cs із Со можна визначити як «закритість» техногенних біогеохімічних ланцюгів: внесення Со у дерново-підзолисті ґрунти не змінювало або збільшувало накопичення ^{137}Cs у лю-

пині. Натомість антагоністичну взаємодію ^{137}Cs із Mo і Zn можна визначити як «відкритість» техногенних біогеохімічних ланцюгів: внесення Mo і Zn знижувало перехід ^{137}Cs у рослини до 2–3 разів. Тому на території біогеохімічного субрегіону із надлишком Zn , якими є агроландшафти болотних і торфових ґрунтів, слід очікувати зниження переходу ^{137}Cs у сільгоспкультури.

Для виявлення медико-екологічних наслідків синергетичних ефектів біогеохімічного дисбалансу поживних мікроелементів і забруднення територій штучними радіонуклідами нами вивчено кореляційні зв'язки між радіоекологічними і медико-геохімічними параметрами на територіях двох біогеохімічних субрегіонів України — з нестачею Co , де спостерігається підвищена поширеність анемії, та нестачею Mo — території із підвищеною поширеністю гломерулонефриту.

Кореляційний статистичний аналіз свідчить про синергетичний медико-екологічний вплив потенційного радіаційного ризику і нестачі Mo у ландшафтах на поширеність анемії серед дитячого населення. На території біогеохімічного субрегіону з нестачею Co поширення захворюваності на анемію має відносно тісний позитивний лінійний зв'язок із рівнем потенційного радіаційного ризику $r = 0,3$. На території біогеохімічного субрегіону з нестачею Mo антагоністичний вплив радіаційного забруднення на поширеність гломерулонефритів проявляється від'ємним коефіцієнтом кореляції ($r = -0,5$).

ВИСНОВКИ

Упродовж 30 років у агроландшафтах зони радіоактивного забруднення Українського Полісся формування техногенних

біогеохімічних ланцюгів штучних радіонуклідів відбувається в умовах дисбалансу поживних мікроелементів — нестачі Mo і Co та надлишку Zn . Вплив цих чинників на сільськогосподарську продукцію та захворюваність населення має спільні ознаки їх екологічної небезпеки: у рослин — хлорофільні мутації, карликовість листя і зменшення розміру рослин; у тварин і людини — зниження імунітету до онкологічних захворювань, підвищене поширення патологій кровоносної, кістково-м'язової і нервової систем. Синергетичні ефекти впливу радіонуклідів і мікроелементів на рослинність визначає біофобність ^{137}Cs і Co та біофільність Mo і Zn у процесах біогенної міграції. У системі «ґрунт — рослина» синергетична взаємодія ^{137}Cs із Co та Mo із Zn зумовлює відповідно — слабку та посилену їх акумуляцію рослинністю. Медико-екологічні наслідки синергетичної взаємодії біогеохімічних харчових ланцюгів радіонуклідів і поживних мікроелементів проявляються позитивною лінійною кореляцією між рівнями радіаційних ризиків та поширеністю ендемічних захворювань на анемію в умовах нестачі Co . Ефективними заходами реабілітації цих територій є внесення Mo і Zn у нижні ланки біогеохімічних ланцюгів (ґрунти, поливні води, насіння, сільгоспкультури), а Co — у верхні (корм тварин, харчові добавки для населення).

Реабілітація забруднених радіонуклідами територій потребує урахування комплексу небезпечних екологічних чинників, зокрема, нестачі поживних мікроелементів у біогеохімічних ланцюгах та ендемічні гіпомікроелементози тварин і людини, що мають стати об'єктами радіоекологічного моніторингу і бути врахованими під час розробки спеціальних агротехнологій.

ЛІТЕРАТУРА

1. Яблоков А.В. Чернобыль: последствия катастрофы для человека и природы / А.В. Яблоков, В.Б. Нестеренко, А.В. Нестеренко. — Спб.: Наука, 2007. — 376 с.
2. Пристер Б.С. Актуальные проблемы кормопроизводства в условиях радиоактивного загрязнения территорий / Б.С. Пристер, Г.П. Перепелятников, М.И. Ильин // Проблемы сельскохозяйственной радиологии: сборник научных трудов. — Вып. 2. — К., 1992. — С. 71–88.
3. Ландшафтно-геохимические аспекты здоровья населения Полесья Украины и Беларуси / Л.С. Галецкий, Т.М. Егорова, А.В. Матвеев, В.Е. Бордон // Геологический журнал НАН Украины. — 2007. — № 1. — С. 56–65.

4. Єгорова Т.М. Досвід детальних ландшафтно-геохімічних досліджень Житомирського Полісся / Т.М. Єгорова // Вісник Київського університету. — 2000. — Вип. 17. — С. 40–45. — (Сер.: Геологія).
5. Кабата-Пендіас А. Микроэлементы в почвах и растениях; пер. с англ. / А. Кабата-Пендіас, Х. Пендіас. — М.: Мир, 1989. — 439 с.
6. Єгорова Т.М. Наукові основи еколого-геохімічних процесів в агроландшафтах України: автореф. дис. ... д-ра с.-г. наук: 03.00.16 / Т.М. Єгорова. — К., 2015. — 47 с.
7. Калашникова З.В. Оценка накопления Cs-137 в урожае растений в условиях применения микроэлементов / З.В. Калашникова, Г.П. Перепелятников, Р.В. Медяк // Проблемы сельскохозяйственной радиологии: сборник научных трудов. — Вип. 2. — К., 1992. — С. 89–101.
8. Єгорова Т.М. Біогеохімічні ланцюги кобальту як фактор екологічної безпеки території радіаційного забруднення Українського Полісся / Т.М. Єгорова // Радіоекологія — 2015: зб. матеріалів науково-практичної конференції (Київ, 24–26 квітня 2015 р.). — К., 2015. — С. 61–62.
9. Єгорова Т.М. Прогнози Co, Mo, Mn, Zn біогеохімічні субрегіони України / Т.М. Єгорова // Доповіді НАН України — 2003. — № 11. — С. 201–206.
10. Феценко В.П. Екобезопасность миграции ксенобиотиков та шляхи мінімізації радіоекологічного навантаження на населення / В.П. Феценко, А.Ф. Щербатюк // Радіоекологія—2015: зб. матеріалів науково-практичної конференції (Київ, 24–26 квітня 2015 р.). — К., 2015. — С. 248–253.
11. Україна. Радіаційна безпека: [Карти, масштаб 1:3000000] / В.А. Барановський, О.А. Бобильова, М.І. Омелянець, Л.Я. Табачний. — К.: Вид-во ВЕЛ, 2004. — 35 с.
12. Перельман А.И. Геохимия ландшафтов / А.И. Перельман. — М.: Высшая школа, 1975. — 341 с.

REFERENCES

1. Yablokov A.V., Nesterenko V.B., Nesterenko A.V. (2007). *Chernobyl: posledstviya katastrofy dlya cheloveka i prirody* [Chernobyl: Consequences of the catastrophe for people and nature]. Sankt-Petersburg: Nauka Publ., 376 p. (in Russian).
2. Prister B.S., Perepelyatnikov G.P., Ilin M.I. (1992). *Aktualnye problemy kormoproizvodstva v usloviyakh radioaktivnogo zagryazneniya territoriy* [Actual problems of fodder production under radioactive contamination of territories]. *Problemy selskokhozyaystvennoy radiologii: sbornik nauchnykh trudov* [Problems of Agricultural Radiology: collection of scientific works]. Vol. 2, Kiev; pp. 71–88 (in Russian).
3. Galetskiy L.S., Yegorova T.M., Matveev A.V., Bordon V.Ye. (2007). *Landshaftno-geokhimicheskie aspekty zdorovya naseleniya Polesya Ukrainy i Belarusi* [Landscape-geochemical aspects of public health Polesie Ukraine and Belarus]. *Heolohichnyi zhurnal NAN Ukrainy* [Geological Journal of NAS of Ukraine]. No 1, pp. 56–65 (in Russian).
4. Yehorova T.M. (2000). *Dosvid detalnykh landshaftno-heokhimichnykh doslidzhen Zhytomyrskoho Polissia* [Experience of detailed landscape and geochemical studies Zhytomyr Polissya]. *Visnyk Kyivskoho universytetu Ser. Heolo-hiia. Kyiv. VPTs «Kyivskiy Universytet»* [Bulletin of Kiev universities. Avg. Geology. Kiev. CUP «Kyiv University»]. Vol., 17, pp. 40–45 (in Ukrainian).
5. Kabata-Pendias A., Pendias X. (1989). *Mikroelementy v pochvakh i rastenyakh* [Trace elements in soils and plants]. Per. s angl, Moscow, Mir Publ., 439 p. (in Russian).
6. Yegorova T.M. (2015). «Scientific basis of environmental and geochemical processes in agricultural landscapes Ukraine», Abstract of Doctor of Agricultural Sciences dissertation, Institute of Agroecology and Environmental, Kyiv, Ukraine, 47 p. (in Ukrainian).
7. Kalashnikova Z.V., Perepelyatnikov G.P., Medyak R.V. (1992). *Otsenka nakopleniya ¹³⁷Cs v urozhae rasteniy v usloviyakh primeneniya mikroelementov* [Evaluation of accumulation of ¹³⁷Cs in plant crops in the conditions of application mikroelementov]. *Problemy selskokhozyaystvennoy radiologii: sbornik nauchnykh trudov* [Problems of Agricultural Radiology: collection of scientific works]. Vol. 2, Kiev, pp. 89–101 (in Russian).
8. Yehorova T.M. (2015). *Bioheokhimichni lantsiuhy kobaltu yak faktor ekolohichnoi nebezpeky terytorii radiatsiynoho zabrudnennia Ukrainy Polissia* [Biogeochemical cobalt chain as a factor of environmental hazard areas of radioactive contamination Ukrainian Polissya]. *Zbirnyk materialiv naukovo-praktychnoi konferentsii* [Proceedings of the conference, 24–26 April 2015]. Kyiv; pp. 61–62 (in Ukrainian).
9. Yehorova T.M. (2003). *Prohnozni Co, Mo, Mn, Zn bioheokhimichni subrehiony Ukrainy. Dopovidi NANU* [Expected Co, Mo, Mn, Zn biogeochemical sub-regions of Ukraine. Reports of the National Academy of Sciences]. No. 11, pp. 201–206 (in Ukrainian).
10. Feshchenko V.P., Shcherbatiuk A.F. (2015). *Ekobezpeka mihratsii ksenobiotyktiv ta shliakhy minimizatsii radioekolohichnoho navantazhennia na naselennia* [Environmental Safety migration of xenobiotics and ways to minimize radiation burden on the population]. *Zbirnyk materialiv naukovo-praktychnoi konferentsii* [Proceedings of the conference, 24–26 April 2015]. Kyiv; pp. 248–253 (in Ukrainian).
11. Baranovskyi V.A., Bobylova O.A., Omelianets M.I., Tabachnyi L.Ya. (2004). *Ukraina. Radiatsiina nebezpeka, masshtab 1:3 000 000* [Ukraine. The radiation risk, scale 1: 3,000,000]. Kyiv: Vyd-vo VEL Publ., 35 p. (in Ukrainian).
12. Perelman A.I. (1975). *Geokhimiya landshaftov* [Geochemistry of landscapes] Moscow : Vysshaya shkola Publ., 341 p. (in Russian).

ВИРОБНИЦТВО РАДІОЛОГІЧНО БЕЗПЕЧНОЇ ПРОДУКЦІЇ ПТАХІВНИЦТВА НА РАДІАЦІЙНО ЗАБРУДНЕНІЙ ТЕРИТОРІЇ

С.П. Ковальова

Житомирська філія ДУ «Інститут охорони ґрунтів України»

Наведено результати досліджень особливостей накопичення ^{137}Cs у продуктах забою качок за екстенсивного вирощування на радіоактивно забрудненій території ($>555 \text{ кБк/м}^2$) в умовах безвигульного та вигульного способів утримання. Встановлено, що вирощування качок за вигульного способу утримання сприяє зниженню накопичення радіонукліда в організмі птиці порівняно з безвигульним способом. Обґрунтовано, що вирощування качок у другій зоні радіоактивного забруднення забезпечує отримання екологічно безпечної продукції із рівнем забруднення ^{137}Cs нижче від ДР-2006.

Ключові слова: качки, вигульний та безвигульний способи, радіоактивно забруднена територія, ^{137}Cs .

Дедалі гостріше постає питання про негативні наслідки забруднення навколишнього природного середовища (повітря, ґрунту, водних ресурсів), впливу на здоров'я людини хімічних речовин, безпеки продуктів харчування. Цей стан ускладнився внаслідок Чорнобильської катастрофи, викиди радіоактивних речовин від якої становили 50 млн Кі [1].

Аварія на Чорнобильській АЕС спричинила серйозні соціальні і психологічні потрясіння у житті людей, яких вона торкнулася, і нанесла значні економічні збитки.

Відповідно до Законів України «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» та «Про статус і соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи», радіаційно небезпечними є землі, на яких неможливе подальше проживання населення, одержання сільськогосподарської та іншої продукції, харчових продуктів, що відповідають державним та міжнародним допустимим рівням умісту радіоактивних речовин, або які недоцільно використовувати за екологічними вимогами [1, 2].

Тому однією з головних стає проблема повної реабілітації забруднених територій, відновлення порушеного аварією укладу життя та створення нормальних умов жит-

тєдіяльності населення. Радіонуклідне забруднення значної частини території України ще й досі є серйозною перешкодою на шляху її економічного відродження.

Після аварії на ЧАЕС в Україні, у т.ч. і у Житомирській обл., різко скоротилась площа орних земель, сіножатей, посівів зернових, картоплі, кормових культур, зменшилось поголів'я великої рогатої худоби, виробництво м'яса, молока, яєць.

Унаслідок нерегульованого ринкового пресу виробництво сільськогосподарської продукції переміщується до приватного сектора. Це є характерною особливістю для України загалом і для регіонів з високим рівнем радіоактивного забруднення території зокрема. Прогнозні оцінки свідчать, що вирощування водоплавної птиці, у т.ч. й качок, у зоні Полісся набуватиме дедалі більшого значення в економіці господарств населення як джерело м'ясних ресурсів. Крім задоволення внутрішньо-сімейних потреб, продукція з качок у значних обсягах реалізується через торгівельні майданчики [3–5].

У віддалений післяаварійний період радіаційна ситуація на забруднених територіях поліпшилась і стала прогнозованою завдяки природним процесам автореабілітації (фізичний розпад радіонуклідів, перерозподіл і фіксація їх у ґрунтового профілі) та життя на підставі моніторингу відповідних заходів. Однак і досі у регіонах

Українського Полісся виробляється сільськогосподарська продукція, яка не відповідає вимогам державних нормативів щодо вмісту радіонуклідів у харчових продуктах. Так, залишаються 57 населених пунктів, де питома активність ^{137}Cs у молоці і м'ясі постійно перевищує чинні нормативи [6].

Поряд із тим питання виробництва екологічно безпечного м'яса качок на радіоактивно забруднених територіях майже не вивчено, до того ж вирощування качок здійснюється переважно за екстенсивною технологією з використанням місцевих кормів, без збагачення їх біологічно вітамінними та мінеральними добавками і введення комбікормів. Раціони, як правило, є незбалансованими.

Мета дослідження — вивчення динаміки накопичення ^{137}Cs у продуктах забою качок: м'ясі, шкірі, кістках, їстівних внутрішніх органах та продукції з пір'я та пуху за різних способів утримання в особистих підсобних господарствах з використанням місцевих кормів.

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Науково-виробничі дослідження проводили на території с. Христинівки Народицького р-ну Житомирської обл., де щільність забруднення ґрунтів ^{137}Cs становила понад 555 kBк/м^2 .

Для проведення дослідів було сформовано групи (60 голів у кожній) однодобових каченят з середньою живою масою $39,9 \text{ г}$ — у 2001 р. та $40,6 \text{ г}$ — у 2012 р. За досягнення каченятами місячного віку їх розділили на дві аналогічні групи (контрольна та дослідна) із середньою живою масою каченят 525 і 520 г — у 2001 та 2012 роках відповідно.

До місячного віку качок утримували в однакових умовах (у вольєрі безвигульно), з вільним доступом до води в ємностях.

Потім контрольну групу качок продовжували утримувати безвигульно, тобто цілий день у вольєрі із вільним доступом до води в ємностях, а вночі — у приміщенні. Дослідну групу — вигульно, тобто качки впродовж дня перебували на природних обмежених водоймах і тільки під час го-

дівлі у вольєрах, а вночі їх загнали у спеціальні приміщення.

Умови годівлі були однаковими для качок обох груп. Раціони для птиці складали із використанням місцевих кормів (дерть ячмінна, дерть пшенична, зелена маса коношини, кормовий буряк).

Для науково-господарського дослідження птицю групували за принципом пар-аналог, за однакової кількості самців і самок.

Щомісячно робили контрольний забій качок — 4 голови із кожної групи.

Питому активність ^{137}Cs у кормах, воді, продуктах забою птиці визначали спектрометричним методом на приладі «Гама Плюс» з програмним забезпеченням «Прогрес».

РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Результати питомої активності ^{137}Cs середньодобових раціонів качок засвідчили: концентрація радіонукліда у 2001 р. була на рівні $38,68$ – $60,17 \text{ Бк}$, що на $7,3$ – $15,8\%$ менше порівняно з 2012 р., коли цей показник був у межах $35,87$ – $50,65 \text{ Бк}$. За весь період вирощування качок рівень забруднення ^{137}Cs раціонів птиці у 2012 р. зменшився у середньому на $12,6\%$.

Також встановлено, що накопичення ^{137}Cs у продуктах забою птиці відбувається до їх 60-денного віку. І тільки у м'язах качок обох груп — до 90-денного віку, про що свідчать результати досліджень, проведених у 2001 р. Далі відбувається поступове виведення радіонукліда із організму птиці. Найбільша питома активність ^{137}Cs спостерігалася у м'язах та шкірі піддослідної птиці обох груп, а найменша — у кістках (табл. 1).

Упродовж усього періоду вирощування продукти забою качок у 2012 р. мали меншу концентрацію радіонукліда порівняно із птицею у 2001 р., а саме: м'язи качок контрольних груп у середньому на $25,1\%$, шкіра — на $21,8$, кістки — на $24,0\%$; подібна закономірність зберігалася і щодо птиці дослідних груп, показники яких були нижчими на — $24,5$; $22,8$ та $21,2\%$ відповідно.

Слід відзначити, що у період до 30-денного віку у продуктах забою качок (м'язи,

Таблиця 1

Динаміка накопичення ¹³⁷Cs (М±m) у продуктах забою птиці та коефіцієнти концентрації радіонукліда

№ пор.	Вік птиці, днів	Продукти забою	Рівень забруднення середньодобового раціону птиці, Бк		Питома активність, ¹³⁷ Cs, Бк/кг				Коефіцієнт концентрації ¹³⁷ Cs, %					
			2001 р.	2012 р.	контрольна група	2012 р.	2001 р.	2012 р.	дослідна група	2001 р.	2012 р.	дослідна група		
1	30	м'язи	38,68	35,87	14,3±0,7	12,9±0,8	14,3±0,7	12,9±0,8	37,0	35,9	37,0	37,0	35,9	35,9
		шкіра			24,7±1,0	20,8±1,0	24,7±1,0	20,8±1,0	63,8	58,0	63,8	63,8	58,0	58,0
		кістки			11,1±0,5	9,5±0,7	11,1±0,5	9,5±0,7	28,7	26,5	28,7	28,7	26,5	26,5
2	60	м'язи	43,02	37,25	69,3±1,3	56,6±2,0	54,0±2,1	44,6±1,3	161,0	151,9	161,0	125,5	119,7	119,7
		шкіра			74,4±1,7	61,2±1,5	50,1±1,6	40,8±1,5	172,9	164,3	172,9	116,5	109,5	109,5
		кістки			37,8±1,5	29,3±0,9	30,4±1,3	21,7±1,0	87,9	78,7	87,9	70,7	58,3	58,3
3	90	м'язи	51,41	42,89	75,9±2,4	60,0±1,3	45,3±1,8	35,1±1,0	147,6	140,0	147,6	88,1	81,8	81,8
		шкіра			44,4±1,8	35,6±1,6	38,5±1,6	29,4±0,8	86,3	83,0	86,3	74,9	68,5	68,5
		кістки			39,5±1,2	31,1±0,9	26,7±1,1	20,3±0,9	76,8	72,5	76,8	52,0	47,3	47,3
4	120	м'язи	60,03	50,03	38,9±0,7	21,7±0,9	25,5±0,8	14,8±0,6	64,8	43,4	64,8	64,8	29,6	29,6
		шкіра			33,7±1,0	24,4±1,1	24,9±1,0	18,2±0,8	56,2	48,8	56,2	41,5	36,4	36,4
		кістки			26,7±0,9	19,0±0,9	15,9±0,8	14,4±0,6	44,5	38,0	44,5	26,5	28,8	28,8
5	150	м'язи	60,17	50,65	30,0±1,2	20,0±0,8	17,8±0,8	11,1±0,8	50,0	41,0	50,0	29,6	21,9	21,9
		шкіра			26,4±1,3	16,9±0,8	20,0±1,0	13,0±0,5	43,9	33,3	43,9	33,2	25,7	25,7
		кістки			22,1±0,6	15,1±0,4	12,5±0,5	10,3±0,7	36,7	29,8	36,7	20,8	20,3	20,3
6	30–150	м'язи	50,7	44,3	45,7	34,2	31,4	23,7	92,1	82,4	92,1	69,0	57,8	57,8
		шкіра			40,7	31,8	31,6	24,4	84,6	77,5	84,6	66,0	59,6	59,6
		кістки			27,4	20,8	19,3	15,2	54,9	49,1	54,9	39,7	36,2	36,2

Динаміка накопичення ^{137}Cs ($\text{M}\pm\text{m}$) у істивних внутрішніх органах птиці та коефіцієнти концентрації радіоукладіа

№ пор.	Вік птиці, днів	Продукти забою	Рівень забруднення середньодобового раціону птиці, Бк		Питома активність ^{137}Cs , Бк/кг				Коефіцієнт концентрації ^{137}Cs , %			
			2001 р.	2012 р.	контрольна група	дослідна група	2001 р.	2012 р.	контрольна група	дослідна група	2001 р.	2012 р.
1	30	серце	38,68	35,87	21,3±0,7	14,1±0,6	21,3±0,7	14,1±0,6	55,1	39,3	55,1	39,3
		печінка			20,0±0,5	13,2±0,6	20,0±0,5	13,2±0,6	51,7	36,8	51,7	36,8
		шлунок			20,7±0,4	13,7±0,7	20,7±0,4	13,7±0,7	53,5	38,2	53,5	38,2
2	60	серце	43,02	37,25	61,2±0,9	46,0±0,9	44,5±1,0	32,9±0,5	142,2	123,5	103,4	88,3
		печінка			58,8±1,0	44,6±1,0	42,4±1,3	35,0±0,3	136,7	119,7	98,6	94,0
		шлунок			62,1±1,1	47,0±1,4	45,1±1,6	36,1±0,8	144,4	126,2	104,8	96,9
3	90	серце	51,41	42,89	67,3±1,4	49,5±0,9	47,9±1,0	36,0±1,0	130,9	115,4	93,2	83,9
		печінка			60,0±0,8	41,1±1,8	40,0±1,0	32,5±0,9	116,7	95,8	77,8	75,8
		шлунок			70,0±1,0	51,4±0,8	49,0±1,4	38,1±1,2	136,2	119,8	95,3	88,8
4	120	серце	60,03	50,03	41,0±1,3	28,6±0,9	29,0±0,4	22,7±0,6	68,3	57,2	48,3	45,4
		печінка			36,8±0,5	26,3±0,6	25,9±0,7	18,8±0,7	61,3	52,6	43,1	37,6
		шлунок			40,1±1,0	27,4±0,4	27,7±0,6	20,6±0,8	66,8	54,8	46,1	41,2
5	150	серце	60,17	50,65	21,4±0,7	15,5±0,5	14,0±0,4	11,0±0,9	35,6	30,6	23,3	21,7
		печінка			20,2±0,5	12,1±0,6	12,0±0,7	8,7±0,3	33,6	23,9	19,9	17,2
		шлунок			21,0±0,8	13,0±0,7	13,0±0,6	9,4±0,5	34,9	25,7	21,6	18,6
6	30–150	серце	50,7	44,3	42,4	30,7	31,3	23,3	83,6	69,3	61,7	52,6
		печінка			39,2	27,5	28,1	21,6	77,3	62,1	55,4	48,8
		шлунок			42,8	30,5	31,1	23,6	84,4	68,8	61,3	53,3

шкіра і кістки) у 2012 р. також спостерігалася менша питома активність ^{137}Cs (на 9,8, 15,8 та 14,4% відповідно) порівняно з продуктами забою качок у 2001 р.

Було встановлено, що рівень концентрації ^{137}Cs у продуктах забою качок обох дослідів (2001, 2012) був вищим у контрольних групах птиці, тобто за безвигульного способу їх утримання, у середньому: у м'язах — на 31,3 і 30,7%; у шкірі — на 22,3 і 23,3; у кістках — на 29,5 і 26,9% відповідно за роками досліджень.

Питома активність ^{137}Cs у продуктах забою качок була визначена коефіцієнтами переходу, середні значення яких у контрольній групі птахів у 2012 р. становили 69,7% порівняно з 77,2% — у 2001 р. Коефіцієнти переходу ^{137}Cs у продукти забою качок дослідних груп у середньому становили 51,2%, що на 6,8% менше, ніж у 2001 р.

У 2012 р. коефіцієнти переходу ^{137}Cs із кормів у м'язи качок контрольних груп та качок вигульного способу утримання (дослідні групи), у середньому за весь період вирощування, зменшився на 9,7 та 11,2% порівняно із 2001 р. відповідно. Коефіцієнти концентрації ^{137}Cs із кормів у шкірі качок контрольної та дослідної груп знизилися на 7,1 та на 6,4%; у кістках — на 5,8 і 3,5% відповідно.

Коефіцієнти концентрації ^{137}Cs у продуктах забою птиці як у 2001р., так і у 2012 р. були вищими у качок контрольних груп — у межах 19,2 та 18,4% відповідно.

Результати досліджень концентрації ^{137}Cs їстівних внутрішніх органів (серце, печінка, шлунок) качок засвідчили, що накопичення радіонукліда відбувалося до 90-денного віку птиці. Питома активність ^{137}Cs у внутрішніх органах качок контрольних груп була такою (середнє за 2001 та 2012 роки): у серці — 42,4 та 30,7 Бк, у печінці — 39,2 та 27,5, у м'язовій частині шлунка — 42,8 та 30,5 Бк, що на 26,2, 28,3 та 27,3% нижче у 2012 р. порівняно із 2001 р. відповідно (табл. 2).

Концентрація радіонукліда у серцевому м'язі качок дослідних груп була у межах 31,3 Бк у 2001 р. і 23,3 Бк у 2012 р., у пе-

чінці — 28,1 та 21,6, у шлунку — 31,1 і 23,6 Бк відповідно. Тобто питома активність ^{137}Cs у внутрішніх органах качок дослідних груп у 2012 р. була нижчою на 24,1% — у серці, 21,5 — у печінці, на 22,6% — у м'язовій частині шлунка порівняно з відповідними показниками, отриманими під час досліджень у 2001 р.

Коефіцієнти переходу ^{137}Cs у їстівні внутрішні органи контрольних груп качок у 2012 р. становили у середньому 66,7%, що на 15,1% менше, ніж у 2001 р., у т.ч. у серці — на 14,3%, печінці — на 15,2, у м'язовій частині шлунка — на 15,6%.

Коефіцієнти переходу у внутрішні органи качок дослідних груп у 2012 р. за весь період вирощування у середньому становили 51,6%, що на 7,9% менше порівняно із показниками 2001 р., зокрема, у серці — на 9,1%, печінці — на 6,6 та у м'язовій частині шлунка — на 8,0%.

ВИСНОВКИ

Проведені дослідження за вирощування качок на радіоактивно забрудненій території (II зона) у віддалений період після аварії на Чорнобильській АЕС засвідчили, що рівень забруднення ^{137}Cs середньодобового раціону качок у 2012 р. зменшився у середньому на 12,6% порівняно з відповідним показником у 2001 р. і є нижчим від ДР-2006 незалежно від способів утримання.

Зниження рівня забрудненості раціонів птиці забезпечило зменшення питомої активності ^{137}Cs у м'язах, шкірі, кістках качок дослідних груп (вигульне утримання) у межах 21–27% і на 29–38% — у продуктах забою качок контрольних груп.

Отримані результати дають можливість прогнозувати подальше зниження питомої активності ^{137}Cs у продукції птахівництва на 40–50% до 2020 р.

Способи утримання птиці впливають на накопичення ^{137}Cs . Вигульний спосіб утримання качок сприяє отриманню продукції, що має вищий рівень екологічної безпеки порівняно з вольєрним (безвигульним) способом.

ЛІТЕРАТУРА

1. Ведення сільського господарства в умовах радіоактивного забруднення території України внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС на період 1999–2002 рр.: метод. рекомендації; [під керівництвом Б.С. Прістера, В.О. Кашпарова, П.П. Надточія, А.О. Можара]. — К., 1998. — 103 с.
2. *Малиновський А.С.* Еколого-економічні та соціальні аспекти Чорнобильської катастрофи на прикладі Житомирської області / А.С. Малиновський. — К.: ІАЕ, 2001. — 292 с.
3. *Маслак П.В.* Економічні пріоритети Житомирщини / П.В. Маслак // Вісник ДАУ. — 2000. — № 2. — С. 109–112.
4. Радіаційна ситуація в Україні та проблеми життєдіяльності громадян на забруднених територіях / МНС України. — К., 2001. — 30 с.
5. Рекомендації населенню з ведення особистих підсобних господарств в умовах радіоактивного забруднення території внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС (на період 2000–2005 рр.). — К.: Мінагрополітики України, 2000. — 42 с.
6. *Прістер Б.С.* Ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи, у віддаленій період (рекомендації) / Б.С. Прістер. — К.: Атіка-Н, 2007. — 195 с.

REFERENCES

1. Prister B.S., Kashparova V.O., Nadtochiya P.P., Mozhara A.O. (1998). *Vedennya sil's'koho hospodarstva v umovakh radioaktyvnoho zabrudnennya terytoriyi Ukrainy vnaslidok avariyi na Chornobyl's'kii AES na period 1999–2002 rr.: metod. rekomendatsiyi* [Agriculture in conditions of radioactive contamination in Ukraine as a result of the Chernobyl accident for the period of 1999–2002: guidelines]. Kyiv, 103 p. (in Ukrainian).
2. Malynovskyy A.S. (2001). *Ekoloho-ekonomichni ta sotsial'ni aspekty Chornobyl's'koyi katastrofy na prykladі Zhytomyr's'koyi oblasti* [Ecological and economic and social aspects of the Chernobyl disaster on the example of Zhytomyr region]. Kyiv: Instytut ahrarnoyi ekonomiky Publ., 292 p. (in Ukrainian).
3. Maslak P.V. (2000). *Ekonomichni priorytety Zhytomyrshchyny* [Ecological and economic and social aspects of the Chernobyl disaster on the example of Zhytomyr region]. Naukovyy visnyk dyplomatychnoyi akademiyi Ukrainy Publ., No. 2, pp. 109–112 (in Ukrainian).
4. *Radiatsiyina sytuatsiya v Ukraini ta problemy zhyt-tyediyal'nosti hromadyan na zabrudnennykh terytoriyakh* [The radiation situation in Ukraine and the problems of life of citizens in contaminated areas]. Ministerstvo nadzvychaynykh sytuatsiy Ukrainy Publ., Kyiv, 2001, 30 p. (in Ukrainian).
5. *Rekomendatsiyi naseleennyu z vedennya osobystykh pidsobnykh hospodarstv v umovakh radioaktyvnoho zabrudnennya terytoriyi vnaslidok avariyi na Chornobyl's'kii AES (na period 2000–2005 rr.)* [Recommendations to the population for the conduct of private farms in conditions of radioactive contamination due to the Chernobyl accident (for the period 2000–2005)]. — Kyiv: Ministerstvo ahrarnoyi polityky Ukrainy Publ., 2000, 42 p. (in Ukrainian).
6. Prister B.S. (2007). *Vedennya sil's'kohospodars'koho vyrobnytstva na terytoriyakh, zabrudnennykh vnaslidok Chornobyl's'koyi katastrofy, u viddalenyi period (rekomendatsiyi)* [Agricultural production in areas contaminated by the Chernobyl disaster in the remote period (recommendations)]. Kyiv: Atika-N Publ., 195 p. (in Ukrainian).

ЧОРНОБИЛЬСЬКИЙ РАДІАЦІЙНО-ЕКОЛОГІЧНИЙ БІОСФЕРНИЙ ЗАПОВІДНИК У СИСТЕМІ ПАН'ЄВРОПЕЙСЬКОЇ ЕКОМЕРЕЖІ

В.В. Коніщук

*Інститут агроекології і природокористування НААН
Громадська Рада Міністерства екології та природних ресурсів України*

Проведено ретроспективний аналіз основних етапів створення Чорнобильського радіаційно-екологічного біосферного заповідника, проект указу щодо його створення за поданням Міністерства екології та природних ресурсів України перебуває на розгляді в Адміністрації Президента України. Систематизовано категорії збереження видів флори і фауни проєктованого Чорнобильського біосферного заповідника на площі 227,3 тис. га. Наукова праця сприятиме визначенню шляхів оптимізації природоохоронних заходів, фоновому моніторингу радіаційно забруднених територій у контексті формування Пан'європейської екомережі. Створення заповідника дасть можливість зберегти в природному стані унікальні екосистеми Полісся, забезпечити підтримку та підвищити бар'єрну функцію Чорнобильської зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення, стабілізувати гідрологічний режим та відновити території, забруднені радіонуклідами; проведення міжнародних наукових досліджень та моніторингу стану довкілля.

Ключові слова: природно-заповідний фонд, Пан'європейська екомережа, Чорнобильська АЕС, Червона книга України, програма МАН UNESCO, Полісся, Україна.

У червні 1986 р. провідні радіологи СРСР на чолі з відомим академіком М.О. Корнеєвим у доповідній записці на ім'я начальника Генштабу збройних сил СРСР пропонували заповідати природні угіддя 30-кілометрової зони Чорнобильської АЕС, розуміючи нереальність повернення їх до господарського використання [1]. У лютому 1987 р. надійшло розпорядження заступника голови Ради Міністрів СРСР Б.Є. Щербини про підготовку пропозицій щодо заповідання зони відчуження ЧАЕС, що зрештою було відхилено Комітетом охорони природи УРСР.

У січні 1996 р. на науково-технічній раді при Адміністрації зони відчуження погоджено мозаїчний принцип розташування заповідної зони (Протокол № 21 від 24.01.1996 р.). Безсумнівно, з наукового погляду ця дефрагментація заповідних об'єктів була помилковою зважаючи на необхідність забезпечення екологічної цілісності територій, але саме збереження природоохоронного статусу мало позитив-

ний ефект. Наказом міністра з надзвичайних ситуацій за № 431 від 27.12.2005 р. було визначено затвердження Переліку об'єктів мережі спеціальних заказників, природних пам'яток та заповідних урочищ у зоні відчуження та відселеній частині зони безумовного (обов'язкового) відселення. А у 2006 р. було визначено, що на техногенно-забруднених територіях не можуть бути забезпечені основні вимоги до класичного природно-заповідного об'єкта (збереження генофонду рослинного і тваринного світу, забезпечення моніторингу навколишнього природного середовища тощо). Як бачимо, це значно суперечить нинішній ситуації, адже в Чорнобильській зоні фактично утворився один із ключових осередків біорізноманіття Полісся.

Природно-заповідний фонд зони відчуження ЧАЕС до 1986 р. — це 13 об'єктів площею 2329 га. Пропозиції додаткового створення 13 об'єктів площею 13640 га були розроблені Л.І. Францевичем, Л.С. Балашовим (1997). У 2005 р. «Екоцентр» надав пропозиції щодо створення національного природного парку «Чорнобильська

Пуща» площею 201161,9 га. Природно-заповідний фонд зони відчуження ЧАЕС станом на 2007 р. становив 238213 га. У 2007 р. фактично завершився динамічний процес створення нових об'єктів природно-заповідного фонду в межах території зони відчуження ЧАЕС. За структурово-територіальним принципом цей фонд з 2007 р. має такий розподіл: пам'ятки природи — 65 га (0,03%), заказники, заповідні урочища — 135 (0,06), заказники — 50638 (21,26), інші землі — 187375 га (78,66%), загалом — 238213 га. Основою стали Іллінський гідрологічний заказник загальнодержавного значення (с. Зелена Поляна, створений 1980 р., площа 2000 га), Чорнобильський спеціальний загальнозоологічний заказник загальнодержавного значення (гирло р. Прип'ять, створений 2007 р., площа 48870 га). Оскільки нині Держагентство з управління зони відчуження ЧАЕС підпорядковано Міністерству екології та природних ресурсів України (Мінприроди України), зник міжвідомчий конфлікт інтересів, і процес створення біосферного заповідника набув фази активного впровадження.

Створення об'єкта вищого рівня на базі Чорнобильського заказника обговорювалося на засіданні Громадської ради при Державному управлінні охорони навколишнього природного середовища в Київській області. Було представлено доповідь, висунуто пропозицію і погоджено створення природного заповідника «Прип'ять-Дніпровський». Пізніше на засіданні Громадської ради при Мінприроди України, зважаючи на важливу біосферну функцію та міжнародне значення резервату, було запропоновано і погоджено створення біосферного заповідника «Чорнобильський». Департамент заповідної справи Мінприроди України, Державна науково-дослідна установа «Чорнобильський центр з проблем ядерної безпеки, радіоактивних відходів та радіоекології» також підтримали ініціативу створення Чорнобильського біосферного заповідника. Вагомий вклад у справу зробили наукові установи НАН України — Інститут зоології ім. І.І. Шмальгаузена, Інститут ботаніки ім. М.Г. Холод-

ного. Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління розробила Проект організації території заповідника. Ідею створення заповідника схвалили у Мінприроди України, підтримали за програмою МАВ UNESCO. Наразі в Адміністрації Президента України розглядається проект щодо створення Чорнобильського радіаційно-екологічного біосферного заповідника.

До складу заповідника передбачається включити 227,3 тис. га земель зон відчуження і безумовного (обов'язкового) відселення. Слід зауважити, що межі Чорнобильської зони відчуження змінюватися не будуть. До складу заповідника не заплановано включати 10-кілометрову зону, а також території, на яких розташовані промисловий майданчик ДСП «Чорнобильська АЕС», комплекс «Вектор», пункти захоронення радіоактивних відходів «Буряківка», «ІІІ-я черга ЧАЕС», «Підлісний» та інші виробничі об'єкти і транспортні шляхи. Подальшою міжнародною перспективою є створення в рамках програми ЮНЕСКО «Людина і біосфера» транскордонного українсько-білоруського біосферного резервату загальною площею близько 500 тис. га з включенням до його складу, окрім створюваного у Київській обл. Чорнобильського біосферного заповідника, природного заповідника «Древлянський» (Житомирська обл.) та Поліського державного радіаційно-екологічного заповідника (Республіка Білорусь).

Чорнобильський радіаційно-екологічний біосферний заповідник створюється на виконання: Закону України «Про затвердження основних засад (стратегії) державної екологічної політики України на період до 2020 року» у частині доведення частки заповідності в країні на кінець 2015 р. до 10%; резолюції 62-ї сесії Генеральної Асамблеї ООН А/RES/62/9 від 18.12.2007 р. щодо необхідності реабілітації та збалансованого розвитку постраждалих унаслідок Чорнобильської катастрофи регіонів; підпункту 27 пункту 1 рекомендацій Комітетських слухань «Природно-заповідний фонд України: стан та перспективи розви-

тку» (рішення Комітету Верховної Ради України з питань екологічної політики, природокористування та ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи № 14/2 від 21.05.2008 р.) щодо створення в Чорнобильській зоні біосферного резервату; рекомендацій парламентських слухань «Сучасний стан та актуальні завдання подолання наслідків Чорнобильської катастрофи», схвалених постановою Верховної Ради України № 3191Л/І від 5.04.2011 р.; пункту 2 розділу 3 рекомендацій слухань у Комітеті Верховної Ради України з питань екологічної політики, природокористування та ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи № 11/6 від 18.03.2015 р.; доручення Прем'єр-міністра України № 17755/2/1-15 від 22.05.2015 р. до рекомендацій парламентських слухань на тему «Про зняття з експлуатації Чорнобильської АЕС, об'єкт «Укриття» та перспективи розвитку зони відчуження», схвалених постановою Верховної Ради України № 348-VIII від 22.04.2015 р. Діяльність Чорнобильського радіаційно-екологічного біосферного заповідника буде здійснюватися з урахуванням Закону України «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» та Закону України «Про природно-заповідний фонд України». Метою створення заповідника є збереження в природному стані найтипівіших природних комплексів Полісся, забезпечення підтримки та підвищення бар'єрної функції Чорнобильської зони відчуження, стабілізації гідрологічного режиму та реабілітації забруднених радіонуклідами територій, організації та проведення міжнародних наукових досліджень. Основними завданнями його функціонування є: забезпечення комплексного збереження унікальної природної території, що утворилася впродовж дії обмеженого доступу до території Чорнобильської зони відчуження, завдяки об'єднанню частини підприємств, які функціонують тут на сьогодні, в одну організаційну структуру (здійснення протипожежних заходів, догляд за лісом, протипаводкові заходи, охорона природ-

но-заповідного фонду, виконання певних програм, спрямованих на відновлення природних екосистем тощо); забезпечення підтримки та удосконалення бар'єрної функції зони відчуження, зменшення ризику виникнення лісових пожеж та обсягів поширення радіонуклідів тощо; здійснення фонових екологічного моніторингу, забезпечення вивчення навколишнього природного середовища, його змін під впливом антропогенних чинників; створення умов для зв'язування парникових газів, стабілізації гідрологічного режиму та реабілітації територій, забруднених радіонуклідами; відновлення, за можливості, традиційного землекористування, лісокористування, водокористування та інших видів господарської діяльності, з урахуванням особливостей функціонування зони відчуження; збереження осередків національних духовних і культурних цінностей, об'єктів культурної спадщини; міжнародне співробітництво; екологічна освіта та інформування.

Мета роботи — провести ретроспективний аналіз основних етапів створення Чорнобильського радіаційно-екологічного біосферного заповідника, уніфікувати існуючі дані щодо раритетного біорізноманіття, визначити шляхи оптимізації природоохоронних заходів, фонових моніторингу радіоактивно забруднених територій у контексті формування Пан'європейської екомережі.

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Роботу проводили з урахуванням виконання прикладних досліджень Інституту агроєкології і природокористування НААН за темою «Еколого-економічна оцінка іхтіофауни та гідрогелофітів гірл річок (Прип'ять, Уж, Тетерів) Чорнобильського заказника» — ДР УкрІНТЕІ № 0114U002047 (2014–2015 рр.), а також розробки «Методичних рекомендацій щодо збереження біогічного різноманіття іхтіофауни та гідрогелофітів гірл річок Прип'ять, Уж, Тетерів (Київська область)» — ДР УкрІНТЕІ № 0115U006595 (2015 р.). Латинські та українські назви видів флори і фауни наведено відповідно до сучасної загальнозживаної номенклатури, офіцій-

них охоронних списків тощо [2, 3–6]. Застосовано аналітико-синтетичні методи з урахуванням фондів, статистичних матеріалів, нормативно-правової бази, літературних джерел та даних власних досліджень [7–16]. В основі концептуальних пропозицій гомеостатичного (гармонійно-збалансованого) розвитку природно-заповідних територій на прикладі Чорнобильського біосферного заповідника у системі екомережі використано діалектичний метод пізнання та сучасні метаекологічні (філософсько-екологічні) принципи.

РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Проектований Чорнобильський радіаційно-екологічний біосферний заповідник територіально відноситься до центральної частини Поліського екологічного коридору Пан'європейської екомережі. На півночі він межує із Поліським державним радіо-екологічним заповідником (Республіка Білорусь), площа якого становить 2150 км².

На сході важливими елементами екомережі є: Міжріччинський регіональний ландшафтний парк, Деснянсько-Старогутський національний природний парк; на півдні — національні природні парки Залісся, Сухолуччя, Голосіївський; на заході — природні заповідники Дрєвлянський, Поліський. Важливим елементом у міграції іхтіофауни та орнітофауни зони відчуження ЧАЕС є гирло-дельтові ділянки річок Прип'ять, Уж, Тетерів, Десна та Київське водосховище.

У зоні відчуження ЧАЕС серед ландшафтів переважають лісові екосистеми (соснові бори), значно меншим є кількість боліт, функціонує сім лісництв (Денисовицьке, Луб'янське, Паришивське, Корогодське, Котовське, Дитятське, Опацьке). Основна лісова деревна порода — сосна звичайна, рідше трапляється береза повисла, вільха, дуб, граб, осика. Найбільші лісові масиви розташовуються вздовж державного кордону із Білоруссю. Болота, здебільшого еумезотрофні, розташовуються в басейні р. Уж, а уздовж р. Прип'яті спостерігаються чисельні плавні, стариці, струмки і заплавні озера.

Особливий науковий інтерес для фонового моніторингу становлять урочища Товстий Ліс, Новосілки.

Для об'єктивної оцінки значення проєктованого Чорнобильського біосферного заповідника у системі екомережі нами було проведено екозоологічний аналіз. Уніфіковано літературні та власні дані щодо рідкісних видів флори і фауни різних охоронних категорій.

Під час підготовки номінації до Смагдової мережі Європи (аналог у країнах ЄС — Natura 2000) важливим є інформація про рідкісні типи природних середовищ Конвенції про охорону дикої флори і фауни та природних середовищ існування в Європі [6]. Так, у проєктованому заповіднику слід відзначити такі рідкісні типи середовищ: дюнні утворення в гумідній зоні; ставки і озера; тимчасові водойми; повітряно-водні рослинні угруповання; евридріфитні угруповання; занурені рослинні угруповання в озерах; острови в озерах; ріки та струмки; річкові піски; евридріфитна річкова рослинність; річкові грязьові та мулові екотопи; скелі, панелі та глиби на дні рік; заболочені високотравні угруповання; евтрофні луки; оліготрофні луки; високотравні луки; дубово-грабові ліси; дубові ліси на кислих ґрунтах; березові, вільхові, осикові ліси; західнопалеарктичні звичайно-соснові ліси; континентальні неморальні сосново-дубові ліси; прибережні формації верб; середньоевропейські приструмкові ясенєво-чорновільхові гаї; мішані дубово-в'язово-ясеневі ліси біля великих річок; чорновільхові, вербові та дубові заболочені ліси; березові та хвойні заболочені ліси; верхові болота; зарості очерету; крупносокові угруповання; формації дрібних гелофітів біля стрімких водотоків; високотравні болота — формації з *Juncus spp.*; кислі фени; перехідні болота; лісові смуги.

До Червоного списку Міжнародного союзу охорони природи включено 14 видів фауни, серед яких: вечірниця мала, видра річкова, рись звичайна, норка європейська, бобр європейський, баранець великий, деркач, тритон гребенястий, кумка звичайна, рахкавка звичайна, вусач великий

дубовий, сінниця Едіп, мурашка руда лісова, п'явка медична.

Із Європейського червоного списку відзначено три види рослин (глід український, смілка литовська, козельці українські) і 13 видів фауни (вовк, рись, видра річкова, вовчок ліщиновий, нічниця Наттерера, шуліка рудий, очеретянка прудка, деркач, п'явка медична, вусач великий дубовий західний, сінниця Едіп, мурашка руда лісова, мурашиний лев звичайний). Значна кількість видів птахів охороняється відповідно до Конвенції збереження диких мігруючих тварин.

До видів рослин, включених у Додаток 1 Конвенції про охорону дикої флори і фауни та природних середовищ існування в Європі (Берн, 1979), належать: *Aldrovanda vesiculosa* L., *Pulsatilla patens* (L.) Mill. s.l., *Pulsatilla pratensis* (L.) Mill. s.l., *Salvinia natans* (L.) All., *Trapa natans* L. s.l.

Виявлено 43 види флори і 75 видів фауни, занесених до Червоної книги України [3, 4], а саме, види флори, мікобіоти: *Diphasiastrum complanatum* (L.) Holub, *Diphasiastrum zeileri* (Rouy) Holub, *Lycopodiella inundata* (L.) Holub, *Lycopodium notinum* L., *Huperzia selago* (L.) Bernh. ex Schrank et Mart., *Botrychium multifidum* (S.G. Gmel.) Rupr., *Salvinia natans* (L.) All., *Allium ursinum* L., *Carex umbrosa* Host, *Eleocharis mamillata* Lindb. f., *Iris sibirica* L., *Juncus bulbosus* L., *Lilium martagon* L., *Dactylorhiza fuchsii* (Druce) Soó, *Dactylorhiza incarnata* (L.) Soó s.l., *Dactylorhiza maculata* (L.) Soó s.l., *Epipactis helleborine* (L.) Crantz, *Goodyera repens* (L.) R. Br., *Listera ovata* (L.) R. Br., *Neottia nidus-avis* (L.) Rich., *Platanthera bifolia* (L.) Rich., *Scheuchzeria palustris* L., *Betula humilis* Schrank, *Betula obscura* A. Kotula, *Silene lithuanica* Zapał., *Aldrovanda vesiculosa* L., *Drosera intermedia* Hayne, *Drosera anglica* Huds., *Astragalus arenarius* L., *Utricularia intermedia* Hayne, *Utricularia minor* L., *Pulsatilla patens* (L.) Mill. s.l., *Pulsatilla pratensis* (L.) Mill. s.l., *Salix lapponum* L., *Salix myrtilloides* L., *Salix starkeana* Willd., *Trapa natans* L. s.l., *Batrachospermum gelatinosum* (L.) D.C., *Chroodactylon ramosum* (Thwait.) Hansg., *Sphagnum subnitens* Russow et Warnst.,

Sphagnum wulfianum Girg., *Pseudocalliergon trifarium* (F. Weber et D. Mohr) Loeske, *Clavariadelphus pistillaris* (L.) Donk.

Також види фауни Червоної книги України: *Hirudo medicinalis* Linnaeus, 1758, *Calopteryx virgo* Linnaeus, 1758, *Anax imperator* Leach, 1815, *Cordulegaster boltoni* Donovan, 1807, *Sympetrum pedemontanum* Allioni, 1776, *Emus hirtus* Linnaeus, 1758, *Lucanus cervus cervus* Linnaeus, 1758, *Cerambyx cergo* Linnaeus, 1758, *Purpuricenus kaehlerii* Linnaeus, 1758, *Aromia moschata* Linnaeus, 1758, *Papilio machaon* Linnaeus, 1758, *Iphiclides podalirius* Linnaeus, 1758, *Zerynthia polyxena* Denis et Schiffermüller, 1775, *Parnassius apollo* Linnaeus, 1758, *Parnassius mnemosyne* Linnaeus, 1758, *Colias palaeno* Linnaeus, 1761, *Limnitis populi* Linnaeus, 1758, *Apatura iris* Linnaeus, 1758, *Coenonympha hero* Linnaeus, 1761, *Polyommatus boisduvalii* Herrich-Schaffer, 1843, *Acherontia atropos* Linnaeus, 1758, *Proserpinus proserpina* Pallas, 1772, *Pericallia matronula* Linnaeus, 1758, *Callimorpha dominula* Linnaeus, 1758, *Larra anathema* Rossi, 1790, *Xylocopa valga* Gerstaecker, 1872, *Bombus muscorum* Linnaeus, 1758, *Bombus (Megabombus) ruderatus* Fabricius, 1775, *Eudontomyzon mariae* Berg, 1931, *Acipenser ruthenus* Linnaeus, 1758, *Acipenser gueldenstaedtii* Brandt et Ratzeburg, 1833, *Leuciscus leuciscus* Linnaeus, 1758, *Rutilus frisii* Nordmann, 1840, *Alburnoides rossicus* Berg, 1924, *Barbus borysthenticus* Dybowski, 1862, *Lota lota* Linnaeus, 1758, *Gymnocephalus baloni* Holcik et Hensel, 1974, *Gymnocephalus acerinus* Gildenstädt, 1774, *Coronella austriaca* Laurenti, 1768, *Ciconia nigra* Linnaeus, 1758, *Milvus migrans* Boddaert, 1783, *Circus pygargus* Linnaeus, 1758, *Circaetus gallicus* Gmelin, 1788, *Aquila pomarina* C.L. Brehm, 1831, *Haliaeetus albicilla* Linnaeus, 1758, *Lyrurus tetrax* Linnaeus, 1758, *Tetrao urogallus* Linnaeus, 1758, *Tetrastes bonasia* Linnaeus, 1758, *Grus grus* Linnaeus, 1758, *Haematopus ostralegus* Linnaeus, 1758, *Gallinago media* Latham, 1787, *Columba oenas* Linnaeus, 1758, *Bubo bubo* Linnaeus, 1758, *Asio flammeus* Pontoppidan, 1763, *Strix nebulosa* Forster, 1772, *Coracias garrulus* Linnaeus, 1758, *Picus viridis* Linnaeus, 1758, *Lanius excubitor* Linnaeus,

1758, *Neomys anomalus* Cabrera, 1907, *Myotis dasycneme* Boie, 1825, *Myotis daubentonii* Kuhl, 1817, *Nyctalus noctula* Schreber, 1774, *Nyctalus lasiopterus* Schreber, 1780, *Pipistrellus pygmaeus* Leach, 1825, *Pipistrellus nathusii* Keyserling et Blasius, 1839, *Vespertilio murinus* Linnaeus, 1758, *Eptesicus serotinus* Schreber, 1774, *Sicista betulina* Pallas, 1779, *Ursus arctos* Linnaeus, 1758, *Mustela erminea* Linnaeus, 1758, *Mustela lutreola* Linnaeus, 1758, *Mustela putorius* Linnaeus, 1758, *Lutra lutra* Linnaeus, 1758, *Lynx lynx* Linnaeus, 1758, *Equus caballus* Boddaert, 1785.

Було зафіксовано майже третину регіонально рідкісних видів флори і фауни Київської обл. на території зони відчуження Чорнобильської АЕС [12]. Зокрема, 41 із 145 видів флори вищих судинних рослин: андромеда багатоліста — *Andromeda polifolia* L., багатоніжка звичайна — *Polypodium vulgare* L. s.l., білозір болотний — *Parnassia palustris* L., блісмус стиснутий — *Blismus compressus* (L.) Panz. ex Link, блітум лободовидний — *Blitum chenopodioides* L., вольфія безкоренева — *Wolffia arrhiza* Wimm., гвоздика стиснуточашечкова — *Dianthus stenocalyx* Juz., герань темна — *Geranium phaeum* L., глід п'ятистовпчиковий — *Crataegus pentagyna* Waldst. et Kit., грушанка середня — *Pyrola media* Sw., дзвоники оленячі — *Campanula cervicaria* L., дуб скельний — *Quercus petraea* (Mattuschka) Liebl., зимолюбка зонтична — *Chimaphila umbellata* (L.) W. Barton, їжача голівка маленька — *Sparanium minimum* Wallr., кадило сарматське — *Melittis sarmatica* Клоков, костриця найвища — *Festuca altissima* All., котячі лапки дводомні — *Antennaria dioica* (L.) Gaertn., кропива київська — *Urtica kioviensis* Rogow, куґа чорнопліда — *Schoenoplectus melanopermus* (C.A. Mey.) Grossh., латаття сніжнобіле — *Nymphaea candida* J. Presl et C. Presl, мучниця звичайна — *Arctostaphylos uva-ursi* (L.) Spreng., наперстянка велика — *Digitalis grandiflora* Mill., образки болотні — *Calla palustris* L., осока багнова — *Carex limosa* L., осоки: волотиста — *Carex paniculata* L., двотичинкова — *C. diandra* Schrank, трясучкоподібна — *C. brizoides* L., печіночниця звичайна — *Hepatica nobilis* Mill., рдесник

маленький — *Potamogeton pusillus* L., ринхоспора біла — *Rhynchospora alba* Vahl., росичка круглолиста — *Drosera rotundifolia* L., ряска горбата — *Lemna gibba* L., ситник розчепірений — *Juncus squarrosus* L., тирлич звичайний — *Gentiana pneumonanthe* L., тризубець болотний — *Triglochin palustre* L., фіалка багнова — *Viola uliginosa* Besser, чемериця Лобелієва — *Veratrum lobelianum* Bernh., шолудивник болотний — *Pedicularis palustris* L., щитник гребенястий — *Dryopteris cristata* (L.) A. Gray, ялина європейська — *Picea abies* (L.) Karst., ялівець звичайний — *Juniperus communis* L., 8 із 18 видів мохоподібних: гігрогіпн брудно-жовтий — *Hygrohypnum luridum* (Hedw.) Jenn., річя жолобкувата — *Riccia canaliculata* Hoffm., сфагни: скручений — *Sphagnum contortum* Schultz, бурий — *S. fuscum* (Schimp.) H. Klinggr., великий — *S. majus* (Russow) C.E.O. Jensen та сфагни Русова — *S. russovii* Russow і Варнсторфа — *S. warnstorffii* Warnst., фонтиналис протипожежний — *Fontinalis antipyretica* Hedw.; вісім із 32 видів водоростей: нітела: гнучка — *Nitella flexilis* (L.) C. Agardh, гострокінцева — *N. mucronata* (A. Braun) Miq. in H.C. Hall, спірогіра: дніпровська — *S. borysthena* Kazan. et Smirn., дніпровська (різновидність колючоспора) — *S. borysthena* Kazan. et Smirn. var. *ehinospora* Kazan. et Smirn., найбільша (форма Воронихина) — *S. maxima* (Hass.) Wittr. f. *woronichinia* Poljansk., сценедесмус поліський — *Scenedesmus polessicus* P. Tsarenko, хара: звичайна — *Chara vulgaris* L., ламка — *Ch. fragilis* Desv. in Loisel.; вісім із 36 видів лишайників: гіпогімнія стрічкова — *Hypogymnia vittata* (Ach.) Parrique, дімерелла соснова — *Dimerella pineti* (Schrad. Ex Ach.) Vezda, кладонія здута — *Cladonia turgida* Ehrh. Ex Hoffm., уснея: заголена — *Usnea glabrescens* (Nyl. ex Vainio) Vainio, лапландська — *U. lapponica* Vainio, квітчастенька — *U. subfloridana* Stirt., пухкувата — *U. sublaxa* Vainio ap. Norrlin & Nyl., цетрарія вересова — *Cetraria ericetorum* Oriz.; 18 із 49 видів грибів: гельвела: чорна — *Helvella atra* J. König., великонога — *H. macropus* (Pers.) P. Karst., гігроцибе: багрянний — *Hygrocybe coccinea* (Schaeff.: Fr.)

P. Kumm., дрібноніжковий — *H. miniata* (Fr.: Fr.) P. Kumm., конічний — *H. conica* (Schaeff.: Fr.) P. Kumm., гнойовик загострений — *Coprinus acuminatus* (Romagn.) P.D. Orton, коноцибе злаковий — *Conocybe graminis* Hauskn., лаковиця кручена — *Laccaria tortilis* (Bolton) Cooke, павутинник: мінливий — *Cortinarius multiformis* Fr., синюватий — *C. coeruleus* (Schaeff.) Fr., червоноуватий — *C. purpurascens* Fr., печериця: глинисто-жовта — *Agaricus lutosus* (F.H. Møller) F.H. Møller, прибережна — *A. litoralis* (Wakef. et A. Pearson) Pilát, порфірел пурпуровоспоровий — *Porphyrellus pseudoscaber* (Secr.) Singer, строчок гігантський — *Gyromitra gigas* (Krombh.) Cooke, телефора чорніюча — *Thelephora atra* Weinm., трутовик бульбастий — *Polyporus tuberaster* Jacq.: Fr., хрящ-молочник ліловіючий — *Lactarius uvidus* (Fr.: Fr.) Fr., а також єдиний вид ракоподібних, щитень ракоподібний — *Triops cancriformis* Bosc, 1803; два з трьох видів молюсків: витушка блискуча — *Segmentina nitida* O.F. Müller, 1774, перлівниця товста — *Unio crassus* Philipsson, 1788; два з трьох видів павуків: великий сплавний павук — *Dolomedes plantarius* Clerck, 1757, доломед опушений — *Dolomedes fimbriatus* Clerck, 1757; види комах: бджола-листоріз округла — *Megachile rotundata* Fabricius, 1787, білоноска товстохвоста — *Leucorrhinia caudalis* Charpentier, 1840, білоноска болотна — *Leucorrhinia pectoralis* Charpentier, 1825, богомол звичайний — *Mantis religiosa* L., 1758, джміль незвичайний — *Bombus paradoxus* Dalla Torre, 1882, дозорець малий — *Anax parthenope* Selys, 1839, дідок жовтоносий — *Stylurus flavipes* Charpentier, 1825, жук-носоріг звичайний — *Oryctes nasicornis* L., 1758, зимолотка Брауера — *Sytrepsta braueri* Jacobson & Bianci, 1905, коромисло зелене — *Aeschna viridis* Eversmann, 1836, мурашиний лев звичайний — *Myrmeleon formicarius* L., 1767, мурашка руда лісова — *Formica rufa* L., 1761, палемон — *Carterocephalus palaemon* Pallas, 1771, сатир-сінниця торфовищевий — *Coenonytpha oedippus* Fabricius, 1787, синявець-аріон чебрецевий — *Maculinea arion* L., 1758, торфовищевий — *M. nausithous*

Bergsträsser, 1779, родовиковий — *M. teleius* Bergsträsser, 1779, сколія степова — *Scolia hirta* Schrank, 1781, стрілка озброєна — *Coenagrion armatum* Charpentier, 1840, шашечниця-авринія скабіозова — *Euphydryas aurinia* Rottemburg, 1775, шашечниця велика — *Hypodryas matura* L., 1758; усі п'ять видів риб: бабець звичайний — *Cottus gobio* L., 1758, клепець європейський — *Ballerus sapa* Pallas, 1814, бобирець дніпровський — *Petroleuciscus borysthenicus* Kessler, 1859, морська голка пухлоцока чорноморська — *Syngnathus abaster nigrolineatus* Eichwald, 1831, щипавка стрічкова — *Cobitis taenia* L., 1758; усі шість видів земноводних: тритон гребінчастий — *Triturus cristatus* Laurenti, 1768, тритон звичайний — *Lissotriton vulgaris* L., 1758, квакша звичайна — *Hyla arborea* L., 1758, кумка червоночерева — *Bombina bombina* L., 1761, ропуха зелена — *Bufo viridis* Laurenti, 1768, часничниця звичайна — *Pelobates fuscus* Laurenti, 1768; усі п'ять видів плазунів: веретенниця ламка — *Anquis fragilis* L., 1758, гадюка звичайна — *Vipera berus* L., 1758, черепаха болотна — *Emys orbicularis* L., 1758, ящірка вірменська — *Darevskia armeniaca* Méhely, 1909, ящірка живородна — *Zootoca vivipara* Jacquin, 1787; 21 із 26 видів птахів: бекас — *Gallinago gallinago* L., 1758, бджолоїдка звичайна — *Merops apiaster* L., 1758, деркач — *Crex crex* L., 1758, жовна чорна — *Dryocopus martius* L., 1758, канюк звичайний — *Buteo buteo* L., 1758, квак — *Nycticorax nycticorax* L., 1758, кричок чорний — *Chlidonias niger* L., 1758, куріпка сіра — *Perdix perdix* L., 1758, лунь болотний — *Circus aeruginosus* L., 1758, зимняк — *Buteo lagopus* Pontoppidan, 1763, одуд — *Upupa epops* L., 1758, ремез — *Remiz pendulinus* L., 1758, рибалочка звичайний — *Alcedo atthis* L., 1758, вальдшнеп — *Scolopax rusticola* L., 1758, сич хатній — *Athene noctua* Scopoli, 1769, сова вухата — *Asio otus* L., 1758, сова сіра — *Strix aluco* L., 1758, турухтан — *Philomachus pugnax* L., 1758, чапля біла мала — *Egretta garzetta* L., 1766, чапля руда — *Ardea purpurea* L., 1766, шишкар ялиновий — *Loxia curvirostra* L., 1758; 11 із 13 видів ссавців: борсук — *Meles me-*

les L., 1758, бурозубка мала — *Sorex minutus* L., 1766, вовчок ліщинний — *Muscardinus avellanarius* L., 1758, вовчок лісовий — *Dryomys nitedula* Pallas, 1779, вовчок сирій — *Glis glis* L., 1766, їжак білочеревий — *Erinaceus roumanicus* Barret-Hamilton, 1900, куниця кам'яна — *Martes foina* Erxleben, 1777, рясоніжка велика — *Neomys fodiens* Pennant, 1771, ласка — *Mustela nivalis* L., 1766, миша-крихітка — *Micromys minutus* Pallas, 1771, норичка економка — *Microtus oeconomus* Pallas, 1776.

З рідкісних фітогрупвань, включених до Зеленої книги України [2], на території проєктованого Чорнобильського біосферного заповідника зростають такі угруповання: 1) звичайнодубових лісів (*Querceta roboris*), з домінуванням у травостой цибулі ведмежої (*Allium ursinum*), 2) звичайнососнових лісів звичайноялівцевих (*Pineta (sylvestris) juniperosa (communis)*) та звичайнодубово-звичайнососнових лісів звичайноялівцевих (*Querceto (roboris)-Pineta (sylvestris) juniperosa (communis)*), 3) ялинових лісів (*Piceeta abietis*), а також формациї: 4) альдрованди пухирчастої (*Aldrovandeta vesiculosae*), 5) водяного горіха плаваючого (*Trapeta natantis*), 6) глечиків жовтих (*Nuphareta luteae*), 7) їжачої голівки маленької (*Sparganieta minimi*), 8) куширу напівзануреного (*Ceratophylleta submersi*), 9) латаття сніжно-білого (*Nymphaeeta candidae*), 10) рдесника довгого (*Potamogetoneta praelongi*), 11) рдесника туполистого (*P. obtusifolii*), 12) рдесника червонуватого (*P. rutili*).

Найбільш захищеними категоріями раритетної компоненти біоти Чорнобильського біосферного заповідника є птахи, земноводні, комахи. Флористичні дослідження повинні сконцентруватися на вивченні популяцій зникаючих видів рослин, оцінюванні динаміки їх чисельності тощо. Одними із найуразливіших категорій є представники іхтіофауни, молюски, водорості. Із негативних чинників, що впливають на зміни фітоценотичної структури, можна виділити процеси сільватизації, поширення адвентивних видів рослин, пірогенну деструкцію, залуження і заліснення перелогів.

Відразу після випадіння радіонуклідів на ліси починається їх вертикальна міграція з крон до надґрунтового покриву лісової підстилки, яка є акумулятором органічних речовин і основним депо радіонуклідів. У зоні відчуження ЧАЕС існує загроза вимивання забруднених речовин і перенесення гідрологічним шляхом цих часток на значні території. Існує також пірогенна загроза, адже дефляція спричиняє перенесення полотантів на значні території тощо. Тому потрібно вживати активних екозоологічних заходів, розробляти проєкти реабілітації, рекультивації територій. Для диких тварин доцільно створювати ділянки із трав'яними кормовими угіддями, в яких завдяки спеціальному добору видів можна зменшити коефіцієнт переходу радіонуклідів із ґрунту у фітомасу. Щільність забруднення Cs^{137} , Sr^{90} зони відчуження ЧАЕС становить понад 40 Кі/км², що є найвищим у світі [7, 8], і навіть з урахуванням періоду напіврозпаду радіоізотопів ця територія ще довго не підлягатиме використанню у господарських цілях через наявність елементів трансуранової групи (плутоній, америцій) тощо.

Деякі зміни у структурі іхтіофауни відбуваються внаслідок інтродукції та зариблення рослиноїдними видами риб — товстолобиком та білим амуром. На зменшення чисельності аборигенних видів риб значно впливає зниження кількості нерестових ділянок після замулення заболочення та, зрештою, «цвітіння води» (масовий розвиток водоростей), що спричиняє токсичний ефект, зменшує вміст біологічно активного кисню для гідробіонтів, унаслідок чого виникають замори риби. Однією із проблем збереження біоти є чисельні колонії дрейсен та інших молюсків у водоохолоджувальному ставку ЧАЕС, інших гідроекосистемах. Спуск води, на нашу думку, є недоречним, екологічно небезпечним щодо горизонтальної гідрологічної міграції радіонуклідів, що може спричинити загибель значної кількості видів, які по суті є біофільтраторами полотантів.

Особливий інтерес для подальших моніторингових досліджень становлять попу-

ляції таких рідкісних видів тварин, як ведмідь бурий, рись, кінь Пржевальського, сова бородата, лелека чорний, жовна зелена, а серед іхтіофауни — мінога українська, стерлядь прісноводна, осетер російський, ялець звичайний, вирезуб причорноморський, бистрянка російська, марена дніпровська, минь річковий, йорж Балона, йорж носар, морська голка пухлощока чорноморська тощо.

У перспективі Інститут агроекології і природокористування НААН може бути науковим куратором заповідника, оскільки в установі існує відділ радіоекології, що займається проблемами зони відчуження з перших днів після Чорнобильської катастрофи; створено дослідні стаціонари, захищено низку кандидатських і докторських робіт за радіоекологічною тематикою щодо цього регіону. До того ж інститут має досвід кураторства біосферним заповідником «Асканія-Нова» ім. Ф.Е. Фальц-Фейна НААН, до речі, саме з Асканії були завезені коні Пржевальського в Чорнобиль.

Під час організації розвитку території важливо зважати на радіаційну безпеку біоти. Адже відомо, що деякі види рослин і тварин по-різному реагують на радіоактивне забруднення. Найменш вразливими є рослини і комахи, натомість у ссавців, зокрема копитних (козулі, олені), часто діагностуються онкологічні захворювання, що спричиняє їх високу смертність. Нині лише для людини визначено граничнодопустимі норми (коректніше — концентрації) радіоактивного забруднення. Але, зрозуміло, що деякі види фауни мають низкий імунітет до радіоактивного чинника забруднення. Тому важливим є створення спеціальних годівельних полігонів з мінімізацією коефіцієнтів переходу радіонуклідів із ґрунту в рослини, з рослин до тварин тощо, що своєю чергою потребує наукового обґрунтування. Бажано розробити комплекс біотехнічних заходів із запобігання міграції радіоактивно забруднених речовин через водно-болотні угіддя. Серед найактуальніших біотехнічних заходів зі зменшення коефіцієнтів переходу із системи «ґрунт — вода» у біогеоценоз (на рівні фітостромазоценоз) є створення дослідних випробу-

вальних постійних пробних площ. Оптимальним розв'язанням проблеми можуть бути годівельні поля, спеціальні солонці, фітореабілітаційні луки із видами рослин, що характеризуються найменшими коефіцієнтами переходу радіонуклідів, а також лікарськими, фітонцидними властивостями. Слід брати до уваги і значну адсорбційну здатність торфоболотних ґрунтів та хороший дренаж і міграційну спроможність дерново-підзолистих ґрунтів. У місцях водопоїв тварин (за можливості) можна забезпечити подачу підземних (артезіанських) вод, радіоактивне забруднення яких є мінімальним. Варто практикувати створення високопродуктивних вологих лук із репатріацією типових видів флори, повторне заболочення через відновлення каналів і шлюзів меліоративних систем, а також створення штучних водойм (ставків, водосховищ).

ВИСНОВКИ

Проектований Чорнобильського біосферний заповідник буде найбільшим за площею в Україні потужним осередком збереження лісових, болотних, річкових, лучних екосистем і їх біорізноманіття, зокрема видів Червоної книги України. Специфічною особливістю забезпечення ефективного менеджменту екомережі в межах Чорнобильського біосферного заповідника має стати радіаційна безпека, зменшення ризиків пожеж, перенесення і міграції радіонуклідів на прилеглі території. Ядром заповідника є Чорнобильський заказник та північні лісові масиви; через Поліський екокоридор забезпечиться зв'язок із Дресьлянським, Поліським природними заповідниками, національним природним парком «Голосіївський», регіональним ландшафтним парком «Міжріччинський», а також із Поліським радіоекологічним заповідником Білорусі. Ефективним механізмом оптимального збереження забруднених ландшафтів із мінімізацією загроз перенесення радіонуклідів є транскордонне співробітництво у контексті Пан'європейської екомережі та Поліської екологічної конвенції, яку потрібно обґрунтувати і ратифікувати між Польщею, Білоруссю, Росією та Україною.

ЛІТЕРАТУРА

1. Перспективная сеть заповедных объектов Украины / Под общ. ред. Ю.Р. Шеляга-Сосонко. — К.: Наукова думка, 1987. — 292 с.
2. Зелена книга України / Під заг. ред. Я.П. Дідуха. — К.: Альбертпрес, 2009. — 448 с.
3. Червона книга України. Рослинний світ / за ред. Я.П. Дідуха. — К.: Глобалконсалтинг, 2009. — 900 с.
4. Червона книга України. Тваринний світ / за ред. І.А. Акімова. — К.: Глобалконсалтинг, 2009. — 600 с.
5. *Mosyakin S.L.* Vascular plants of Ukraine a nomenclatural checklist / S.L. Mosyakin, M.M. Fedoronchuk; Editor: S.L. Mosyakin / M.G. Kholodny Institute of Botany. — Kyiv, 1999. — 234 p.
6. The Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habits (Bern Convention), 1979. — 200 p.
7. Атлас. Украина. Радиоактивное загрязнение / по заказу Министерства чрезвычайных ситуаций Украины. — К.: ООО «Интеллектуальные системы ГЕО», 2011. — 52 с.
8. Двадцать пять лет Чернобыльской катастрофы. Безопасность будущего / Национальный доклад Украины. — К.: КІМ, 2011. — 368 с.
9. *Конищук В.В.* Біосферний заповідник «Чернобильський» — проблеми і перспективи становлення / В.В. Конищук // Цілі збалансованого розвитку для України: матеріали Міжнародної конференції (Київ, 18–19 червня 2013 р.). — К.: Центр екологічної освіти та інформації, 2013. — С. 166–170.
10. *Конищук В.В.* Виступ щодо необхідності створення Чернобильського біосферного заповідника / В.В. Конищук // Про зняття з експлуатації Чернобильської АЕС, об'єкт «Укриття» та перспективи розвитку зони відчуження: матеріали Парламентських слухань Верховної Ради України / Комітет з питань екологічної політики, природо-користування та ліквідації наслідків Чернобильської катастрофи. — К.: Парламентське вид-во, 2015. — С. 54–57.
11. *Конищук В.В.* Екологічний менеджмент радіаційно забруднених територій в контексті створення Чернобильського біосферного заповідника // Збірник матеріалів науково-практичної конференції «Радіоекологія — 2015» (Радіоекологічні і радіобіологічні аспекти наслідків Чернобильської катастрофи). — Житомир: В-во ЖДУ ім. Івана Франка, 2015. — С. 14–17.
12. Червона книга Київської області / В.В. Конищук, С.Л. Мосякін, П.М. Царенко та ін. // Агроєкологічний журнал. — 2012. — № 3. — С. 46–58.
13. *Конищук В.В.* Пріоритети радіаційної безпеки біоти у проєктованому Чернобильському біосферному заповіднику / В.В. Конищук // Радіоекологія — 2014: матеріали науково-практичної конференції із міжнародною участю. — Житомир: Вид-во ЖДУ ім. Івана Франка, 2014. — С. 360–362.
14. Методичні рекомендації щодо збереження біотичного різноманіття іхтіофауни та гідрогелофітів гірл річок Прип'ять, Уж, Тетерів (Київська область) / В.В. Конищук, І.В. Шумигай, Д.М. Постоєнко, Н.Б. Мельник. — К.: ДІА, 2015. — 22 с.
15. Природно-заповідний фонд України: території та об'єкти загальнодержавного значення / [О.О. Альохін, В.М. Андрейчук, В.В. Конищук та ін.]. — К.: ТОВ «Центр екологічної освіти та інформації», 2009. — 332 с.
16. Радіаційне забруднення лісів і перспектива їх охорони у контексті біосферного заповідника «Чернобильський» / О.І. Фурдичко, В.В. Конищук, В.П. Ландін, В.В. Мороз // Радіоекологія-2013. Чернобиль-Фукусіма. Наслідки: матеріали науково-практичної конференції в рамках Міжнародного форуму «Довкілля для України». — Житомир: Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2013. — С. 13–15.

REFERENCES

1. Shelyaga-Sosonko Yu.R. (1987). *Perspektivnaya set zapovednykh obektov Ukrainy* [The long-term network of protected sites in Ukraine]. Kiev: Naukova dumka Publ., 292 p. (in Russian).
2. Didukh Ya.P. (2009). *Zelena knyha Ukrainy* [The Green Book of Ukraine]. Kyiv: Alterpres Publ., 448 p. (in Ukrainian).
3. Didukh Ya.P. (2009). *Chervona knyha Ukrainy. Roslynnyy svit* [Red Book of Ukraine. Flora]. Kyiv: Hlobalkonsaltynh Publ., 900 p. (in Ukrainian).
4. Akimova I.A. (2009). *Chervona knyha Ukrayiny. Tvarynnyy svit* [Red Book of Ukraine. Wildlife]. Kyiv: Hlobalkonsaltynh Publ., 600 p. (in Ukrainian).
5. Mosyakin S.L., Fedoronchuk M.M. (1999). Vascular plants of Ukraine a nomenclatural checklist Ed.: S M.G. Kholodny Institute of Botany., Kyiv, 234 p. (in English).
6. The Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habits (Bern Convention), 1979. — 200 p. (in English).
7. Atlas. Ukraina. *Radyoaktyvnoe zahryaznenye* [Atlas. Ukraine. Contamination]. ООО «Интеллектуальные системы ГЕО» по заказу Ministerstva chrezvychaynykh situatsyy Ukrainy Kiev, 2011, 52 p. (in Russian).
8. *Dvadsat pyat let Chernobyl'skoy katastrofy. Bezopasnost budushcheho. Natsyonalnyy doklad Ukrainy* [Twenty-five years after the Chernobyl disaster. Future Security. National report of Ukraine]. Kiev: KIM Publ., 2011. 368 p. (in Russian).
9. Konishchuk V.V. (2013). *Biosfernyi zapovidnyk «Chornobyl'skyi» — problemy i perspektyvy stanovlennia* [Biosphere Reserve «Chernobyl» — problems and prospects of sustainable development]. *Tsili zbalansovanoho rozvytku dlia Ukrainy: Materialy*

- mizhnarodnoi konferentsii* [Objectives for Ukraine International Conference]. Kyiv: Tsentr ekolohichnoi osvity ta informatsii. Publ., pp. 166–170 (*in Ukrainian*).
10. Konishchuk V.V. (2015). *Vystup shchodo neobkhidnosti stvorennia Chornobylskoho biosferneho zapovidnyka* [Statement on establishment of Chernobyl biosphere reserve]. *Pro zniattia z ekspluatatsii Chornobylskoi AES, ob'ekt «Ukryttia» ta perspektyvy rozvytku zony vidchuzhennia: Materialy Parlament-skykh slukhan Verkhovnoi Rady Ukrainy, Komitet z pytan ekolohichnoi polityky, pryrodokorystuvannia ta likvidatsii naslidkiv Chornobylskoi katastrofy* [On decommissioning the Chernobyl nuclear power plant, «Shelter» and prospects of the exclusion zone: Materials Parliamentary session of the Verkhovna Rada of Ukraine Committee on Environmental Policy and the consequences of the Chernobyl disaster]. Kyiv: Parlaments'ke vyd-vo Publ., pp. 54–57 (*in Ukrainian*).
 11. Konishchuk V.V. (2015). *Ekolohichniy menedzhment radiatsiino zabrudnennykh terytorii v konteksti stvorennia Chornobylskoho biosferneho zapovidnyka* [Environmental Management contaminated areas in the context of the creation of the Chernobyl biosphere reserve]. *Zbirnyk materialiv naukovo-praktychnoi konferentsii «Radioekolohiia – 2015» (Radioekolohichni i radiobiolohichni aspekty naslidkiv Chornobylskoi katastrofy)* [Proceedings of the scientific conference «Radioecology – 2015» (Radiological radiobiological aspects and consequences of the Chernobyl disaster)]. Zhytomyr: V-vo ZhDU im. Ivana Franka Publ., pp. 14–17 (*in Ukrainian*).
 12. Konishchuk V.V., Mosiakin S.L., Tsarenko P.M., Kondratiuk S.Ya., Borysova O.V., Virchenko V.M., Prydiuk M.P., Fitsailo T.V., Havrys H.H., Tytar V.M., Shupova T.V. (2012). *Chervona knyha Kyivskoi oblasti* [Red Book of Kyiv region]. *Ahroekolohichnyi zhurnal* [Agroecology journal]. № 3, Kyiv: DIA Publ., pp. 46–58 (*in Ukrainian*).
 13. Konishchuk V.V. (2014). *Priorytety radiatsiino bezpeky bioty u proektovanomu Chornobylskomu biosfernomu zapovidnyku* [Priorities for the radiation safety of biota in Chernobyl projected biosphere reserve]. *Radioekolohiia – 2014. Materialy naukovo-praktychnoi konferentsii iz mizhnarodnoiu uchastiu* [Proceedings of the conference with international participation]. Zhytomyr: Vyd-vo ZhDU im. Ivana Franka publ., pp. 360–362 (*in Ukrainian*).
 14. Konishchuk V.V., Shumyhai I.V., Postoienko D.M., Melnyk N.B. (2015). *Metodychni rekomendatsii shchodo zberezhenntia biotychnoho riznomanittia ikhtiofauny ta hidrohlofitiv hyl rikhok Prypiat, Uzh, Teteriv (Kyivska oblast)* [Guidelines for the conservation of biotic diversity of fish fauna and hidrohlofitiv mouths of rivers Prypiat, Uzh, a beetle (Kyiv region)]. Kyiv: DIA, Publ., 22 p. (*in Ukrainian*).
 15. Alokhin O.O., Andreichuk V.M., Konishchuk V.V. (2009). *Pryrodno-zapovidnyi fond Ukrainy: terytorii ta ob'ekty zahalnodержavnogo znachennia* [Nature Reserve Fund of Ukraine: areas and objects of national importance]. Kyiv: TOV «Tsentr ekolohichnoi osvity ta informatsii», 332 p. (*in Ukrainian*).
 16. Furdychko O.I., Konishchuk V.V., Landin V.P., Moroz V.V. (2013). *Radiatsiine zabrudnennia lisiv i perspektyva yikh okhorony u konteksti biosferneho zapovidnyka «Chornobylskiy»* [Radioactive contamination of forests and their protection perspective in the context of the biosphere reserve «Chernobyl»]. *Radioekolohiia-2013. Chornobyl-Fukusima. Naslidky. Materialy naukovo-praktychnoi konferentsii v ramkakh mizhnarodnogo forumu «Dovkillia dlia Ukrainy»* [Radioecology 2013. Chernobyl, Fukushima. Consequences. Proceedings of the conference in the International Forum «Environment for Ukraine»]. Zhytomyr: Vyd-vo ZhDU im. I. Franka Publ., pp. 13–15 (*in Ukrainian*).

РОЗПОДІЛ ^{137}Cs У ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМАХ ПОЛІССЯ УКРАЇНИ

В.П. Краснов¹, Т.В. Курбет¹, М.Б. Корбут¹, О.Л. Бойко²

¹ Житомирський державний технологічний університет

² Київська науково-дослідна станція Українського науково-дослідного інституту лісового господарства і агролісомеліорації ім. Г.М. Висоцького

Наведено результати досліджень, проведених у вологих борах і сугрудах щодо розподілу ^{137}Cs у компонентах лісових екосистем Полісся України. Встановлено, що і досі найбільша частка сумарної активності радіонуклідів концентрується у ґрунті (вологі бори — 86,27%, вологі сугруди — 98,88%). На бідних піщаних ґрунтах спостерігається інтенсивніша міграція ^{137}Cs у деревні породи: у вологих борах величина питомої активності ^{137}Cs становить у деревині сосни звичайної — 1451 ± 119 Бк/кг, хвої однорічній — 18750 ± 1650 у внутрішній частині кори — 22783 Бк/кг, у вологих сугрудах ці показники були значно нижчі — 65 ± 4 , 790 ± 64 і 918 Бк/кг відповідно.

Ключові слова: радіонукліди, радіоактивне забруднення ґрунту, питома активність радіонукліда, лісові насадження, дерново-підзолисті ґрунти.

У різні періоди з часу аварії на ЧАЕС проводилося різноаспектне вивчення розподілу радіонуклідів у лісових екосистемах Полісся. Слід наголосити, що подібні дослідження є доволі складними з методичного погляду і працемісткими — з технічного. Зумовлено це тим, що лісові екосистеми складаються з численних біотичних і абіотичних компонентів, які потребують специфічних методик їх обліку і радіоекологічних обстежень. Тому, на нашу думку, ці дослідження не набули належного розвитку. Поряд із тим вони є основою для розуміння динаміки радіаційної ситуації у лісах.

Перші дослідження (1990–1991 рр.) у лісах Полісся України [1] та Білорусі [2] засвідчили, що основна кількість радіонуклідів (понад 95%) міститься у ґрунті, а у надземній фітомасі рослин (переважно деревних порід) була сконцентрована лише незначна їх кількість. Дослідники встановили (для того періоду у соснових насадженнях), що найбільші величини питомої активності ^{137}Cs та його сумарної активності були властиві напіврозкладеному шару лісової підстилки. З часом відбулось поступове переміщення основної кількості радіонуклідів до розкладеного

шару лісової підстилки та деяке їх заглиблення у мінеральний шар ґрунту [3, 4]. Надходження радіоактивних елементів у нижні шари лісової підстилки зумовило їх перехід до грибів і деяких видів рослин, а їх переміщення на глибину кореневої системи лісових насаджень — до всіх інших рослин. Так, найбільша частка активності ^{137}Cs була зафіксована у верхній частині гумусово-елювіального горизонту ґрунту, як і значне зростання цього показника у деревному ярусі рослинності [5, 6]. За останні 10–15 років подібні дослідження майже не проводяться.

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Дослідження проводили у 2012 р. у межах «західного сліду» аварійних викидів ЧАЕС, на території ДП «Лугинське ЛГ» (Житомирська обл.) у лісових насадженнях, віднесених до зони безумовного відселення. У межах відібраних лісових насаджень, типових для Полісся України (табл. 1), були закладені постійні пробні площі (ППП) розміром 1 га (100×100 м). Так, ППП-68 розташовується у вологому бору (A_3), а ППП-88 — у вологому сугруді (C_3).

Характеристика постійної пробної площі ППП-68. Щільність радіоактивного забруднення ґрунту становить $342,26$ кБк/м².

Таблиця 1

Таксаційна характеристика деревостану на постійних пробних площах

№ постійної пробної площі	Таксаційна характеристика деревостану			
	склад	вік, років	повнота	тип лісорослинних умов
ППП-68	10С	60	0,85	Вологий бір (А ₃)
ППП-88	7Дз3Сз	60	0,70	Вологий сугруд (С ₃)

На пробній площі зростає 55-річне соснове насадження із зімкненістю 0,8. Частка проєктивного покриття трав'яно-чагарникового ярусу становить 65–70%. Співдомінують у ньому чорниця (*Vaccinium myrtillus* L.), брусниця (*Vaccinium vitis-idaea* L.), верес звичайний (*Calluna vulgaris* (L.) Hull.). Моховий ярус має проєктивне покриття 90–95%. У ньому переважають дикран багатоніжковий (*Dicranum polysetum* Sw.), плеуроцій Шребера (*Pleurozium schreberi*). Асоціація: сосновий ліс чорнично-зеленомошній.

Ґрунт — дерново-середньопідзолистий, піщаний, на водно-льодовикових відкладах. Лісова підстилка має потужність близько 15 см. У мінеральній частині ґрунту чітко виділяються горизонти: гумусово-елювіальний — темно-сірого кольору; елювіальний — білого кольору, потужністю 8–10 см; ілювіальний — коричневий, суглинистий, потужністю 6–8 см. Материнська порода починалася з глибини 80–85 см.

Характеристика постійної пробної площі ППП-88. Щільність радіоактивного забруднення ґрунту — 421,93 кБк/м². На пробній площі зростає 65-річне сосново-дубове насадження (склад — 7Дз3Сз) із зімкненістю 0,8. Підріст середньої густоти — нерівномірний із зімкненістю 0,2–0,4. Підлісок поодинокий, близько 1,5 м заввишки, утворений крушиною ламкою (*Frangula alnus* Mill.), горбиною звичайною (*Sorbus aucuparia* L.) та ліщиною звичайною (*Corylus avellana* L.). Трав'яно-чагарниковий ярус із загальним проєктивним покриттям 70–75% складається з орляка звичайного (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn.), молінії блакитної (*Molinia caerulea* (L.) Moench.), буквиці лікарської (*Betonica officinalis* L.),

дзвоників кропиволистих (*Campanula trachelium* L.), конвалії звичайної (*Convallaria majalis* L.), кадила сарматського (*Melittis sarmatica* Klok.), перлівки пониклої (*Melica nutans* L.), костяниці (*Rubus saxatilis* L.), суниці лісової (*Fragaria vesca* L.), осоки гірської (*Carex montana* L.), перстачу білого (*Potentilla alba* L.). Асоціація: сосново-дубовий ліс конвалієво-різнотравний.

Ґрунт — багатий дерново-середньопідзолистий, супіщаний, на флювіо-гляціальних відкладах різновид. Ґрунтовий профіль складається з таких горизонтів: лісова підстилка потужністю 0–3 см; гумусово-елювіальний потужністю 0–20 см — темно-сірий, супіщаний, перехід до наступного горизонту хвилястий, з численними затоками; елювіальний горизонт, виражений нечітко, потужністю 20–25 см, жовто-світло-коричневий, зв'язно-піщаний, безструктурний; ілювіальний горизонт потужністю 25–40 см, світло-залізисто-коричневий, супіщаний; материнська порода глибше 40 см — жовтий, легкий, свіжий супісок, з численними залізистими новоутвореннями.

Отже, дослідні ділянки характеризуються різноманіттям ґрунту з однаковою вологістю. Існують також відмінності щодо:

- складу деревного ярусу — на ППП-68 зростає чисте соснове насадження, а на ППП-88 — мішане з перевагою листяних деревних порід;

- кількості та біомаси рослин інших ярусів рослинності — ці показники вищі для ППП-88.

Пробні площі (розміром 100×100 м) закладали за стандартною методикою [7]. Для вивчення розподілу радіонуклідів у певній лісовій екосистемі виділяли: дере-

востан, підріст, підлісок, живий надгрун-товий покрив, ґрунт. На кожній пробній площі викопували три ґрунтові профілі з подальшим описом їх горизонтів і відбором зразків ґрунту шарами через кожні 2 см спеціальним відбірником зразків. Відбірник виготовлено з нержавіючої сталі у формі прямокутного (500 см² – 25×20 см) совка з ручкою із захисним виступом для захисту від зсуву ґрунту. Відбір зразків здійснювали пошарово – спочатку лісової підстилки, а потім мінеральної частини ґрунту. Під час кожного відбору отримували зразок з одиниці площі 500 см² і конкретної товщини – 2 см (у лісовій підстилці відбирали нерозкладений, напіврозкладений і розкладений шари).

На кожній пробній площі здійснювали суцільний перелік дерев з вимірюванням їх товщини та висоти. Потім визначали середні показники цих величин і відбирали дерева у кількості трьох одиниць, які відповідали середнім значенням у межах пробної площі. Відібрані дерева спилували і у кожному з них визначали масу таких частин: деревини стовбура, гілок (живих і сухих), хвої (або листків), кори. Далі здійснювали розрахунок маси на 1 га. З кожного компонента деревостану відбирали зразки для визначення питомої активності ¹³⁷Cs.

Ярус підросту обраховували у триразовій повторності на облікових ділянках площею 100 м², трав'яно-чагарниковий та моховий яруси відбирали з трьох облікових ділянок площею 1 м², а лишайниковий ярус (епіфітні види) – зі стовбурів трьох дерев головної породи. На облікових ділянках визначали масу складових підросту, підліску та надгрунтового покриву, а у подальшому здійснювали перерахунок маси на 1 га.

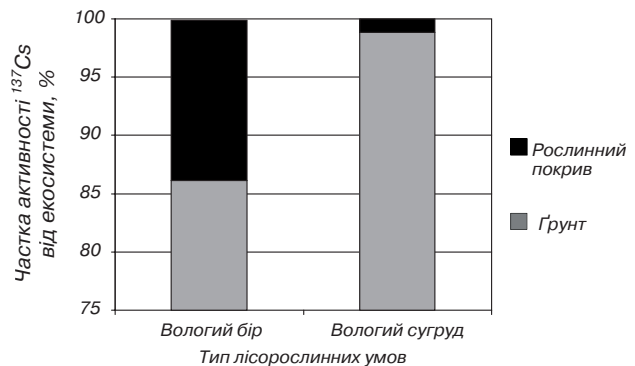
Усі зразки ґрунту та рослинності висушували до повітряно-сухого стану, розмелювали та гомогенізували на пробопідготовлювачах ПРГ-01 Т та ПРП-01. Питому активність ¹³⁷Cs визначали на багатоканальному гамма-спектроаналізаторі імпульсів

СЕГ-005-АКП зі сцинтиляційними детекторами БДЕГ-20-Р1 та БДЕГ-20-Р2.

РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Матеріали досліджень свідчать, що у лісових біогеоценозах і нині основна кількість ¹³⁷Cs концентрується у ґрунті (рисунок). Однак цей розподіл у різних типах лісо-рослинних умов має свої специфічні риси. Так, у вологих борах, яким властиві бідні піщані ґрунти, 86,27% сумарної активності радіонукліда розміщуються у ґрунті. Значно більша його частка (98,88%) – у вологих сугрудах, яким характерні відносно багаті супіщані ґрунти (табл. 2). Останні характеризуються більшим умістом гумусу, глинистих мінералів та значно дрібнішим гранулометричним складом. Такі характеристики супіщаних ґрунтів вологих сугрудів забезпечують подальший розподіл радіонуклідів у компонентах фітоценозу. Встановлено, що у вологих сугрудах до деревних рослин мігрувало значно менше радіонуклідів, ніж це зафіксовано у вологих борах. Так, у деревостані перших у 2012 р. містилось лише 0,12% від сумарної активності ¹³⁷Cs у біогеоценозі. У вологих борах цей показник значно вищий – 7,48% (у 62,3 раза).

Слід наголосити, що у вологих сугрудах встановлено значно більшу масу деревостану (278397,2 кг/га), ніж у вологих борах (113626,0 кг/га). Це пояснюється сприятливішими ґрунтовими умовами для зростання деревних порід. Але величини



Розподіл сумарної активності ¹³⁷Cs між ґрунтом і рослинністю у вологих борах і сугрудах

Таблиця 2

**Розподіл сумарної активності ^{137}Cs між компонентами біогеоценозів
у вологих борах і сугрудах**

Компонент біогеоценозу	Вологий бір (A_3)			Вологий сугруд (C_3)		
	маса, кг/га	сумарна активність ^{137}Cs , кБк/га	частка активності ^{137}Cs від екосистеми, %	маса, кг/га	сумарна активність ^{137}Cs , кБк/га	частка активності ^{137}Cs від екосистеми, %
Деревостан	113626,0	296170,0	7,48	278397,0	48804,1	0,12
Підріст та підлісок	32,5	285,7	0,01	76,5	6,2	0
Трав'яно-чагарничковий ярус	857,2	21953,4	0,55	441,45	962,9	0
Моховий і лишайниковий яруси, гриби	13348,4	225432,9	5,69	17,69	57,0	0
Ґрунт	4201500,0	3417668,0	86,27	4162840,0	4218805,0	98,88
Разом	–	3961510,0	100,0	–	4717107,0	100,0

питомої активності ^{137}Cs у деревині, гілках, корі, хвої та листках деревних порід були значно вищими у вологих борах. Це і забезпечило вищу частку вмісту радіонукліда у деревному ярусі такого типу лісорослинних умов.

Можна констатувати, що з часу аварії на ЧАЕС на бідних піщаних ґрунтах спостерігається посилена міграція ^{137}Cs до деревних порід. Так, у вологих борах величина питомої активності ^{137}Cs складала: у деревині сосни звичайної – 1451 ± 119 Бк/кг, хвої однорічній – 18750 ± 1650 , внутрішній частині кори – 22783 Бк/кг. У вологих сугрудах ці показники мали величини – 65 ± 4 , 790 ± 64 і 918 Бк/кг, що менше порівняно з показниками вологих борів у 22,3; 23,7 і 24,8 рази відповідно. Отже, перевищення величин питомої активності у компонентах деревостану було значно більшим (на рівень) у вологих борах, ніж перевищення маси деревних порід у вологих сугрудах (у 2,5 рази).

Наведена закономірність для деревних порід підтверджується даними досліджень щодо інших компонентів фітоценозів – питомої активності ^{137}Cs у рослинах підросу, підліску, трав'яно-чагарникового ярусу

була значно вищою у вологих борах. Так, середня величина питомої активності ^{137}Cs у рослинах підросу та підліску у вологих борах становила 8790 Бк/кг, у вологих сугрудах – 81 Бк/кг; у трав'яно-чагарничковому ярусі – 25611 і 2181 Бк/кг відповідно до лісорослинних умов. Отже, перевищення значень у вологих борах становило 108,5 та 11,7 рази відповідно.

Аналіз розподілу сумарної активності ^{137}Cs у фітоценозах досліджуваних типів лісорослинних умов дає підстави стверджувати, що найбільший уміст радіонукліда зафіксовано у деревостанах. У нижніх ярусах рослин уміст ^{137}Cs був значно нижчим. Як уже йшлося, величини питомої активності радіонукліда в них вищі, ніж в органах і частинах деревних порід, але маса деревного ярусу значно перевищує масу рослин будь-якого ярусу, розташованого нижче. Отже, порівняння значення маси ярусів і питомої активності радіонукліда в рослинах кожного з них свідчить про перевагу першого показника щодо визначення їх ролі у розподілі сумарної активності у фітоценозі.

Значення маси складових біогеоценозу у розподілі сумарної активності радіонукліда можна простежити також у різних

Таблиця 3

**Розподіл питомої активності та щільності радіоактивного забруднення ^{137}Cs
у шарах ґрунту вологих бору та сугруду**

Шар ґрунту	Вологий бір (А ₃)			Вологий сугруд (С ₃)		
	питома активність ^{137}Cs , Бк/кг	щільність радіоактивного забруднення		питома активність ^{137}Cs , Бк/кг	щільність радіоактивного забруднення	
		кБк/м ²	%		кБк/м ²	%
Лісова підстилка (Н₀)	*20231	42,49	12,41	*5122	7,17	1,70
нерозкладена	3300±155	0,50	0,15	763±80	0,16	0,04
напіврозкладена	20800±2767	27,04	7,90	2652±300	1,80	0,43
розкладена	23000±2074	14,95	4,36	10210±1000	5,21	1,23
Мінеральні шари ґрунту, см	*717	299,77	87,59	*997	414,76	98,30
HE 0–2	10741±1140	146,08	42,68	7884±800	197,45	46,79
HE 2–4	2876±312	56,95	16,64	4982±500	129,52	30,70
HE 4–6	933±46	22,95	6,71	1600±160	41,63	9,86
HE 6–8	570±77	15,50	4,53	850±80	22,13	5,25
HE 8–10	434±52	12,15	3,55	271±30	7,06	1,67
E 10–12	372±39	10,64	3,11	180±20	4,85	1,15
E 12–14	336±16	9,81	2,87	62±6	1,68	0,40
E 14–16	220±15	6,42	1,88	75±8	2,10	0,50
E 16–18	142±10	4,14	1,21	57±6	1,60	0,38
EI 18–20	112±12	3,25	0,95	49±5	1,40	0,33
EI 20–22	70±6	2,24	0,65	37±4	1,11	0,26
EI 22–24	105±13	3,57	1,04	49±5	1,43	0,34
EI 24–26	74±7	2,34	0,68	44±4	1,30	0,31
EI 26–28	67±7	2,21	0,65	31±3	0,91	0,22
EI 28–30	52±6	1,52	0,44	20±2	0,59	0,14
ВСЬОГО	–	342,26	100,00	–	421,93	100,0

Примітка: * розраховані значення.

шарах ґрунту (табл. 3). Так, найбільші величини питомої активності ^{137}Cs , в обох досліджуваних типах лісорослинних умов, встановлено для напіврозкладеного та розкладеного шарів лісової підстилки. Відомо, що лісова підстилка складається з рослинних решток різних частин і органів рослин, що зростають на цій площі. Це — доволі рихла субстанція, тому її маса на одини-

ці площі є незначною порівняно з мінеральною частиною ґрунту. Завдяки цьому вміст ^{137}Cs в її шарах значно нижчий, ніж у нижче розташованих шарах мінеральної частини ґрунту.

ВИСНОВКИ

Нині у лісових біогеоценозах основна кількість ^{137}Cs концентрується у ґрунті,

значно менша — у рослинності. Цей розподіл у різних типах лісорослинних умов має свої специфічні риси. У бідних лісорослинних умовах вологих борів, яким властиві бідні піщані ґрунти, 86,27% сумарної активності радіонукліда розміщується у ґрунті. Значно більша його частка (98,88%) концентрується у вологих сугрудах, яким характерні відносно багаті супіщані ґрунти.

На бідних піщаних ґрунтах спостерігається інтенсивніша міграція ^{137}Cs до деревних порід. Так, у вологих борах величина

питомої активності ^{137}Cs становить: у деревині сосни звичайної — 1451 ± 119 Бк/кг, хвої однорічній — 18750 ± 1650 , внутрішній частині кори — 22783 Бк/кг. У вологих сугрудах ці показники були значно нижчі — 65 ± 4 , 790 ± 64 і 918 Бк/кг відповідно.

Аналіз розподілу сумарної активності ^{137}Cs у фітоценозах досліджуваних типів лісорослинних умов засвідчив, що найвищий уміст радіонукліда зафіксовано у деревостанах, а в нижніх ярусах рослин уміст ^{137}Cs є значно нижчим.

ЛІТЕРАТУРА

1. Краснов В.П. Радиоэкология лесів Полісся України: монографія / В.П. Краснов. — Житомир: Волинь, 1998. — 112 с.
2. Булавик И.М. Содержание цезия-137 в почве и древесной растительности при различной плотности загрязнения территории радионуклидами / И.М. Булавик // Эколог. и соц. проблемы лесного хозяйства Беларуси. — Минск: Бел. НИИ лесного хозяйства, 1991. — С. 89–99.
3. Прикладная радиоэкология леса: Монография / [В.П. Краснов, А.А. Орлов, В.О. Бузун и др.]; под ред. В.П. Краснова. — Житомир: Полісся, 2007. — 680 с.
4. Биогеохимический цикл и потоки ^{137}Cs в лесных ландшафтах / А.И. Щеглов, О.Б. Цветнова, А.Л. Кляшторин и др. // 3-й съезд по радиационным исследованиям: радиобиология, радиоэкология, радиационная безопасность. — Пуццино, 1997. — Т. 2. — С. 383–384.
5. Особенности распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr в почве и накопления древесины и корой сосны (*Pinus sylvestris* L.) в различных условиях местопрорастания / А.Н. Переволоцкий, И.М. Булавик, Т.В. Переволоцкая и др. // Радиационная биология. Радиоэкология. — 2007. — Т. 47, № 4. — С. 463–470.
6. Шитюк К.В. Порівняльна оцінка розподілу ^{137}Cs в екосистемах соснових та сосново-дубових лісів Українського Полісся / К.В. Шитюк, О.О. Орлов, С. Д. Мельничук // Ядерна фізика та енергетика. — 2010. — Т. 11, № 4. — С. 74–80.
7. Лавренко Е.М. Основные закономерности растительных сообществ и пути их изучения / Е.М. Лавренко // Полевая геоботаника / Под общ. ред. Е.М. Лавренко и А.А. Корчагина. — Т. I. — М., Л.: Наука, Ленинградское отд., 1959. — С. 13–70.

REFERENCES

1. Krasnov V.P. (1998). *Radioekologhiia lisiv Polissia Ukrainy: Monografii* [Radioecology of forests Woodlands of Ukraine: Monograph]. Zhytomyr: Volyn, 112 p. (in Ukrainian).
2. Bulavik I.M. (1991). *Soderzhanie tseziya-137 v pochve i drevesnoy rastitel'nosti pri razlichnoy plotnosti zagryazneniya territorii radionuklidami* [The content of cesium-137 in soil and woody vegetation at different density of contamination with radionuclides]. *Ekol. i sots. problemy lesnogo khozyaystva Belarusi* [Econ. and soc. problems of forestry in Belarus]. Minsk: Belarus. NII lesnogo khozyaystva, pp. 89–99 (in Russian).
3. Krasnov V.P., Orlov A.A., Buzun V.O. et al. (2007). *Prikladnaya radioekologiya lesa: Monografiya* [Applied radioecology of the forest: Monograph]. Zhitomyr: Polissya, 680 p. (in Russian).
4. Shcheglov A.I., Tsvetnova O.B., Klyashtorin A.L. et al. (1997). *Biogekhimicheskii tsikl i potoki ^{137}Cs v lesnykh landshaftakh* [Biogeochemical cycles and fluxes of ^{137}Cs in forest landscapes]. *3-y sezd po radiatsionnym issledovaniyam. Radiobiologiya, radioekologiya, radiatsionnaya bezopasnost* [3rd congress of radiation research. Radiobiology, radioecology, radiation safety]. Pushchino, vol. 2, pp. 383–384 (in Russian).
5. Perevolotskiy A.N., Bulavik I.M., Perevolotskaya T.V. et al. (2007). *Osobennosti raspredeleniya ^{137}Cs i ^{90}Sr v pochve i nakopleniya drevesinoy i koroy sosny (*Pinus sylvestris* L.) v razlichnykh usloviyakh mesto-proizrastaniya* [The distribution of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the soil and the accumulation of wood and bark of pine (*Pinus sylvestris* L.) in a variety of site conditions]. *Radiatsionnaya biologiya. Radioekologiya*. Vol. 47, No. 4, pp. 463–470 (in Russian).
6. Shytiuk K.V., Orlov O.O., Melnychuk S.D. (2010). *Porivnialna otsinka rozpodilu ^{137}Cs v ekosystemakh sosnovykh ta sosново-dubovykh lisiv Ukrainkoho Polissia* [Comparative evaluation of ^{137}Cs in ecosystems of pine and pine-oak forests of Ukrainian Polissya]. *Nuclear Physics and Atomic Energy*. Vol. 11, No. 4, pp. 74–80 (in Ukrainian).
7. Lavrenko Ye.M., Korchagina A.A. (1959). *Osnovnye zakonemosti rastitelnykh soobshchestv i puti ikh izucheniya* [Basic laws of plant communities and their way of studying]. *Polevaya geobotanika* [Field geobotany]. Vol. I, Moskva, Leningrad: Nauka, Leningradskoe otd., pp. 13–70 (in Russian).

РАДІАЦІЙНО-ЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ ВІДНОВЛЕННЯ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОГО ВИРОБНИЦТВА В УКРАЇНСЬКОМУ ПОЛІССІ

В.П. Ландін

Інститут агроекології і природокористування НААН

Проаналізовано радіаційно-екологічні проблеми реабілітації сільськогосподарського виробництва в Українському Поліссі у віддалений період після аварії на Чорнобильській АЕС. Оцінено ступінь радіоактивного забруднення сільськогосподарських культур радіонуклідами ^{137}Cs і ^{90}Sr . Виявлено варіабельність кореляційного зв'язку між потенційною здатністю сільськогосподарських рослин накопичувати радіонукліди та інтенсивністю потоків радіонуклідів з урожаєм. Встановлено найефективніші системи удобрення для зниження накопичення радіонуклідів сільськогосподарськими культурами. Обґрунтовано необхідність наукового супроводу розроблення і реалізації контрзаходів.

Ключові слова: *винос радіонуклідів з урожаєм, реабілітація сільськогосподарського виробництва, Українське Полісся, контрзаходи.*

Виробництво сільськогосподарської продукції є невід'ємною частиною економіки аграрних підприємств Українського Полісся. Однак забруднення сільськогосподарських угідь радіонуклідами після аварії на Чорнобильській АЕС докорінно змінило екологічну ситуацію і умови діяльності сільських товаровиробників на забруднених територіях. У цих регіонах за період соціально-економічних перетворень, що відбулись у сільському господарстві за останні десятиліття, звузилася спеціалізація аграрного виробництва у бік галузі рослинництва і, відповідно, скоротилися галузі тваринництва. Як наслідок, значно зменшилися обсяги виробництва і використання органічних добрив, а також порушився найголовніший ланцюг агро-екоосистем, що забезпечує їх екологічно стабільне функціонування, в т.ч. кругообіг азоту, фосфору, калію, кальцію та вуглецю.

Негативні економічні наслідки є особливо відчутними на територіях, забруднених радіонуклідами, на яких дедалі частіше відбувається несанкціоноване, хаотичне і безконтрольне використання земель для вирощування сільськогосподарських культур, а ризик отримання радіоактивно забрудненої сільськогосподарської продукції залишається доволі високим [1].

Мета роботи полягає в обґрунтуванні концептуальних положень реабілітації та відтворення агроекологічних функцій радіоактивно забруднених земель для формування економічно ефективних систем аграрного виробництва.

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Аналіз радіаційного стану постраждалих земель і сучасного рівня забруднення радіонуклідами продукції аграрних підприємств та особистих підсобних господарств селян, радіаційно-екологічних аспектів реабілітації земель у віддалений період після Чорнобильської катастрофи проводили за результатами досліджень, отриманими у довгостроковому досліді ІСП НААН та шляхом узагальнення офіційної інформації радіологічної служби Міністерства аграрної політики та продовольства України у Волинській, Житомирській, Рівненській, Київській і Чернігівській областях.

Параметри міграції радіонуклідів у системі «ґрунт – рослина» вивчали в стаціонарному польовому досліді на території дослідного господарства «Грозинське» ІСП НААН. Досліджували вплив різних варіантів удобрення (для картоплі: № 1 – без добрив, № 2 – гній + $\text{N}_{80}\text{P}_{60}\text{K}_{100}$ під культуру, № 4 – солома + $\text{N}_{40}\text{P}_{60}\text{K}_{100}$ під солому + N_{40} під культуру, № 8 – со-

лома + сидерат + $N_{40}P_{60}K_{100}$ під сидерат + N_{40} під культуру, № 11 – гній + $N_{120}P_{90}K_{120}$ під культуру; для вівса: № 1 – без добрив, № 2 – $N_{60}P_{60}K_{60}$, № 4 – $N_{30}P_{60}K_{60} + N_{30}$ як підживлення, № 8 – $N_{30}P_{60}K_{60} + N_{30}$ як підживлення, № 11 – $N_{30}P_{90}K_{100} + N_{35}$ – у фазі виходу у трубку + N_{35} – наливу зерна) на інтенсивність накопичення та виносу радіонуклідів рослинами. Ґрунт дослідного поля – типовий для Полісся, дерново-підзолистий супіщаний, з низьким умістом гумусу і основних поживних елементів для рослин та кислою реакцією ґрунтового розчину. Щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs земель дослідного господарства варіює у межах 37–185 кБк/м². Відбір зразків і їх підготовку до вимірювань здійснювали за загальноприйнятими методиками, з урахуванням специфіки проведення науково-дослідних робіт у галузі сільськогосподарської радіології [2]. Питому активність ^{137}Cs у ґрунті і продукції визначали спектрометричним методом на сцинтиляційному β - γ -спектрометрі СБГ-001 АКП.

Для оцінки накопичення радіонуклідів у врожаї за різної щільності забруднення ґрунту використовували коефіцієнт переходу (КП) та коефіцієнт накопичення (КН) ^{137}Cs і ^{90}Sr із ґрунту в рослини. Висношення радіонуклідів з урожаєм сільськогосподарських культур визначали розрахунковим методом за показниками врожайності культур (т/га) і питомої активності радіонукліда у продукції або в біомасі (кБк/га).

РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Унаслідок аварії на Чорнобильській АЕС територія Українського Полісся зазнала інтенсивного забруднення радіонуклідами. За даними радіаційного обстеження площа сільськогосподарських угідь зі щільністю радіоактивного забруднення ґрунту радіоізотопами

цезію понад 37 кБк/м² на Поліссі становить 1172 тис. га, з яких 774,3 – орні землі та 423,0 тис. га – сінокоси і пасовища. Сільськогосподарські угіддя з високими рівнями радіоактивного забруднення на площі 130,6 тис. га були виведені з господарського використання і нині потребують реабілітації [3].

У квітні 2016 р. минає 30 років після Чорнобильської катастрофи, що в часовому вимірі дорівнює одному періоду напіврозпаду основних дозоутворювальних радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr . Завдяки процесам фізичного розпаду радіонуклідів, необхідному поглинанню їх у ґрунті, а також агрохімічним контрзаходам, які проводились у перші десять років після аварії, питома активність ^{137}Cs у верхніх шарах ґрунту в агроценозах порівняно з перелогами і лісовими екосистемами знизилась майже вдвічі (рис. 1), а тому радіаційна ситуація на забруднених територіях істотно змінилась на краще.

Важливим у цьому аспекті є й те, що зменшенню рівня радіоактивного забруднення верхнього 20-см шару ґрунту порівняно з природними екосистемами – лісовими насадженнями і перелогами – сприяло застосування на орних землях комплек-

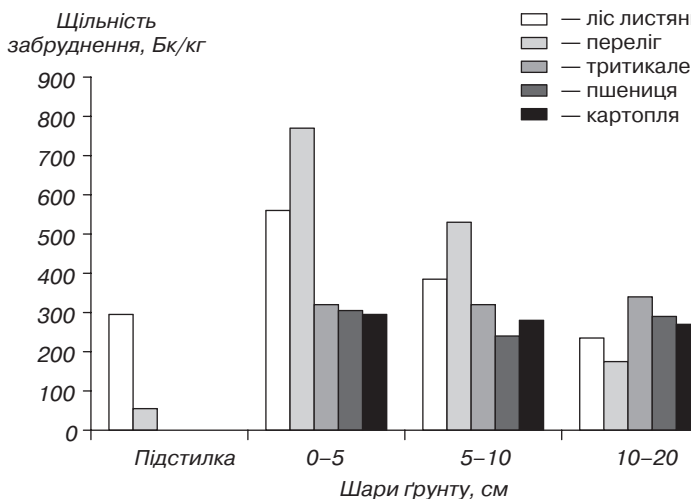


Рис. 1. Розподіл питомої активності ^{137}Cs у профілі дерново-підзолистого ґрунту в агроценозах і природних екосистемах

су агрохімічних і агротехнічних заходів. На перелогах і в лісових насадженнях у верхньому 10-см шарі ґрунту, де міститься переважна кількість коренів зернових злакових рослин, питома активність ^{137}Cs удвічі вища, ніж у ґрунті агроценозів. Це дає підстави припустити, що накопичення радіонуклідів сільгоспкультурами буде значно меншим, аніж травостоєм на перелогах.

Радіоекологічна ситуація, яка нині склалась у забруднених агрокосистемах унаслідок припинення проведення комплексних контрзаходів, змінюється дуже повільно і повністю визначається фізичним розпадом радіонуклідів ^{137}Cs та підвищенням рухомості ^{90}Sr у системі «ґрунт – рослина». Тому така ситуація збережеться впродовж ще не одного десятиліття і буде цілком визначатись процесами автореабілітації ґрунтів [1, 3, 4].

Для оцінки ступеня радіоактивного забруднення сільгосппродукції проведено дослідження питомої активності та коефіцієнтів переходу і накопичення ^{137}Cs і ^{90}Sr у вегетативну масу і зерно кукурудзи (табл. 1) у посівах на дерново-лучних легкосуглинкових ґрунтах у заплаві р. Уж біля с. Христинівки Народицького р-ну Житомирської обл.

За отриманими даними, за внесення під час посіву кукурудзи повного мінерального удобрення в дозі $\text{N}_{60}\text{P}_{60}\text{K}_{90}$ на 1 га, КН ^{90}Sr у зерні кукурудзи був вищим на порядок, а КП – у 35 разів, аніж відповід-

ні коефіцієнти ^{137}Cs . Питома активність ^{137}Cs у вегетативній масі кукурудзи варіює у межах 87–132 Бк/кг, тобто не перевищує допустимих рівнів забруднення і може використовуватись на корм тваринам без обмежень. У зерні кукурудзи питома активність ^{137}Cs і ^{90}Sr становить відповідно 51,0 і 19,9 Бк/кг, тобто відповідає верхній межі допустимого рівня забруднення для продовольчого зерна.

Накопичення радіонуклідів ^{137}Cs у зерні сої в посівах на тому самому полі у 2015 р. (табл. 2) у 6 разів було вищим, ніж у зерні кукурудзи, а забруднення зерна сої радіонуклідами ^{90}Sr майже на два порядки нижчим, ніж ^{137}Cs . Вегетативна маса сої – стебло і стручки має у 1,9 та 5,9 раза вище забруднення радіонуклідами ^{137}Cs порівняно з кукурудзою.

Серед кормових культур, які вирощують за аналогічних з наведеними вище умов, максимальні рівні радіоактивного забруднення ^{137}Cs (табл. 3) є властивими трав'яній злаковій рослинності в міжрядях топінамбура, але питома активність радіонуклідів не перевищує державного гігієнічного нормативу для сіна.

Коренеплоди топінамбура, хоч і ростуть на радіоактивно забрудненому ґрунті, мають доволі низький рівень забруднення як ^{137}Cs , так і ^{90}Sr і можуть використовуватись на корм тваринам без обмежень.

У віддалений післязаварійний період основним джерелом радіаційної небезпеки

Таблиця 1

Питома активність ^{137}Cs і ^{90}Sr у ґрунті, вегетативній масі і зерні кукурудзи (Бк/кг), 2014 р.

Види зразків	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs		^{90}Sr	
			Кп	Кн	Кп	Кн
Стебло кукурудзи (без листя)	87,0±22,0		0,27	0,06		
Листя кукурудзи	132,0±33,0		0,41	0,10		
Стрижні качанів кукурудзи (без зерна)	89,0±22,0		0,28	0,06		
Обгорткові листки початків кукурудзи	108,0±27,0		0,34	0,08		
Зерно кукурудзи	51,0±13,0	19,9±4,0	0,16	0,04	4,10	0,41
Ґрунт	1351,0±457,0	48,6±10,0	–	–	–	–
Щільність забруднення (кБк/м ²)	320,80	4,85	–	–	–	–

Таблиця 2

Питома активність ^{137}Cs і ^{90}Sr у ґрунті, вегетативній масі та зерні сої (Бк/кг), 2015 р.

Види зразків	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs		^{90}Sr	
			Кп	Кн	Кп	Кн
Зерно	1300	15,3	0,96	0,23	2,10	0,21
Листя	227,0	276,0	0,17	0,40	3,79	0,38
Стебло	169	59,5	0,13	0,03	8,16	0,81
Коріння	270	76,0	0,20	0,05	10,43	1,04
Стручки	638	90,4	0,47	0,11	12,40	1,24
Ґрунт	5680	73,1	–	–	–	–
Щільність забруднення (кБк/м ²)	1348,7	7,29	–	–	–	–

Таблиця 3

Питома активність ^{137}Cs і ^{90}Sr у кормових культурах (Бк/кг), 2014 р.

Види зразків	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs		^{90}Sr	
			Кп	Кн	Кп	Кн
Топінамбур (стебло з листям)	34,0±8,0		0,03	0,01		
Топінамбур (коренеплоди)	58,0±14,0	27,0±5,0	0,05	0,01	1,67	0,44
Сильфія (стебло з листям)	260,0±65,0		0,24	0,05		
Сіно злаків у міжряддях топінамбура	931,0±233,0		0,85	0,17		
Золоторізник канадський	129,0±32,0		0,12	0,02		
Ґрунт	5400,0±1350,0	61,8±12,0	–	–	–	–
Щільність забруднення (кБк/м ²)	1091,5	16,18	–	–	–	–

для населення є внутрішнє опромінення, величина якого залежить від споживання забрудненої продукції, що виробляється для харчових потреб на радіоактивно забруднених територіях. Тому в основі сучасних підходів до визначення радіаційно-екологічних аспектів впровадження протирадіаційних заходів у віддалений період після Чорнобильської катастрофи мають бути враховані не лише заходи, спрямовані на зменшення індивідуальної ефективної дози опромінення населення шляхом виробництва гарантовано радіоекологічно безпечної продукції на харчові потреби, але й колективної дози для визначених груп населення. Тобто слід звертати увагу не лише на потенційну здатність сільськогосподарських рослин накопичувати радіонукліди, але й на інтенсивність потоків ра-

діонуклідів з урожаєм. Саме цей показник визначає колективну дозу опромінення, а відтак, і ймовірність виникнення стохастичних ефектів опромінення у населення [1, 5–7]. Слід зауважити, що потенційна здатність сільськогосподарських культур до накопичення ^{137}Cs та інтенсивність потоків радіонукліда з урожаєм не завжди позитивно корелюють між собою. Тому не викликає сумніву потреба в контрзаходах для особистих селянських господарств критичних населених пунктів.

Найбільш небезпечною в радіологічному розумінні продукцією рослинництва насамперед є овочі. І якщо, скажімо, частка зеленних листових овочевих культур, — які характеризуються доволі значними КП радіонуклідів, — у споживчому кошику місцевих мешканців є невисокою, то ґрунтові

овочі, передусім картопля, здатні формувати чималий внесок у дозу внутрішнього опромінення населення, незважаючи на невисоку здатність до накопичення ^{137}Cs і ^{90}Sr . Тому контрзаходи доцільно проводити за вирощування саме таких культур. Найбільш дієвим і доцільним заходом, що дає змогу зменшити радіоактивне забруднення продукції рослинництва, є удобрення. За результатами досліджень (рис. 2-а), найефективнішим був варіант удобрення № 8. Слід наголосити, що коефіцієнти кореляції між рівнем забруднення ґрунту і валовим

виносом радіонукліда та рівнем забруднення ґрунту і рівнем забруднення бульб майже однакові – 0,69 і 0,67 відповідно.

Зауважимо, що для вівса (рис. 2-б) аналогічні коефіцієнти кореляції дещо різняться: для залежності валового виносу ^{137}Cs з урожаєм від рівня забруднення ґрунту – 0,39, для залежності забруднення зерна від рівня забруднення ґрунту – 0,72. До того ж було виявлено, що оптимальний ефект зі зменшення надходження радіонукліда у товарну продукцію вівса, так само як і для бульб, мав варіант удобрення № 8.

Однак останніми роками кошти на проведення будь-яких контрзаходів у сільськогосподарському виробництві, які забезпечують одержання безпечної продукції і недопущення опромінення населення понад встановлені норми, в т.ч. удобрення, не виділяються. Цей тягар повністю лягає на плечі підприємців і місцевого населення і зазвичай є непосильним. Окрім того, культури з низькими КП ^{137}Cs і ^{90}Sr , за їх розміщення на малородючих ґрунтах та за відсутності контрзаходів, здатні накопичувати радіонукліди понад встановлені допустимі рівні. Тому необхідно володіти даними стосовно властивостей ґрунтів та щільності поверхневого забруднення, щоб забезпечити оптимальне розміщення сільськогосподарських культур і вибір оптимальних контрзаходів та умов їх проведення. З огляду на це, вкрай необхідними є проведення радіаційного моніторингу забруднених територій і сільгосппродукції та науковий супровід планування та здійснення контрзаходів.

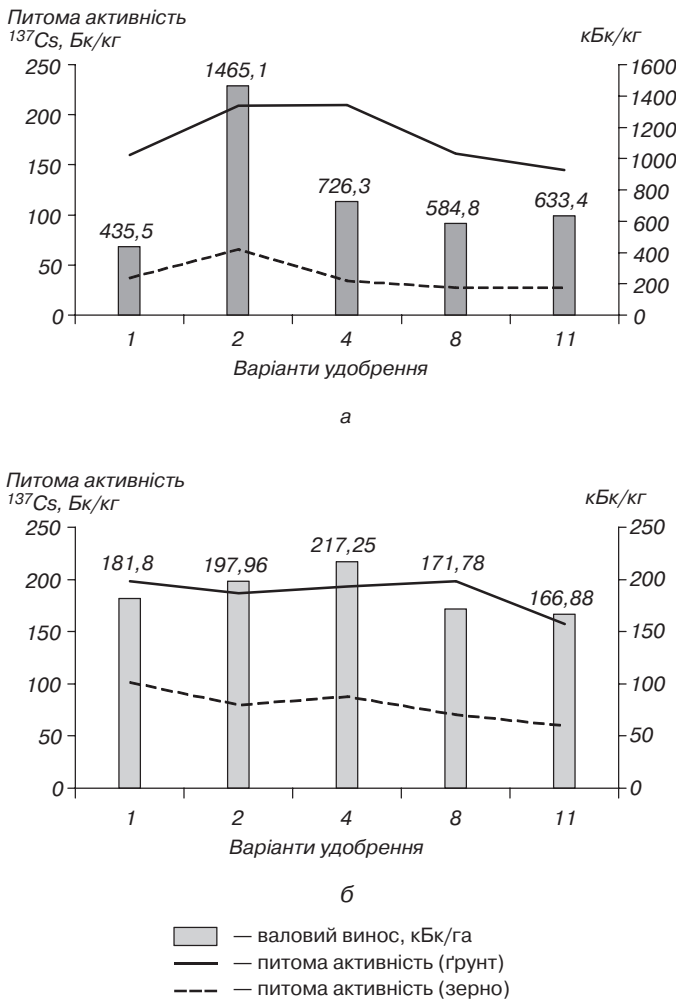


Рис. 2. Вплив систем удобрення на накопичення та винесення ^{137}Cs урожаєм: а — бульб картоплі; б — вівса (зерно)

ВИСНОВКИ

Радіоекологічна ситуація, яка нині склалась у забруднених агроєкосистемах Українського Полісся внаслідок припинення проведення комплексних контрзаходів, змінюється вкрай повільно і повністю визначається фізичним розпадом радіонуклідів ^{137}Cs та підвищенням рухомості ^{90}Sr у системі «грунт – рослина». Окреслюючи радіаційно-екологічні проблеми реабілітації сільськогосподарського виробництва постраждалих територій, слід звертати увагу не лише на потенційну здатність сільськогосподарських рослин накопичувати радіонукліди, але й на інтенсивність потоків радіонуклідів з урожаєм. Саме цей показник визначає колективну

дозу опромінення мешканців радіоактивно забруднених територій. Потенційна здатність сільгоспкультур до накопичення ^{137}Cs і ^{90}Sr та інтенсивність їх потоків з урожаєм не завжди позитивно корелюють між собою. Тому потреба у проведенні контрзаходів у особистих селянських господарствах критичних населених пунктів не викликає сумніву. Оскільки кошти на їх проведення державою нині не виділяються, необхідно володіти якомога повнішою інформацією про властивості ґрунтів та щільність поверхневого забруднення з метою оптимального використання ресурсів під час проведення контрзаходів, що своєю чергою потребує наукового супроводу.

ЛІТЕРАТУРА

1. Радіаційно-екологічні аспекти використання забруднених земель у віддалений період після аварії на Чорнобильській АЕС / О.І. Дутов, В.П. Дутов, В.П. Ландін та ін. // Агроєкологічний журнал. — 2015. — № 1. — С. 115–120.
2. Методичний посібник з організації проведення науково-дослідних робіт в галузі сільськогосподарської радіології. — К., 1992. — 136 с.
3. Радиологическая обстановка в Украине после Чернобыльской аварии и оптимизация применения контрмер на современном этапе / В.А. Кашпаров, В.И. Йошенко, Ю.О. Бондарь, Э.С. Танкач // Радиационная гигиена. — 2009. — Т. 2, № 1. — С. 15–19.
4. Ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених внаслідок Чорнобиль-

- ської катастрофи, у віддалений період: рекомендації / за заг. ред. Б.С. Прістера. — К.: АТІКА, 2007. — 196 с.
5. Ярмоленко С.Л. Радиобиология человека и животных / С.Л. Ярмоленко. — М.: Высш. школа, 1988. — 424 с.
6. Радиационная и ядерная медицина: Физические и химические аспекты / под ред. Э.М. Бекман, О.А. Полонской-Буслаевой. — М., 2012. — 400 с.
7. Формування дози внутрішнього опромінення населення Українського Полісся внаслідок споживання харчових продуктів лісового походження / Г.М. Чоботько, Л.А. Райчук, Ю.М. Пісковий, І.І. Ясковець // Агроєкологічний журнал. — 2011. — № 1. — С. 37–42.

REFERENCES

1. Dutov O.I., Dutov V.P., Landin V.P. (2015). *Radiatsiyno-ekolohichni aspekty vykorystannya zabrudnennykh zemel' u viddalennyi period pislya avariyi na Chornobyl's'kii AES* [Radiation environmental aspects of contaminated land in the remote period after the accident at the Chernobyl nuclear power plant]. *Ahroekolohichnyy zhurnal* [Agroecological journal]. No. 1, pp. 115–120 (in Ukrainian).
2. *Metodychnyy posibnyk z orhanizatsiyi provedennya naukozo-doslidnykh robot v haluzi sil's'kohospodars'koyi radiolohiyi* [Toolkit for the organization of scientific research in the field of Agricultural Radiology]. Kyiv, 1992, 136 p. (in Ukrainian).
3. Kashparov V.A., Yoshchenko V.I., Bondar Yu.O., Tankach E.S. (2009). *Radiologicheskaya obstanovka v Ukraine posle Chernobyl'skoy avarii i optimizatsiya primeneniya kontrmer na sovremennom etape* [Radiological situation in Ukraine after the Chernobyl accident and optimization of application countermeasures on modern stages]. *Radiatsionnaya gigiyena* [Radiation hygiene]. Vol. 2, No. 1, pp. 15–19 (in Russian).
4. Prister B.S. (2007). *Vedennya sil's'kohospodars'koho vyrobnytstva na terytoriyakh, zabrudnennykh vnasli-*

- dok Chornobyl's'koyi katastrofy, u viddalennyi period: rekomendatsiyi* [Agricultural production in areas contaminated by the Chernobyl disaster in the remote period: Recommendations]. Kyiv: АТІКА Publ., 196 p. (in Ukrainian).
5. Yarmolenko S.L. (1988). *Radiobiologiya cheloveka i zhivotnykh* [Radiobiology humans and animals]. Moskva: Vysshya Shkola Publ., 424 p. (in Russian).
6. Bekman E.M., Polonskoy-Buslaevoy O.A. (2012). *Radiatsionnaya i yadernaya meditsina: Fizicheskie i khimicheskie aspekty* [Radiation and Nuclear Medicine: Physical and chemical aspects]. *Radio-khimiya* [Radiochemistry]. Vol. 7, Moskva: Markhotin P.Yu. Publ., 400 p. (in Russian).
7. Chobot'ko H.M., Raychuk L.A., Piskovyy Yu.M., Yaskovets' I.I. (2011). *Formuvannya dozy vnutrishn'oho oprominennya naselennya Ukrayins'koho Polissya vnaslidok spozhyvannya kharchovykh produktiv liso-zoho pokhodzhennya* [Formation of the exposure of the population of Ukrainian Polissya due to consumption of foods of the forest of origin]. *Ahroekolohichnyy zhurnal* [Agroecological journal]. No. 1, pp. 37–42 (in Ukrainian).

ІМОВІРНІСТЬ ПЕРЕВИЩЕННЯ ДОЗОВОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА НАСЕЛЕННЯ НАРОДИЦЬКОГО РАЙОНУ ЗА ВЕЛИЧИНОЮ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ПРИРОДНОГО ТРАВСТОЮ

О.М. Лукомський, М.В. Гранківський

Житомирський національний агроекологічний університет

Наведено результати оцінювання ризику перевищення дозового навантаження на населення Народицького р-ну за величиною радіоактивного забруднення природного травостою залежно від ґрунтових умов. Встановлено дестабілізуючі чинники міграції радіонуклідів у системі «ґрунт — травостій». Одержані результати як базові можуть використовуватись для обґрунтування зміни статусу населених пунктів, визначення черговості реабілітації земель, планування та цілеспрямованого впровадження контр-заходів для виробництва екологічно безпечної сільськогосподарської продукції.

Ключові слова: оцінка ризику, радіоактивне забруднення, травостій, продукція тваринництва, дестабілізуючі чинники.

Використання населенням забрудненої радіонуклідами сільськогосподарської продукції є одним з основних джерел його опромінення. Для зниження впливу іонізуючого випромінювання на людину потрібно впроваджувати науково обґрунтовану систему заходів з отримання сільськогосподарської продукції, вміст радіонуклідів у якій не повинен перевищувати встановлені допустимі рівні [1]. Підґрунтям для цього є виявлення основних закономірностей міграції радіонуклідів у системі «ґрунт – травостій – продукція» та виявлення основних дестабілізуючих чинників (показники агроекологічного стану ґрунтового покриву) цього процесу в системі «ґрунт – травостій».

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Зразки ґрунту відбирали за ДСТУ 4287:2004. У зразках ґрунту визначали суму вібраних основ – за ДСТУ ISO 11260:2001; гідролітичну кислотність – за ГОСТ 26212-91; лужногідролізований азот – за ДСТУ ISO 10390:2007; рН сольової витяжки – за ДСТУ ISO 10390:2001; рухомий фосфор та обмінний калій – за ДСТУ 4405:2005; органічну речовину (гумус) – за ДСТУ 4289:2004; вміст важких металів (кадмій, свинець, ртуть) та мікроелементів (мідь, цинк, марганець, бор, молібден, кобальт) –

за ДСТУ ISO 4770:2007. Щільність радіоактивного забруднення ґрунту та питому активність травостою ^{137}Cs і ^{90}Sr – за ДСТУ ISO 10703:2001.

На основі контрольного рівня вмісту ^{137}Cs та ^{90}Sr у молоці та м'ясі за допомогою формул, наведених у праці Б.С. Прістера та ін. [2], було проведено розрахунок межі допустимого надходження радіонуклідів у раціон сільськогосподарських тварин, їх середньої допустимої концентрації у кормах і допустимої щільності забруднення сільськогосподарських угідь для вирощування кормів, отримання продукції тваринництва.

Розрахунковий метод оцінки імовірності ризику перевищення дозового навантаження за варіацією значень його індикатора (радіоактивне забруднення природного травостою) наведено в праці М.Д. Гродзинського [3]. Виявлення дестабілізуючих чинників процесу міграції радіонуклідів у системі «ґрунт – травостій» проведено за допомогою контрольних карт Шухарта [4]. Статистичну обробку результатів отриманих експериментальних даних проводили за допомогою програми Microsoft Excel 2003.

РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

За допомогою коефіцієнтів переходу (K_{II}) у системі «раціон – продукція тваринництва» та добового споживання при-

родних трав (50 кг/голову) можливо теоретично розрахувати середню допустиму концентрацію (СДК) травостою (табл. 1), споживання якого не спричинить перевищення межі допустимого надходження (МДН), тобто перевищення ДР-2006.

Розрахунками встановлено, що СДК травостою (критичне значення — X_{max}) для отримання яловичини в межах ДР-

2006 для ^{137}Cs становить 100 Бк/кг та для ^{90}Sr — 667 Бк/кг, для отримання молока — 200 та 400 Бк/кг відповідно.

Імовірність ризику перевищення X_{max} для травостою варіює у межах 0,73–1 (табл. 2). За величиною імовірності ризику ґрунтовий покрив утворює такий спадний ряд: дерново-глейовий супіщаний ґрунт на водно-льодовикових відкладах, іноді на

Таблиця 1

Межі допустимого надходження ^{137}Cs і ^{90}Sr з раціоном за певних рівнів умісту радіонуклідів у продуктах харчування [1, 2, 5]

Продукт	Допустимий рівень вмісту радіонукліда в продукті харчування (ДР-2006), Бк/кг (л)		Коефіцієнт переходу в продукцію (КП), % від добового надходження		Межа допустимого надходження з раціоном тварин (МДН), кБк/раціон		Середня допустима концентрація радіонукліда в кормі (СДК), Бк/кг	
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Молоко	100	20	1,0	0,10	10,0	20,0	200	400
Яловичина	200	20	4,0	0,06	5,0	33,3	100	667

Таблиця 2

Імовірність ризику перевищення надходження радіонуклідів у продукцію тваринництва (молоко), за ДР-2006

Назва ґрунту*	Параметри							Імовірність ризику перевищення ДР-2006 щодо молока (^{137}Cs), %
	Питома активність травостою, Бк/кг**		Середньоквадратичне відхилення питомої активності, Бк/кг		Коефіцієнт варіації, %			
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr		
1	$\frac{70-887}{307}$	$\frac{9-27}{16}$	48,84	1,29	15,88	7,99	99	
2	$\frac{70-993}{262}$	$\frac{8-32}{14}$	64,71	1,62	24,66	11,34	73	
3	$\frac{128-993}{396}$	$\frac{9-32}{17}$	72,36	1,94	18,29	11,13	100	
4	$\frac{156-887}{431}$	$\frac{8-27}{18}$	48,88	1,32	11,33	7,49	100	
5	$\frac{74-887}{400}$	$\frac{9-26}{17}$	101,23	2,30	25,28	13,56	98	

Примітка: * 1 — дерново-підзолистий піщаний, глейовий ґрунт сезонно-перезволожений, знижених, хвилястих рівнин і терас з неглибокими ґрунтовими водами, 2 — дерново-слабопідзолистий, глинисто-піщаний ґрунт на рихлих піщаних наносах, 3 — дерново-підзолистий піщаний ґрунт та його глеюваті відміни на водно-льодовикових відкладах підстелених мореною слабохвилястих, дренажних зандровних рівнин, 4 — дерново-глейовий супіщаний ґрунт на водно-льодовикових відкладах, іноді на морені, 5 — торфоболотний ґрунт; ** у чисельнику — діапазон значень, у знаменнику — середнє арифметичне значення діапазону.

морені (1) > дерново-підзолистий піщаний ґрунт та його глеюваті відміни на водно-льодовикових відкладах підстелених мореною слабохвислястих, дренажних, зандрових рівнин (0,9966) > дерново-підзолистий піщаний, глейовий ґрунт сезонно-перезвожених, знижених, хвилястих рівнин і терас з неглибокими ґрунтовими водами (0,986) > торфоболотний ґрунт (0,976) > дерново-слабопідзолистий, глинисто-піщаний ґрунт на рихлих піщаних наносах (0,73).

Ймовірність перевищення ДР-2006 у яловичині радіонукліда ^{137}Cs за вирощування ВРХ становить 100%, натомість ймовірність перевищення рівня ^{90}Sr у молоці та яловичині – відсутня.

Основою родючості будь-якого типу ґрунту є запаси органічної речовини. Органічна речовина ґрунту є джерелом елементів живлення, а також регулятором структури, вбирної і водоутримної здатності, біологічної активності. В умовах радіонуклідного забруднення ґрунту особливо важливе значення має її абсорбційна функція. Так, першість належить функції зв'язування радіонуклідів, що запобігає їх надходженню у рослини. Крім того, ця функція також є важливою щодо сорбції токсичних речовин і важких металів та забезпечення санітарно-гігієнічних функцій ґрунту. У процесі проведених нами досліджень та їх аналізу встановлено, що середньозважений показник гумусу в зоні Полісся становить 1,26% (20,32% від оптимального значення) (табл. 3).

Забезпечення гумусом досліджуваних ґрунтів є (%): дуже низьким – 8,1, низьким – 85,9 та середнім – 5,0 від усієї території. За вмістом гумусу в ґрунті можна навести такий спадний ряд типів ґрунтів (%): дерново-слабопідзолистий, глинисто-піщаний на рихлих піщаних наносах (1,41) > дерново-підзолистий піщаний, глейовий сезонно-перезвожених, знижених, хвилястих рівнин і терас з неглибокими ґрунтовими водами (1,32) > дерново-підзолистий піщаний та його глеюваті відміни на водно-льодовикових відкладах підстелених мореною слабохвислястих, дренажних, зандрових рівнин (1,27) > дерново-гле-

йовий супіщаний на водно-льодовикових відкладах, іноді на морені (1,26) > торфоболотний ґрунт (1,23).

Незважаючи на низку проведених фундаментальних досліджень щодо колоїдно-хімічних властивостей ґрунтів, проблема ґрунтової кислотності та її впливу на продуктивність агроєкосистем і досі залишається дискусійною. Кислотність неодноразово впливає на рухомість радіонуклідів у ґрунтах. Зі збільшенням кислотності підвищується інтенсивність надходження ^{137}Cs і ^{90}Sr до рослин [2]. Особливо складним залишається питання гідролітичної кислотності, підвищення якої може спричинити зростання коефіцієнта накопичення радіонуклідів рослинністю. Гідролітична кислотність досліджуваних ґрунтів варіює у межах 0,29–5,25, при середньозваженому показнику – 1,67 мг-екв/100 г ґрунту.

Рівень обмінної кислотності досліджуваних ґрунтів варіює у межах 4,3–5,8, при середньозваженому показнику – 4,8 одиниць рН. За рівнем кислотності ґрунти Житомирського Полісся розподіляються так (% від усієї території): сильнокислі – 20,62, середньокислі – 55,52, слабокислі – 20,59, близькі до нейтральних – 3,27.

У дерново-підзолистих ґрунтах азот значною мірою визначає продуктивність сільськогосподарських культур [2]. Будучи головним макроелементом в живленні рослин, азот за рівнем забезпеченості дерново-підзолистих ґрунтів є нижчим порівняно з K_2O і P_2O_5 . Найближчим резервом засвоюваних мінеральних форм є азот, що гідролізується лугом. Тому важливо мати достовірну інформацію про наявність такого азоту в ґрунтовому покриві. Результати агрохімічного обстеження ґрунтів свідчать, що рівень їх забезпечення лужногідролізованим азотом є дуже низьким (середньозважений показник 52 мг/кг), у деяких типах ґрунтів цей показник варіював у межах 19–72 мг/кг ґрунту.

За результатами проведених досліджень встановлено, що 97,3% обстеженої території має дуже низький вміст рухомих сполук азоту, а решта – низький. Вміст лужногідролізованого азоту, як і інших еле-

Таблиця 3

Агроекологічна оцінка ґрунтового покриву відчужених територій Народицького району

Показники																			
N ₂	P ₂ O ₅	K ₂ O	рН		Гумус, %	Сума вмірених основ	Гідролітична кислотність	Вор (В)	Молюден (Мо)	Марганець (Мп)	Кобальт (Со)	Мідь (Сп)	Цинк (Zп)	Кадмій (Сд)	Свинць (Рв)	Питома активність травостою, Бк/кг		Щільність забруднення ґрунту, Кі/км ²	
			137Cs	90Sr												137Cs	90Sr		
мг/кг ґрунту		мг/кг ґрунту																	
** Дерново-підзолистий піщаний, глейовий ґрунт сезонно-перезволожений знижених, хвилястих рівнин і терас з неглибокими ґрунтовыми водами																			
19	4,0	13	4,3	0,88	0,2	0,48	0,32	0,034	21,3	0,36	0,36	0,36	0,11	0,11	3,2	70	9	0,54	0,03
72	35,0	49	5,8	2,13	13,4	5,25	1,71	0,174	68,3	1,45	0,85	0,85	0,37	0,37	5,2	887**	27	8,32	0,14
52	22,4	28	4,9	1,32	3,84	1,75	0,51	0,064	55,4	0,61	0,57	0,57	0,20	0,20	4,3	307	16	4,30	0,076
Дерново-слабодізолистий, глинисто-піщаний ґрунт на рихлих піщаних наносах																			
19	15	17	4,3	0,96	0,2	0,48	0,26	0,037	21,0	0,39	0,39	0,39	0,32	0,08	2,6	70	8	1,93	0,024
67	42	45	5,4	2,39	13,40	2,99	0,72	0,08	68,0	1,45	0,85	0,85	0,63	0,31	5,2	993	32	7,65	0,12
49	24	29	4,8	1,41	4,34	1,15	0,45	0,060	50,7	0,70	0,61	0,61	0,51	0,16	4,3	262	14	4,16	0,06
Дерново-підзолистий піщаний ґрунт та його глеюваті відміни на водно-льодовикових відкладах підтеплених мореною слабодізолистих, дренажних, зандрових рівнин																			
34	9	13	4,3	0,27	0,2	0,29	0,32	0,034	21,3	0,34	0,47	0,47	0,09	0,10	2,6	128	9	2,75	0,012
72	42	60	5,1	2,38	10,8	5,25	3,66	0,35	70,9	1,42	0,81	0,81	0,63	0,37	6,2	993	32	11,1	0,06
56	25	34	4,6	1,27	2,59	2,27	0,88	0,10	46,6	0,62	0,56	0,56	0,42	0,16	4,0	396	17	5,76	0,045
Дерново-глеюватий сугищаний ґрунт на водно-льодовикових відкладах, іноді на морені																			
19	5,0	13,0	4,3	0,27	0,4	0,29	0,32	0,034	21,3	0,33	0,47	0,47	0,09	0,10	2,7	156	8	0,54	0,024
72	42,0	60,0	5,8	2,38	13,4	5,25	3,66	0,35	70,9	1,42	0,81	0,81	0,63	0,37	6,2	887	27	11,1	0,12
54	24,9	33,2	4,8	1,26	3,4	1,86	0,68	0,080	48,9	0,56	0,55	0,55	0,45	0,17	4,2	431	18	4,80	0,055
Торфоболотний ґрунт																			
34	9	8	4,3	0,27	0,2	0,61	0,26	0,047	21,0	0,38	0,39	0,39	0,15	0,08	2,7	74	9	1,36	0,012
72	42	60	5,2	2,13	10,8	5,25	2,88	0,27	70,9	1,06	0,77	0,77	0,63	0,37	6,2	887	26	8,32	0,09
54	23	31	4,8	1,23	3,26	2,00	0,57	0,069	51,7	0,53	0,55	0,55	0,48	0,17	4,1	400	17	3,59	0,040

Примітка: ** – (див. прим. до табл. 2).

ментів живлення, зумовлено легким гранулометричним складом ґрунту та низьким вмістом гумусу.

У найбільш розповсюджених типах ґрунтів досліджуваної зони загальний вміст фосфору варіює у межах 0,04–0,22%, а його валові запаси в метровому шарі становлять: 3,8 т/га — у дерново-підзолистих ґрунтах та 12–22 т/га — у чорноземах типових і звичайних [2]. Результати агрохімічного обстеження ґрунтів свідчать, що вони мають дуже низький рівень забезпечення рухомих фосфором — середньозважений показник становить 23 мг/кг. Вміст рухомого фосфору варіював у межах 4–42 мг/кг ґрунту, зокрема: 31,5% — низький та 68,5% — дуже низький рівні забезпечення від обстеженої території.

Важливою характеристикою якості ґрунтів, що плануються під реабілітацію, є вміст обмінного калію, зі збільшенням вмісту якого в ґрунтах інтенсивність накопичення ^{137}Cs у рослинах зменшується, але зворотної лінійної залежності між цими величинами не виявлено. Чинником дискримінації ^{137}Cs відносно калію з переходом із ґрунту в рослини є сильніша сорбція твердою фазою ґрунту радіонукліда порівняно з мікроелементом. Зменшення обмінних форм калію уповільнює процес утворення обмінних форм радіонуклідів, а зменшення співвідношення обмінного калію до валого процесу — утворення водорозчинних форм ^{90}Sr [2].

Результати агрохімічного обстеження ґрунтового покриву свідчать, що вся площа угідь має дуже низький (78,0%) та низький (22,0%) рівні забезпечення обмінним калієм. Середньозважений показник обмінного калію становить 30 мг/кг із значним діапазоном варіювання — 8–60 мг/кг ґрунту.

Рівень забезпеченості рослин елементами живлення значною мірою залежить від наявності у ґрунті мікроелементів у доступній формі [2, 5].

Встановлено, що ґрунти досліджуваної території є значно біднішими на рухомі форми міді, цинку, кобальту, молібдену, ніж бору та марганцю. Фактичний серед-

ньозважений вміст рухомих форм мікроелементів до оптимальних їх показників стосовно бору становить 35,3%, молібдену — 43,3, марганцю — 165,3, кобальту — 5,6, міді — 36,7, цинку — 31,3%. Загалом, результати досліджень свідчать, що 0–20-см шар ґрунтів характеризується: низьким вмістом цинку, міді, молібдену, кобальту, середнім — бору, середнім та високим — марганцю.

Токсичність важких металів щодо рослин переважно визначається вмістом їх мобільних сполук, а не валовою кількістю у ґрунті. Оскільки найбільшу небезпеку становлять рухомі форми важких металів, то важливого значення набуває показник варіювання цих сполук.

Загалом, рівень варіювання (мг/кг ґрунту) вмісту кадмію вимірюється в діапазоні 0,08–0,37 (при середньозваженому показнику 0,17), свинцю — 2,6–6,2 (при 4,1).

Слід зауважити, що контрольні карти Шухарта можуть застосовуватися у двох видах завдань: під час аналізу стану міграції (зазвичай за минулий період) з метою виявлення дестабілізуючих впливів (чинників); у процесі спостереження за поточним станом міграції чи зупинками її для регулювання процесу у разі потреби. Також попутно можна виявляти дестабілізуючі чинники.

Так, було встановлено, що основними дестабілізуючими чинниками є вміст рухомого фосфору, реакція ґрунтового розчину та, зрідка, наявність в ґрунтах певних рівнів мікроелементів (для торфоболотного ґрунту — молібдену та бору, для дерново-підзолистого піщаного, глейового ґрунту сезонно-перезволожених знижених, хвилястих рівнин і терас з неглибокими ґрунтовими водами — кадмію). Тобто зростання впливу цих чинників неминуче призведе до інтенсифікації процесу міграції ^{137}Cs у системі «ґрунт — природний травостій». «Критичними» для процесу міграції ^{137}Cs у природний травостій є рівні вмісту рухомого фосфору менше 25 мг/кг, рН — менше 5,0, вміст молібдену — менше 0,28 мг/кг та бору — менше 0,45 мг/кг.

ВИСНОВКИ

Оцінка ризику перевищення дозового навантаження на населення за величиною радіоактивного забруднення природного травостою зони безумовного (обов'язкового) відселення Народицького р-ну свідчить, що молоко, вміст радіонуклідів у якому не перевищує ДР-2006, можна отримати на дерново-слабопідзолистому, глинисто-піщаному ґрунті (73%), на решті розглянутих ґрунтових відмінах імовірність

перевищення допустимих рівнів становить 100%.

Яловичину, якість якої за вмістом радіонуклідів відповідає ДР-2006, можливо отримати на всіх ґрунтових відмінах, за умови годівлі тварин перед забоєм упродовж 45–60 днів радіоактивно безпечними кормами.

Під час розроблення контрзаходів на досліджуваних територіях слід враховувати встановлені дестабілізуючі чинники міграції радіонуклідів у системі «ґрунт – травостій».

ЛІТЕРАТУРА

1. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді (ДР-2006). — К.: Чорнобильінформ, 2006. — 24 с.
2. *Прістер Б.С.* Последствия аварии на Чернобыльской АЭС для сельского хозяйства Украины / Б.С. Пристер. — К.: Изд-во ЦПЕР в АПК, 1999. — 104 с.
3. *Гродзинський М.Д.* Стійкість геосистем до антропогенних навантажень: Монографія / М.Д. Гродзинський. — К.: Лікей, 1995. — 233 с.
4. Контроль качества продукции в машиностроении. — М.: Издательство стандартов, 1990. — 88 с.
5. *Корнеев Н.А.* Снижение радиоактивности в растениях и продуктах животноводства / Н.А. Корнеев, А.Н. Сироткин, Н.В. Корнеева. — М.: Колос, 1977. — 208 с.

REFERENCES

1. *Dopustymi rivni vmistu radionuklidiv ^{137}Cs i ^{90}Sr u produktakh kharchuvannia ta pytnii vodi (DR-2006): Derzhavni hihienichni normatyvy [Acceptable levels of ^{137}Cs and ^{90}Sr in food and drinking water (DR-2006): Public hygiene standards]. Kyiv: Chornobyl-inform, 2006, 24 p. (in Ukrainian).*
2. *Prister B.S. (1999). Posledstviya avarii na Chernobyl'skoy AES dlya selskogo khozyaystva Ukrainy [Consequences of the Chernobyl accident for agriculture Ukraine]. Kiev: Izd-vo TsPYeR v APK Publ., 104 p. (in Russian).*
3. *Hrodzinskyi M.D. (1995). Stiikist heosystem do antropohennykh navantazhen: Monohrafiia [Resistance to anthropogenic geosystems loads: Monograph]. Kyiv: Likei Publ., 233 p. (in Ukrainian).*
4. *Kontrol kachestva produktsii v mashinostroenie [Quality control of production in mechanical engineering]. Moscow: Izdatelstvo standartov Publ., 1990, 88 p. (in Russian).*
5. *Korneev N.A., Sirotkin A.N., Korneeva N.V. (1977). Snizhenie radioaktivnosti v rasteniyakh i produktakh zhivotnovodstva [The decline of radioactivity in plants and animal products]. Moscow: Kolos Publ., 208 p. (in Russian).*

ОЦІНКА СУЧАСНОЇ РАДІОЛОГІЧНОЇ СИТУАЦІЇ НА ЛУКАХ ЖИТОМИРСЬКОЇ ОБЛАСТІ

А.О. Мельничук, Ю.А. Нетреба, Г.М. Кочик

Інститут сільського господарства Полісся НААН

За результатами моніторингових досліджень визначено рівень забруднення радіонуклідами продукції рослинництва основних сільськогосподарських культур, що вироблена для власного споживання в приватних господарствах на радіоактивно забрудненій території північних районів Житомирської обл. Перевищень допустимого рівня (100 Бк/кг) ^{137}Cs у молоці за пасовищний період не зафіксовано. Концентрація ^{137}Cs у листовій зелені (95%), овочевій продукції (36%) залежно від виду та місяця відбору, лісовій продукції (Коростенський р-н) навколо деяких населених пунктів досягає 2463–9587 Бк/кг, що більше від ДР-2006 у 5–19 разів. Здійснено радіологічний моніторинг лукопасовищних угідь. Відзначено високу щільність і строкатість забруднення у межах досліджуваних районів та питому активність ^{137}Cs у рослинах кормових культур та лукопасовищній рослинності.

Ключові слова: радіоактивне забруднення, щільність забруднення, ґрунт, молочна продукція, овочева продукція, радіонукліди, питома активність, рівень накопичення.

Радіоактивне забруднення території унаслідок Чорнобильської аварії характеризується значною неоднорідністю та строкатістю, що зумовлено складністю умов його формування. Насамперед, викид радіоактивних речовин відбувався впродовж тривалого часу з різних частин активної зони, що спричинило різний ступінь вигорання палива і, відповідно, різний радіонуклідний склад викиду [1, 2]. Період, упродовж якого радіонукліди викидалися в атмосферу, визначив їх фізико-хімічні властивості, а метеорологічні умови, що формувалися в цей період, призвели до того, що радіоактивне забруднення території виявилось надто складним і неоднорідним як за своїм рівнем, так і за радіонуклідним складом, зумовлюючи труднощі щодо його оцінювання [3, 4].

За інформаційно-аналітичними матеріалами Кабінету Міністрів України з питань подолання наслідків Чорнобильської катастрофи [5] сучасний радіоекологічний стан сільськогосподарських угідь, забруднених унаслідок аварії на ЧАЕС, сформувався під впливом кількох основних чинників, таких як зменшення щільності забруднення ґрунту радіонуклідами завдяки радіоактивному розпаду радіонуклідів; зменшення рухо-

мості радіонуклідів у ланцюзі «ґрунт – рослина – продукція тваринництва» завдяки їх іммобілізації ґрунтово-поглинальним комплексом; зміна соціально-економічних умов на забруднених територіях, серед яких розпаювання землі, ліквідація громадських господарств, зменшення обсягів або повне припинення проведення відповідних заходів, спрямованих на зниження рівнів забруднення продукції та дозових навантажень на населення.

Проблеми, спричинені аварією на ЧАЕС, навіть з плином часу продовжують турбувати суспільство і, по суті, залишаються нерозв'язаними.

Тому радіаційний моніторинг у сфері агропромислового комплексу відіграє важливу роль в оцінюванні впливу радіаційних чинників на людину та є основним джерелом одержання інформації про просторовий розподіл радіоактивних, у т.ч. техногенних, елементів або їх ізотопів і закономірності їх мобілізацій, транзиту, локалізації та фіксації. Велике значення також має аналіз міграції радіонуклідів трофічними ланцюгами, оскільки споживання продуктів харчування, що містять радіоактивні речовини, зумовлює внутрішнє опромінення населення, яке проживає на території Полісся України.

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Аналіз стану радіаційної ситуації у віддалений період після аварії на ЧАЕС науковці Інституту сільського господарства Полісся НААН проводили у найбільш забруднених північних районах Житомирської обл. (Коростенський, Лугинський, Овруцький), які згідно із Законом України «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» відносяться до II–IV зон радіоактивного забруднення на дерново-підзолистих і торфоболотних ґрунтах. Об'єктом досліджень були багаторічні природні та багато- і однорічні культурні ценози, що відрізняються ботанічними і біологічними особливостями, ступенем радіаційного забруднення, та продукція, вироблена приватними господарствами північних районів Житомирської обл. (молоко та основні види сільськогосподарської продукції).

Уміст ^{137}Cs як основного дозоутворювального радіонукліда у зразках ґрунту і рослин визначали в атестованій вимірювальної аналітичній лабораторії (Свідоцтво про атестацію лабораторії видано Державним підприємством «Житомирський науково-виробничий центр стандартизації метрології та сертифікації» 02.09.2013 р., реєстраційний № 092/13, дійсне до 01.09.2016 р.) на повіреному приладі СЕГ-05. Відбір та підготовку до аналізу зразків здійснювали за загальноприйнятими методиками з урахуванням специфіки науково-дослідних робіт у галузі сільськогосподарської радіології.

РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Територія північних районів Житомирської обл. за природно-адміністративним поділом відноситься до зони Полісся, де у ґрунтовому покриві переважають радіоактивно забруднені піщані та супіщані дерново-підзолисті ґрунти з низьким умістом гумусу і елементів мінерального живлення, підвищеною кислотністю. Ці ґрунтово-агрохімічні чинники визначають радіологічну критичність агроєкосистем радіоактивно забруднених територій у віддалений період

після аварії на ЧАЕС. Забезпеченість ґрунтів гумусом є одним з основних чинників, що сприяють виробництву безпечної продукції на території з радіоактивним забрудненням. Згідно з результатами агрохімічної паспортизації, виявлено тенденцію до зменшення його вмісту в ґрунтах, особливо в найбільш забруднених районах Полісся. Одним з основних чинників, що зумовили таку тенденцію, є зменшення використання органічних добрив — на сьогодні порівняно з 1990 р. обсяг їх внесення скоротився у понад 25 разів (рис. 1). Також спостерігається тенденція до збільшення площ кислих ґрунтів, значна частина яких відноситься до зони Полісся, що зазнала найбільшого радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи. Одним з дієвих заходів із забезпечення оптимальної реакції ґрунтового розчину є внесення вапнякових матеріалів. Проте на сьогодні цей захід не виправдано призупинено (рис. 2). Подібна ситуація відбувається і з внесенням мінеральних добрив, у т.ч. калію, нестача якого особливо гостро відчувається у північних, найбільш забруднених районах Полісся (рис. 3). Обсяги внесення мінеральних добрив є вкрай недостатніми, спрямованими лише на отримання високих урожаїв сільськогосподарських культур, без урахування екологічних вимог щодо збереження і відтворення родючості ґрунтів, отримання гарантованої радіологічно безпечної сільськогосподарської продукції. Зокрема, не дотримується науково обґрунтоване співвідношення основних елементів живлення у складі внесених мінеральних добрив, що для зони радіоактивного забруднення становить 1:1,5:2,0 між азотом, фосфором і калієм відповідно.

Це свідчить про те, що сільськогосподарське виробництво як в Україні загалом, так і в Житомирській обл. зокрема ведеться з порушенням законів землеробства. За відсутності підстилкового гною і мінеральних добрив у ґрунт не повертається та кількість елементів живлення, що виноситься врожаєм. Унаслідок цього переривається ланцюг кругообігу органічної речовини. Також недостатньо уваги приділяється

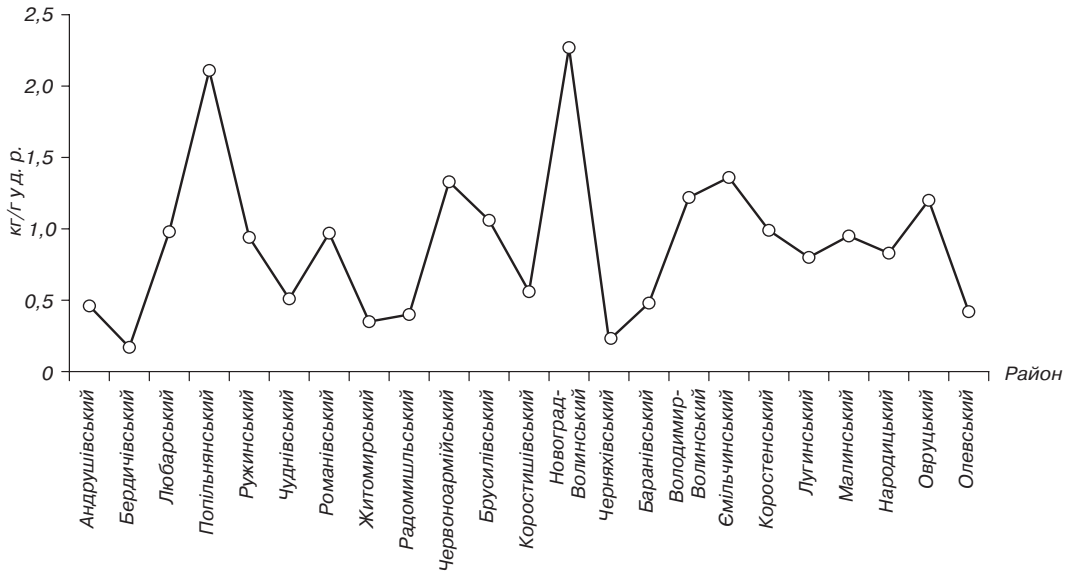


Рис. 1. Динаміка внесення органічних добрив господарствами різних форм власності у розрізі районів Житомирської обл. (за даними Житомирської філії ДУ «Держгрунтохорона», середнє за 2007–2013 рр.)

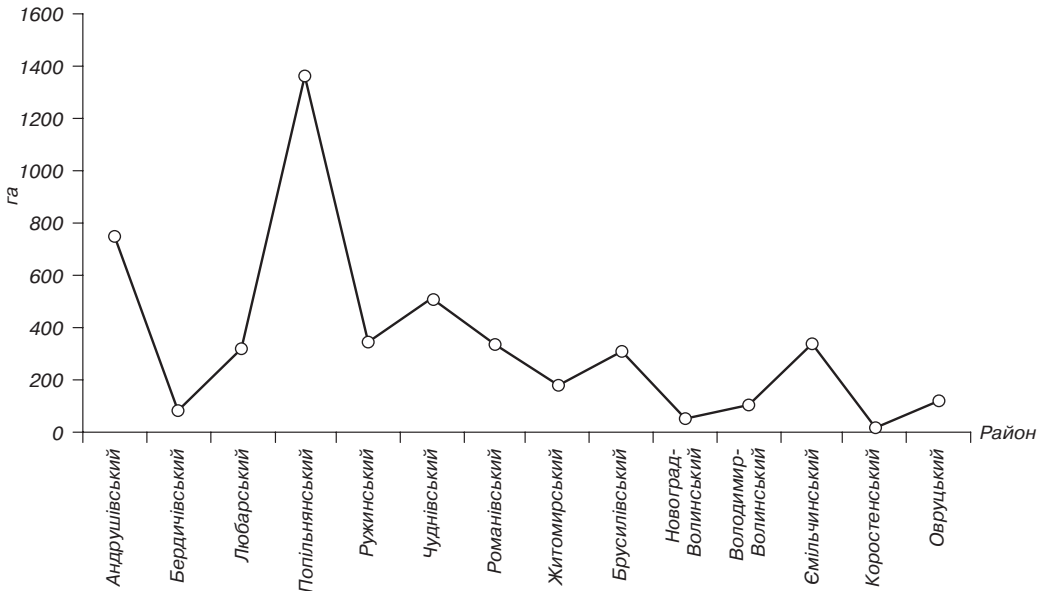


Рис. 2. Проведення хімічної меліорації кислих ґрунтів у розрізі районів Житомирської обл. (за даними Житомирської філії ДУ «Держгрунтохорона», середнє за 2010–2013 рр.)

внесенню у ґрунт побічної продукції. Це значною мірою підвищує ризик отримання забрудненої радіонуклідами продукції рослинництва.

За результатами проведеного моніторингу встановлено, що незважаючи на тривалий період з моменту аварії на ЧАЕС, екологічна ситуація не покращується через

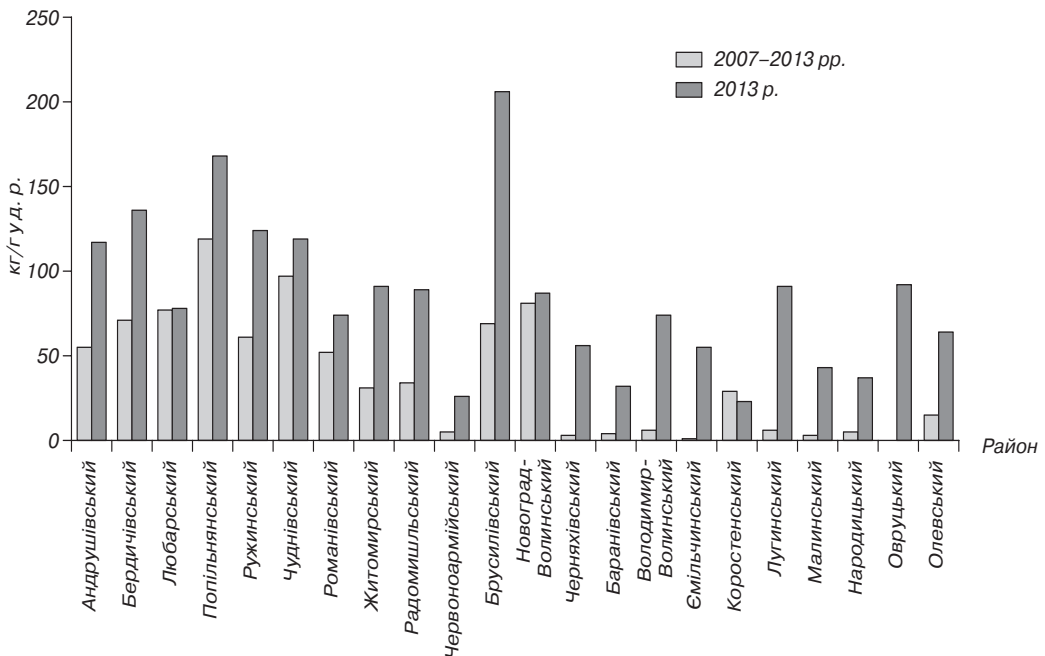


Рис. 3. Динаміка внесення мінеральних добрив у розрізі районів Житомирської обл. (за даними Житомирської філії ДУ «Держґрунтохорона», середнє за 2007–2013 рр.)

наявність у орному шарі ґрунту значного вмісту радіонуклідів. Встановлено, що у зразках ґрунту, відібраних у с. Немирівка Коростенського р-ну, територія якого відноситься до другої категорії радіоактивного забруднення, вміст радіонуклідів у орному шарі в період 1998–2002 рр. варіював у межах 458–552 Бк/кг, тоді як у 2014 р. цей показник становив 378 Бк/кг.

Отже, внаслідок вертикальної міграції поверхневий шар ґрунтів очищається повільно. Про це свідчать результати досліджень з вивчення вертикального розподілу радіонуклідів у профілю ґрунту, згідно з яким у шарі 0–20 см їх налічується 60–93%, а у шарі 20–30 см – 4–21%, решта радіонуклідів концентрується у нижніх горизонтах. Повільне очищення ґрунту від радіонуклідів спричинено призупиненням фінансування державної програми «Радіологічного захисту населення та екологічного оздоровлення території, що зазнала радіоактивного забруднення», відсутністю комплексної системи відповідних заходів.

Поряд із тим критична ситуація посилюється соціально-економічними та психологічними чинниками якості життя на радіоактивно постраждалих територіях.

У ході моніторингу, проведеному на лукопасовищних угіддях у межах закріплених реперних точок (табл. 1), було виявлено, що питома масова активність ^{137}Cs у лукопасовищній рослинності змінюється у межах 77–660 Бк/кг повітряно-сухої маси на дерново-підзолистому та 612–1280 Бк/кг – на торфоболотному ґрунті.

Рівень забруднення радіонуклідами у 0–5-см шарі ґрунту лукопасовищних угідь досліджуваних районів має значну строкатість і варіює у межах 1,0–15,1 Ki/km^2 , а їх розподіл за профілем ґрунту характеризується своєю нерівномірністю (табл. 2).

Отже, внаслідок вертикальної міграції поверхневий шар ґрунтів очищається повільно, про що свідчать результати моніторингових досліджень з вивчення вертикального розподілу радіонуклідів у профілі ґрунту, згідно з якими у шарі ґрунту

Таблиця 1

Забруднення продукції рослинництва на лукопасовищних угіддях за реперними точками у Коростенському р-ні Житомирської обл., середньозважені показники, Бк/кг (2006–2015 рр.)

Населений пункт, № реперної точки	Питома активність ¹³⁷ Cs у рослинах, Бк/кг										
	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	Середнє
с. Бехи (РТ-4)	132	121	150	207	158	195	182	291	211	382	203
с. Вороневе (РТ-5)	452	507	314	720	740	433	308	208	409	404	450
урочище Ігорівка (РТ-9)	708	973	875	823	642	588	526	512	660	623,4	701
с. Зубівщина (РТ-10)*	588	566	574	752	972	1280	840	738	612	713	764
с. Червона Волока (урочище Клітки) (РТ-6)	117	110	78	155	98	89	79	94	109	99	103
с. Волошине (РТ-7)	502	900	574	547	376	354	333	401	330	346	480
урочище Ігнатпільське (РТ-1)	84	76	87	83	57	115	104	86	77	101	87
урочище Ігнатпільське (РТ-2)	86	201	123	262	282	230	181	177	176	161	188

Примітка: * торфоболотний ґрунт.

Таблиця 2

Динаміка питомої активності ¹³⁷Cs у профілю ґрунту реперних точок, середньозважений показник, Бк/кг (2006–2014 рр.)

№ реперної точки	Населений пункт	Питома активність ¹³⁷ Cs у шарах ґрунту, см									
		0–10	10–20	20–30	30–40	40–50	50–60	60–70	70–80	80–90	90–100
<i>Коростенський р-н</i>											
3	урочище Ігорівка		1215	792	231	67	48	29	29	17	8
4	с. Бехи		596	832	441	102	15	9	8	4	8
5	с. Вороневе		1411	485	92	39	17	12	8	5	6
10	с. Зубівщина		873	616	251	118	40	24	16	9	14

0–20 см міститься 60–93% радіонуклідів, у 20–30 см – 4–21%, решта радіонуклідів накопичується у нижніх горизонтах.

Така сама тенденція щодо вертикального розподілу радіонуклідів (¹³⁷Cs) спостерігається у торфоболотному ґрунті. Концентрація ¹³⁷Cs в орному шарі 0–20 см становила 83%, решта радіонуклідів міститься у нижніх горизонтах. Із збільшенням глибини профілю ґрунту питома активність ¹³⁷Cs зменшується.

Коефіцієнт переходу ¹³⁷Cs із ґрунту в лукопасовищну рослинність варіює у ме-

жах 0,7–5,0 залежно від типу ґрунту, умов зволоження й окультуреності угідь. На торфоболотних ґрунтах цей показник був вищим у 2,9 раза (1,8) порівняно з показником на мінеральних ґрунтах.

У віддалений період після аварії на ЧАЕС отримання нормативно чистої продукції рослинництва на постраждалих унаслідок радіоактивного викиду територіях не є можливим без проведення відповідних заходів, оскільки неякісна в цьому аспекті продукція за потрапляння до організму людини спричиняє збільшення внутрішньої дози опромінення.

Таблиця 3

Перевищення питомої активності ^{137}Cs у «зелених» культурах та овочах на території критичних радіоактивно забруднених сіл Житомирської обл., 2014 р.

Район	Населений пункт (село)	Питома активність ^{137}Cs у продукції, Бк/кг					
		часник	кріп	цибуля	морква	петрушка	бурак столовий
Лугинський	Червона Волока	52,1	43,5	–	–	–	–
	Волошине	95,2; 89,1	50,8; 152	48,1	45,6	179	–
Коростенський	Беги	53,9; 58,6; 130	80,3; 117	83,7		58,3; 152	–
	Воронево	113	121	80	61,2	141	–
	Немирівка	–	–	–	84,8	–	44,2

Як відомо, Житомирська обл. входить до північного регіону України, де переважає розвиток аграрної галузі виробництва, однак значна частка сільськогосподарської продукції виробляється на забруднених радіонуклідами землях. Тому науковцями Інституту сільського господарства Полісся проводився моніторинг за деякими видами сільськогосподарської продукції приватного сектора, що переважно використовується для власного споживання. Перевищення допустимого рівня (100 Бк/кг) ^{137}Cs у молоті за пасовищний період не спостерігалося, але вміст радіонуклідів у цій продукції спричиняє збільшення внутрішньої дози опромінення організму людини внаслідок своєї доволі високої питомої активності (59–79 Бк/кг). Уміст ^{137}Cs у листовій зелені змінювався залежно від виду овочевої продукції та місця відбору (табл. 3) і варіював у межах 43–179 Бк/кг при допустимому рівні 40 Бк/кг (ДР-2006). Високу питому активність радіонуклідів зафіксовано у лісовій продукції. Забрудненість лісових грибів у деяких лісових масивах поблизу населених пунктів Коростенського р-ну сягає 2463–9587 Бк/кг, що перевищує ДР-2006 у 5–19 разів.

Перевищення ДР-2006 у сільськогосподарській продукції на радіоактивно забруднених територіях підтверджується даними, отриманими від санітарних епідеміологічних станцій (СЕС), зокрема: у Коростенському р-ні – 5,5%, Овруцькому – 1,2, Лугинському – 2,1% зразків. За даними

СЕС проаналізовано 199; 110 та 65 зразків збору грибів з Коростенського, Овруцького і Лугинського районів відповідно. Так, у Лугинському р-ні перевищення вмісту ^{137}Cs мали 52% зразків, Овруцькому – 48, Коростенському – 84%. Середнє значення питомої активності радіонукліда становило (Бк/кг): у Коростенському – 8698, Овруцькому – 5245, Лугинському – 3466, що перевищує ДР-2006 у 17; 10 та 7 разів відповідно.

Продукція, що виробляється та використовується населенням для власних потреб, потребує постійного контролю за рівнем питомої активності радіонуклідів. У деяких населених пунктах це може спричинити збільшення внутрішнього опромінення. Діапазон значень питомої активності у продукції, виробленій у приватному секторі, свідчить про повну відсутність необхідних заходів, різну щільність забруднення ґрунтів, що використовуються для вирощування культур, та залежить від строкатості первинних випадків.

ВИСНОВКИ

Незважаючи на тривалий період з моменту аварії на ЧАЕС, значна частина постраждалих територій ще й дотепер зазнає радіоактивного навантаження, що зумовлено значною строкатістю первинних випадків, високою щільністю забруднення територій та накопиченням в орному шарі ґрунту близько 80% радіонуклідів.

Сільськогосподарська продукція, вироблена в третій зоні радіоактивного забруднення (5–15 Кі/км²) приватними господарствами для власного споживання, має перевищення ДР-2006, зокрема «зелена» продукція – 95%, овочі – 36, лісова продукція – 60%, та потребує постійного моніторингу з метою контролю за рівнем питомої активності радіонуклідів. Недотримання цих правил може спричинити

збільшення внутрішнього опромінення населення у цьому регіоні.

Значний діапазон значень питомої активності ¹³⁷Cs у продукції, виробленій приватним сектором, вказує на повну відсутність відповідних заходів та спричиняє збільшення внутрішньої дози опромінення населення, яке проживає на радіоактивно забруднених територіях, унаслідок використання цієї продукції.

ЛІТЕРАТУРА

1. *Бондаренко Г.Н.* Геохимические аспекты естественной деконтаминации наземных экосистем / Г.Н. Бондаренко // Наука – Чернобыль – 96: Сб. докл. науч.-практ. конф. – К., 1997. – С. 84–87.
2. 15 років Чорнобильської катастрофи: Досвід подолання // Національна доповідь України. – К., 2001. – 144 с.
3. Дозиметрическая паспортизация населенных пунктов Украины, подвергшихся радиоактивному загрязнению после Чернобыльской аварии (сводные данные, июнь 1991 – февраль 1994 г.). – К., 1994. – 241 с.
4. A fast method for the determination of strontium-89 and strontium-90 in environmental samples and its application to the analysis of strontium-90 in Ukrainian soils / W. Botsch, M. Filss, J. Handl, R. Michel // *Radiochim Acta.* – 1998. – Vol. 83. – P. 81–92.
5. Інформаційно-аналітичні матеріали з питань подолання наслідків Чорнобильської катастрофи [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://komekolog.rada.gov.ua/komekolog/control/uk/doccatalog/list curr Dir-47064>

REFERENCES

1. Bondarenko G.N. (1997). *Geokhimicheskie aspekty estestvennoy dekontaminatsii nazemnykh ekosistem* [Geochemical aspects of natural terrestrial ecosystems decontamination]. *Proceedings of the Nauka – Chernobyl – 96: sbornik primerov nauchno-prakticheskoy konferentsii* [Proceedings of Science – Chernobyl – 96: compilation of scientific-practical conference]. Kiev, pp. 84–87 (in Russian).
2. *15 rokov Chornobylskoi katastrofy: Dosvid podolannia* [15 years after the Chernobyl disaster: Lessons Learned]. *Natsionalna dopovid Ukrainy* [National Report of Ukraine]. Kiev, 2001, 144 p. (in Ukrainian).
3. *Dozimetricheskaya pasportizatsiya naseleennykh punktov Ukrainy, podvergshikhsya radioaktivnomu zagryazneniyu posle Chernobylskoy avarii (svodnye dannye, iyun 1991 – fevral 1994)* [Dosimetry certification of settlements of Ukraine subjected to radioactive contamination after the Chernobyl accident (summary data, June 1991 – February 1994.)]. Kiev, 1994, 241 p. (in Russian).
4. Botsch W., Filss M., Handl J., Michel R. (1998). A fast method for the determination of strontium-89 and strontium-90 in environmental samples and its application to the analysis of strontium-90 in Ukrainian soils. *Radiochim Acta.* Vol. 83, pp. 81–92 (in English).
5. *Informatsiino-analitychni materialy z pytan podolannia naslidkiv Chornobylskoi katastrofy* [Information-analytical materials on the Chernobyl disaster], [Electronic resource], available at: <http://komekolog.rada.gov.ua/komekolog/control/uk/doccatalog/list curr Dir-47064> (in Ukrainian).

РАДІОЛОГІЧНИЙ СТАН СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ УГІДЬ УКРАЇНСЬКОГО ПОЛІССЯ

А.С. Науменко, О.В. Макарчук, О.В. Костенко

Державна установа «Інститут охорони ґрунтів України»

Визначено площі сільськогосподарських угідь з різною щільністю забруднення радіонуклідами ^{137}Cs і ^{90}Sr за результатами агрохімічного обстеження земель сільськогосподарського призначення у Чернігівській, Київській, Житомирській, Рівненській та Волинській областях за період 2010–2014 рр. Ці дані узагальнено під час дослідження ґрунтового покриву зони Українського Полісся. З урахуванням характерних ґрунтово-кліматичних особливостей для типових біогеоценозів Полісся, масштабів радіоноуклідного забруднення і того факту, що сільське господарство є основним сектором регіональної економіки та основною сферою зайнятості населення, обґрунтовано доцільність проведення повномасштабного уточнювального радіоекологічного обстеження земель.

Ключові слова: ґрунт, радіоактивне забруднення, Полісся, радіонукліди ^{137}Cs , ^{90}Sr .

Аварія на Чорнобильській атомній електростанції стала найбільшою техногенною катастрофою за всю історію розвитку ядерної енергетики. Її віднесено до найвищого сьомого рівня небезпеки за міжнародною шкалою ядерних подій INES [1]. Сліди випадіння радіоактивних речовин були зафіксовані не тільки на прилеглих територіях Білорусі чи Росії, а й держав Західної Європи, підвищення радіаційного фону спостерігалось навіть у країнах Скандинавії, Японії та США [2]. В Україні загальна площа земель, що потрапили під статус Закону України «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи», станом на 2007 р. становила близько 50 тис км², зокрема на землі сільськогосподарського використання із щільністю забруднення ^{137}Cs понад 1 Ки/км² припадало 1,2 млн га [1].

Особливістю радіоактивного забруднення агроландшафтів після аварії на Чорнобильській АЕС є нерівномірний характер радіоактивних випадіннь, як наслідок — значна строкатість забруднення ґрунтового покриву [3]. Різниця в щільності радіоактивного забруднення територій населених пунктів або розташованих поряд угідь

може досягати 10 і більше разів [4]. Своєю чергою це призвело до того, що визначальним чинником формування радіоекологічної ситуації в післяаварійний період стали регіональні відмінності ґрунтово-екологічних умов.

Наразі найбільшу небезпеку для навколишнього природного середовища становлять радіоізотопи цезію і стронцію, інтенсивність міграції яких за трофічним ланцюгом «ґрунт – рослина – тварина – людина» значною мірою зумовлено трансформацією радіонуклідів у ґрунті залежно від його фізико-хімічних та агрохімічних властивостей, мінералогічного складу і водного режиму [5]. Так, ґрунти зони Полісся, серед яких переважають кислі, малогумусні, легкі за гранулометричним складом, з низькою ємністю вбирання та слабкими буферними властивостями, характеризуються сприятливими умовами для мобільності радіонуклідів, їх концентрації у сільськогосподарській продукції і, відповідно, формування внутрішнього опромінення населення.

Відомо, що на торфових, торфопоглоючих і торфоболотних ґрунтах з високим вмістом органічної речовини (20–60%), низьким вмістом глинистих мінералів і мулістої фракції коефіцієнти переходу ^{137}Cs у системі «ґрунт – рослина» можуть пере-

вищувати відповідні значення на дерново-підзолистих ґрунтах у 4–30 разів [4].

Мета роботи — цільове масштабне радіоекологічне дослідження ґрунтів зони Полісся як компоненти навколишнього природного середовища, основи для обстеження сільськогосподарських угідь і визначення об'єктивної оцінки радіологічного стану території.

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Радіологічні дослідження ґрунтів на вміст радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr виконували філії ДУ «Держґрунтохорона» у рамках суцільного агрохімічного обстеження земель сільськогосподарського призначення Чернігівської, Київської, Житомирської, Рівненської та Волинської областей за 2010–2014 рр. згідно з керівним нормативним документом [6]. Активність ^{137}Cs та ^{90}Sr визначали за відповідними методиками [7, 8].

РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Унаслідок аварії на ЧАЕС і подальшого поширення радіонуклідів в Україні радіоактивного забруднення зазнали сільськогосподарські угіддя площею 4,5 млн га [9]. Найбільша частка забруднених земель була зосереджена саме в п'яти областях Полісся: Чернігівській, Київській, Житомирській, Рівненській та Волинській, а також

у Черкаській обл. лісостепової зони. Такий розподіл зумовлено поширенням радіоактивної хмари у західному і південному напрямках від ЧАЕС, що і сформувало так звані «сліди».

Розподіл сільськогосподарських угідь за щільністю забруднення ^{137}Cs у вказаних областях України наведено у таблиці. Так, у 1986 р. масштабність поширення забруднення була надзвичайно високою: 864,5 тис. га угідь характеризувалися щільністю забруднення ґрунтів ^{137}Cs у межах 1–5 $\text{Кі}/\text{км}^2$, а 5–15 $\text{Кі}/\text{км}^2$ — 89,2 тис. га, з них орні землі становили 71,3 і 50,2% відповідно.

Найбільшими за обсягом були площі радіоактивно забруднених орних земель у Рівненській (249,5 тис. га) та Житомирській (201,7 тис. га) областях. Загальна територія сільськогосподарських угідь п'яти областей Полісся, що за щільністю радіоактивного забруднення може відноситися до IV і III зон, становила 953,7 тис. га, або половину адміністративної території Рівненської обл.

Зважаючи на особливості процесів природної деактивації радіонуклідів, можна спрогнозувати, що за 30 років після аварійного періоду площа цих територій з різною щільністю радіоактивного забруднення значно зменшилася під впливом таких основних чинників:

Структура сільськогосподарських угідь за рівнем радіоактивного забруднення ^{137}Cs (1986 р.) [4]

Область	Площа угідь за щільністю забруднення ґрунтів ^{137}Cs , тис. га			
	1–5 $\text{Кі}/\text{км}^2$		5–15 $\text{Кі}/\text{км}^2$	
	орні землі	сіножаті, пасовища	орні землі	сіножаті, пасовища
Чернігівська	37,9	30,9	2,3	3,1
Київська	154,5	52,4	12,1	18,5
Житомирська	175,0	96,6	26,7	15,6
Рівненська	246,0	64,9	3,5	7,2
Волинська	2,5	3,8	0,13	0,07
Всього	615,9	248,6	44,73	44,47
	864,5		89,2	

• проведення протирадіаційних заходів з метою іммобілізації радіонуклідів ґрунтовим поглинальним комплексом для зменшення їх рухомості в ланці «ґрунт – рослина» і, як наслідок, зниження рівнів забруднення продукції та дозованих навантажень на населення;

• посиленого радіоекологічного моніторингу ґрунтів та сільськогосподарської продукції, її радіологічного контролю і чіткого дотримання рекомендацій з ведення сільськогосподарського виробництва.

Характеризуючи сучасний розподіл сільськогосподарських угідь Полісся за щільністю забруднення ^{90}Sr , необхідно акцентувати увагу, що ґрунти зі щільністю $0,15\text{--}3,0\text{ Ки/км}^2$ у сукупності становлять $37,13\text{ тис. га}$ ($0,9\%$) і розміщуються переважно у Чернігівській, Житомирській і Київській областях. Площа ґрунтів із щільністю забруднення $0,02\text{--}0,15\text{ Ки/км}^2$ становить $1708,24\text{ тис. га}$ ($41,6\%$), а з найменшою щільністю (до $0,02\text{ Ки/км}^2$) – $2356,85\text{ тис. га}$ ($57,5\%$).

Аналіз розподілу площ забруднених ^{90}Sr сільськогосподарських угідь у межах кожної області (рис. 1) свідчить про таку закономірність – з віддаленістю від ЧАЕС, загалом, зменшується площа радіоактивно забруднених земель, до того ж збільшується частка угідь з найменшою щільністю забруднення.

У Чернігівській обл. ґрунти зі щільністю забруднення ^{90}Sr $0,15\text{--}3,0\text{ Ки/км}^2$ становлять $25,6\text{ тис. га}$ ($1,4\%$), а переважають ґрунти із щільністю $0,02\text{--}0,15\text{ Ки/км}^2$ – $1385,7\text{ тис. га}$ ($75,4\%$). У Волинській обл. ґрунтів зі щільністю забруднення понад $0,02\text{ Ки/км}^2$ взагалі не зафіксовано.

Розподіл сільськогосподарських угідь Полісся за щільністю забруднення ^{137}Cs характеризується

так: ґрунти зі щільністю $5\text{--}15\text{ Ки/км}^2$ становлять $5,57\text{ тис. га}$ ($0,1\%$), $1,0\text{--}5,0\text{ --}178,76$ ($4,0$), а з найменшою щільністю (до $1,0\text{ Ки/км}^2$) – $4309,63\text{ тис. га}$ ($95,9\%$).

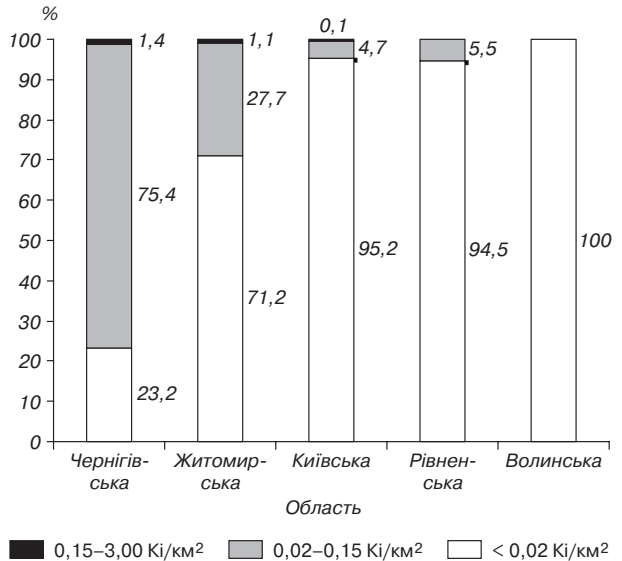


Рис. 1. Розподіл площ (%) земель сільськогосподарського призначення за щільністю забруднення ^{90}Sr , обстежених упродовж 2010–2014 рр.

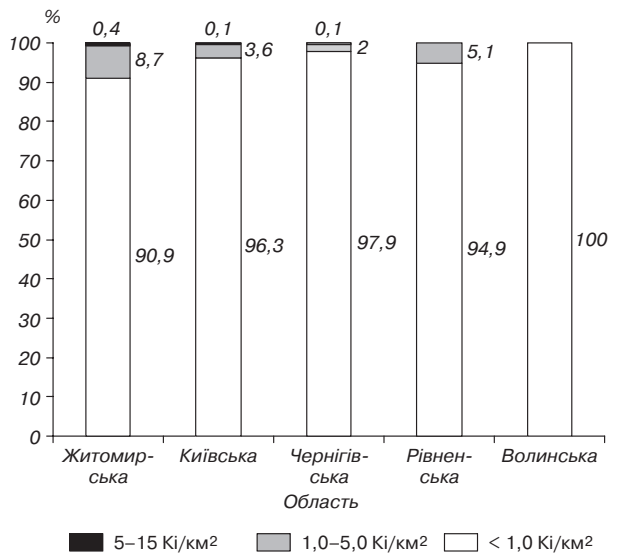


Рис. 2. Розподіл площ (%) земель сільськогосподарського призначення за щільністю забруднення ^{137}Cs , обстежених упродовж 2010–2014 рр.

Аналіз розподілу площ забруднених ^{137}Cs сільськогосподарських угідь у межах кожної області (рис. 2) свідчить про закономірність їх зосередження у Житомирській, Київській, Чернігівській і Рівненській областях. Ґрунти Волинської обл. характеризуються щільністю забруднення до $1,0 \text{ Ки/км}^2$ і можуть використовуватися для одержання екологічно безпечної продукції, у т.ч. сировини для дієтичного та дитячого харчування.

Радіологічний стан сільськогосподарських угідь зони Полісся характеризується переважаючою площею ґрунтів з найменшою щільністю забруднення ^{90}Sr і ^{137}Cs — $57,5$ і $95,9\%$ відповідно. Однак значною є площа земель зі щільністю забруднення ^{90}Sr у межах $0,02\text{--}0,15 \text{ Ки/км}^2$, що становить $41,7\%$ від їх загального обсягу. З огляду на «плямистість» забруднення і на те, що на цих землях здійснюється сільськогосподарська діяльність, обов'язковим має бути проведення протирадіаційних заходів на територіях, де створюється вірогідність забруднення продуктів харчування з перевищенням ДР-2006.

Через обмеження бюджетного фінансування для проведення агрохімічного обстеження земель сільськогосподарського призначення вказаних п'яти областей, у рамках якого здійснюється радіологічний моніторинг, за період проведення досліджень обстежено лише $62,3\%$ від їх загальної площі. Отже, для об'єктивної оцінки забруднення радіонуклідами сільськогос-

подарських угідь необхідною є державна підтримка, зокрема в частині повноцінного фінансування для виконання комплексу робіт із радіоекологічного моніторингу.

ВИСНОВКИ

Встановлено, що досягти зменшення інтенсивності міграції радіонуклідів можна за допомогою: вжиття комплексу природоохоронних заходів, впровадження ґрунтозахисних систем землеробства з контурно-меліоративною організацією території, застосування технологій, що посилюють бар'єрну функцію природних ландшафтів. Але оскільки починаючи з 1994 р. обсяги протирадіаційних заходів постійно зменшувалися через недостатність цільового фінансування, актуальним залишається проведення уточнювального повномасштабного суцільного радіологічного обстеження ґрунту, води, повітря, продуктів харчування, сировини для одержання комплексної екологічної оцінки стану навколишнього природного середовища.

Ці дані стануть основою для можливої трансформації території населених пунктів за принципом зональної визначеності, коригування їх меж і площ, вжиття заходів з поглибленої реабілітації та ведення науково обґрунтованого агровиробництва.

Ще однією підставою для такого обстеження є те, що період напіврозпаду ^{137}Cs і ^{90}Sr становить майже 30 років, і саме стільки часу минуло після аварії на ЧАЕС.

ЛІТЕРАТУРА

1. Радіоекологія: навч. посіб. / [І.М. Гудков, В.А. Гайченко, В.О. Кашпаров та ін.]; за ред. акад. НААН І.М. Гудкова. — К., 2011. — 368 с.
2. Основы сельскохозяйственной радиологии / Б.С. Пристер, Н.А. Лоцилов, О.Ф. Немец, В.А. Поляков. — [2-е изд., переработ. и доп.]. — К.: Урожай, 1991. — 470 с.
3. Динамика мобильных форм цезия-137 выпадений аварийного выброса ЧАЭС в почвах / [Ю.А. Иванов, Н.А. Лоцилов, Л.А. Орешнич и др.] // Проблемы сельскохозяйственной радиологии: сб. науч. тр. — К., 1992. — Вып. 2. — С. 43–56.
4. Ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи, у віддалений період: методичні рекомендації / за ред. акад. НААН Б.С. Пристера. — К.: Атіка-Н, 2007. — 196 с.
5. Богдевич И.М. Роль плодородия почв в поступлении радионуклидов в сельскохозяйственную продукцию и в снижение дозовых нагрузок на население / И.М. Богдевич // 17 лет после Чернобыля: проблемы и решения: сб. науч. тр. Международной научно-практ. конф. (Минск, 25 апреля 2003 г.). — Минск, 2003. — С. 109–121.
6. Методика проведення агрохімічної паспортизації земель сільськогосподарського призначення: керівний нормативний документ / за ред. І.П. Яцука, С.А. Балюка. — К., 2013. — 104 с.
7. Методика экспрессного радиологического определения по гамма-излучению объемной и удельной

- активності радіонуклідів цезія в воді, ґрунті, продуктах харчування, продуктах тваринництва та рослинництва — М., 1990. — 43 с.
8. Методические указания по определению содержания стронция-90 и цезия-137 в почвах и растениях. — М.: ЦИНАО, 1985. — 64 с.
9. Довідник з агрохімічного та агроекологічного стану ґрунтів України / [Б.С. Носко, Б.С. Пристер, М.В. Лобода та ін.]; за ред. акад. НААН Б.С. Носка. — К.: Урожай, 1994. — 329 с.

REFERENCES

- Hudkov I.M., Haychenko V.A., Kashparov V.O. (2011). *Radioekologiya: navch. posibnyk*. [Radioecology: Tutorial]. Kyiv, 368 p. (in Ukrainian).
- Prister B.S., Loshchilov N.A., Nemets O.F., Poyarkov V.A. (1991). *Osnovy selskokhozyaystvennoy radiologii* [Fundamentals of Agricultural Radiology]. Kiev: Urozhay Publ., 470 p. (in Russian).
- Ivanov Yu.A., Loshchilov N.A., Oreshchik L.A. (1992). *Dinamika mobilnykh form tseziya-137 vypadeniy avaryynogo vybrosa ChAES v pochvakh* [The dynamics of mobile forms of cesium-137 fallout accidental release of Chernobyl in soils]. *Problemy selskokhozyaystvennoy radiologii: sbornik nauchnykh trudov* [Problems of Agricultural Radiology: collection of scientific papers]. Iss. 2, Kyiv, pp. 43–56 (in Russian).
- Prister B.S. (2007). *Vedennyya sil's'kohospodars'koho vyrobnytstva na terytoriyakh, zabrudnenykh vnaslidok Chornobyl's'koyi katastrofy, u viddalenyi period: metodychni rekomendatsiyi* [Keeping silskogospodarskogo virobnytstva on teritoriyah, zabrudnenykh vnaslidok Chornobyl's'koyi katastrofy, u viddalenyi period: metodychni rekomendatsiyi]. Kyiv: Atika-N Publ., 196 p. (in Ukrainian).
- Bogdevich I.M. (2003). *Rol plodorodiyi pochv v postuplenii radionuklidov v selskokhozyaystvennyu produktsiyu i v snizhenie dozovykh nagruzok na naselenie* [Role of soil fertility in the delivery of radionuclides in agricultural products and to the reduction of radiation exposure on the population]. *Proceedings of the 17 let posle Chernobyl'ya: problemy i resheniya: sbornik nauchnykh trudov mezhdunarodnoy nauchno-prakticheskoy konferentsii* (25.04.2003). Minsk, 2003, pp. 109–121 (in Russian).
- Yatsuk I.P., Balyuk S.A. (2013). *Metodyka provedennyya ahrokhimichnoyi pasportyzatsiyi zemel' sil's'kohospodars'koho pryznachennya: kerivnyy normatyvnyy dokument* [The methodology of agrochemical certification of agricultural land: a regulatory document management]. Kyiv, 104 p. (in Ukrainian).
- Metodika ekspresnogo radiologicheskogo opredeleniya po gamma-izlucheniuyu obemnoy i udelnoy aktivnosti radionuklidov tseziya v vode, pochve, produktakh pitaniya, produktakh zhivotnovodstva i rastenievodstva* [The methodology for the rapid determination of radiological gamma radiation volume and the specific activity of cesium radionuclides in water, soil, food, animal and plant products]. Moskva, 1990, 43 p. (in Russian).
- Metodicheskie ukazaniya po opredeleniyu sodержaniya strontsiya-90 i tseziya-137 v pochvakh i rasteniyakh* [Guidelines for the determination of strontium-90 and cesium-137 in soil and plants]. Moskva: Tsentralnyy nauchno-issledovatel'skiy institut ahrokhimicheskogo obsluzhivaniya Publ., 1985, 64 p. (in Russian).
- Nosko B.S., Prister B.S., Loboda M.V. (1994). *Dovidnyk z ahrokhimichnoho ta ahroekologichnoho stanu gruntiv Ukrayiny* [Reference agrochemical and agroecological of soil Ukraine]. Kyiv: Urozhay Publ., 329 p. (in Ukrainian).

ВПЛИВ ЕКОЛОГО-ГРУНТОВИХ УМОВ НА ФОРМУВАННЯ РАДІАЦІЙНОЇ СИТУАЦІЇ НА ТЕРИТОРІЯХ, ЗАБРУДНЕНИХ УНАСЛІДОК АВАРІЇ НА ЧАЕС

Б.С. Пристер¹, В.А. Проневич²

¹ Інститут проблем безпеки атомних електростанцій НАН України

² Інститут агроекології і природокористування НААН

Розглянуто особливості формування радіаційної ситуації в сільськогосподарському виробництві на територіях, забруднених унаслідок аварії на Чорнобильській АЕС. На основі узагальнення післяаварійного досвіду здійснено оцінку ефективності систем контрзаходів, спрямованих на зниження рівня радіоактивного забруднення сільськогосподарської продукції. Сформульовано актуальні проблеми і завдання наукового супроводу виробництва сільськогосподарської продукції в зоні радіоактивного забруднення на віддалений після аварії період. Обґрунтовано, що використання сучасних технологій та ведення рентабельного сільськогосподарського виробництва є оптимальним способом реабілітації забруднених територій. Процеси природного відновлення не допоможуть найближчим часом нормалізувати радіаційну ситуацію, тому проведення спеціальних заходів на забруднених територіях залишається актуальним завданням і надалі.

Ключові слова: радіоактивне забруднення, опромінення населення, наукові дослідження, торфові ґрунти, сільськогосподарські культури, природні пасовища, молоко корів.

Аварія на Чорнобильській АЕС за своїми масштабами не мала аналогів у історії людства. Її наслідки вплинули на екологічний стан всього Європейського континенту. Тільки в Україні було забруднено радіонуклідами понад 5,4 млн га території 74 районів 12 областей, де проживало більше 3,2 млн населення, серед них понад 600 тис. дітей. Площа радіоактивно забруднених територій із щільністю понад 37 кБк/м² через 20 років після аварії (травень 2006 р.) становила 25,5 тис. км² [1], або 4,8% площі України. Щільність радіоактивних випадінь змінювалася в широких межах: від безпечних до здатних зумовлювати біологічні ефекти, загибель біоти і бути небезпечними для здоров'я населення.

Соціальні наслідки аварії на ЧАЕС виявилися особливо важкими для населення Полісся, де сільськогосподарське виробництво є головним сектором економіки: природні ландшафти дають значну частку продукції, а доза опромінення сільського населення формується, в основному, внаслідок харчування продуктами власного виробництва.

Основні проблеми полягали в тому, що небезпека опромінення для сільського населення надходила через молоко і м'ясо корів, тобто продукти, які завжди складали основу їхнього харчування. Навіть через 30 років після аварії ця проблема залишається актуальною — 75–90% дози внутрішнього опромінення людини зумовлено споживанням молока і молочних продуктів, вироблених на радіоактивно забруднених територіях. У перші роки після аварії на ЧАЕС перевищення допустимих рівнів вмісту радіонуклідів у молоці сягало сотень разів і спостерігалось більш ніж у 1000 населених пунктах.

За період після аварії на ЧАЕС унаслідок природних процесів і під дією вжитих заходів рівні забруднення молока значно знизилися, кількість населених пунктів, де спостерігається перевищення вмісту радіонуклідів, на 2006 р. скоротилася до 200 [2]. На 2016 р. ця кількість зменшилася ще майже вдвічі, але у 30–70 населених пунктах уміст ¹³⁷Cs у молоці корів перевищує допустимий рівень у 2–8 разів.

Однією з принципових помилок у ході ліквідації наслідків Чорнобильської ава-

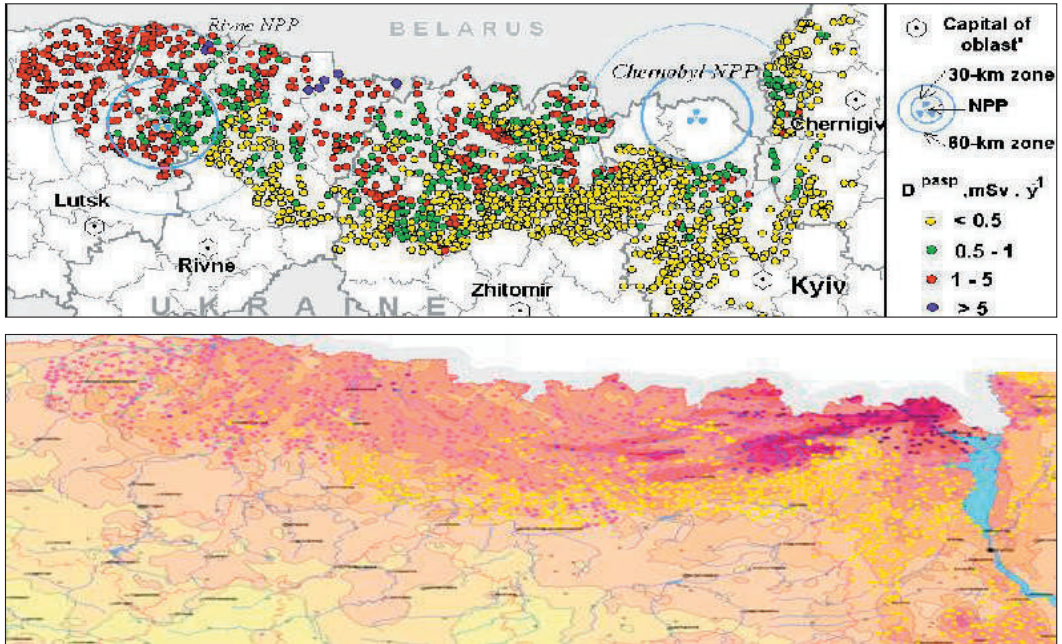


Рис. 1. Паспортна доза опромінення мешканців населених пунктів та щільність забруднення Українського Полісся

рії було прийняття за основний критерій радіаційної небезпеки показник щільності радіоактивного забруднення території, а не дозу опромінення людини. Це призвело до помилкових оцінок ситуації, насамперед на території Полісся, де просторовий розподіл дози внутрішнього опромінення значною мірою зумовлено екологічними чинниками, а не щільністю випадів ^{137}Cs .

У населених пунктах, віддалених на 300 км від ЧАЕС, на легких за механічним складом торфових ґрунтах, за рівнів забруднення нижче від $15 \text{ Кі}/\text{км}^2$, доза опромінення виявилася вищою, ніж поблизу епіцентру аварії на мінеральних ґрунтах (рис. 1) [2]. Найвища щільність радіоактивного забруднення ^{137}Cs спостерігається в зоні м. Чорнобиля, але дози внутрішнього опромінення місцевого населення становлять менше $0,5\text{--}1 \text{ мЗв}/\text{рік}$. І навпаки, у зоні Полісся, де щільність забруднення становить $1\text{--}5 \text{ Кі}/\text{км}^2$, дози опромінення населення варіюють у межах $1\text{--}5 \text{ мЗв}/\text{рік}$ і більше (ДР — $1 \text{ мЗв}/\text{рік}$). У ґрунтово-екологічних умовах Полісся значення кое-

фіцієнтів переходу ^{137}Cs із ґрунту в молоко змінюються у межах ($\text{Бк}/\text{л}$ на $1 \text{ кБк}/\text{м}^2$): від $0,1$ — для чорноземів до $3,0$ — для торфоболотних ґрунтів.

Отже, склад поглинених основ і реакція ґрунту виявляються одними з головних чинників, що визначають характер сорбції та міцність закріплення сорбованих продуктів поділу, до того ж головна роль належить кислотності розчину. Тобто носієм сорбційної здатності ґрунту щодо продуктів поділу є як мінеральна частина ґрунту (глинисті мінерали), так і його органічна речовина.

Мета роботи — вдосконалення радіаційного моніторингу, що дедалі ускладнюється внаслідок проникнення радіонуклідів чорнобильського походження в усі консервативні і тонкі структури навколишнього природного середовища.

МАТЕРІЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Моніторинг та дослідження стану радіоактивно забруднених земель, природних пасовищ, фауни і флори проведено

на території Полісся у КСП «Хлібороб», «Колос» Дубровицького р-ну Рівненської обл. за міжнародними чорнобильськими програмами ЕСР-5, ЕСР-9. На території господарств були підібрані пасовища з різними ґрунтовими відмінами та травостоєм, на яких випасалися молочні корови приватних господарств. Також закладено стаціонарні польові досліді, в процесі яких розроблялися заходи із зниження надходження ^{137}Cs у пасовищні трави на різних типах ґрунтів: вивчали склад травосумішок на пасовищах та сінокосах, ефективність доз добрив та меліорантів, способи обробітку ґрунту тощо. Було досліджено надходження ^{137}Cs у польові культури місцевих колективних та фермерських господарств.

Використовували загальноприйняті методи польових, вегетаційних і лабораторних досліджень. Контроль вологості ґрунту, гідрохімічного складу води і агрохімічного складу ґрунтів здійснювали з використанням загальноприйнятих уніфікованих методів (Дур'є, 1973; Русин, 1990), питому радіоактивність ^{137}Cs і форми його вмісту у пробах ґрунтів визначали гамма-спектрометричними, радіометричними, радіохімічними і радіоекологічними методами (Марей та ін., 1990). Статистичну обробку отриманих даних проводили за загальноприйнятими методиками статистичного аналізу.

Комп'ютерне опрацювання результатів досліджень проводили за допомогою програм BioStat 2008, MS Excel 2007 з надбудовою AtteStat 12.1.7 і Origin Pro v8.5.

РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Функціонування радіонуклідів у торфових ґрунтах і їх перехід у рослини вивчено не повною мірою, хоча відомо, що за вирощування на таких ґрунтах овочів, особливо картоплі, питома активність ^{137}Cs в урожаї може досягти рівня ДР-2006, а іноді й перевищувати ці нормативи [1].

Встановлено, що на торфовому ґрунті спостерігалось інтенсивне надходження ^{137}Cs у зелену масу однорічних трав (вівсяно-горохової сумішки). Мінеральні, орга-

нічні добрива та вапняк помітно впливають на зниження переходу ^{137}Cs із ґрунту в багаторічні трави. На дерново-підзолистому ґрунті найменший коефіцієнт переходу (КП — 0,35–0,82) відзначено після внесення сапропелю у дозі 60 т/га. Майже такі самі величини КП були після внесення калійних, фосфорно-калійних та комплексу мінеральних добрив. Лише у двох варіантах досліді — після внесення фосфорних і калійних добрив разом з мікродобривами (CuSO_4 — 25 кг/га) та із застосуванням глинування у дозі 100 т/га з фосфорними і калійними добривами та вапняком — питома активність радіонукліда у сумішці відповідала вимогам допустимих рівнів (547 та 628 Бк/кг відповідно).

Питома активність ^{137}Cs у бульбах картоплі у всіх варіантах, зокрема й на контролі, була нижчою від допустимих рівнів. Найменша питома активність ^{137}Cs у бульбах — 39 Бк/кг (КП — 0,20) спостерігалась після глинування в дозі 100 т/га разом з фосфорними і калійними добривами та вапняком за глибокого обробітку ґрунту.

За вирощування жита озимого на торфовому ґрунті надходження ^{137}Cs у зерно було значно інтенсивнішим, ніж за вирощування на дерново-підзолистому ґрунті, хоча щільність забруднення ^{137}Cs торфового ґрунту значно менша (8,6 та 5,2 Кі/км² відповідно). Питома активність ^{137}Cs у зерні жита на торфовому ґрунті була у межах 530–659 Бк/кг, що в 4,5–5,4 раза більше, ніж на дерново-підзолистому. Найменшим був перехід ^{137}Cs у зерно за поєданого використання фосфорних і калійних добрив та мікродобрив. Питома активність радіонукліда у зерні за такого удобрення була у межах 169–267 Бк/кг (КП — 0,88–1,39).

Доведено, що серед екологічних чинників, які впливають на доступність засвоєння рослинами радіонуклідів, основну роль відіграють властивості ґрунту. Тому необхідним є розроблення і вдосконалення моделей поведінки радіонуклідів у системі «ґрунт – рослина» для прогнозування та управління радіаційною ситуацією [3]. Значення екстрапольованих на нульовий момент часу коефіцієнтів переходу Cs^+ ,

Таблиця 1

**Значення екстрапольованих на момент радіоактивного випадіння
коефіцієнтів переходу TF(0) ¹³⁷Cs, кг/м²**

Культура	Тип ґрунту			
	Торфоболотний	Дерново- підзолистий	Сірий лісовий	Черноземи
Природні трави	223	29	10	–
Сіяні трави	95	5,8	4,9	3,3
Конюшина	–	4,7	–	1,9
Люцерна	–	4,0	2,1	1,7
Кукурудза	39	2,5	1,7	1,3
Капуста	–	3,5	2,2	1,4
Томати	–	2,5	2,0	0,89
Огірки	–	2,6	1,8	1,4
Цибуля	–	1,9	–	0,58
Буряки	12	1,8	0,52	0,83
Картопля	8,0	1,1	0,74	0,39
Пшениця озима	–	1,1	0,61	0,21
Ячмінь	7,4	0,85	0,83	0,50
Жито	7,1	0,76	0,55	–

які характеризують біологічні особливості рослин, значно відрізняються для різних типів ґрунтів (табл. 1).

Встановлено, що ефективність агрохімічних заходів, яка оцінюється за відносним зниженням надходження ¹³⁷Cs і за порівнянням з контрольними варіантами, не зменшується з плином часу і залежить від ступеня відмінності вихідних значень агрохімічних показників ґрунтів (до вжиття відповідного контраходу) від їх оптимальних значень: чим більше розходження, тим вищою є очікувана ефективність контраходу.

Як свідчать дослідження орного шару ґрунтів, унаслідок процесів вертикальної міграції радіонуклідів перехід їх через плужну підшову є незначним. Навіть в дерново-підзолистих супіщаних ґрунтах, де швидкість вертикальної міграції радіонуклідів є максимальною, близько 90% валового запасу ¹³⁷Cs та 75% — ⁹⁰Sr містяться в орному горизонті 0–25 см. Загалом, через 30 років після аварії на ЧАЕС основна частка цих радіонуклідів концентрується в корене-вмісному шарі ґрунту і інтенсивно включається в біологічний кругообіг.

Після аварії на ЧАЕС зниженню накопичення ¹³⁷Cs рослинами сприяли біогео-

хімічні процеси фіксації. Через 5–10 років після радіоактивних випадінь їх внесок скоротився, натомість істотно зріс внесок радіоактивного розпаду. Останніми роками (третій період після аварії на ЧАЕС) зменшення накопичення ¹³⁷Cs рослинами переважно визначається розпадом радіонукліда. Систематизація результатів досліджень свідчить, що найефективнішим заходом зі зниження накопичення ¹³⁷Cs (у 4–16 разів) продукцією рослинництва є глибока оранка та поліпшення якості лук і пасовищ (табл. 2).

В Україні за минуле десятиліття в сільськогосподарському виробництві для отримання радіоактивно безпечної продукції було вжито контраходів на 10% менше від потреби (табл. 3). Кількість населених пунктів з річною дозою опромінення населення вище 1 мЗв, починаючи з 1994 р., знижується доволі повільно і, в основному, завдяки процесам природної реабілітації ґрунтів.

Коефіцієнт всмоктування ¹³⁷Cs із шлунково-кишкового тракту у кров великої рогатої худоби (ВРХ) становить близько 70% від кількості, що надійшла в організм тварини. На величину коефіцієнта всмоктування впливають такі чинники, як вид

Таблиця 2

**Зменшення радіоактивного забруднення продукції рослинництва
внаслідок проведення контрзаходів, рази**

Контрзаходи		¹³⁷ Cs		⁹⁰ Sr	
		Ґрунти			
		мінеральні	органічні	мінеральні	органічні
Вапнування, 4–6 т/га		1,5–3,0	1,5–2,0	1,5–2,6	–
Внесення NPK		1,5–2,0	1,5–3,0	0,8–1,2	–
Гній, 50 т/га		1,5–3,0	–	1,2–1,5	–
Вапнування + NPK		1,8–2,7	2,5–4,0	–	–
Цеоліт		1,5–2,5	–	1,5–1,8	–
Оранка, 35–40 см		8–12	10–16	2,0–3,0	–
Поліпшення лук і пасовищ	корінне	1,5–9,0	4–16	1,5–3,5	3,0–5,3
	поверхнєве	2–3	2–14	2,0–2,5	3,0–5,0

Таблиця 3

**Зменшення радіоактивного забруднення продукції тваринництва
внаслідок проведення контрзаходів, рази**

Контрзаходи		¹³⁷ Cs		⁹⁰ Sr
		молоко	м'ясо	молоко
<i>Ветеринарні</i>				
Застосування Cs-зв'язувальних препаратів		1,5–6,0	1,5–2,1	
Використання сорбентів		5,0	4,5	1,5
<i>Зоотехнічні</i>				
Передзабійна відгодівля «чистими» кормами		–	2,0–15	
Кормові добавки		1,2–1,5	1,5–3,1	1,3–1,5
Раціональне використання сінокосів і пасовищ		1,5–15	3,0–4,0	
Підбір кормів		2,0	30	

і ступінь перетравності корму, вік і фізіологічний стан тварин, проте їх частка становить всього кілька відсотків. На основі досліджень підтверджено три ефективних і принципово різних шляхи зменшення вмісту радіонуклідів у молоці і м'язовій тканині (м'ясі) тварин [4].

Перший спосіб — зменшення надходження радіонукліда в організм тварин шляхом зниження його вмісту в раціоні живлення. Змінюючи склад раціону, можна в 3–5 разів зменшити концентрацію радіонуклідів у молоці та м'ясі.

Другий спосіб — переведення радіонукліда в рубці жуйних тварин з іонного стану в зв'язаний до надходження в тонкий кишечник за допомогою сорбентів, запобігаючи його всмоктуванню в кров.

Третій спосіб полягає в передзабійній, переважно тристадійній, відгодівлі тварин радіоактивно безпечними кормами.

Доведено, що за відгодівлі тварин «чистими» кормами впродовж 40–60 діб основна частка ¹³⁷Cs виводиться з організму, а вміст радіонуклідів у м'язах зменшується в 6–10 разів. Із додаванням сорбен-

тів ефективність цього заходу підвищується [5].

Молоко є критичним дозоутворювальним продуктом харчування для населення, а тому зниження рівня його забруднення — одне з першочергових завдань виробників продукції тваринництва. Лучна і пасовищна рослинність накопичує в надземній біомасі значно більшу кількість радіонуклідів порівняно з культурами польових сівозмін, що зумовлено їх підвищеною концентрацією в дернині. Щільнокущові злаки (костриця, тонконіг) накопичують в 1,5–3 рази більше ^{137}Cs , ніж кореневищні — пирій повзучий, стоколос безостий, куничник повзучий тощо.

Встановлено, що у зеленій масі пасовищних трав найпоширеніших видів питома активність ^{137}Cs була найнижчою за їх зростання на дерново-підзолистому ґрунті (табл. 4). Питома активність ^{137}Cs у зеленій масі рослин, що зростали на торфових ґрунтах, була у 5–10 разів вищою, ніж у тих, що зростали на підзолистих. Коефіцієнти переходу радіонукліда в трави різних видів різняться вдвічі і більше. За величи-

ною коефіцієнтів переходу на дерново-підзолистому ґрунті вивчені види рослин розподілились у такий спадаючий ряд: перстач гусячий — тонконіг болотний — конюшина лучна і повзуча — пирій повзучий. На торфовому ґрунті коефіцієнти переходу в середньому були у 4 рази вищі порівняно з мінеральним дерново-підзолистим ґрунтом. Бобові компоненти у складі пасовищного корму мали в 1,5–4,0 рази вищу питому активність ^{137}Cs у зеленій масі, ніж злакові [6].

Високі коефіцієнти переходу спостерігаються на пасовищах, розміщених на торфовому та торфоболотному ґрунтах урочищ Став та Озеро. В урочищі Став для тонконога болотного та перстачу гусячого коефіцієнти переходу становили 77,6 та 78,4 ((Бк/кг)/(кБк/м²)) відповідно; у всіх інших видах трав коефіцієнти переходу варіювали у межах 34,3–53,1; найнижчим цей показник був у рослин, що зростали на дерново-підзолистому і лісовому ґрунтах (1,3–19,7 та 4,2–11,3 відповідно).

Отже, видовий склад пасовищної рослинності істотно впливає на надходження

Таблиця 4

Ботанічний склад та питома активність ^{137}Cs у травостой природних пасовищ КСП «Хлібороб» та «Колос» ($n = 10$, $\delta \leq \pm 30\%$)

Пасовище	Види рослин	Пасовищні трави		Питома активність ^{137}Cs , кБк/кг маси	КП ^{137}Cs , Бк/кг кБк/м ²
		маса, г/м ²	вміст, %		
Лісове на дерново-підзолистому ґрунті (57,4 кБк/м ²)	Травостій, усього	300	100		
	Пирій повзучий	85,0	28,3	0,38	6,6
	Костриця червона	116,0	38,7	0,24	4,2
	Тонконіг лучний	79,0	26,4	0,55	9,6
	Тонконіг болотний	10,0	3,30	0,65	11,3
	Різотрав'я	10,0	3,30		
Лучне на торфоболотному ґрунті, урочище Озеро (180,8 кБк/м ²)	Травостій, усього	344	100		
	Тимофіївка лучна	190	55,2	7,70	42,6
	Конюшина лучна	26,0	7,60	13,0	71,9
	Тонконіг лучний	69,0	20,0	6,90	38,2
	Перстач гусячий	52,0	15,1	9,10	50,3
	Костриця червона	4,00	1,20	6,70	37,1
	Різотрав'я	3,00	0,90		

радіонукліда до організму тварин та, зрештою, на його вміст у продукції. Змінюючи склад трав, можна значною мірою знизити вміст радіонуклідів у молоці.

Перевищення допустимих рівнів вмісту ^{137}Cs найчастіше відбувається в молоці ВРХ приватних господарств. Це свідчить, що у разі заболочення місцевості та високого заліснення території профілактичні заходи, спрямовані на зниження рівнів забруднення молока в індивідуальних господарствах, вчасно не проводились, і саме ці райони найбільше страждають внаслідок весняної повені. Тому коефіцієнти переходу ^{137}Cs у трави та молоко корів у 10–25 разів були вищими, ніж у громадському тваринництві.

Так, найвищим був показник питомої активності ^{137}Cs у молоці, одержаному від корів, що випасалися на пасовищах з торфовими ґрунтами. Слід зауважити, що травостій також мав найвищий рівень радіоактивної забрудненості ^{137}Cs — 9,82 кБк/кг (табл. 5). На лісовому та лучному пасовищах на дерново-підзолистому ґрунті показник активності ^{137}Cs у молоці був нижчим і більше вирівняним у часі; у молоці корів, яких випасали в урочищі Заплава, цей показник становив 45–93 Бк/кг, в урочищі Став — 315–920 Бк/кг. Крім того, на міграцію ^{137}Cs чітко прослідко-

вується вирішальний вплив ґрунтових відмін.

Максимальні коефіцієнти переходу ^{137}Cs у молоко були зафіксовані за випасання корів у лісових масивах, де відзначається висока забрудненість пасовищної рослинності. Коефіцієнти переходу ^{137}Cs з пасовищного корму в молоко на всіх пасовищах варіювали у межах 0,7–1,2. Споживання такого молока спричинило підвищені дози внутрішнього опромінення населення. З огляду на високі рівні радіоактивного забруднення кормів, нами проведено дослідження ефективності застосування хімічних та природних сорбентів у тваринництві.

Для зв'язування ^{137}Cs в організмі тварин і переведення його в нерозчинну форму використовували препарати та мінеральні сорбенти — гексаціанофератні болюси, хумоліт, цеоліт, збагачені сорбентами комбікорми та сольові брикети [7]. Встановлено, що одноразове введення в рубець дійних корів приватного сектора с. Міляч гексаціанофератних болюсів (Норвегія) у кількості трьох одиниць на одну тварину знижувало рівні забруднення молока з 430–560 до 190–260 Бк/л упродовж 90 днів (рис. 2).

За одноразового введення двох гексаціанофератних болюсів дійним коровам при-

Таблиця 5

Накопичення ^{137}Cs у молоці корів за випасання на пасовищах КСП «Хлібороб» ($n = 10$, $\delta \leq \pm 30\%$)

Тип пасовища та місцевість	Щільність забруднення ґрунту, кБк/м ²	Молоко		Травостій*		A, Кі/км ² **
		^{137}Cs , Бк/л	КП	^{137}Cs , кБк/кг	КП	
Лучне на дерново-підзолистому ґрунті, урочище Заплава	287	70 (45–93)	0,24	0,820	2,8	11,1
Лісове на дерново-підзолистому ґрунті, с. Міляч	70	400 (180–630)	5,7	8,37	120	0,5
Лучне на осушеному торфовищі, урочище Став	172	600 (315–920)	3,5	9,82	57	0,8
Лучне на торфоболотному ґрунті, урочище Озеро	112	280 (157–500)	2,5	6,03	54	1,1

Примітка: * — повітряно-суха маса, ** — щільність забруднення ґрунту, за якої вміст ^{137}Cs у молоці відповідає нормативу.

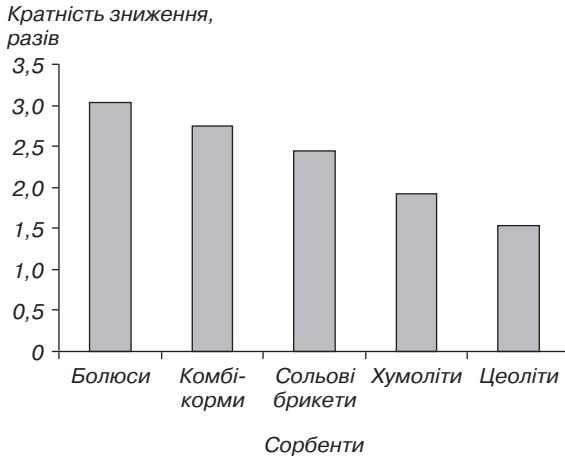


Рис. 2. Ефективність сорбентів за зниженням вмісту ^{137}Cs у молоці корів, середнє у КСП «Колос» та «Хлібороб» ($n = 50$, $\delta \leq \pm 30\%$)

ватного сектора с. Лугове рівень забруднення молока радіонуклідами знижувався з 700–1050 до 335–375 Бк/л. Сорбенти на основі фероцину сприяли зниженню вмісту ^{137}Cs у молоці корів у 2,4–3,0 рази, тоді як хумоліти і цеоліти дещо менше — в 1,5–2,8 раза. Ефективним способом зменшення надходження ^{137}Cs в організм людини є переробка молока, завдяки чому концентрація радіонуклідів у молоці знижується у 2–6 разів (табл. 6).

Отже, усі перелічені заходи забезпечили можливість отримання сільськогосподарської продукції, що відповідає державним стандартам, майже на всіх забруднених після аварії на ЧАЕС територіях України, де допускається проживання населення.

ВИСНОВКИ

Завдяки 30-літньому глибокому науковому вивченню розподілу радіоактивних забруднень, поведінки радіонуклідів

Таблиця 6

Зменшення радіоактивного забруднення продукції за переробки молока, рази

Продукт	Зниження концентрації ^{137}Cs
Сметана	1,2–1,3
Сир кисломолочний	1,1–1,4
Сир твердий	2,4
Масло	3,6–5,6

у взаємопов'язаних середовищах і прогнозу їх міграції нині можливо розробляти і реалізовувати найбільш обґрунтовані управлінські рішення щодо поліпшення радіаційної ситуації. Використання сучасних технологій та ведення рентабельного сільськогосподарського виробництва є оптимальним способом реабілітації забруднених територій.

Вжиття спеціальних заходів у населених пунктах, де зафіксовано споживання молока і деяких інших продуктів з перевищенням нормативу за вмістом ^{137}Cs , повинні стати пріоритетними для досягнення рівня їх радіологічної безпеки. Розроблені технології дають можливість надавати адресну допомогу населенню та вживати заходів на забруднених територіях у віддалений період після аварії на ЧАЕС.

Як показує аналіз, процеси природної реабілітації не допоможуть найближчим часом нормалізувати радіаційну ситуацію, тому проведення контрзаходів на забруднених територіях залишається актуальним і досі. Пріоритет повинен бути відданий контрзаходам у тваринництві, які характеризуються значно вищою економічною ефективністю.

ЛІТЕРАТУРА

1. Чернобыльская катастрофа: эффективность мер защиты населения, опыт международного сотрудничества. Энергетика и электрификация / Б.С. Пристер, Р.М. Алексахин, В.Г. Бебешко и др.; [под ред. Б.С. Пристера]. — К., 2007. — 100 с.
2. Про стан подолання наслідків Чорнобильської катастрофи в Україні за 2006–2007 роки: Національна доповідь України / МНС України. — К., 2008. — 185 с.
3. Фурдичко О.І. Агроекологічні аспекти охорони навколишнього природного середовища на засадах збалансованого розвитку / О.І. Фурдичко, О.І. Лавров, В.В. Конішук // Агроекологічний журнал. — 2010. — № 2. — С. 5–11.

4. Radioecological aspects of radiosorbents application and their place in the system of countermeasures on the contaminated territory of Ukraine / B.S. Prister, G.A. Bogdanov, V.A. Pronevych et al. — Luxembourg: European Communities, 1996. — 320 p.
5. *Desmet G.M.* Chemical speciation and bioavailability of elements in the environment and their relevance to radioecology / G.M. Desmet, L.R. Van Loon, B.J. Howard // *The science of total environment*. — 1991. — No. 100. — P. 105–124.
6. *Проневич В.А.* Накопичення та міграція ^{137}Cs в ґрунтах і рослинах природних пасовищ в умовах Волинського Полісся України / В.А. Проневич, С.Т. Вознюк, Н.І. Веремеєнко // *Вісник НУВГП: Зб. наукових праць*. — Рівне, 2012. — Вип. 2 (34). — Ч. 1. — С. 21–28.
7. Проблемы применения контрмер в сельском хозяйстве Украины после аварии на Чернобыльской АЭС / Б.С. Пристер, Ю.А. Иванов, Л.В. Перепелятникова, В.А. Проневич // *Вісник аграрної науки*. — 1996. — № 1. — С. 74–81.

REFERENCES

1. Prister B.S., Aleksakhin R.M., Bebesko V.G. (2007). *Chernobyl'skaya katastrofa: effektivnost mer zashchity naseleniya, opyt mezhdunarodnogo sotrudnichestva. Energetika i elektrifikatsiya* [The Chernobyl catastrophe: the effectiveness of measures to protect the population, experience in international cooperation. Energy and Electrification]. Kiev, 100 p. (in Russian).
2. *Pro stan podolannya naslidkiv Chornobyl's'koyi katastrofy v Ukrayini za 2006–2007 roky: Natsional'na dopovid' Ukrayiny. MNS Ukrayiny* [On the state of the Chernobyl disaster in Ukraine for 2006–2007: National Report of Ukraine. Ministry of Emergency Situations of Ukraine]. Kyiv, 2008. 185 p. (in Ukrainian).
3. Furdychko O.I., Lavrov O.I., Konishchuk V.V. (2010). *Ahroekologichni aspekty okhorony navkolyshn'oho prirodnoho seredovyscha na zasadakh zbalansovanoho rozvytku* [Agroecological aspects of environmental protection on the basis of sustainable development]. *Ahroekologichnyy zhurnal* [Agroecological journal]. No. 2, pp. 5–11 (in Ukrainian).
4. Prister B.S., Bogdanov G.A., Pronevych V.A. (1996). Radioecological aspects of radiosorbents application and their place in the system of countermeasures on the contaminated territory of Ukraine. Luxembourg: European Communities Publ., 320 p. (in English).
5. Desmet G.M., Van Loon L.R., Howard B.J. (1991). Chemical speciation and bioavailability of elements in the environment and their relevance to radioecology. *The science of total environment*. No. 100, pp. 105–124 (in English).
6. Pronevych V.A., Voznyuk S.T., Veremeyenko N.Y. (2012). *Nakopychennya ta mihratsiya ^{137}Cs v hruntakh i roslynakh pryrodnykh pasovyschch v umovakh Volyn's'koho Polissya Ukrayiny* [Accumulation and migration of ^{137}Cs in the soil and plants, natural pastures in terms of Volyn Polissya Ukraine]. *Visnyk Natsional'noho universytetu vodnoho hospodarstva ta pryrodokorystuvannya: zbirnyk naukovykh prats'* [Proceedings of the National University of Water and Environment Collected Works]. Rivne, vol. 2 (34), part. 1, pp. 21–28 (in Ukrainian).
7. Prister B.S., Ivanov Yu.A., Perepelyatnikova L.V., Pronevich V.A. (1996). *Problemy primeneniya kontrmer v selskom khozyaystve Ukrainy posle avarii na Chernobyl'skoy AES* [Problems of application countermeasures agricultural sector in Ukraine after the accident at Chernobyl Nuclear Power Plant]. *Visnyk agrarnoi nauki* [Journal of Agricultural Science]. No. 1, pp. 74–81 (in Russian).

СТАН ТА ПРОБЛЕМИ АГРАРНОГО ВИРОБНИЦТВА НА РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЯХ КИЇВСЬКОГО ПОЛІССЯ

Л.А. Райчук, О.І. Гриник

Інститут агроекології і природокористування НААН

Проаналізовано проблеми сільськогосподарського виробництва на радіоактивно забруднених землях Київського Полісся станом на 2014 р. Виявлено найефективніші заходи та розроблено першочергові кроки щодо отримання радіологічно безпечної сільськогосподарської продукції на територіях, що постраждали внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС. Удосконалено спеціалізацію аграрного виробництва залежно від рівня забруднення території радіонуклідами.

Ключові слова: радіаційне забруднення, реабілітація території, регіональний розвиток, Київське Полісся.

Серед найактуальніших соціально-економічних та екологічних проблем Київського Полісся є подолання наслідків аварії на Чорнобильській АЕС, зокрема зниження життєвого рівня місцевого населення, переорієнтація виробництва, спеціалізації регіону тощо.

За післяаварійний період стан радіоактивного забруднення на значній території, що постраждала внаслідок Чорнобильської катастрофи, істотно змінився. Зменшились як сама площа земель, забруднених ^{137}Cs і ^{90}Sr , так і майже вдвічі рівні забруднення ґрунту. Останніми змінами до Закону України «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» [1] було ліквідовано четверту зону – посиленого радіоекологічного контролю.

Однак незважаючи на те, що з часу аварії минуло вже 30 років, у регіоні і досі існує проблема ведення аграрного виробництва в умовах радіоактивного забруднення території, яка стоїть на заваді подальшому розвитку сільського господарства.

Мета роботи – обґрунтування першочергових кроків щодо можливості ведення агровиробництва на територіях, постраждалих унаслідок Чорнобильської катастрофи.

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

У дослідженні ми розглядали сім північних районів Київської обл. (Бородян-

ський, Броварський, Вишгородський, Іванківський, Києво-Святошинський, Макарівський та Поліський), які становлять 40% від її території. Інформаційною базою досліджень були законодавчі, нормативні та аналітичні документи, загальнодоступні матеріали, звіти Головного управління статистики у Київській області та ДУ «Інститут охорони ґрунтів України», а також інші літературні та мережеві джерела з проблематики дослідження.

РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Сільське господарство є однією з головних галузей народного господарства Київського Полісся, але в нинішніх екологічних умовах особливо гостро стоїть проблема продовольчої безпеки регіону, хоч з 2001 р. і спостерігається тенденція до зростання виробництва валової продукції сільського господарства (як продукції рослинництва, так і тваринництва). Забруднення території радіонуклідами негативно позначається на розвитку аграрного сектора економіки регіону, до того ж рівень рентабельності сільськогосподарських підприємств перебуває в обернено пропорційній залежності від рівня забруднення ґрунту радіонуклідами [2]. Оскільки сільськогосподарське виробництво в регіоні є основною сферою зайнятості населення, працевлаштування в сільському господарстві стабільно знижуються як в області загалом, так і в поліській її частині зокрема. Це зу-

мовлено, з одного боку, непопулярністю серед сільського населення низькооплачуваної роботи в аграрній сфері, а з іншого, — зменшенням кількості робочих місць саме в рослинництві внаслідок автоматизації виробництва. Окрім того, погіршення соціально-економічних умов призводить до скорочення кількості мешканців Київського Полісся, особливо сільських. Постійне скорочення кількості населення є характерним для всіх районів, за винятком Києво-Святошинського. З 2012 р. спостерігається тенденція до зростання міграційного приросту населення [3].

За характером структури сільського господарства Київського Полісся можна стверджувати, що воно ще не використовує сповна свій потенціал. Так, за виробництвом сільськогосподарської продукції Києво-Святошинський, Іванківський, Бородянський та Поліський райони посідають одні з останніх місць в області (22, 23, 24 та 25 відповідно) [4]. Величина частки валової продукції як рослинництва, так і тваринництва є далекою від доварійної. Наприклад, валова продукція зернових і зернобобових, вироблених на території Київського Полісся, становить всього 6,8%

від загальнообласної, технічних культур — 2,7%. Однак високими є показники з виробництва картоплі, овоче-баштанних та плодово-ягідних культур. Стосовно тваринництва, то провідною його галуззю на території Київського Полісся нині можна вважати птахівництво (67% валового виробництва від обласного); частки скотарства та свинарства становлять відповідно — 11,8 та 14,7%.

Поряд із тим великотоварним сільськогосподарським підприємствам, переважно, вдавалось успішно провести комплекс необхідних сільгоспробіт. Завдяки цьому зросло поголів'я птиці та виробництво яєць (рис. 1 — а, б). З 2005 р. почали утворюватись великі, потужні птахофабрики закритого типу. Водночас менші за розміром підприємства змушені були провести модернізацію і переоснащення своїх промислових потужностей. Це істотно збільшило продуктивність виробництва та здешевило його.

Слід зауважити, що поголів'я ВРХ та виробництво молока постійно знижуються, а поголів'я свиней майже не змінилось [5–7]. Зважаючи на географію обсягів основних видів продукції тваринництва, має-

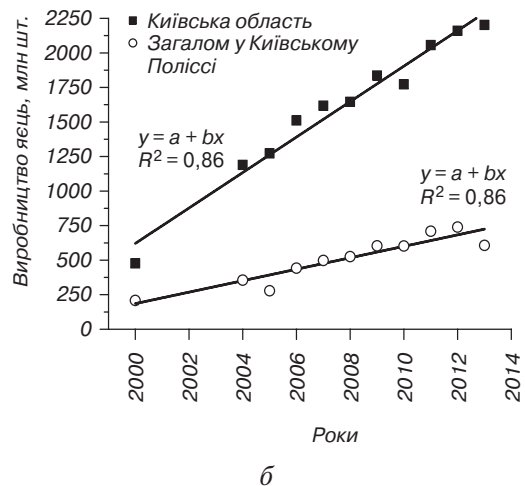
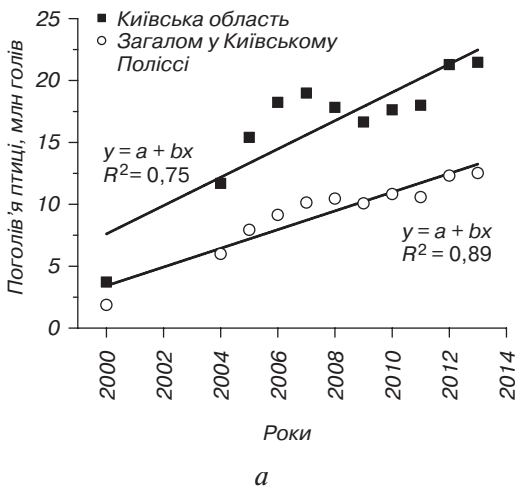


Рис. 1. Виробництво продукції птахівництва у господарствах Київського Полісся та Київської обл.: а — поголів'я птиці в усіх категоріях господарств; б — виробництво яєць в сільськогосподарських підприємствах

мо підстави стверджувати, що на території Київського Полісся найбільшим ринком збуту молока, м'яса та яєць, фактично, є м. Київ, що своєю чергою сприяє інтенсивнішому їх виробництву [7].

Невтішною залишається ситуація і з продукцією рослинництва. Знизився порівняно з доаварійним рівнем валовий збір зернових колосових та цукрових буряків. Виробництво зернових культур та овочів на території Київського Полісся також стало меншим порівняно із середніми в області. Натомість обсяги виробництва картоплі варіюють у межах середніх значень. Рівень рентабельності виробництва зернових та зернобобових культур, а також овочів відкритого ґрунту є традиційно низьким.

Отже, можемо констатувати, що відбулося перепрофілювання сільськогосподарського виробництва регіону. Такі традиційні для нього галузі, як льонарство і хмелярство, зовсім занепали. За післяаварійні роки більшість галузей тваринництва, особливо молочне скотарство, стали нерентабельними внаслідок понаднормативного забруднення продукції, а також через негативний екологічний імідж регіону [8]. Тваринництво Київського Полісся, як і області загалом, переорієнтувало своє виробництво з м'ясного скотарства на птахівництво.

Грошові надходження від реалізації сільськогосподарської продукції часто не покривають затрати на її виробництво. Загалом, між районів Київського Полісся найбільш скрутна ситуація спостерігається в сільському господарстві Поліського та Іванківського районів. Великих сільськогосподарських підприємств у регіоні мало, і вони орієнтуються, переважно, на виробництво продукції рослинництва. Рівень рентабельності сільськогосподарської діяльності у підприємствах Київського Полісся у 2014 р. становив лише 17,1% (Бородянський, Броварський та Іванківський райони

продемонстрували рівень збитковості – близько 31,9%).

Таким чином, середня рентабельність сільськогосподарського виробництва регіону становить менше 10%, а за підсумками діяльності 39,1% від їх загальної кількості і зовсім потерпіли збитки (рис. 2).

Так, одним з основних чинників скорочення обсягів аграрного виробництва у Київському Поліссі є радіоактивне забруднення сільськогосподарських угідь. З 1985 р. площа орних земель регіону зменшилась на 12%, натомість на 10% зросла площа сіножатей і пасовищ, які є критичними у радіаційному розумінні. За даними останніх турів обстежень, проведених ДУ «Держґрунтохорона» [9], нині на цій території залишаються забрудненими 142,67 тис. га орних земель (72%) (таблиця). Це на 6% більше, ніж в Українському Поліссі загалом.

Результати аналізу стану землекористування Київського Полісся засвідчили про зростання темпів деградації ґрунтів, зокрема, зниження в них вмісту гумусу, зростання площ кислих ґрунтів. Спричинено це різким зменшенням внесення як міне-

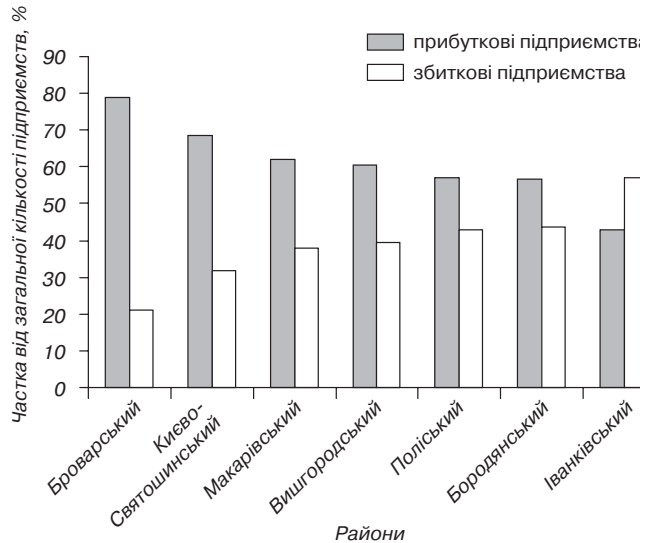


Рис. 2. Фінансові результати діяльності підприємств галузі сільського господарства у розрізі районів Київського Полісся

**Розподіл площі орних сільськогосподарських земель Київського Полісся
залежно від рівня радіоактивного забруднення**

Район	Площа, тис. га	у т.ч. зі щільністю забруднення радіонуклідами, Кі/км ²					
		¹³⁷ Cs			⁹⁰ Sr		
		<1	1–5	5–15	<0,02	0,02–0,15	0,15–3,00
Бородянський	21,53	21,41	0,12		2,32		
Броварський	21,54	21,54			0,48	0,40	
Вишгородський	7,61	7,4	0,21		0,87	2,38	
Іванківський	13,07	11,79	1,28		2,86	2,71	3,78
Києво-Святошин.	18,59	18,29	0,3				
Макарівський	39,29	39,14	0,15			1,94	
Поліський	21,04	18,85	1,87	0,32	4,44	2,46	0,15

ральних, так і органічних добрив, призупиненням меліоративних робіт, порушенням основних агротехнічних та агрохімічних прийомів. Середній обсяг внесення органічних добрив у розрахунку на 1 га ріллі становить 4–6% від потреби, мінеральних – 37%. Масштаби вапнування кислих ґрунтів, починаючи з 1995–1997 рр., різко зменшились, хоча площа угідь, що потребують вапнування, з часом збільшується.

Слід наголосити, що розвиток аграрного сектора економіки на радіоактивно забруднених територіях можливий лише за умови реалізації низки заходів, спрямованих на зупинення і недопущення в подальшому деструктивних процесів у сільськогосподарському землекористуванні. Серед рекомендованих заходів найефективнішими нині є такі: вибір спеціалізації виробництва з комплексним урахуванням еколого-економічних та соціальних чинників, підбір культур та сортів з низьким рівнем накопичення радіонуклідів та збалансоване внесення підвищених доз органічних та мінеральних добрив, а також поглиблена переробка продукції. Вибір спеціалізації виробництва насамперед залежить від рівня радіоактивного забруднення території (рис. 3). За відносно високої щільності радіоактивного забруднення ґрунту (за умови вжиття реабілітаційних заходів) найдоцільнішими є виробництво продукції для поглибленої переробки та насінництво, а

також птахівництво. І навпаки, за порівняно низької щільності радіоактивного забруднення (за умови вжиття реабілітаційних заходів) доцільним є відновлення традиційних для регіону Київського Полісся галузей рослинництва, а також ведення м'ясного скотарства з дотриманням наукових рекомендацій щодо раціону годівлі ВРХ.

Загалом, першочерговими кроками, спрямованими на отримання радіологічно безпечної сільськогосподарської продукції на радіоактивно забруднених територіях, є:

- проведення комплексних економічних, радіологічних та агрохімічних досліджень;
- відновлення систематичного радіологічного моніторингу;
- призначення дорадчої установи з питань комплексного еколого-економічного обґрунтування напрямів відновлення агро-меліоративної функції забруднених земель та формування довготермінових планів ведення сільськогосподарського виробництва;
- розроблення загальнодержавної Програми подолання наслідків Чорнобильської катастрофи та відродження агропромислового виробництва на радіоактивно забруднених територіях.

Слід наголосити, що на заваді інтенсифікації ведення аграрного виробництва в

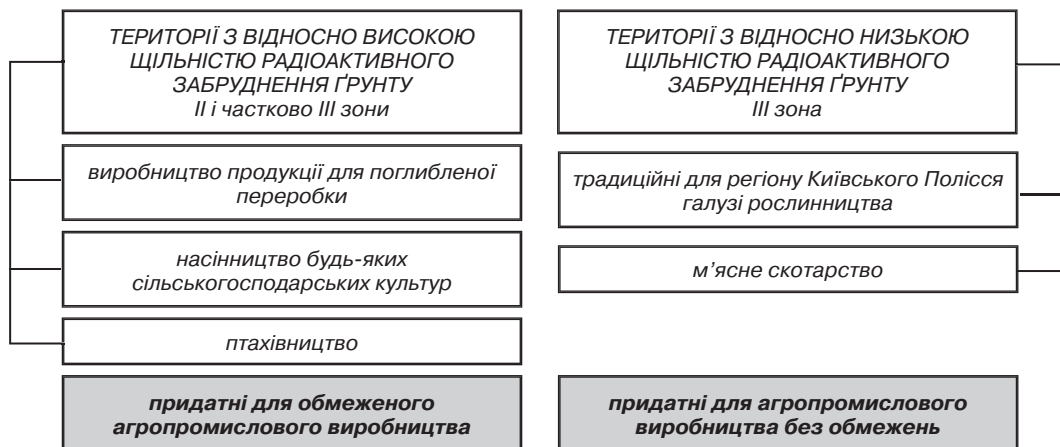


Рис. 3. Спеціалізація виробництва сільськогосподарської продукції залежно від рівня радіоактивного забруднення територій

умовах радіоактивного забруднення стоїть низка проблем, що зумовлено економічними, екологічними, правовими, соціально-економічними, інвестиційними та іншими чинниками. Тому реабілітацію регіону Київського Полісся слід розглядати винятково як комплексний процес, що може бути реалізований лише шляхом поєднання економічних заходів з соціальними, екологічними тощо.

Орієнтири оптимального соціально-економічного розвитку сільського господарства на радіоактивно забруднених землях цього регіону передбачають визначення цілей та стратегії розвитку аграрного сектора, проведення його системного аналізу, розроблення концепції стратегічного розвитку та шляхів її реалізації.

Системний аналіз умов розвитку сільського господарства та вироблення програми дій повинні відбуватись за регіональним, національним (узгодження з розвитком екологічної політики та природокористуванням) та міжнародним (гармонізація з міжнародними нормами) векторами управління та співпраці.

ВИСНОВКИ

Чорнобильська катастрофа призвела до різких змін в аграрному секторі економіки Київського Полісся, зокрема до значної зміни спеціалізації сільськогосподарського

виробництва як у рослинницькій, так і тваринницькій галузях. Такі традиційні для регіону галузі, як льонарство, хмелярство тощо, зовсім занепали.

Більшість галузей тваринництва, особливо молочне скотарство, стали нерентабельними внаслідок понаднормативного забруднення продукції, а також через негативний екологічний імідж регіону. Найбільш конкурентоспроможними в умовах Київського Полісся на сьогодні є великотоварні підприємства.

Для одержання радіологічно безпечної продукції як рослинництва, так і тваринництва на всій території, що зазнала радіоактивного забруднення, необхідно проводити рекомендовані заходи. А оскільки сільськогосподарські підприємства регіону не в змозі це забезпечити в повному обсязі через відсутність коштів, існує необхідність впровадження системи економічного стимулювання сільськогосподарських виробників, яка передбачатиме комплексну реалізацію низки економічних, екологічних, адміністративних і соціально-психологічних дій.

Для підвищення рівня рентабельності підприємств на радіоактивно забруднених територіях слід дотримуватись рекомендацій щодо спеціалізації сільськогосподарського виробництва у регіонах, які зазнали радіоактивного забруднення.

ЛІТЕРАТУРА

1. Закон України «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» від 27.02.1991 р. № 791а-ХІІ [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/791%D0%B0-12>
2. Фурдичко О.І. Соціально-економічні умови ведення сільського господарства на радіоактивно забруднених землях Київського Полісся / О.І. Фурдичко, О.І. Гриник // Економіст. – 2015. – № 7. – С. 23–26.
3. Чисельність населення на 1 липня 2015 року та середня за січень – червень 2015 року [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://kievobl.ukrstat.gov.ua/content/p.php3?c=114&lang=1>
4. Валова продукція сільського господарства України за 2014 рік: Статистичний бюлетень / Державна служба статистики України. – К., 2015. – 21 с.
5. Регіони України. 2014: Статистичний збірник. – Ч. 1 / Державна служба статистики України. – К., 2014. – 299 с.
6. Регіони України. 2014: Статистичний збірник – Ч. 2 / Державна служба статистики України. – К., 2014. – 733 с.
7. Сільське господарство Київської області у 2013 році: Статистичний збірник / Головне управління статистики у Київській області. – К., 2014. – 400 с.
8. Основні економічні показники виробництва продукції сільського господарства в сільськогосподарських підприємствах за 2013 рік: Статистичний бюлетень / Державна служба статистики України. – К., 2014. – 84 с.
9. Радіоактивне забруднення ґрунтів Київської області через 28 років після аварії на ЧАЕС / Л.В. Бойко, В.Д. Зосімов, М.Г. Василенко та ін. // Радіоекологія-2015: Матеріали науково-практичної конференції «Радіоекологічні і радіобіологічні аспекти наслідків Чорнобильської катастрофи» (Київ, 24–26 квітня 2015 р.). – Житомир: Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2015. – С. 203–206.

REFERENCES

1. *Zakon Ukrainyiny «Pro pravovyy rezhym terytoriyi, shcho zaznaly radioaktyvnoho zabrudnennya vnaslidok Chornobyl's'koyi katastrofy»* [Law of Ukraine «On legal regime of the territory contaminated by the Chernobyl disaster.».]. Chynnyi vid 1991-02-27, No 791a–XII [Electronic resource], available at: <http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/791%D0%B0-12> (in Ukrainian).
2. Hrynyk O.I., Furdychko O.I. (2015). *Sotsial'no-ekonomichni umovy vedennya sil's'koho hospodarstva na radioaktyvno zabrudnennykh zemlyakh Kyivskoho Polissya* [Socio-economic conditions of farming in contaminated land Kyiv Polissya]. *Economist* [Economist]. No. 7, pp. 23–26 (in Ukrainian).
3. *Chysel'nist' naselemnya na 1 lypnya 2015 roku ta serehdnya za sichen' – cherven' 2015 roku* [Population on 1. 07. 2015 and the average for January – June 2015]. [Electronic resource], available at: <http://kievobl.ukrstat.gov.ua/content/p.php3?c=114&lang=1> (in Ukrainian).
4. *Valova produktsiya sil's'koho hospodarstva Ukrainy za 2014 rik: Statystychnyy byuleten'* [Gross agricultural output Ukraine 2014: statistical bulletin]. *Derzhavna sluzhba statystyky Ukrainy* [State Statistics Service of Ukraine]. Kyiv, 2015, 21 p. (in Ukrainian).
5. *Rehiony Ukrainy. 2014: Statystychnyy zbirnyk* [Regions Ukraine. 2014: Statistical Yearbook]. *Derzhavna sluzhba statystyky Ukrainy* [State Statistics Service of Ukraine]. Part 1, Kyiv, 2014, 299 p. (in Ukrainian).
6. *Rehiony Ukrainy: Statystychnyy zbirnyk* [Regions Ukraine: Statistical Yearbook]. *Derzhavna sluzhba statystyky Ukrainy* [State Statistics Service of Ukraine]. Part 1, Kyiv, 2014, 733 p. (in Ukrainian).
7. *Sil's'ke hospodarstvo Kyivskoyi oblasti u 2013 rotsi: Statystychnyy zbirnyk* [Agricultural Kyiv region in 2013: Statistical Yearbook]. *Holovne upravlinnya statystyky u Kyivskiyi oblasti* [Department of Statistics in Kiev region]. Kyiv, 2014, 400 p. (in Ukrainian).
8. *Osnovni ekonomichni pokaznyky vyrobnytstva produktsiyi sil's'koho hospodarstva v sil's'kohospodars'kykh pidpryyemstvakh za 2013 rik: Statystychnyy byuleten'* [Key economic indicators of agricultural production in the agricultural enterprises for 2013: Statistical Bulletin]. *Derzhavna sluzhba statystyky Ukrainy* [State Statistics Service of Ukraine]. Kyiv, 2014, 84 p. (in Ukrainian).
9. Boyko L.V., Zosimov V.D., Vasylenko M.H. (2015). *Radioaktyvne zabrudnennya gruntiv Kyivskoyi oblasti cherez 28 rokiv pislya avariyi na ChAES* [Radioactive contamination of soils of the Kiev region 28 years after the Chernobyl nuclear power plant]. *Radioekolohiya-2015: «Radioekolohichni i radiobiolohichni aspekty naslidkiv Chornobyl's'koyi katastrofy»* [Proceedings of the Radioecology, 2015. Scientific conference: Radiological radiobiological aspects and consequences of the Chernobyl disaster (Kyiv, 26. 04. 2015 r.)]. Zhytomyr: Zhytomyr State University named after Ivan Franko Publ., pp. 203–206 (in Ukrainian).

ОСОБЛИВОСТІ ФОРМУВАННЯ ДОЗИ ВНУТРІШНЬОГО ОПРОМІНЕННЯ НАСЕЛЕННЯ ЗА СПОЖИВАННЯ РИБИ З ВОДОЙМ ПОЛІССЯ УКРАЇНИ

Л.Д. Романчук, С.П. Вербельчук, Т.В. Вербельчук

Житомирський національний агроекологічний університет

Обґрунтовано екологічні особливості проживання населення північних районів Українського Полісся, зумовлені прямими та харчовими контактами радіоактивно забруднених водних об'єктів унаслідок аварії на ЧАЕС. Визначено, що внаслідок споживання риби із забруднених радіонуклідами водойм, яка накопичує в собі певну кількість радіонуклідів, місцеве населення отримує додаткове опромінення. Викладено результати досліджень щодо накопичення ^{137}Cs та ^{90}Sr в організмі деяких видів прісноводної риби з місцевих водойм та здійснено оцінювання доз внутрішнього опромінення сільського населення внаслідок її споживання.

Ключові слова: радіонукліди, дозове навантаження, риба, внутрішнє опромінення, питома активність.

Унаслідок Чорнобильської катастрофи забруднення ^{137}Cs охопило понад 6% території Європи. Населення багатьох країн СНД та європейських країн у північній півкулі зазнало підвищеного опромінення. На території України випало близько 20% від загальної кількості викинутого під час аварії ^{137}Cs , у Білорусі — 33,5, у Росії — 24% [1, 2].

Як відомо, з території Житомирського Полісся бере свій початок значна кількість річок, утворюючи природні і штучні озера та стави у цій місцевості. Загальна площа земельного фонду області, що покрита поверхневими водами, становить 21,95 тис. га, зокрема територією Житомирської обл. протікає 8 середніх та 321 малих річок загальною довжиною 6691,6 км. У області налічується: 10 озер (загальною площею водного дзеркала 324 га), 54 водосховища (7740 га), 1822 ставки (12106 га).

У 2002 р. була прийнята як Закон України «Загальнодержавна програма розвитку водного господарства», в якій наголошувалося на загостренні наслідків Чорнобильської катастрофи, зокрема зростанні негативного впливу радіації у водозбірному басейні Дніпра на стан здоров'я населення. Також відзначено, що тільки внаслідок водного чинника колективна доза опромінен-

ня в регіоні впродовж післяаварійних років зросла на 3–13%. Це зумовлено тим, що відбувається постійне надходження у води Прип'яті та Дніпра радіонуклідів із забруднених територій водозбірних площ їх басейнів, де зосереджено близько 450 тис. Кі ^{137}Cs та майже 70 тис. Кі ^{90}Sr . Унаслідок поверхневого змивання впродовж одного року обсяги радіоактивного забруднення можуть збільшуватися на 1–2% для ^{90}Sr і 0,1–0,3% для ^{137}Cs .

З огляду на вищевикладене, особливості ваги набувають відомості щодо можливого рівня радіоактивного опромінення населення внаслідок споживання риби, що постійно чи тимчасово перебувала у водоймах, забруднених радіонуклідами. Унаслідок своєї гіперрухливості риби-мігранти дуже швидко можуть переміщуються із забруднених радіонуклідами місць у незабруднені акваторії, і навпаки.

В основу такої інформації покладено наукові відомості, що є результатом досліджень низки авторів, здебільшого у зоні відчуження ЧАЕС, які не завжди є доступні широкій громадськості. Ці відомості дають змогу ретроспективно проаналізувати вміст радіонуклідів у рибі водойм, яка зазнала радіоактивного забруднення, з метою можливого використання риби для харчування, щоб уникнути радіоактивного опромінення споживачів. Це важливо іще й

тому, що здебільшого населення не обізнає з можливостями харчування продуктами з риби, що перебувала у забруднених радіонуклідами водоймах.

Мета роботи — визначити рівень забруднення ^{137}Cs різних видів риб у досліджуваних водоймах та оцінити внесок риби як продукту харчування у формування дозових навантажень внутрішнього опромінення сільського населення с. Христинівки Народицького р-ну Житомирської обл.

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Дослідження проводили впродовж 2009–2014 рр. у Народницькому р-ні Житомирської обл., територія якого, згідно з паспортизацією населених пунктів, відноситься до третьої та другої зони радіоактивного забруднення.

Відбір проб здійснювали згідно з методикою іхтіологічних та радіоекологічних досліджень. Підготовку зразків та вимірювання — відповідно до гідробіологічних та радіоекологічних методик, з використанням сцинтиляційного β -спектрометра. Похибка вимірювань не перевищувала 15%. Рівні радіоактивного забруднення розраховували на сиру вагу (Бк/кг).

Зразки риби відбирали впродовж року. Для спостережень використовували найбільш розповсюджених представників річкової іхтіофауни. Загальна кількість кожного виду риб становила 5–15 особин.

Для оцінки рівнів накопичення радіонуклідів у м'язовій тканині основних промислових видів риб нами були відібрані в різних точках водойм з неоднаковим антропогенним навантаженням такі види: щука, окунь, линь, в'юн, плітка, карась сріблястий, короп, лящ, в'язь, жерех, головень. Ці види репрезентують чотири основні трофічні ланки водойм, до яких належать: хижаки, еврифаги та бентофаги, рослиноїдні види, що дало нам змогу оцінити вміст радіонуклідів у організмі риб з різним спектром живлення.

Оцінювання внеску активності ^{137}Cs у дозове навантаження сільського населення Полісся України проводили в найближчому до р. Уж населеному пункті

(с. Христинівка), жителі якого безпосередньо споживають рибу з розташованих у цій місцевості водойм.

Для з'ясування обсягів споживання риби населенням різних вікових категорій була визначена структура харчування кожної групи і встановлена частка риби в їх раціоні.

Дозові навантаження визначали з урахуванням середньорічних обсягів споживання риби населенням та питомої концентрації ^{137}Cs у її організмі. Під час проведення розрахунків доз внутрішнього опромінення населення ^{137}Cs за споживання рибної продукції визначали співвідношення дозового коефіцієнта (14 нЗв) та кожного бекерелю, спожитого людиною впродовж року.

РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Іхтіофауна водойм Житомирського Полісся налічує 37 видів риб, що відносяться до 11 родин. Переважають: лящ, щука, окунь, карась, лин, короп, плітка. Однак слід зауважити, що і запаси, і рибопродуктивність цього видового біорізноманіття є дуже низькими [3].

Зважаючи на значення риби у харчуванні людини, державою прийнято закон України «Про рибу, інші водні живі ресурси та харчову продукцію з них», яким визначено основні правові та організаційні засади забезпечення якості риби та виготовленої з неї продукції для безпеки життя і здоров'я населення.

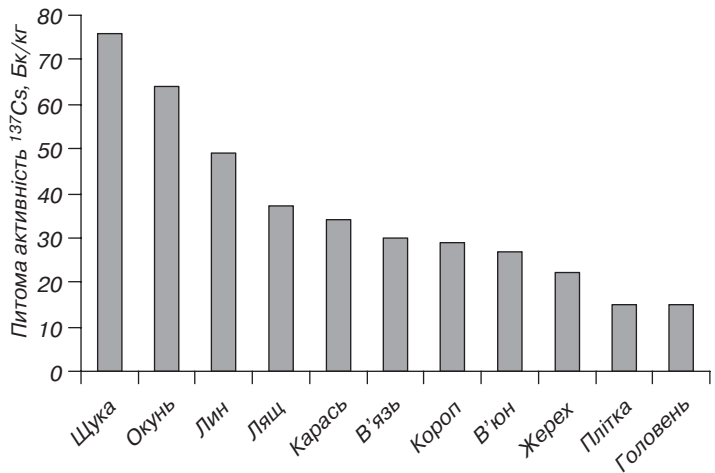
Одним із шляхів поповнення резервів рибного ринку області є реабілітація ставів та озер Житомирського Полісся, що зазнали радіоактивного забруднення.

Аналіз активності ^{137}Cs у різних видах риб, виловлених у р. Уж поблизу с. Христинівки та у прилеглих водоймах і ставках, свідчить, що найвищою є концентрація ^{137}Cs в організмі хижих видів риб: у м'язовій тканині щуки і окуня — 76–64 Бк/кг, натомість у представників видів фітофагів ці показники були значно нижчими: лин — 49 Бк/кг, лящ — 37, карась сріблястий — 34, в'язь — 30, короп — 29, в'юн — 27, жерех — 22, головень — 15, плітка — 15 Бк/кг. Тобто за зниженням питомої активності ^{137}Cs

у м'язах риби їх розподіл має такий вигляд: щука → окунь → лин → лящ → карась сріблястий → в'язь → короп → в'юн → жерех → головень → плітка (рисунк).

Зважаючи на вищевикладене можна констатувати, що різниця між активністю ^{137}Cs у м'язах різних видів риби насамперед залежить від типу її живлення. Адже основними компонентами раціону іхтіофагів є риба різних видів, що характеризується високими рівнями забруднення ^{137}Cs порівняно з водною рослинністю. На відміну від хижих риб, у фітофагів, таких як плітка, карась, линь, в'юн, як правило, основну структуру раціону становить їжа рослинного походження, що відрізняється низькими рівнями радіоактивного забруднення.

Отже, у річках та озерах, забруднених радіонуклідами, найбільші рівні радіоактивного забруднення ^{137}Cs є характерними для іхтіофагів, а найменші — для видів риб, що харчуються кормом рослинного походження. Також чинником більшого накопичення радіонукліда може бути триваліший час утримання корму в шлунково-кишко-



Питома активність ^{137}Cs в організмі деяких видів прісноводної риби

вому тракту хижих видів риб та, відповідно, довший період напіввиведення ^{137}Cs із організму останніх. Наприклад, напіввиведення ^{137}Cs з організму окуня становить 200 днів, плітки — 57–150 днів [4].

Радіоактивне забруднення території Полісся України внаслідок аварії на ЧАЕС спричинило додаткове дозове навантаження для сільського населення.

Для визначення внеску внутрішніх доз опромінення людини від споживання забрудненої радіонуклідами ^{137}Cs риби було встановлено її обсяги в загальному раціоні населення (табл. 1).

Таблиця 1

Добовий раціон мешканців с. Христинівки

Вид продукції	Споживання продукту населенням за 1 добу, кг	
	віком >20 років	віком 5–20 років
Зернові і продукти їх переробки	0,290	0,255
Картопля	0,350	0,320
Овочі та фрукти	0,960	0,930
Молоко і молочні продукти	0,250	0,800
М'ясо свійських тварин	0,100	0,190
Яйця	0,010	0,014
Гриби	0,013	0
Ягоди лісові	0,010	0
М'ясо диких тварин	0,003	0
Лікарська сировина	0,001	0
Риба річкова	0,048	0,024

Доза (D), отримана жителями с. Христинівки від споживання забрудненої ^{137}Cs річкової риби

Показник	Вік населення	
	5–20 років	>20 років
Споживання риби, кг/рік	8,8	17,5
(D) ^{137}Cs , мЗв/рік	0,013	0,026

На основі експериментальних даних були визначені дози внутрішнього опромінення, отримані жителями с. Христинівки від споживання забрудненої ^{137}Cs риби з місцевих водойм (табл. 2).

Одним із чинників амплітуди значень дозових навантажень на населення є те, що надходження радіонуклідів до організму людини не є детермінованим процесом, швидше — випадковим, і залежить, насамперед, від сукупності різноманітних умов, ситуативної та/чи традиційної споживчої поведінки конкретної людини [6–8].

Слід наголосити, що отримані дані стосовно формування дози внутрішнього опромінення за споживання риби населенням носять оціночний характер, тому

дослідження водних екосистем потрібно продовжувати для детальнішого вивчення цього процесу.

ВИСНОВКИ

У районі проведених досліджень встановлено, що найінтенсивніше ^{137}Cs накопичується в організмі щуки, далі, за порядком зменшення, можна побудувати такий ряд: окунь, лин, лящ, карась сріблястий, в'язь, короп, в'юн, жерех, головень, плітка.

Прісноводна риба є додатковим джерелом внутрішнього опромінення сільського населення.

Дозові навантаження щодо ^{137}Cs залежать від віку населення і варіюють у межах 0,013–0,026 мЗв/рік.

ЛІТЕРАТУРА

1. Наслідки аварії на ЧАЕС сьогодні [Електронний ресурс]. — Режим доступу: <http://www.gorses.sumy.ua/news/281.html>
2. Чорнобильська катастрофа: [монографія] / за ред. В.Г. Бар'яхтара. — К.: Наук. думка, 1996. — 576 с.
3. Статистичний щорічник Житомирської області за 2012 рік / Головне управління статистики у Житомирській області. — Житомир, 2013. — 468 с.
4. *Hasanen E.* Biological half — times of ^{137}Cs and ^{22}Na in different fish species and their temperature dependence / *Hasanen E.* *Kolehmainen* and *J.K. Mietinen* // *Radiation protection*; Edt. *W.S. Snyder et al.* — New York: Pergamon Press, 1968. — Part 1. — P. 401–406.
5. *Ophel I.L.* In *Radioekol. Concentration. Processes / I.L. Ophel, J.M. Judd* // *Proceedings of an International Symposium held in Stockholm (25–29 April 1966)*. — Pergamon Press, Oxford. — P. 859–865.
6. *Райчук Л.А.* Територіальні та сезонні особливості формування дози внутрішнього опромінення населення / *Л.А. Райчук* // *Наукові доповіді НУБіП України*. — 2012. — № 3 (32). — Режим доступу: http://nd.nubip.edu.ua/2012_3/12rla.pdf
7. *Романчук Л.Д.* Особливості формування доз внутрішнього опромінення мешканців Північної частини України за рахунок продукції тваринництва / *Л.Д. Романчук* // *Вісник ЖНАЕУ*. — 2011. — № 1. — С. 236–241.
8. Основні чинники формування доз внутрішнього опромінення населення радіоактивно забруднених регіонів у віддалений період після аварії на Чорнобильській АЕС / *Г.М. Чоботько, В.П. Ландін, Л.А. Райчук та ін.* // *Радіоекологія-2014: Мат. наук.-практ. конф. з міжнародною участю (Київ, 24–26 квітня 2014 р.)*. — Житомир: Вид-во ЖДУ ім. І. Франка. — С. 355–358.

REFERENCES

1. *Naslidky avarii na ChAES sohodni* [The consequences of the Chernobyl accident today]. [Electronic resource]. Available at: <http://www.gorses.sumy.ua/news/281.html> (in Ukrainian).
2. *Bariakhtar V.H.* (1996). *Chornobylska katastrofa* [The Chernobyl disaster]. Kyiv: Naukova dumka Publ., 576 p. (in Ukrainian).
3. *Statystychnyi shchorichnyk Zhytomyrskoi oblasti za 2012 rik* [Statistical Yearbook of Zhitomir region for 2012]. *Holovne upravlinnia statystyky u Zhytomyrskii*

- oblasti [Department of Statistics in the Zhitomir region]. Zhytomyr, 2013, 468 p. (in Ukrainian).
4. Hasanen E., Kolehmainen and Miettinen J.K. (1968). *Biological half-times of ^{137}Cs and ^{22}Na in different fish species and their temperature dependence*. In: Radiation protection, Part 1, (EDS. W.S. Snyder et al.), Pergamon Press, New York, pp. 401–406 (in English).
 5. Ophel I.L., Judd. J.M. (1966). In *Radioekol. Concentration. Processes*. Proceedings of an International Symposium held in Stockholm (25–29 April 1966). — Pergamon Press, Oxford, pp. 859–865 (in English).
 6. Raichuk L.A. (2012). *Terytorialni ta sezonni osoblyvosti formuvannia dozy vnutrishnoho oprominennia naselennia* [Regional and seasonal peculiarities of forming the exposure of the population]. *Naukovi dopovidi NUBiP Ukrainy* [Scientific reports NUBiP Ukraine], No. 3(32), Available at: http://nd.nubip.edu.ua/2012_3/12rla.pdf. (in Ukrainian).
 7. Romanchuk L.D. (2011). *Osoblyvosti formuvannia doz vnutrishnoho oprominennia meshkantsiv Pivnichnoi chastyiny Ukrainy za rakhunok produktivii tvarynytstva* [Features of formation of internal exposure doses of residents of northern Ukraine due to livestock production]. *Visnyk ZhNAEU* [Bulletin ZHNAEU]. No. 1, pp. 236–241 (in Ukrainian).
 8. Chobotko H.M., Landin V.P., Raichuk L.A. (2014). *Osnovni chynnnyky formuvannia doz vnutrishnoho oprominennia naselennia radioaktyvno zabrudnenykh rehioniv u viddaleji periodu pishla avarii na chornobyl'skii AES* [Key factors in the formation of internal exposure of the population in the contaminated regions viddaleji the aftermath of the Chernobyl accident]. *Radioekolohiia-2014: Mat. nauk.-prakt. konf. z mizhnarodnoiu uchastiu* (Kyiv, 24–26 kvitnia 2014 roku) [Radioecology-2014: Mat. Science-Pract. Conf. with international participation (Kyiv, 24–26 April 2014)]. Zhytomyr: Vyd-vo ZhDU im. I. Franka Publ., pp. 355–358 (in Ukrainian).

НОВИНИ

6–8 липня 2016 р.

в Інституті агроєкології і природокористування
відбудеться Міжнародна науково-практична конференція
«ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ТА ЗБАЛАНСОВАНЕ
ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ
В АГРОПРОМИСЛОВОМУ ВИРОБНИЦТВІ»

Мета конференції: обговорення та обмін науково-практичною інформацією результатів досліджень з проблем екологічної безпеки аграрного виробництва, отримання якісної і безпечної сільськогосподарської продукції, збалансованого природокористування, управління агроландшафтами та охорони навколишнього природного середовища.

Тематика і напрями конференції:

- *Екологічна безпека сільськогосподарського виробництва:*
агроєкологічний моніторинг; біобезпека; органічне виробництво і спеціальні сировинні зони; екологічні проблеми рослинництва і тваринництва, розвитку сільських територій; вплив наслідків аварії Чорнобильської АЕС на агросферу; фітореMediaція та фітомеліорація ґрунтів.
- *Економіка природокористування:*
збалансований розвиток аграрного сектора економіки; ринок, управління ресурсами в агропромисловому комплексі; трансфер наукових результатів, інноваційні проекти екобезпеки.
- *Охорона навколишнього природного середовища:*
актуальні питання екосозології; природно-заповідна справа; формування екомережі; збереження біорізноманіття; культура, освіта і роль неурядових організацій.

Конференція відбудеться за адресою: м. Київ, вул. Метрологічна, 12, Інститут агроєкології і природокористування Національної академії аграрних наук України. Додаткову інформацію можна отримати за тел. (044) 522-67-55 або на сайті: www.agroeco.org.ua agroecologynaan@gmail.com

ПИТОМА АКТИВНІСТЬ ^{137}Cs У СВИНИНІ ЗА ВИКОРИСТАННЯ В РАЦІОНІ ТВАРИН РІЗНИХ ДОЗ БІЛКОВО-ВІТАМІННО-МІНЕРАЛЬНОЇ ДОБАВКИ

І.М. Савчук

Інститут сільського господарства Полісся НААН

Розроблено рецепти зерноsumішей для відгодівлі молодняку свиней у третій зоні (гарантованого добровільного відселення) радіоактивного забруднення з уведенням до їх складу різних доз білково-вітамінно-мінеральної добавки та високобілкових кормів місцевого виробництва. Встановлено, що внаслідок заміни у складі зерноsumіші 10% білково-вітамінно-мінеральної добавки на аналогічну кількість дерті пелюшки (II дослідна група) і дерті люпину (III дослідна група) питома активність ^{137}Cs у м'язовій тканині, печінці та салі свиней порівняно з контролем підвищується відповідно — на 6,1–32,8, 23,6–27,0 та 3,1–11,2%.

Ключові слова: свиня свійська, питома активність ^{137}Cs , м'ясо, сало, білково-вітамінно-мінеральна добавка, зерноsumіш.

Незбалансованість раціонів за основними і біологічно активними речовинами, зокрема мікроелементами, вітамінами, незамінними амінокислотами, не забезпечує оптимальної продуктивності тварин і птиці, якості їх продукції, спричиняє виникнення мікроелементозів [1, 2]. Збагачення раціону тварин вказаними елементами живлення є важливим заходом у системі ведення тваринництва на забруднених радіонуклідами територіях [3, 4].

У практиці годівлі тварин для покриття дефіциту деяких елементів живлення у раціонах використовують різні премікси, білково-вітамінно-мінеральні добавки (БВМД), суміші мікроелементів та вітамінів. Так, БВМД, а саме мінеральні елементи і вітаміни, що входять до їх складу, беруть участь в процесах травлення і синтезу речовин у організмі тварин. Вони забезпечують необхідні умови для нормального функціонування ферментів і гормонів, підтримання кислотно-лужної рівноваги і осмотичного тиску на необхідному рівні [5–7].

У рецептуру нових добавок входять в обґрунтованих кількостях щодо деталізованих норм годівлі і з урахуванням фактичного дефіциту в кормах мікроелементи

(Cu, Zn, Co, Mn, Fe, I, Se), макроелементи (Ca, P, Na), вітаміни (A, D₃, E, C, B₁, B₂, B₆, B₁₂, PP), високобілкові корми (макуха соєва, шрот соняшниковий).

Тому збагачення зерноsumішей і комбикормів мінерально-вітамінними добавками та іншими біологічно-активними речовинами може істотно вплинути на підвищення конверсії поживних речовин корму і сприятиме росту продуктивності тварин та зниженню накопичення радіонуклідів і важких металів у продукції тваринництва в зоні радіоактивного забруднення.

Мета роботи — дослідити ефективність використання різних доз БВМД у складі зерноsumішей для виробництва свинини в зоні Полісся України, а також вплив досліджуваних чинників на накопичення ^{137}Cs у цій продукції.

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Дослідження проводили в умовах фізіологічного двору Інституту сільського господарства Полісся НААН (с. Грозине Коростенського р-ну Житомирської обл.). Для проведення науково-виробничого дослідження був відібраний молодняк свиней великої білої породи, розподілений на три групи за принципом пар-аналогів [8].

Молодняк I групи (контрольної) упродовж дослідного періоду отримував основ-

Таблиця 1

Склад зерноsumішей для годівлі піддослідних тварин, % за масою

Інгредієнти	Групи тварин		
	I – контрольна (зерноsumіш № 1)	II (зерноsumіш № 2)	III (зерноsumіш № 3)
Пшениця	40	40	40
Ячмінь	40	40	40
Білково-вітамінно-мінеральна добавка	20	10	10
Пелюшка	–	10	–
Люпин	–	–	10
Всього	100	100	100

ний раціон – зерноsumіш, яку готували у виробничих умовах (у % за складом): дерть пшенична – 40, ячмінна – 40, БВМД – 20. Тваринам II та III дослідних груп згодовували зерноsumіш такого самого складу, але до якої замість 10% БВМД додавали аналогічну кількість відповідно – пелюшки та люпину. Зернові концентрати для годівлі піддослідних свиней використовували власного виробництва, вирощені у третій зоні радіоактивного забруднення внаслідок аварії на ЧАЕС (табл. 1).

У середньому за добу піддослідний молодняк усіх груп споживав однакову кількість корму – 2,194 кг зерноsumіші. Поживність 1 кг зерноsumіші становить 1,11–1,14 кг кормових одиниць з умістом 109–121 г перетравного протеїну. Забезпеченість кормової одиниці перетравним протеїном піддослідних груп тварин дещо різнилася і варіювала у межах 96–106 г.

За середньодобовим надходженням до організму свиней життєво-необхідних амінокислот, макро- і мікроелементів та вітамінів є також значні міжгрупові відмінності. Так, молодняк контрольної групи порівняно з аналогами дослідних груп більше споживав за добу: лізину – на 5,1–15,4%, метіоніну + цистину – 10,2–17,4, Са – 64,0–65,2, Р – 26,3–30,4, Си – 16,5–17,7, Zn – 4,5–16,5, Со – 11,9–15,8, вітаміну Е – 18,4–25,8, вітаміну В₁ – 14,1–16,5, вітаміну В₂ – на 66,7–72,4%.

РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

У комплексі запропонованих заходів зі зниження накопичення ^{137}Cs і важких ме-

талів у продукції тваринництва найбільш перспективним та економічно рентабельним є виробництво і згодовування тваринам «чистих» кормів, природних мінералів-сорбентів та їх сумішок і збалансування раціонів годівлі за життєво-необхідними елементами живлення.

Підвищений рівень шкідливих речовин у навколишньому природному середовищі, таких як радіонукліди, зумовлює потребу ретельного контролю за їх умістом. Рівень радіаційного забруднення середньодобових раціонів, які використовувались для годівлі піддослідних свиней під час проведення досліджень, був незначним і становив 87,75–94,04 Бк (табл. 2).

Питома активність ^{137}Cs у найдовшому м'язі спини тварин варіювала залежно від дослідних груп у межах 32,6–43,3 Бк/кг і не перевищувала допустимих рівнів (ДР-2006 = 200 Бк/кг). Проте внаслідок заміни у складі зерноsumіші 10% БВМД на аналогічну кількість дерті пелюшкової (II дослідна група) і дерті люпинової (III дослідна група) концентрація ^{137}Cs у м'язовій тканині порівняно з контролем підвищується відповідно – на 2,0 Бк/кг (6,1%) і 10,7 Бк/кг (32,8%).

Аналогічна тенденція спостерігається і щодо накопичення радіонукліда в печінці та салі піддослідних тварин. Ці показники у підсвінків дослідних груп були вищими, відповідно – на 23,6–27,0 та 3,1–11,2%, ніж у їх аналогів із контрольної групи.

Слід наголосити, що із досліджених продуктів забою свиней нагромадження ^{137}Cs найнижчим було у салі – 25,8–28,7 Бк/кг.

Таблиця 2

Концентрація ^{137}Cs у кормах раціону та продуктах забою свиней ($n = 3$; $M \pm m$)

Групи тварин	Концентрація ^{137}Cs			
	середньодобовий раціон, Бк	продукція, Бк/кг	± до контрольної групи	
			Бк/кг	%
<i>Найдовший м'яз спини</i>				
I (контрольна)	94,04	32,6 ± 2,2	–	–
II	91,76	34,6 ± 2,4	+2,0	+6,1
III	87,75	43,3 ± 5,0	+10,7	+32,8
<i>Печінка</i>				
I (контрольна)	94,04	31,8 ± 2,2	–	–
II	91,76	40,4 ± 4,6	+8,6	+27,0
III	87,75	39,3 ± 2,1	+7,5	+23,6
<i>Сало</i>				
I (контрольна)	94,04	25,8 ± 2,3	–	–
II	91,76	26,6 ± 0,7	+0,8	+3,1
III	87,75	28,7 ± 1,3	+2,9	+11,2

Порівняно з найдовшим м'язом спини, питома активність ^{137}Cs у салі була нижчою на 12,0–40,4%, а порівняно з печінкою — на 9,7–36,1%.

У проведених дослідженнях кратність накопичення ^{137}Cs у продуктах забою була найнижчою у I групі (контрольній) тварин, яким згодовували зерноsumіш з максимальною кількістю БВМД (20% від загальної маси), — 0,274–0,347 (табл. 3).

За використання у складі зерноsumіші 10% БВМД і 10% дерті люпинової кратність накопичення ^{137}Cs у м'ясі, печінці та салі була максимальною — 0,327–0,493. Для

продукції від молодняку свиней II групи, яким згодовували у складі раціону 10% БВМД і 10% дерті пелюшкової, характерними є посередні показники — 0,290–0,440.

Отже, за результатами дослідження можна стверджувати, що заміна у складі зерноsumішей для відгодівлі молодняку свиней у третій зоні радіоактивного забруднення 10% БВМД на аналогічну кількість дерті пелюшки або люпину негативно позначається на екологічній якості продукції — спричиняє підвищення в ній питомої активності ^{137}Cs та його перехід у м'ясо, печінку і сало тварин.

Таблиця 3

Кратність накопичення ^{137}Cs у продуктах забою свиней

Продукція	Групи тварин		
	I (контрольна)	II	III
Найдовший м'яз спини	0,347	0,377	0,493
Печінка	0,338	0,440	0,448
Сало	0,274	0,290	0,327

ВИСНОВКИ

Питома активність ^{137}Cs у продуктах забою свиней варіювала у межах 25,8–43,3 Бк/кг і не перевищувала допустимих рівнів ДР-2006. Заміна у складі зерносуші для відгодівлі молодняка свиней у третій зоні радіоактивного забруднення 10% БВМД на аналогічну кількість дерти

пелюшки або люпину негативно впливає на екологічну якість продукції, спричиняючи підвищення питомої активності ^{137}Cs у м'ясі на 6,1–32,8%, печінці — 23,6–27,0 та салі — на 3,1–11,2%. Кратність накопичення ^{137}Cs у продукції тварин дослідних груп була значно вищою порівняно з контролем.

ЛІТЕРАТУРА

1. Довідник поживності кормів / [М.М. Карпусь, С.І. Карпович, А.В. Малієнко та ін.]; за ред. М.М. Карпуся. — [2-е вид.]. — К.: Урожай, 1988. — 400 с.
2. Вплив контрзаходів на вміст радіоцезію у ґрунті та сільськогосподарській продукції через 17 років після аварії на ЧАЕС / Ю.І. Савченко, В.Б. Ковальов, А.О. Мельничук [та ін.] // Проблеми сільськогосподарської радіології — 17 років після аварії на Чорнобильській АЕС: четверта Міжнародна науково-практична конференція (Житомир, 19–21 червня 2003 р.): Збірник доп. — Житомир, 2003. — С. 3–13.
3. Савченко Ю.І. Ефективність використання мінералів-сорбентів при виробництві молока в зоні радіоактивного забруднення / Ю.І. Савченко, І.М. Савчук, М.Г. Савченко // Науковий вісник Національного аграрного університету. — 2004. — Вип. 74. — С. 35–43.
4. Кліценко Г.Т. Мінеральне живлення тварин / Г.Т. Кліценко, М.Ф. Кулик, М.В. Косенко. — К.: Світ, 2001. — 576 с.
5. Кандыба В.Н. Влияние премиксов на продуктивность и жизнеспособность молодняка КРС // Зоотехния. — 2000. — № 5. — С. 10–13.
6. Маменко О.М. Вплив згодовування мінерально-вітамінного преміксу на м'ясну продуктивність бичків української м'ясної породи та на виведення радіоцезію з їх організму / О.М. Маменко, В.М. Маренець // Вісник Сумського державного аграрного університету. — 2001. — Вип. 5. — С. 138–141. — (Серія «Тваринництво»).
7. Портяник С.В. Вплив преміксу і препарату «Т» на отримання екологічно чистого молока / С.В. Портяник // Вісник Сумського державного аграрного університету. — 2002. — Вип. 6. — С. 471–474. — (Серія «Тваринництво»).
8. Овсянников А.И. Основы опытного дела в животноводстве / А.И. Овсянников. — М.: Колос, 1976. — 304 с.

REFERENCES

1. Karpus M.M., Karpovych S.I., Malienko A.V. (1988). *Dovidnyk pozhivnosti kormiv* [Directory nutritional feed]. Iss. 2, Kyiv: Urozhai Publ., 400 p. (in Ukrainian).
2. Savchenko Yu.I., Kovalov V.B., Melnychuk A.O. (2003). *Vplyv kontrzakhodiv na vmist radiotseziyu u hruntі ta silskohospodarskii produktsii cherez 17 rokiv pislia avarii na ChAES* [The impact of countermeasures on the content of radioactive cesium in the soil and agricultural products 17 years after the Chernobyl accident]. *Problemy silskohospodarskoi radiologii — 17 rokiv pislia avarii na Chornobylskii AES: chetverta mizhn. nauk.-prakt. konf.* (19–21 chervnia 2003 r.). [Problems of Agricultural Radiology — 17 years after the Chernobyl accident: Fourth Int. scientific-practic. Conf., 19–21 June 2003 year]. Zhytomyr, Pp. 3–13 (in Ukrainian).
3. Savchenko Yu.I., Savchuk I.M., Savchenko M.H. (2004). *Efektivnist vykorystannia mineraliv-sorbentiv pry vyrobnytstvi moloka v zoni radioaktyvnoho zabrudnennia* [The efficiency of the sorbent minerals in milk production in the zone of radioactive contamination]. *Naukovyi visnyk Natsionalnoho ahrarnoho universytetu* [Scientific Bulletin of National Agrarian University]. Iss. 74. Pp. 35–43 (in Ukrainian).
4. Klitsenko H.T., Kulyk M.F., Kosenko M.V. (2001). *Mineralne zhyvlennia tvaryn* [Mineral nutrition of animals]. Kyiv: Svit Publ., P. 576 (in Ukrainian).
5. Kandyba V.N., Mamenko A.M., Marenets V.N. (2000). *Vliyanie premiksiv na produktivnost i zhiznesposobnost molodnyaka KRS* [Influence of premixes productivity and vitality of young cattle]. *Zootekhnija*: Publ., No. 5, Pp. 10–13 (in Russian).
6. Mamenko O.M., Marenets V.M. (2001). *Vplyv zghodovuvannia mineralno-vitaminnoho premiksu na miasnu produktyvnist bychkiv ukrainskoi miasnoi porody ta na vyvedennia radiotseziyu z yikh orhanizmu* [Effect of feeding vitamin-mineral premix for meat performance Ukrainian meat breed bulls and removing radioactive cesium from their body]. *Visnyk Sumskoho derzhavnogo ahrarnoho universytetu: nauk.-metod. zhurnal. Seriia «Tvarynnytstvo»* [Bulletin of Sumy State Agrarian University, scientific-method. Magazine. The series «Animal»]. Iss. 5. Pp. 138–141 (in Ukrainian).
7. Portianyk S.V. (2002). *Vplyv premiksu i preparatu «T» na otrymannia ekolohichno chystoho moloka* [The influence of the drug premix and «T» for a cleaner milk]. *Visnyk Sumskoho derzhavnogo ahrarnoho universytetu: nauk.-metod. zhurnal. Seriia «Tvarynnytstvo»* [Bulletin of Sumy State Agrarian University, scientific-method. Magazine. The series «Animal»]. Iss. 6. Pp. 471–474 (in Ukrainian).
8. Ovsyannikov A.I. (1976). *Osnovy opytnogo dela v zhivotnovodstve* [Basics of experimental work in animal]. Moscow: Kolos Publ., 304 p. (in Russian).

ШЛЯХИ РЕАБІЛІТАЦІЇ РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЙ ЗА ВИРОЩУВАННЯ ЕНЕРГЕТИЧНИХ ФІТОКУЛЬТУР

О.В. Скидан

Житомирський національний агроекологічний університет

Обґрунтовано, що відродження радіоактивно забруднених територій унаслідок аварії на ЧАЕС та їх подальший розвиток можливий за допомогою реалізації заходів, спрямованих на стимулювання їх економічно активної діяльності. Проведені дослідження та накопичений досвід засвідчили, що найперспективнішим напрямом розвитку постраждалих регіонів є реалізація на цих територіях проектів з виробництва та переробки енергетичних культур, що також сприятиме розвитку і їх економічного потенціалу.

Ключові слова: радіоактивне забруднення, енергетичні культури, стратегія, інновації.

Зона радіоактивного забруднення є частиною території, землі якої виведено з господарського обігу. Поряд із тим ця територія залишається місцем проживання значної кількості людей і є осередком національних, духовних та культурних цінностей. В умовах необхідності відродження територій, постраждалих унаслідок аварії на Чорнобильській АЕС, існує гостра необхідність максимальної активізації роботи у напрямі сприяння їх соціально-економічній стабілізації.

МАТЕРІЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Теоретичну базу дослідження становлять чинні законодавчі і нормативно-правові акти, що регулюють питання відновлення радіоактивно забруднених територій, розвитку сфери енергоефективності та інноваційної діяльності. Методологічною основою дослідження є системно-синергетичний підхід до обґрунтування перспектив відновлення та подальшого сталого розвитку цих територій.

РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Завдання щодо переходу радіоактивно забруднених територій на шлях сталого соціально-економічного розвитку передбачає необхідність розроблення відповідної комплексної регіональної програми. Вказана програма має бути зосереджена на ре-

алізації заходів, що у найближчій перспективі зможуть забезпечити можливість на забруднених територіях сформувати економічний потенціал, який стане основою для їх подальшого розвитку. Це завдання може бути виконано за допомогою реалізації інноваційних проектів, спрямованих на розвиток постраждалих територій. Серед них найперспективнішими є проекти щодо вирощування і переробки енергетичних культур.

Правильність цієї позиції підтверджується положеннями Концепції реалізації державної політики у сфері розвитку діяльності в деяких зонах радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи, затвердженої розпорядженням Кабінету Міністрів України від 18 липня 2012 р. за № 535-р. Концепцією передбачено необхідність реалізації екологічних та природоохоронних проектів, вирощування енергетичних культур та розміщення виробництва з їх перероблення; реабілітації земель зони відчуження із застосуванням методів фіксації радіонуклідів на місцевості; проведення наукових досліджень щодо радіаційного моніторингу довкілля, довгострокового прогнозування і оцінювання ризиків від міграції радіонуклідів у природних і техногенних екосистемах зони забруднення; аналізу можливих напрямів реабілітаційної діяльності на території зони відчуження з урахуванням ра-

діаційних чинників, екологічного, фіто- та зоосанітарного стану, стану рослинного покриву тощо.

На виконання вказаної Концепції науковцями Житомирського національного агроекологічного університету розроблено проект Стратегії відродження радіоактивно забруднених територій на основі впровадження інноваційних технологій вирощування і переробки енергетичних культур (міскантус — *Miscanthus spp.*, верба енергетична — *Salix spp.*, ріпак — *Brassica napus L.* тощо).

Метою Стратегії є сприяння соціально-економічному відродженню радіаційно забруднених земель на основі впровадження ефективних еколого-економічних технологій вирощування та переробки енергетичних культур. До таких завдань належать:

- моніторинг радіоактивно забруднених ґрунтів для визначення показників найефективнішого їх використання;
- оцінка ступеня придатності ґрунту для ведення безпечного сільськогосподарського виробництва;
- підбір енергетичних культур, найпридатніших до умов радіоактивного забруднення територій;
- розробка технологій вирощування енергетичних культур;
- економічне обґрунтування доцільності впровадження цих технологій на радіоактивно забруднених територіях;
- оцінка найефективніших шляхів переробки та реалізації вирощеної продукції.

Основними завданнями, що заплановано виконати в рамках реалізації Стратегії, є покращення властивостей ґрунту, зокрема зниження радіоактивного забруднення та підвищення його родючості; удосконалення існуючих технологій вирощування енергетичних сільськогосподарських культур; отримання екологічно безпечної продукції на радіоактивно забруднених територіях; підвищення показників рентабельності вирощуваної продукції завдяки впровадженню ефективних, науково обґрунтованих технологій; забезпечення інформаційної бази та розроблення перспективних бізнес-планів для залучення в регіон інвестицій;

оптимізація показників екологічного стану регіону та підвищення інвестиційної привабливості; підвищення рівня зайнятості та доходів населення на території району завдяки його залученню у процеси виробництва та переробки енергетичних культур.

Реалізація поставленої мети і завдань здійснюватиметься у чотири етапи: підготовчий, перехідний, основний і завершальний.

Підготовчий етап (0,5–1 рік):

- моніторинг ґрунтів (згідно з існуючими картографіями, під час проведення додаткових обстежень визначити та згрупувати ґрунти залежно від доцільності та можливості їх використання);
- підбір культур та сортів (залежно від результатів моніторингу з визначення найбільш еколого-економічно привабливих культур);

• розробка технологій (адапування технологій вирощування сільськогосподарських культур, обробітку ґрунту, сортових особливостей);

• економічне обґрунтування (визначення рентабельності та конкурентоспроможності отриманої продукції в регіоні та за його межами);

• оцінка можливостей переробки та реалізації вирощеної продукції (визначення потужностей існуючих та перспективних підприємств, здатних переробляти та реалізовувати отриману продукцію з урахуванням певних технологічних можливостей).

Перехідний етап (2–3 роки):

• розробка теоретично можливого потенціалу обраної ділянки (закладка маточних насаджень);

• організаційно-господарські заходи (оцінка економічної доцільності та ефективності вирощування різних енергетичних культур).

Основний етап (починаючи з 3–4 року):

• повний перехід до освоєння всієї площі.

Завершальний етап:

• створення інфраструктури, яка повністю забезпечить переробку та реалізацію вирощеної продукції.

Для реалізації стратегічних завдань рішенням сесії Житомирської обласної ради від 16 серпня 2012 р. за № 628 до Регіональної програми підвищення енергоефективності на 2010–2014 рр. було включено такі заходи: «Вирощування енергетичних рослин» та «Упровадження виробництва біопалива (біогаз, біодизель)». Вжиття цих заходів передбачалося на території радіоактивного забрудненого Народицького р-ну з їх фінансуванням із обласного бюджету у сумі 500 тис. грн. Проте дефіцит обласного бюджету та відсутність фінансування передбачених заходів унеможливили їх реалізацію.

Передбачається, що координація процесу реалізації Стратегії відродження радіоактивно забруднених територій на основі впровадження інноваційних технологій вирощування і переробки енергетичних культур здійснюватиметься на базі ЖНАЕУ. Університет є єдиним у державі науково-навчальним центром з реабілітації сільськогосподарських угідь (300 тис. га, або 25% території області), забруднених унаслідок аварії на ЧАЕС. Навчальний заклад має відповідний досвід щодо реалізації заходів, передбачених Стратегією. Так, на території Народицького р-ну впродовж 2007–2012 рр. за сприяння неурядової асоціації «Чорнобиль-Тюбу» (Японія) вже було реалізовано науково-виробничий проект «Ріпак для відродження Народицького району». Основною метою проекту було відродження радіоактивно забруднених територій Народицького р-ну шляхом вирощування сільськогосподарських культур на технічні цілі. У цьому аспекті вивчалася ефективність вирощування ріпаку як способу фітореабілітації радіоактивно забруднених ґрунтів і сировини для отримання біопалива (біодизель, біогаз). Досвід вирощування енергетичних культур на радіоактивно забруднених територіях засвідчив, що ці культури сприяють відродженню деградованих ґрунтів, поліпшенню якості землі, зменшенню переходу радіонуклідів із ґрунту в продукцію.

Наразі можливість ефективної реалізації Стратегії стримується низкою чинників,

зокрема неналежним матеріально-технічним забезпеченням та відсутністю лабораторії, на базі якої забезпечуватиметься проведення відповідних наукових досліджень та розробка практичних проектів з проблематики виробництва енергоносіїв з відновлюваних джерел енергії та альтернативних видів палива, у т.ч. на радіоактивно забруднених територіях.

З метою активізації діяльності щодо виконання поставлених завдань на базі ЖНАЕУ створено Поліський центр еколого-енергетичних технологій. Основними завданнями цієї установи, зокрема, є організація наукових досліджень та реалізація інноваційних проектів з проблематики енергоефективності і розвитку сфери виробництва енергоносіїв з відновлюваних джерел енергії та альтернативних видів палива; створення системи моніторингу виробництва енергоносіїв з відновлюваних джерел енергії та альтернативних видів палива на території Полісся; проведення досліджень потенціалу території Полісся щодо розміщення об'єктів відновлюваної енергетики; обґрунтування екологічно безпечних технологій вирощування енергетичних культур та розміщення виробництва з їх перероблення, зокрема в зоні радіоактивного забруднення. Центр також займається питаннями радіаційного моніторингу довкілля, довгострокового прогнозування і оцінки ризиків від міграції радіонуклідів у природних і техногенних екосистемах зони радіоактивного забруднення за повернення їх у господарське використання.

Діяльність Поліського центру еколого-енергетичних технологій сприяє активізації роботи з формування енергетичної безпеки регіону та забезпечує реалізацію низки положень згаданої вище Концепції (2012), Регіональної програми підвищення енергоефективності, а також Державної цільової економічної програми енергоефективності і розвитку сфери виробництва енергоносіїв з відновлюваних джерел енергії та альтернативних видів палива на 2010–2015 рр., зокрема щодо розвитку сфери виробництва енергоносіїв з відновлюваних джерел енергії та альтернативних видів палива,

оптимізації структури енергетичного балансу держави шляхом заміщення традиційних видів палива, у т.ч. природного газу, іншими видами енергоносіїв, насамперед отриманих з відновлюваних джерел енергії та альтернативних видів палива.

Крім того, діяльність Центру сприяє реалізації Державної цільової економічної програми «Створення в Україні інноваційної інфраструктури», затвердженої Постановою Кабінету Міністрів України від 14 травня 2008 р. за № 447 та Закону України «Про пріоритетні напрями інноваційної діяльності в Україні», яким, зокрема, передбачено, що стратегічними пріоритетними напрямками інноваційної діяльності на 2011–2021 рр. є впровадження енергоефективних ресурсозберігаючих технологій та широке застосування технологій безпечного виробництва і охорони навколишнього природного середовища.

У рамках Центру створено робочу групу з числа науково-педагогічних працівників ЖНАЕУ, наукові дослідження яких переплітаються з проблематикою розвитку альтернативної енергетики. Робоча група займається реалізацією пріоритетних напрямів наукових досліджень в університеті, що обумовлено вирішенням питань енергоефективності та енергозбереження, відновлюваної енергетики та використання альтернативних видів палива, а також розробкою заходів, спрямованих на відродження територій регіону, постраждалих унаслідок аварії на Чорнобильській АЕС, на основі інноваційних проєктів з вирощування та переробки енергетичних культур.

ВИСНОВКИ

Започаткування масштабного проєкту з виробництва та переробки енергетичних культур (міскантус, енергетична верба, ріпак, сорго тощо) на території радіаційно забруднених територій може забезпечити досягнення комплексу економічних, соціальних та екологічних цілей та на цій основі, сприяти переходу радіоактивно забруднених територій на шлях сталого соціально-економічного розвитку.

Крім того, цей проєкт стане основою для започаткування широкомасштабної роботи з формування енергетичної незалежності регіону.

Завдяки реалізації Стратегії буде розроблено механізм створення високопродуктивної агроекологічної системи на радіоактивно забруднених територіях Житомирського Полісся, що базуватиметься на ефективному використанні природних ґрунтово-кліматичних і агроекологічних умов та відповідатиме існуючим міжнародним стандартам.

Очікуваним результатом проєкту стане ефективна модель відродження радіоактивно забруднених територій на основі організації виробництва та переробки енергетичних культур.

Впровадження Стратегії забезпечить вирішення питань щодо реабілітації забруднених територій, забезпечення ефективного ведення сільськогосподарського виробництва, покращення показників якості ґрунту, сприятиме перегляду підходів до радіоактивно забруднених територій як неперспективних.

НАКОПИЧЕННЯ ^{137}Cs В УРОЖАЇ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ КУЛЬТУР ЗАЛЕЖНО ВІД ВПЛИВУ АГРОХІМІЧНИХ ЧИННИКІВ

О.В. Ступенко, П.І. Витриховський, В.В. Гірник

ННЦ «Інститут землеробства НААН»

Узагальнено результати багаторічних досліджень впливу систем удобрення та хімічної меліорації на перехід ^{137}Cs в урожай сільськогосподарських культур. Вивчено вплив дефіциту для рослин таких важливих елементів живлення, як магній та сірка, що забезпечують азотний, фосфорний та вуглеводний обмін в організмі рослин і визначають формування врожаю та його якості; вапнування та рівня забезпечення ґрунту фосфором і калієм, доз азотних добрив, внесених під час підживлення, на накопичення в них радіонуклідів.

Ключові слова: агрохімічні чинники, перехід ^{137}Cs , радіонукліди, питома активність, радіоактивно забруднений, сільськогосподарські угіддя.

До Чорнобильської катастрофи північна частина Київської обл. мала рівень забруднення ґрунту ^{137}Cs у межах 0,1–1,0 кБк/м² і ^{90}Sr – 0,04. Забруднення цими радіонуклідами деяких видів сільськогосподарської продукції становило відповідно: для овочів 0,4 і 3 Бк/кг, для зерна 0,1 і 5, для грибів 0,4 і 0,9 Бк/кг [1, 2]. Унаслідок Чорнобильської катастрофи територія України з рівнем забруднення радіонуклідами понад 1 Кі/км² становила 50000 км² (5 млн га), а з рівнями у межах 5–15 Кі/км² – 3250 км² (325000 га) [3]. Тільки у Київській обл. [4] радіонуклідами було забруднено 1,53 млн га сільськогосподарських угідь, з яких близько 60 тис. га були тимчасово виведені з господарського використання. Станом на січень 2004 р. у більш ніж 400 населених пунктах, розташованих у зоні Полісся, вироблена продукція мала вміст радіонуклідів, що перевищував допустимий рівень чинних на той час нормативів (НРБУ-97).

Так, за підрахунками через 60 років після аварії на ЧАЕС (у 2046 р.) площа забруднених ^{137}Cs земель буде становити 10% від усієї радіоактивно забрудненої території у 1986 р. [5]. Навіть через тривалий період після аварії радіоекологічна ситуація на забруднених територіях залишатиметься непростю, про що свідчать

численні результати досліджень [5], згідно з якими потужність експозиційної дози від випромінювання ^{137}Cs досягне доаварійного рівня лише через 65 років.

Радіоекологічна ситуація на кожній окремо взятій території змінюється під дією як природних, так і антропогенних чинників, і ці зміни можуть бути істотними. Вклад вторинного забруднення тільки внаслідок перенесення вітром часток ґрунту варіює в межах 4,0–16,3% [6].

Серед найголовніших завдань з подолання наслідків аварії на ЧАЕС є зниження доз внутрішнього опромінення населення, яке проживає на забруднених територіях, завдяки виробництву безпечної сільськогосподарської продукції. На практиці доведено, що головним напрямом у досягненні цього є підвищення рівня культури землеробства, а отже і продуктивності агроценозів та покращення якісних показників вирощеного врожаю [7–9].

Мета роботи – вивчення впливу вапнування та рівня забезпечення ґрунту фосфором і калієм, доз азотних добрив, внесених як підживлення, на накопичення в зелених кормах та сіні радіонуклідів.

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

У процесі роботи використовували польовий та лабораторний методи досліджень. Обліки, спостереження, відбори проб

грунту і рослин проводили відповідно до затвердженої робочої програми досліджень за загальноприйнятими методиками.

Польові дослідження з вивчення впливу агрохімічних та агротехнічних чинників на перехід ¹³⁷Cs з ґрунту в рослини проводили впродовж 1988–2006 рр. на виведених з обробітку землях с. Пухів Поліського р-ну Київської обл., що характеризуються дерново-підзолистим супіщаним ґрунтом зі щільністю забруднення ¹³⁷Cs у межах 370–444 кБк/м² (10–12 Кі/км²). Кислотність однієї з двох дослідних ділянок (рН) – 5,4–5,7, а іншої (після вапнування) – 6,7–7,1, вміст рухомого фосфору за Кірсановим – 77–81 мг/кг, обмінного калію – 46–61 мг/кг ґрунту, щільність забруднення ¹³⁷Cs – 407–444 кБк/м². У досліді шляхом внесення розрахункових доз добрив сформовано середній – 100 мг/кг, підвищений – 150 та високий – 200 мг/кг рівні забезпеченості ґрунту фосфором і калієм окремо та у поєднанні з азотом у дозах 60 та 90 кг/га.

Було вивчено 13 варіантів удобрення у трьох повтореннях на двох фонах кислотності ґрунту, облікова площа кожної ділянки –

10 м², загальна – 16 м². Висівали сільськогосподарські культури, що відносяться до критичних за рівнем накопичення радіонукліда. Питому активність ¹³⁷Cs у пробах визначали на гамма-спектрометрі АМА-03-Ф4 зі сцинтиляційним детектором, похибка вимірювань становить ±15%.

РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Показники обліку врожаю сіна сумішки багаторічних злакових трав (табл. 1) засвідчили, що з трьох макроелементів у першому мінімумі перебував азот.

Найвищі врожаї сіна сумішки злакових трав у досліді одержували у варіантах з внесенням 60 і 90 кг/га азоту за підживлення навесні на фоні середнього, підвищеного та високого забезпечення ґрунту рухомими формами фосфору і калію. На ґрунті без проведення вапнування, але за внесення 60 кг азоту, врожайність сіна була в межах 34,5–37,7 ц/га, а за внесення 90 кг азоту – 44,3–51,3 ц/га.

На провапнованому ґрунті врожайність сіна за внесення 60 кг азоту варіювала у межах 35,5–39,5 ц/га, а за внесення 90 кг азоту – 49,7–56,4 ц/га.

Таблиця 1

Урожайність сіна сумішки багаторічних злакових трав, вирощених на радіоактивно забруднених дерново-підзолистих супіщаних ґрунтах у 1988–2006 рр., ц/га

Варіант	Урожайність, ц/га					
	не вапнований ґрунт			провапнований ґрунт		
	1-й укіс	2-й укіс	разом за два укоси	1-й укіс	2-й укіс	разом за два укоси
Без добрив	11,2	9,2	20,4	9,4	8,9	18,3
K ₁₀	11,3	9,7	21,0	10,8	9,2	20,0
K ₁₅	10,8	9,5	20,3	10,5	9,5	20,0
K ₂₀	10,1	9,9	20,0	10,7	9,4	20,4
P ₁₀	12,4	10,7	23,1	11,5	11,3	22,8
P ₁₅	13,5	10,6	24,1	12,7	11,8	24,5
P ₂₀	13,6	11,0	24,6	13,0	11,4	24,4
P ₁₀ K ₁₀ + N ₆₀	19,9	14,6	34,5	16,9	18,6	35,5
P ₁₅ K ₁₅ + N ₆₀	21,0	15,2	36,2	17,3	19,9	37,2
P ₂₀ K ₂₀ + N ₆₀	21,7	16,0	37,7	17,8	21,7	39,5
P ₁₀ K ₁₀ + N ₉₀	24,5	19,8	44,3	25,3	24,4	49,7
P ₁₅ K ₁₅ + N ₉₀	25,7	21,5	47,2	25,9	26,1	52,0
P ₂₀ K ₂₀ + N ₉₀	29,1	22,2	51,3	27,0	29,4	56,4

Питома активність одержаного в досліді врожаю сіна (табл. 2) була істотно нижчою порівняно з попередніми роками досліджень, що зумовлено процесами авто-реабілітації та впливу чинників, розглянутих у досліді.

Одержане у всіх варіантах сіно за рівнем забруднення ¹³⁷Cs було придатним для годівлі ВРХ без обмежень. Найсильнішим чинником впливу на зниження рівня питомої активності одержаного врожаю було визнано умови мінерального живлення рослин. На фоні без застосування вапнування, за досягнення середнього рівня забезпечення ґрунту рухомими формами калію, порівняно з контролем без добрив спостерігалось зниження забруднення сіна в 1,8 раза, а за підвищеного та високого рівнів — відповідно в 2,4 і 3,1 раза. На провапнованому фоні кратність зниження забруднення врожаю від досягнення середнього, підвищеного та високого рівнів забезпечення ґрунту калієм порівняно з контролем (без добрив) була дещо нижчою, що становить відповідно 1,4, 1,8 і 2,3 раза.

Оптимізація забезпечення ґрунту рухомими сполуками фосфору і калію одночасно сприяла незначному підвищенню врожайності сіна як без застосування вапнування, так і на провапнованому фоні, однак в останньому варіанті ця тенденція проявлялась чіткіше.

Внесення азотних добрив у дозах 60 і 90 кг/га як підживлення на фоні середнього, підвищеного та високого рівнів забезпечення рухомими сполуками фосфору і калію не сприяло зростанню питомої активності ¹³⁷Cs у врожаї сіна порівняно з контролем (без добрив).

Умови мінерального живлення рослин впливають не тільки на продуктивність сільськогосподарських культур, але і на якість одержаного врожаю, зокрема на рівень його радіоактивного забруднення. Так, внесення збалансованих доз макро- і мікроелементів сприяє зростанню продуктивності культур, і зрештою, зменшенню питомої активності ¹³⁷Cs в їх урожаї (табл. 1–3).

На сьогодні в Україні ще недостатньо вивчено вплив таких важливих елементів

Таблиця 2

Питома активність сумішки багаторічних злакових трав, вирощених на радіоактивно забруднених дерново-підзолистих супіщаних ґрунтах у 1988–2006 рр., Бк/кг

Варіант	1-й укіс		2-й укіс		Середнє	
	Ґрунт					
	не вапнований	провапнований	не вапнований	провапнований	не вапнований	провапнований
Без добрив	367	286	246	105	307	196
K ₁₀	166	197	220	161	193	179
K ₁₅	136	117	146	129	141	123
K ₂₀	89	81	109	93	99	87
P ₁₀	310	226	188	124	249	175
P ₁₅	280	264	224	159	252	212
P ₂₀	224	215	201	189	213	202
P ₁₀ K ₁₀ + N ₆₀	189	86	172	110	181	98
P ₁₅ K ₁₅ + N ₆₀	154	88	130	94	142	91
P ₂₀ K ₂₀ + N ₆₀	147	39	160	84	154	62
P ₁₀ K ₁₀ + N ₉₀	106	54	252	182	179	118
P ₁₅ K ₁₅ + N ₉₀	103	101	189	162	146	132
P ₂₀ K ₂₀ + N ₉₀	74	49	184	147	129	98

Таблиця 3

Урожайність та питома активність льону та люпину вузьколистого, вирощеного на радіоактивно забруднених дерново-підзолистих супіщаних ґрунтах у 1988–2006 рр.

№ варіанта	Варіант	Урожайність льону, ц/га		Питома активність ¹³⁷ Cs в урожаї льону, Бк/кг		Урожайність люпину вузьколистого, ц/га			Питома активність ¹³⁷ Cs в урожаї люпину вузьколистого, Бк/кг		
		Соломка	Насіння	Соломка	Насіння	Зелена маса	Зерно	Солома	Зелена маса	Зерно	Солома
1	Без добрив	38	3,8	17	<10	78	18,0	23,0	765	510	441
2	N ₆₀ P ₉₀ K ₁₂₀	53	6,6	16	–	460	23,2	30,6	448	153	302
3	N ₆₀ P ₉₀ K ₁₂₀ + Mg ₁₀	52	6,8	22	–	168	23,6	31,9	345	224	234
4	N ₆₀ P ₉₀ K ₁₂₀ + S ₁₀	61	6,5	21	–	200	25,6	34,8	240	146	310
5	N ₆₀ P ₉₀ K ₁₂₀ + Mg ₁₀ S ₁₀	59	6,9	14	–	228	27,2	38,4	347	217	145
6	N ₆₀ P ₉₀ K ₁₂₀ + Mg ₂₀ S ₂₀	62	6,9	14	–	256	28,0	38,9	327	87	244
7	Екоплант, 2 ц/га	40	3,1	21	–	104	22,8	32,4	842	149	261
8	Екоплант, 2 ц/га + N ₆₀ P ₉₀	52	6,5	14	–	132	26,0	36,0	444	134	122
НІР ₀₅ , ц/га		–	–	–	–	12,8	1,9	2,7	–	–	–

живлення, як магній та сірка, що беруть участь в азотному, фосфорному та вуглеводному кругообігу в організмі рослин, на безпосереднє формування врожаю та його якості. Щоб з'ясувати вплив магнію та сірки на врожайність культур у ланці сівозміни та питому активність радіонуклідів у певних частинах їх продукції, вирощували льон-довгунець та люпин вузьколистий.

Обліки врожаю соломки льону (табл. 3) засвідчили, що внесені добрива мали істотний вплив на врожайність як соломки, так і насіння льону. Найвищу врожайність соломки в досліді (59–62 ц/га) було одержано за внесення N₆₀P₉₀K₁₂₀ та додатково – магнію і сірки у формі сульфатів у дозах 10 і 20 кг/га. Приріст урожаю порівняно з внесенням лише азоту, фосфору і калію становив 0,6–0,9 ц/га, а порівняно з контролем без добрив – 10,1–24,0 ц/га. Відповідно і урожайність насіння в цих варіантах була найвищою, хоча вплив внесення магнію та сірки проявлявся дещо слабкіше.

Вивчення дії комплексного безазотного добрива Екоплант свідчить, що за внесення

його в дозі 2 ц/га врожайність соломки льону була на рівні контролю без добрив, і лише за додаткового внесення N₆₀P₈₀ урожайність як соломки, так і насіння льону була на рівні варіанта з внесенням рекомендованої дози мінеральних добрив.

Питома активність ¹³⁷Cs в урожаї льону була невисокою і становила 14–22 Бк/кг соломки, а питома активність насіння не перевищувала 10 Бк/кг.

Отже, вміст ¹³⁷Cs в урожаї льону, що надходить в рослину кореневим шляхом, не може слугувати перешкодою для відновлення вирощування цієї культури в зоні Полісся на дерново-підзолистих супіщаних ґрунтах із щільністю забруднення їх радіонуклідом у межах 370–444 кБк/м².

Вирощування за цією схемою удобрення люпину вузьколистого засвідчило, що внесені добрива впливали як на врожайність люпину вузьколистого, так і на питому активність ¹³⁷Cs в урожаї культури.

Найвищу врожайність зеленої маси люпину на початок фази цвітіння (256 ц/га)

було зафіксовано у варіанті з внесенням $N_{60}P_{90}K_{120}$ та додаванням $Mg_{20}S_{20}$. Збільшення цього показника порівняно з внесенням лише $N_{60}P_{90}K_{120}$ становив 96 ц/га. Внесення сірки виявилось ефективнішим, ніж внесення магнію. Аналогічні тенденції спостерігалися і щодо врожайності зерна та соломи люпину вузьколистого.

Визначення питомої активності ^{137}Cs в урожаї люпину вузьколистого, як і інших його видів, свідчить, що культурі властиво підвищене накопичення радіонуклідів.

Вивчення показників питомої активності ^{137}Cs у зеленій масі люпину за використання варіантів удобрення 1–3, 7, 8 (табл. 3) свідчить про непридатність продукції для годівлі тварин.

Рівень питомої активності зерна люпину в усіх варіантах істотно перевищував допустимі санітарні норми (ДР-2006) – 50 Бк/кг.

Тому на дерново-підзолисто-му супіщаному ґрунті зі щільністю забруднення понад 370 кБк/км² люпин вузьколистий можна вирощувати на насіння або використовувати як сидерат.

ВИСНОВКИ

Результати проведених досліджень на виведених з сільськогосподарського використання землях Київського Полісся свідчать, що внаслідок припинення внесення органічних та сирих мінеральних добрив (каїніти, сільвініти) рослини можуть відчувати слабкий дефіцит магнію та сірки. Їх внесення сприятиме підвищенню врожайності культур, а отже і зменшенню питомої активності ^{137}Cs в урожаї.

Вимірювання питомої активності ^{137}Cs у певних складових врожаю льону, люпину вузьколистого і сіна сумішки багаторічних злакових трав свідчить, що за використання сучасних технологій вирощування на радіоактивно забруднених дерново-підзолистих супіщаних ґрунтах зі щільністю забруднення 370–444 кБк/м² можна одержувати врожай цих культур, що відповідає санітарно-гігієнічним нормативам (ДР-2006). Зелену масу та сіно сумішки багаторічних злакових трав можна використовувати як корм для тварин, а люпин вузьколистий як зелене добриво та вести його насінництво.

ЛІТЕРАТУРА

1. 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.
2. Радіаційний стан зони відчуження / В.В. Деревець, Ю.П. Іванов, С.В. Казаков та ін. // Бюл. зони відчуження. – 1999. – № 13. – С. 9–19.
3. Чорнобильська катастрофа / За ред. В.Г. Барягара. – К.: Наукова думка. – 1996. – 576 с.
4. Радіаційна ситуація на сільськогосподарських угіддях Київської області та заходи щодо зниження негативної дії наслідків Чорнобильської катастрофи: Методичні рекомендації / За ред. П.П. Надточія. – К., 2000. – 94 с.
5. Герменчук М.Г. Динамика радиационной обстановки: анализ и прогноз по результатам многолетнего мониторинга на территории республики Беларусь / М.Г. Герменчук // Третий з'їзд з радіаційних досліджень (Київ, 21–23 травня 2003 р.). – К., 2003. – С. 285.
6. Архипова Т.С. Оценка эффективности различных агротехнических мероприятий по снижению перехода ^{137}Cs в травостой пастбищ / Т.С. Архипова, Т.Б. Усачева // I Всесоюзный радиобиологический съезд. – Пушино, 1989. – Т. 2. – С. 409.
7. Досвід подолання наслідків Чорнобильської катастрофи (сільське та лісове господарство) / П.П. Надточій, А.С. Малиновський, А.О. Можар та ін. – К.: Світ, 2003. – С. 37.
8. Сайко В.Ф. Землеробство на радіоактивно забруднених землях / В.Ф. Сайко, П.І. Витриховський, О.В. Ступенко // Вісник аграрної науки. – 2011. – № 4. – С. 56–59.
9. Фурдичко О.І. Якість і безпечність сільськогосподарської продукції в контексті продовольчої безпеки України / О.І. Фурдичко, О.С. Дем'янюк // Агроекологічний журнал. – 2014. – № 1. – С. 7–12.

REFERENCES

1. Dutov O.I. Landin V.P., Melnychuk A.O., Hrynyk O.I. (2015). *Radiatsiino-ekolohichni aspekty vykorystannia zabrudnennykh zemel u viddalenyi period pislia avarii na Chornobylskii AES* [Radiation and environmental aspects of contaminated land in the remote period after the accident at the Chernobyl

- nuclear power plant]. *Ahroekologichnyi zhurnal* [Agroecology journal]. No. 1, pp. 115–120 (in Ukrainian).
2. Derevets V.V., Ivanov Yu.P., Kazakov S.V., Marchenko V.I., Doroshenko L.A. (1999). *Radiatsiyni stan zony vidchuzhennia* [Radiation Exclusion Zone]. *Biul. zony vidchuzhennia* [Bul. exclusion zone]. No. 13, pp. 9–19 (in Ukrainian).
 3. Bariakhtar V.H. (1996). *Chornobylska katastrofa* [The Chernobyl disaster]. Kyiv: Naukova dumka Publ., 576 p. (in Ukrainian).
 4. Nadtochii P.P. (2000). *Radiatsiina sytuatsiia na silskohospodarskykh uhiddiakh Kyivskoi oblasti ta zakhody shchodo znyzhennia nehatychnoi dii naslidkiv Chornobylskoi katastrofy: Metodichni rekomendatsii* [The radiation situation in agricultural land in Kyiv region and measures to reduce the negative impact of the consequences of the Chernobyl disaster: Guidelines]. Kyiv, 94 p. (in Ukrainian).
 5. Germenchuk M.G. (2003). *Dinamika radiatsionnoy obstanovki: analiz i prognos po rezultatam mnogoletnego monitoringa na territorii respubliki Belarus* [The dynamics of the radiation situation analysis and forecast on the results of long-term monitoring in the republic of Belarus]. *Tretiy zizd z radiatsiynikh doslidzen, Kyiv, 21–23 travnya 2003 r.* [Third Congress of Radiation Research, Kyiv, 21–23 May 2003]. Pp. 285 (in Ukrainian).
 6. Arkhipova T.S., Usacheva T.B. (1989). *Otsenka effektivnosti razlichnykh agrotekhnicheskikh meropriyatiy po snizheniyu perekhoda ¹³⁷Cs v travostoy pastbishch* [Evaluating the effectiveness of various technical measures to reduce the transition of ¹³⁷Cs in the pasture sward]. *I Vsesoyuznyy radiobiologicheskii sezd* [I radiobiological Union Congress]. Pushchino. Vol. 2, p. 409 (in Russian).
 7. Nadtochii P.P., Malynovskiy A.S., Mozhar A.O. (2003). *Dosvid podolannia naslidkiv Chornobylskoi katastrofy (silse ta lisove hospodarstvo)* [Experience of Chernobyl (agriculture and forestry)]. Kyiv: Svit Publ., p. 37 (in Ukrainian).
 8. Saiko V.F., Vytrykhovskiy P.I., Stupenko O.V. (2011). *Zemlerobstvo na radioaktyvno zabrudnenykh zemliakh* [Agriculture in contaminated land]. *Visnyk ahramoi nauky* [Bulletin of Agricultural Science]. No. 4, pp. 56–59 (in Ukrainian).
 9. Furdychko O.I., Demianiuk O.S. (2014). *Yakist i bezpechnist silskohospodarskoi produktsii v konteksti prodovolchoi bezpeky Ukrainy* [The quality and safety of agricultural products in the context of food security of Ukraine]. *Ahroekologichnyi zhurnal* [Agroecology journal]. No. 1, pp. 7–12 (in Ukrainian).

УДК 616.181.351:519.677

РАДІОЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ СЕЛІТЕБНИХ ТЕРИТОРІЙ У РЕГІОНІ УКРАЇНСЬКОГО ПОЛІССЯ

Г.М. Чоботько

Інститут агроекології і природокористування НААН

Наведено результати аналізу та встановлено закономірності виявлення критичних екосистем і чинників, що визначають дозове навантаження на населення території Українського Полісся, забрудненої радіонуклідами внаслідок аварії на ЧАЕС.

Ключові слова: радіоекологічний моніторинг, критичні екосистеми, радіонукліди, трофічні ланцюги, щільність радіоактивного забруднення.

Наслідки Чорнобильської катастрофи ліквідовуються вже 30 років, проте і досі продовжується осмислення й узагальнення одержаних результатів. Радіоактивний слід від аварії на ЧАЕС формувався в складних умовах і тому важко піддавався коректному математичному моделюванню. Викид радіоактивних речовин відбувався впродовж тривалого часу з різних частин

активної зони реактора, з різним ступенем вигорання палива і, зрештою, із різним радіонуклідним складом. Фізико-хімічні властивості радіонуклідів, що потрапили в атмосферу, змінювалися залежно від часу викиду. Метеорологічні умови, що також змінювалися впродовж часу, зумовили складність і неоднорідність радіоактивного забруднення території як за рівнем забруднення, так і за радіонуклідним складом.

© Г.М. Чоботько, 2016

Усе це, загалом, ускладнило роботу щодо оцінювання радіоактивного забруднення території.

Головним завданням радіоекологічного моніторингу селітебних територій у регіоні Українського Полісся є виявлення критичних екосистем, що є джерелами надходження радіонуклідів у організм людини. І нині, і в найближчі десятиліття формування дозових навантажень на населення визначається сільськогосподарською сферою виробництва. Основними радіонуклідами, що зумовлюють радіаційну ситуацію на забруднених агроекосистемах, нині є ^{137}Cs і ^{90}Sr . Надходження їх в організм людини з продуктами харчування відбувається, переважно, внаслідок переходу з ґрунту в рослини, а потім у продукцію тваринництва [1].

Проведені нами дослідження засвідчили, що тільки системне вивчення руху радіонуклідів трофічним ланцюгом «ґрунт – людина» дає змогу вивчати проблему критичних екосистем, що визначають дозові навантаження для населення регіону [2]. Під критичністю екосистеми ми розуміємо такі її параметри, що можуть бути мимоволі або під впливом зовнішніх чинників змінені, і зміна яких може помітно підвищити дозу опромінення для мешканців певного регіону [3].

Рівень критичності екосистем визначається низкою ознак, серед яких:

- рівень радіонуклідного забруднення – формування забруднених радіонуклідами кормів та продуктів харчування;
- коефіцієнт переходу в системі «ґрунт – кормові рослини (або лісові продукти)»;
- критичність пасовищ і сіножатей – рівень забруднення сіна, а також молока та м'яса, отриманого від худоби, яка споживає корми з цих угідь;
- критичність лісових екосистем – перевищення встановлених допустимих рівнів умісту радіонуклідів у лісових продуктах;
- інтегральний показник критичності екосистем – дозові навантаження для населення.

Слід наголосити, що під час аналізу радіонуклідного забруднення екосистеми її

критичність розглядається в радіоекологічному розумінні, тобто залежно від особливостей міграції радіонуклідів у конкретній екосистемі, рівень радіонуклідного забруднення окремих ланок якої може перевищувати допустимі норми. Це може статися за перевищення допустимих рівнів умісту радіонуклідів у сні, траві, овочах, молоці, м'ясі, лісових грибах і ягодах. Оскільки досліджувані нами екосистеми розглянуто через призму їх антропоцентричності, то контрольним елементом у цій екосистемі є людина, а саме – вміст радіонуклідів у людському організмі і доза, яку вона отримує внаслідок внутрішнього й зовнішнього опромінення.

Основними ознаками наявності критичних екосистем є:

- високий рівень доз внутрішнього опромінення за даними дозиметричної паспортизації та високий вміст ^{137}Cs в організмі людини за вимірами лічильника випромінювання людини;
- вміст радіонуклідів ^{137}Cs у сні, молоці, м'ясі із приватних господарств, що систематично перевищує загальнодержавні та місцеві (обласні) контрольні рівні;
- високий рівень просторової неоднорідності радіоактивного забруднення;
- наявність поблизу населених пунктів забруднених радіонуклідами лісів.

Щільність радіоактивного забруднення в лісах у середньому на 25–30% вища, ніж на незалісених територіях, розташованих поряд. У регіональному і глобальному масштабах санітарно-радіологічна роль лісів є незначною, проте на локальному рівні – вона визначальна. Ліси в післяаварійний період міцно утримують значну кількість радіонуклідів, тим самим захищаючи від радіоактивного забруднення поверхневі і ґрунтові води, а також суміжні ландшафти. Лісові екосистеми зберегли і свої санітарно-захисні функції, що проявляються в запобіганні вторинному перенесенню радіонуклідів. Разом з тим неможливо активно вплинути на швидкість реабілітації лісів після радіоактивного забруднення. Домінування процесу автореабілітації лісових ландшафтів зумовлює надзвичайно низькі

темпи процесу їх відновлення, що визначається, переважно, швидкістю фізичного розпаду радіонуклідів.

Формування післяаварійних доз опромінення населення України — це процес, що визначається не тільки безпосередньо масштабами та особливостями викидів, але й комплексом діючих на момент аварії на ЧАЕС та в післяаварійний період природних та соціальних чинників. На цей процес, крім рівнів, масштабів та радіонуклідного складу забруднення, значною мірою впливають:

- *екологічні параметри агроценозів* (тип ґрунту, зволоження), що зумовлюють темпи включення радіонуклідного забруднення в трофічні ланцюги та заглиблення радіонуклідів у ґрунт;

- *соціально-економічні чинники*, що впливають на інформованість населення та масштабність державних контрзаходів (відселення, повне вилучення землі з використання, поліпшення ґрунтів, зміна структури їх використання, вилучення та розподіл забрудненої сільгосппродукції, завіз у забруднені регіони «чистих» продуктів);

- *характер харчування населення* (типовий для забруднених місцевостей);

- *впровадження індивідуальних контрзаходів* (обізнаність людей, організація побуту, бажання та можливість харчуватися безпечними продуктами).

Аналітична система визначення критичних екосистем налічує кілька основних етапів аналізу чинників, що зумовлюють дозові навантаження на населення регіону. Насамперед, це:

- визначення ролі лісів і лісових продуктів у формуванні дозових навантажень для населення;

- визначення внеску, ролі пасовищ і сіножатей у формуванні дозового навантаження для населення регіону через забруднення молока й м'яса;

- визначення фактичного раціону харчування населення, що значною мірою зумовлює величину дозових навантажень;

- встановлення ролі городньої продукції у формуванні дозових навантажень для населення регіону;

- встановлення ролі контрзаходів у формуванні дозових навантажень для населення регіону.

Як свідчать численні радіаційно-екологічні дослідження, лісові екосистеми характеризуються найтривалішими періодами ефективного напівочищення від техногенних радіонуклідів порівняно з іншими ландшафтами, внаслідок чого ліси на довгий час залишаються критичними ландшафтами з погляду надходження радіонуклідів трофічними ланцюгами до людини.

Визначення критичних екосистем і їх питомого внеску у радіаційне навантаження на населення, на прикладі радіоекологічної ситуації на території Українського Полісся, відбувається шляхом аналізу механізму горизонтального переносу радіоактивного забруднення, стимульованого антропогенною діяльністю. Цей механізм обумовлено ландшафтними особливостями території і побутом населення. У процесі господарської діяльності людини відбувається «перенесення» радіоактивності з використовуваних урочищ (сіно – гній) та з лісу (дрова – зола – добрива) на присадибні ділянки. Ці процеси можуть спричинити погіршення радіоекологічної ситуації на присадибних ділянках, тому потребують обліку взаємодії населення з усіма агро-екосистемами, у т.ч. із лісовими та прісноводними.

Аналіз даних щодо забруднення лісової продукції свідчать про потенційне існування критичних урочищ поблизу населених пунктів, наприклад [3]:

- с. Вороневе (Бехівське лісництво, кв. 3, вид. 14) — забруднення сіна становить 3249 Бк/кг;

- с. Делета (Бігунівське лісництво, кв. 7, вид. 2–5) — забруднення сіна становить 8000–9200 Бк/кг;

- с. Селезівка (Бігунівське лісництво, кв. 53, вид. 13, 15) — забруднення сіна становить 11000 Бк/кг;

- с. Червоносілка (Тхоринське лісництво, кв. 9, вид. 1) — забруднення чорниць становить понад 1000 Бк/кг;

- в урочищах Волока і Рудня; брід біля с. Рудня-Повчанська — забруднення сіна

сягає 4300–6000 Бк/кг; у лісах Коростенського й Лугинського районів активність ^{137}Cs у грибах становить 94700 Бк/кг.

Отже, до критичних екосистем районів Полісся належать сільськогосподарські угіддя, що не обробляються, та ті, де не проводяться протирадіаційні заходи, а також деякі лісові масиви з радіоекологічно небезпечними рівнями забруднення.

Експериментальні, польові та соціальні дослідження у зоні радіоактивного забруднення внаслідок аварії на ЧАЕС свідчать про таке: ліс є основним об'єктом уваги й дослідження радіоекологів у майбутньому з метою контролю міграції радіонуклідів у основних його компартментах; вироблена продукція промислових та приватних господарств не повинна використовуватися безконтрольно. Радіонукліди, що випали на території України, формують три основні потоки міграції харчовими ланцюгами [5, 6]. До таких належать:

- *перший* і основний потік ^{137}Cs надходить з пасовищ і через продукти тваринництва, формує основну частину дози внутрішнього опромінення людини, що становить в середньому 70% від загальної дози;

- *другий* (вторинний потік радіонуклідів) формується внаслідок внесення «брудного» гною (за натурними вимірами — понад 1000 Бк/кг) на городи, а потім через городню продукцію надходить до споживача, що в середньому становить 10% від основної дози;

- *третій* потік вторинного надходження радіонукліда до людини зумовлено споживанням продуктів лісу (грибів, лісових ягід) і використанням деревини як палива. Це може збільшити додаткову дозу внутрішнього опромінення населення на 20% і вище.

Аналіз забруднених територій демонструє помітну просторову неоднорідність вмісту радіонуклідів у поверхневому шарі ґрунту майже кожного урочища, а також у продукції рослинництва. Це зумовлено неоднорідністю процесу повітряного переносу та особливостями ландшафту, можливостями змиву стічними водами радіоак-

тивно забрудненого ґрунту, відмінностями в типах ґрунтів тощо. Одержані нами результати свідчать про високу щільність радіонуклідного забруднення 0–5,0-см шару ґрунту деяких угідь Поліського регіону, наприклад:

- с. Галузія — ґрунт, середнє: 17,4 кБк/м² (діапазон 6,7–28,1 кБк/м²); вміст у сїні, середнє: 3835 Бк/кг (діапазон 3310–4360 Бк/кг); коефіцієнт нагромадження в системі «ґрунт – рослина (сїно)», середнє: 14,56 Бк·кг⁻¹/Бк·кг⁻¹ (діапазон 1,43–24,20 Бк·кг⁻¹/Бк·кг⁻¹);

- с. Серхів — ґрунт, середнє: 26,3 кБк/м² (діапазон 10,7–80,3 кБк/м²); вміст у сїні, середнє: 2439 Бк/кг (діапазон 1930–2620 Бк/кг); коефіцієнт нагромадження в системі «ґрунт – рослина (сїно)», середнє: 4,71 Бк·кг⁻¹/Бк·кг⁻¹ (діапазон 1,1–7,5 Бк·кг⁻¹/Бк·кг⁻¹).

Отже, за порівняно невисоких середніх рівнів забруднення ґрунту (14,8–25,9 кБк/м²) спостерігаються як значні розбіжності рівнів забруднення ^{137}Cs (до 7 разів), так і надто високі значення коефіцієнтів нагромадження. Це може бути спричинено низкою чинників: типом ґрунтів (торфові й лучно-болотні), низьким значенням рН (кислі ґрунти) і надмірною вологістю ґрунту.

Упродовж вегетаційного періоду спостерігалось перезволоження ґрунтів досліджуваних угідь внаслідок високого рівня ґрунтових вод. Кислотність ґрунтів також є чинником збільшення коефіцієнта нагромадження — до 20 разів. Тобто існує специфічний перелік чинників, які можуть формувати певний рівень радіоактивного забруднення на обмежених територіях. Наприклад, діапазон значень питомої активності ^{137}Cs у пробах ґрунту для населених пунктів Рівненської обл. варіює у межах 18,3–518,0 Бк/кг.

Проведений експеримент на Сарненській дослідній станції засвідчив, що відгодівля експериментальної групи великої рогатої худоби сїном з вирощеного травостою поблизу сіл Галузія й Серхів (сїно мало рівень вмісту ^{137}Cs у межах 2–8 кБк/кг), спричинила значне забруднен-

ня молока — 120–570 Бк/л. Тобто частка переходу ^{137}Cs з раціону в молоко тварин (від умісту ^{137}Cs у денному раціоні годівлі корови) має доволі значний діапазон значень — 0,1–5,0%. Ця величина помітно відрізняється від загальноприйнятого середнього значення — 1%. За результатами опитування і за натурними вимірами здійснено оцінку впливу цього блоку щодо міграції радіонуклідів (трава — молоко та м'ясо) на очікувані рівні забруднення молока. Тобто із тих самих угідь, пасовища або сіножаті, можна одержувати молоко, що за рівнем умісту ^{137}Cs має п'ятикратну і більшу різницю. Розрахунки за відповідною моделлю дають величини варіації до шести одиниць [7]. У конкретному господарстві натурні виміри молока й організму худоби (за однакових умов випасання, група 3–4 голови) засвідчили про розбіжність значень вмісту Cs у молоці та в організмі корів до 2–4 разів.

Використання в раціонах корів таких кормів, як кабачки та гарбузи, разом із сіном (восени), сприяє значному зниженню вмісту ^{137}Cs у молоці.

Отже, існує значний діапазон значень щодо забруднення молока ^{137}Cs : у с. Галузія — у межах 20–1000 Бк/л (до 50 разів) і 40–1000 Бк/л — у с. Серхів (до 25 разів), що перевищує очікувані результати. Зрозуміло, крім розглянутих чинників, є ще й інші, зокрема — істотна сезонна динаміка вмісту ^{137}Cs у молоці корів. Дані про середні значення вмісту ^{137}Cs у молоці були максимальними взимку за стійлового утримання худоби і — мінімальними улітку за її випасання. Це пояснюється тим, що влітку пасовища мають змінні характеристики травостою (явище «змішування» кормів), а взимку для відгодівлі використовується радіоактивно забруднене сіно із лісових сіножатей. Так наприклад, понад 80% проб молока із сіл Галузія та Серхів мали вміст ^{137}Cs у межах 100 Бк/л, що перевищує значення ДР-2006.

Результати натурних обстежень та дані радіологів свідчать, що ймовірність одержання додаткової дози опромінення населення ^{137}Cs унаслідок споживання молока

варіює у межах 0–3 мЗв. Тобто серед населення забруднених районів можуть бути люди, які не отримали додаткового опромінення, так і ті, котрі можуть одержати паспортну дозу або і вищу.

Результати загальних вимірів умісту ^{137}Cs у молоці в різних населених пунктах свідчать про ймовірність одержання в приватних господарствах відносно забрудненого радіонуклідами ^{137}Cs молока на рівні 100 Бк/л.

Як відомо, тип ґрунту та його зволоження є основними природними чинниками, які визначають інтенсивність включення радіонуклідів у трофічні ланцюги, тобто інтенсивність забруднення всіх продуктів харчування як рослинного, так і тваринного (через корми) походження. Різноманіття природних характеристик забруднених територій стало важливим чинником, що зумовлює складну динамічну картину формування радіаційних наслідків аварії внаслідок трофічного шляху надходження радіонуклідів у організм людини. Внесок пасовищ і сіножатей у формування дозового навантаження на населення регіону через забруднення молока та м'яса для території Волинської обл. є доволі значним. За даними наших досліджень, насамперед, слід наголосити на «волинському феномені» — аномально високих рівнях забруднення трави, сіна (близько 10–12 кБк/кг і більше), лісових продуктів (гриби — 10–20 кБк/кг) і ягід (чорниця — 100–1000 Бк/кг) і, навпаки, невисоких рівнях радіонуклідного забруднення ґрунтів — у межах 3,7–7,4 кБк/м²) [8]. Аналіз результатів досліджуваних сіл за властивостями забруднення пасовищ і сіножатей дав можливість оцінити ймовірність відгодівлі корів на пасовищі або лузі «ризикованими» за рівнем забруднення молока ^{137}Cs для різних населених пунктів.

Ймовірність випасу корів на «ризикованих» пасовищах Волинської обл. і використання сіна з цих сіножатей може бути розрахована як відношення площі забруднених пасовищ і сіножатей (рівень забруднення ^{137}Cs не менше 37 кБк/м²) до загальної площі пасовищ і сіножатей, що

використовуються для випасу худоби приватних господарств і заготівлі сіна.

На прикладі угідь с. Галузія доведено, що КН (коефіцієнт нагромадження) у сіні для найбільш радіоактивно забруднених пасовищ мають дуже високі значення (1,4–18,7). Такі значення КН потребують пояснення. Нами отримано дані щодо деяких угідь с. Галузія, де коефіцієнт переходу ($\text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1} / \text{кБк} \cdot \text{м}^{-2}$) сягає значення 200 і більше одиниць.

На нашу думку, чинниками цього явища є те, що на цих територіях:

- домінують торфові та болотні ґрунти (інших пасовищ і сіножатей не існує);
- зафіксовано високий ступінь зволоження й перезволоження ґрунтів, низькі значення рН — 4,5–5,6 (кислі ґрунти);
- низький рівень використання мінеральних добрив і меліорантів.

Очевидно, що радіоекологічний стан цього регіону цілком залежить від «ризикованих» пасовищ. Варто навести й інші можливі чинники впливу, які ще необхідно досліджувати. Насамперед, це роль ґрунтових мікроорганізмів (грибів і бактерій) у формуванні високих значень КН у системі «ґрунт – кормові трави».

Так, дослідження, проведені у лабораторії і на полігоні «Буряківка», засвідчили, що внесення культур силікатних бактерій у ґрунт під посіви рослин помітно (у 1,5–2,5 рази) підвищує розчинність і біодоступність радіонуклідів ^{137}Cs , і зрештою — КН [4].

Ми вважаємо, що ґрунтова мікробіота в умовах торфоболотних перезвожених ґрунтів здатна відігравати помітну роль у «волинському феномені» і пояснити аномально високі значення КН ^{137}Cs у рослинах.

Рівень забруднення кормових трав ^{137}Cs на пасовищах і сіножатях, як установлено за літературними даними та даними наших досліджень, залежить від типу ґрунту, кислотності ґрунтового розчину, рівня зволоження, внесення добрив, агрохімічної обробки ґрунту тощо [9].

Отже, забруднення кормових трав на пасовищах і сіножатях Волинського регіо-

ну можуть відрізнятися одне від одного до 10 і більше разів. Найбільш ризикованими щодо ймовірності забруднення радіонуклідами ^{137}Cs є кормові трави у селах Градиськ, Серхів, Галузія, а найменша ймовірність такого забруднення — у селах Чорниж, Красноволя. Спричинено це, насамперед, випасанням та відгодовлею худоби, як правило, на кількох пасовищах і сіножатях зі змінним або випадковим складом рослин. Випас великої рогатої худоби відбувається (наприклад, у с. Галузія) «по колу», тобто тварини проходять впродовж періоду випасу до десяти пасовищ.

ВИСНОВКИ

До системи визначення та аналізу дозотворювальних критичних екосистем обов'язково має входити моніторинг ефективності конкретних контрзаходів різних алгоритмів у формуванні дозових навантажень на населення регіону забруднених територій. Лише такий підхід дасть змогу систематизувати, прогнозувати й удосконалити підходи до рекомендацій для конкретних умов проживання населення оптимальної системи проведення контрзаходів з метою істотного зниження дозових навантажень. Дослідженнями встановлено, що визначення критичних екосистем, — як необхідна складова радіоекологічного контролю, — має включати кілька основних етапів аналізу чинників, що визначають дозове навантаження для населення регіону:

- визначення ролі лісів і лісових продуктів;
- визначення внеску та ролі пасовищ і сіножатей через забруднення молока та м'яса;
- визначення реальних раціонів харчування для населення;
- встановлення ролі городньої продукції;
- встановлення ролі контрзаходів.

Вивчення цих закономірностей є необхідним для встановлення критичних екосистем і чинників, що визначають дозове навантаження на населення селітебних територій Українського Полісся, забруд-

нених радіонуклідами внаслідок аварії на ЧАЕС.

На перспективу необхідно планувати заходи, що складатимуться з двох частин: радіаційно-гігієнічної — виявлення особливостей дієти та дози внутрішнього опромінення ^{137}Cs , отриманого жителями лісних районів Українського Полісся внаслідок споживання продуктів харчуван-

ня та прогнозного математичного моделювання вмісту радіонуклідів у харчових продуктах лісових екосистем, які істотно впливають на дозу внутрішнього опромінення населення. Поєднання цих частин надасть можливість прогнозувати дози внутрішнього опромінення населення, а також певні ризики для стану його здоров'я.

ЛІТЕРАТУРА

1. Гудков І.М. Сучасна радіаційна ситуація в аграрній сфері на території України, Росії та Білорусі в зоні впливу аварії на Чорнобильській АЕС / І.М. Гудков // Проблеми сільськогосподарської радіології: 17 років після аварії на Чорнобильській АЕС. — Житомир, 2003. — С. 21–27.
2. Моніторинг сезонного розподілу дозових навантажень у населення, що мешкає в третій та четвертій зонах радіоекологічного контролю Українського Полісся / Г.М. Чобот'ко, Є.Є. Перетятко, В.В. Конішчук, Л.А. Райчук // II-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю (Екологія/Ecology — 2009): Збірник наукових статей. — Вінниця, 2009. — С. 494–497.
3. 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.
4. Особливості моделювання міграції радіонуклідів у критичних екосистемах на прикладі приватних господарств / В.А. Оніщук, Л.А. Прокопенко, Є.Є. Перетятко та ін. // Екологія: Проблеми адаптивно-ландшафтного землеробства. — Житомир, 2005. — С. 21–24.
5. Ясковець І.І. Прогнозування поведінки ^{137}Cs у лісових екосистемах за допомогою математичного моделювання / І.І. Ясковець, Л.А. Прокопенко, Л.А. Райчук // Науковий вісник Національного університету біоресурсів і природокористування України / Редкол.: О.Д. Мельничук (відп. ред.) та ін. — К., 2009. — Вип. 134. — Ч. 1. — С. 214–222.
6. Актуальные проблемы и задачи научного сопровождения производства сельскохозяйственной продукции в зоне радиоактивного загрязнения ЧАЭС / М.В. Зубец, Б.С. Пристер, Р.М. Алексин и др. // Агроекологічний журнал. — 2011. — № 1. — С. 5–20.
7. Екомодель: динамічна модель для радіоекологічної ситуації / В.А. Гірій, В.Р. Заїтов, В.А. Оніщук, І.І. Ясковець // Агроекологія й біотехнологія. 1999. — Вип. 3. — С. 25–34.
8. Волинський феномен: факти, аналіз, причини / Є.К. Гаргер, В.А. Гірій, І.І. Ясковець та ін. // Наука. Чорнобиль-97: 36. доп. наук.-практ. конф. (Київ, 11–12 лютого 1998 р.) — К., 1998. — С. 129–137.
9. Фурдичко О.І. Реабілітація — стратегічний напрям управління радіоактивно забрудненими територіями / О.І. Фурдичко, М.Д. Кучма // Агроекологічний журнал. — 2008. — № 1. — С. 5–12.

REFERENCES

1. Hudkov I.M. (2003). *Suchasna radiatsiynna sytuatsiya v ahramiyi sferi na terytoriyi Ukrainy, Rosiyi ta Bilorusi v zoni vplyvu avariyi na Chornobyl's'kiy AES* [Current radiation situation in the agricultural sector in Ukraine, Belarus and Russia in the zone of the Chernobyl nuclear power plant]. *Problemy sil's'kohospodars'koyi radiolohiyi: 17 rokiiv pislyavaariyi na Chornobyl's'kiy AES* [Problems of Agricultural Radiology 17 years after the Chernobyl nuclear power plant]. Zhytomyr, pp. 21–27 (in Ukrainian).
2. Chobot'ko H.M., Peretyatko Ye.Ye., Konishchuk V.V., Raychuk L.A. (2009). *Monitorynh sezonnoho rozpodilu dozovykh navantazhen' u naselemnya, shcho meshkaye v tretiyi ta chetvrtiyi zonakh radioekolohichnoho kontrolyu Ukrainy's'koho Polissya* [Monitoring seasonal distribution of doses to the population living in the third and fourth zones of radiation monitoring Ukrainian Polissya]. Proceedings of the Ekolohiya/Ecology — 2009: II Vseukrayins'kyy z'yizd ekolohiv z mizhnarodnoyu uchastyu, Zbirnyk naukovykh statey. Vinnytsya, pp. 494–497 (in Ukrainian).
3. Yaskovets' I.I., Kutlakhmetov Yu.O., Kutlakhmetov V.O. (2008). *Parametry krytychnykh ekosystem na terytoriyi Ukrainy's'koho Polissya* [Parameters critical ecosystems in the territory of Ukrainian Polissya]. *Ahroekolohichnyy zhurnal* [Agroecological journal]. No. 1, pp. 18–21 (in Ukrainian).
4. Onishchuk V.A., Prokopenko L.A., Peretyatko Ye.Ye. (2005). *Osoblyvosti modelyuvannya mihratsiyi radionuklidiv u krytychnykh ekosystemakh na prykladi pryvatnykh gospodarstv* [Features of modeling of radionuclide migration in critical ecosystems on the example of private households]. *Ekolohiya: Problemy adaptivno-landshaftnoho zemlerobstva* [Ecology: Problems of adaptive-landscape agriculture]. Zhytomyr, pp. 21–24 (in Ukrainian).

5. Yaskovets' I.I., Prokopenko L.A., Raychuk L.A. (2009). *Prohnozuvannya povedinky ^{137}Cs u lisovykh ekosystemakh za dopomohoyu matematychnoho modelyuvannya* [Predicting the behavior of ^{137}Cs in forest ecosystems using mathematical modeling]. *Naukovyy visnyk Natsional'noho universytetu biorekursiv i pryrodokorystuvannya Ukrainy* [Scientific Bulletin of National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine]. Kyiv, iss. 134, part. 1, pp. 214–222 (in Ukrainian).
6. Zubets M.V., Prister B.S., Aleksakhin R.M. (2011). *Aktualnye problemy i zadachi nauchnogo soprovozhdeniya proizvodstva sel'skokhozyaystvennoy produktsii v zone radioaktivnogo zagrязneniya ChAES* [Current problems and challenges of scientific support of agricultural production in the area of radioactive contamination Chernobyl nuclear power plant]. *Agroekologichnyy zhurnal* [Agroecological journal]. No. 1, pp. 5–20 (in Russian).
7. Hiriy V.A., Zayitov V.P., Onyshchuk V.A., Yaskovets' I.I. (1999). *Ekomodel': dynamichna model' dlya radioekolohichnoyi sytuatsiyi* [Eco model: dynamic model for Radiological situation]. *Ahroekolohiya y biotekhnolohiya* [Agroecology and biotechnology]. Iss. 3, pp. 25–34 (in Ukrainian).
8. Harher Ye.K., Hiriy V.A., Yaskovets' I.I. (1998). *Volyns'kyi fenomen: fakty, analiz, prychny* [Volyn phenomenon: facts, analysis, reason]. Proceedings of the Nauka. *Chornobyl'-97: Zb. dop. nauk.-prakt. konf.* (11.02.1998). Kyiv, pp. 129–137 (in Ukrainian).
9. Furdychko O.I., Kuchma M.D. (2008). *Reabilitatsiya – stratehichnyy napryam upravlinnya radioaktyvno zabrudnenyimi terytoriyamy* [Rehabilitation – strategic management direction contaminated areas]. *Ahroekolohichnyy zhurnal* [Agroecological journal]. No. 1, pp. 5–12 (in Ukrainian).

УДК 54-78/06

РАДІОЕКОЛОГІЧНА ТА ТОКСИКОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ВОДИ РІЧКИ УЖ

І.В. Шумигай

Інститут агроекології і природокористування НААН

Гідросфера є одним із основних резервуарів, куди в кінцевому результаті надходять штучні радіонукліди, що утворюються під час ядерних вибухів та у процесі експлуатації атомних електростанцій. Радіоактивні елементи потрапляють у поверхневі водоймища внаслідок скидання у їх води радіоактивних відходів, поховання відходів на дні тощо. Внаслідок аварій на атомних електростанціях, зокрема на ЧАЕС, значний внесок у формування радіоактивності викидів здійснюють «довгоживучі» радіонукліди — ^{90}Sr і ^{137}Cs . Визначено концентрацію цих штучних радіонуклідів у водах р. Уж на території Київської обл. та їх небезпеку для іхтіофауни. Встановлено, що ^{137}Cs та ^{90}Sr містяться у воді здебільшого в розчиненому вигляді. Також переважна кількість радіонуклідів у екосистемі концентрується в донних відкладах. Виявлено, що для процесів очищення вод від радіонуклідів значну роль відіграють ями-настки забрудненого мулу.

Ключові слова: *Чорнобильська катастрофа, радіоактивне забруднення, радіонукліди, поверхневі води, іхтіофауна, очищення.*

У другій половині ХХ ст. на фоні постійно зростаючого антропогенного навантаження на довкілля спостерігається загроза нового чинника забруднення навколишнього природного середовища — виходу з-під контролю людини продуктів радіоактивного розпаду.

В останнє півстоліття кожен житель планети зазнав опромінення від радіоак-

тивних опадів, що утворилися внаслідок ядерних вибухів. За всю історію існування людства аварія на Чорнобильській АЕС, що сталася 26 квітня 1986 р., спричинила радіоактивне забруднення великих територій як Східної, так і значної частини Західної Європи. Масштаби наслідків цієї катастрофи для України, Республіки Білорусь та Російської Федерації — 145 тис. км² забрудненої території.

Звісно, трагедія Чорнобильської аварії не зводиться тільки до просторового розподілу зон радіоактивного забруднення. Радіоактивні речовини дедалі більше розповсюджуються ланцюгом: «грунт – рослина – тварина – людина». Також одним із чинників розповсюдження радіонуклідів є ерозія ґрунту під впливом вітру, лісові пожежі, а також сільськогосподарське використання земель і міграція радіонуклідів у річкових водах [1–3].

Водна оболонка біосфери є найважливішим депо надходження і захоронення природних і штучних радіонуклідів. Під час осідання радіонуклідів з атмосфери значна їх частина потрапляє на дзеркало води.

Так, найбільшого радіонуклідного забруднення зазнали водні об'єкти басейну Дніпра, оскільки у перші дні після аварії радіонукліди потрапляли у водостоки внаслідок прямих скидів забруднених радіонуклідами водних мас атомної електростанції або з атмосферними опадами із радіоактивних хмар. А згодом надходження радіонуклідів у водотоки басейну Дніпра продовжилося внаслідок танення снігу та його змиву з водозбірних площ.

Як відомо, вміст у воді навіть незначних концентрацій радіонуклідів спричиняє її радіоактивне забруднення, що становить небезпеку для довкілля. Найбільш небезпечними є радіонукліди з тривалим періодом розпаду, що мають підвищену здатність до переміщення у воді, зокрема ^{90}Sr , ^{235}U , ^{226}Rd та ^{137}Cs .

Нині виявлено тенденцію до зниження радіоактивного забруднення водних екосистем унаслідок розпаду «короткоживучих» радіонуклідів та переходу значної їхньої кількості у донні відклади [4–7].

Тому метою роботи було вивчити динаміку, встановити закономірності та особливості накопичення ^{90}Sr , ^{137}Cs у воді та гідробіонтах, зокрема промислових видах риб малих річок. Адже під час вивчення радіоекологічної ситуації у 30-км зоні ЧАЕС, упродовж усього післяаварійного періоду, дослідженню малих річок уваги приділялося мало через масштабність трагедії. Це стосується і р. Уж — однієї з південно-схід-

них приток р. Прип'ять, яку було обрано для модельного водозбору.

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Дослідження абіотичних компонентів р. Уж у межах радіаційної зони Київської обл. були проведені у різні сезони впродовж 2015 р.

Визначення питомої радіоактивності води здійснювали загальноприйнятими гамма-спектрометричними та радіохімічними методами.

Дозиметр «Прип'ять» має найширшу сферу використання, оскільки під час проведення радіоекологічного контролю надає одночасну можливість вимірювати як γ - та β -випромінювання, так і рівень радіоактивного забруднення довкілля. Саме тому з використанням цього дозиметра був проведений радіоекологічний контроль досліджуваної річки [8].

РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Радіоактивність води річок — величина непостійна, яка залежить від сезонних змін режиму стоку і характеру живлення. У період весняної повені радіоактивність води знижується, але з першою талою водою, до якої потрапляють усі радіоактивні речовини, що випали на поверхню ґрунту взимку, а також із дощовою водою в річку надходить значна кількість ^{90}Sr та ^{137}Cs , що спричиняє різке короточасне підвищення радіоактивності її вод.

Можемо констатувати, що за досліджуваний період концентрація ^{90}Sr та ^{137}Cs у воді р. Уж мала в середньому незначні зміни (таблиця).

Результати численних експериментальних досліджень [9, 10] свідчать, що у післяаварійний період скидів рідких радіоактивних відходів (РРВ) у р. Уж заболочені ділянки берегів інтенсивно затримували (сорбували) їх активність, виконуючи роль своєрідного природного фільтра. У подальшому заболочена заплава була основним джерелом вторинного забруднення води річки внаслідок процесів десорбції (для ^{90}Sr) і водної ерозії (для ^{137}Cs). Так, у проконтрольованих створах вод р. Уж

Результати радіологічного моніторингу р. Уж на вміст радіонуклідів

Об'єкт дослідження	Період дослідження	^{137}Cs (Бк/л)		^{90}Sr (Бк/л)	
		ДР-2006	фактично	ДР-2006	фактично
р. Уж (вода)	21.02.2015 р.	2,0	0,005	4,0	0,019
	16.05.2015 р.		0,005		0,012
	22.08.2015 р.		0,006		0,008
	07.11.2015 р.		0,006		0,007
Середнє значення			0,006		0,016

(кін. ХХ – поч. ХХІ ст.) максимальний вміст радіонуклідів становив: ^{90}Sr – 0,30 Бк/дм³, ^{137}Cs – 0,11 Бк/дм³, що свідчить про збільшення забрудненості басейну радіонуклідами порівняно з минулими роками.

Упродовж 2015 р. у воді відбувалося інтенсивне зниження концентрації ^{137}Cs . Цьому сприяли процеси розбавлення вод, а також седиментації. Поряд із тим рівні концентрації ^{90}Sr дніпровської водної системи зменшуються з віддаленням від зони ЧАЕС усього вдвічі, переважно внаслідок розбавлення чистими притоками.

Загалом, концентрація у водоймах радіонуклідів визначається багатьма чинниками, але головними є фізико-хімічний стан радіонуклідних випадін та їх розчинність. Однак подальше існування радіонуклідів у водних екосистемах є доволі складним, оскільки визначається впливом значної кількості фізичних, а також біологічних чинників. Деякі з них впливають на розсіювання радіонуклідів у водоймі, інші – зумовлюють концентрацію в певних її компонентах. Так, унаслідок катастрофи на ЧАЕС значного забруднення радіонуклідами зазнали річки, що мають рибогосподарське значення. Щодо останніх, концентрація радіонуклідів спостерігається переважно у донних відкладах, рівень забруднення яких сягає 1 млн Бк/м³ мулу. Оскільки іхтіофауна у природних умовах харчується на дні водойм, то рівень її забруднення також є дуже високим.

Нами було досліджено два види іхтіофауни басейну р. Дніпро (Київська обл.), зокрема р. Уж: щуку (*Esox lucius*), що трап-

ляється як серед прибережних чагарників, так і в глибших місцях, та окуня (*Perca fluviatilis*), що уникає сильної течії.

Аналіз отриманих результатів за вмістом ^{90}Sr та ^{137}Cs у представників цих риб, виловлених з досліджуваної водойми (на території зі значним рівнем радіоактивного забруднення), свідчить, що вміст радіонуклідів у їх м'язовій тканині та скелеті перевищує чинні в Україні санітарно-гранично допустимі рівні (ДР) для іхтіофауни (^{90}Sr = 35 Бк/кг; ^{137}Cs = 150 Бк/кг). Так, вміст ^{137}Cs у м'язовій тканині щуки у середньому становить 5,1 кБк/кг, окуня – 3 кБк/кг. Щодо накопичення у скелеті щуки ^{90}Sr , то останній варіює у межах 0,4–2,8 кБк/кг, що залежить від маси та віку риби. Загалом, величини питомої активності радіонуклідів у одних і тих самих органах та тканинах риб одного виду, із однієї водойми можуть значно відрізнятися, що зумовлено мозаїчністю радіонуклідного забруднення дна водойм та різним вмістом радіонуклідів у об'єктах середовища існування риб [11, 12].

Унаслідок аерального випадіння радіонуклідів та їх змиву дощовими і талими водами з поверхні ґрунту вода деяких річок не може бути використана як питна, зрошувальна або для інших потреб без спеціального очищення. Нині відомо про значну кількість різних методів захисту (очищення) водойм, зокрема механічні, хімічні, біологічні, флоатційні.

Для зменшення перенесення радіонуклідів течією річок використовують спеціальні ями-пастки забрудненого мулу,

«донні притулки», що є поперечними канавоподібними поглибленнями на дні водойми між берегами, а також різні фільтраційні перемички, греблі, загати. Всі ці заходи сприяли недопущенню радіонуклідного забруднення води басейну р. Дніпро понад ДР упродовж усього післяаварійного періоду.

ВИСНОВКИ

Чорнобильська катастрофа зумовила на значній території України надзвичайно небезпечну для довкілля та здоров'я населення радіаційну ситуацію. Під час аварії та в післяаварійний період змінився характер променевого впливу: на ранніх фазах переважало зовнішнє та внутрішнє опромінення радіоактивного йоду (^{131}I), на пізніх — радіонуклідами тривалого періоду розпаду — ^{137}Cs та ^{90}Sr .

Радіологічний стан поверхневих вод басейну р. Дніпра, зокрема р. Уж, упродовж 2015 р. порівняно з минулими роками дещо змінився, хоча вміст радіонуклідів у

поверхневих водах був значно нижчим від встановлених нормативів.

На початку року у водах р. Уж зафіксовано підвищення рівнів умісту ^{137}Cs , що можна пояснити значним зменшенням її водності, а також підвищенням інфільтрації (вимивання) радіонукліда із ґрунтових вод радіоактивно забруднених торфоболотних басейнів річок Дніпра до їх руслової частини. Радіонуклід ^{90}Sr зберігає підвищену рухливість, не адсорбується ґрунтами, а поступово перетворюючись у розчинні форми, надходить до вод річки із забруднених територій.

Отже, після Чорнобильської катастрофи, незважаючи на вжиті заходи, рівні радіоактивного забруднення води істотно не змінилися, і радіоекологічний стан залишається доволі складним в районах дослідження. Катастрофа ХХ ст. змушує серйозно задуматися про технологічну дисципліну на атомних електростанціях, частина яких має потребу в реконструкції й модернізації.

ЛІТЕРАТУРА

1. Екологічні наслідки аварії на Чорнобильській АЕС [Електронний ресурс]. — Режим доступу: <http://xreferat.com/112/2641-2-ekolog-chn-nasl-dki-avar-na-chornobil-s-k-iy-aes.html>
2. Марголина Т.М. Радиоактивное загрязнение Черного, Карского, Баренцева и Белого морей: анализ с помощью метода спектральной реконструкции: автореф. дис. ... канд. физ.-мат. наук: спец. 04.00.22 «Геофизика» / Т.М. Марголина. — Севастополь, 2000. — 23 с.
3. Наукові основи сталого розвитку агроєкосистем України: монограф. у 2 т. / за ред. О.І. Фурдичка. — Т. 1: Екологічна безпека агропромислового виробництва. — К.: ДІА, 2012. — 352 с.
4. Трапезников А.В. Радиоэкология пресноводных экосистем (на примере Уральского региона): автореф. дис. ... д-ра биол. наук: спец. 03.00.16. «Экология» / А.В. Трапезников. — Екатеринбург, 2001. — 48 с.
5. Тимофеева-Ресовская Е.А. Распределение радионуклидов по основным компонентам пресноводных водоемов / Е.А. Тимофеева-Ресовская // Труды УФ АН СССР. — 1963. — Вып. 30. — С. 76–78.
6. Гудков И.Н. Радиобиология с основами радиоекологии / И.Н. Гудков, А.Г. Кудяшева, А.А. Москалёв. — Сыктывкар: Изд-во СыктГУ, 2015. — 512 с.
7. Екосередовище і сучасність: монограф. у 8 т. / [С.І. Дорогунцов, М.А. Хвесик, Л.М. Горбач та ін.]. — Т. 1: Природне середовище у сучасному вимірі. — К.: Кондор, 2006. — 426 с.
8. Лаврухина А.К. Радиохимический анализ / А.К. Лаврухина, Т.В. Мальшева, Ф.И. Павлоцкая. — М.: Изд-во АН СССР, 1963. — 220 с.
9. Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС для водных экосистем зоны отчуждения / Д.И. Гудков, М.И. Кузьменко, С.И. Киреев, А.Б. Назаров // Радиоэкологические исследования в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС (к 20-летию аварии на Чернобыльской АЭС): Труды Коми научного центра УрО РАН. — 2006. — № 180. — С. 201–223.
10. Радиоактивное и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на Чернобыльской АЭС / [В.Д. Романенко, М.И. Кузьменко, Н.Ю. Евтушенко и др.]. — К.: Наукова думка, 1992. — 194 с.
11. Методичні рекомендації щодо збереження біотичного різноманіття іхтіофауни та гідрогелюфітів гірл річок Прип'ять, Уж, Тетерів (Київська область) / [В.В. Коніщук, І.В. Шумигай, Д.М. Постоєнко та ін.]. — К.: ДІА, 2015. — 22 с.
12. Гулаков А.В. Содержание радионуклидов в организме пресноводных рыб / А.В. Гулаков // Радиоекология-2013. Чернобыль — Фукусима. Наслідки: матеріали наук.-практ. конф. в рамках міжнародного форуму «Довкілля України» (Київ, 23–27 квітня 2013 р.). — Житомир: Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2013. — С. 102–104.

REFERENCES

1. *Ekolohichni naslidky avariyi na Chornobyl's'kiy AES* [The environmental impact of the Chernobyl nuclear power plant]. [Electronic resource], available at: <http://xreferat.com/112/2641-2-ekolog-chn-nasl-dki-avar-na-chornobil-s-k-iy-aes.html> (in Ukrainian).
2. Margolina T.M. (2000). *Radioaktivnoe zagryaznenie Chernogo, Karskogo, Barentseva i Belogo morey: analiz s pomoshchyu metoda spektralnoy rekonstruktsii* [Radioactive contamination of the Black Sea, the Kara, Barents and White Seas: analysis using the method of spectral reconstruction]. Abstract of Candidate of physical and mathematical sciences dissertation, Geophysics. Sevastopol, 23 p. (in Russian).
3. Furdychko O.I. (2012). *Naukovi osnovy staloho rozvytku ahroekosystem Ukrainy: monohraf. v 2 t.* [Scientific basis for sustainable agro-ecosystems of Ukraine: monograph in 2 volumes]. *Ekolohichna bezpeka ahropromyslovoho vyrobnytstva* [Environmental safety agroindustrial production]. Vol. 1, Kyiv: DIA Publ., 352 p. (in Ukrainian).
4. Trapeznikov A.V. (2001). *Radioekologiya presnovodnykh ekosistem (na primere Uralskogo regiona)* [Radioecology freshwater ecosystems (on the example of the Ural region)]. Abstract of Doctor of Biological Sciences dissertation, Ecology. Yekaterinburg, 48 p. (in Russian).
5. Timofeeva-Resovskaya Ye.A. (1963). *Raspredelenie radioizotopov po osnovnym komponentam presnovodnykh vodotokov* [The distribution of radioisotopes for the major components of freshwater]. *Trudy Uralskogo filiala Akademii nauk SSSR*, iss. 30, pp. 76–78 (in Russian).
6. Gudkov I.N., Kudyasheva A.G., Moskalev A.A. (2015). *Radiobiologiya s osnovami radioekologii* [Radio Biology with the fundamentals of radioecology]. Syktyvkar: Syktyvkar'skiy Gosudarstvennyy Universitet Publ., 512 p. (in Russian).
7. Dorohuntsov S.I., Khvesyk M.A., Horbach L.M. (2006). *Ekoseredovyshe i suchasnist': monohraf. v 8 t.* [Ekoseredovyshe and Modernity: Monograph. 8 volumes]. *Pryrodne seredovyshe u suchasnomu vymiri* [The natural environment in a modern context]. Vol. 1, K.: Kondor Publ., 426 p. (in Ukrainian).
8. Lavrukhnina A.K., Malysheva T.V., Pavlotskaya F.I. (1963). *Radiokhimicheskii analiz* [Radiochemical analysis]. Moskva: Akademiya nauk SSSR Publ., 220 p. (in Russian).
9. Gudkov D.I., Kuzmenko M.I., Kireev S.I., Nazarov A.B. (2006). *Radioekologicheskie posledstviya avarii na Chornobyl's'koy AES dlya vodnykh ekosistem zony otchuzhdeniya* [Radiological consequences of the Chernobyl accident for the aquatic ecosystems of the Exclusion Zone]. *Radioekologicheskie issledovaniya v zone otchuzhdeniya Chernobyl's'koy AES (k 20-letiyu avarii na Chornobyl's'koy AES): Trudy Komi nauchnogo tsentra UrO RAN* [Radiological studies in Chernobyl exclusion zone (to the 20th anniversary of the Chernobyl accident): Proceedings of the Komi Scientific Center, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences]. Syktyvkar, No. 180, pp. 201–223 (in Russian).
10. Romanenko V.D., Kuzmenko M.I., Yevtushenko N.Yu. (1992). *Radioaktivnoe i khimicheskoe zagryaznenie Dnepra i ego vodokhranilishch posle avarii na Chornobyl's'koy AES* [Radioactive and chemical contamination of the Dnieper River and its reservoirs after the Chernobyl accident]. Kiev: Naukova dumka Publ., 194 p. (in Russian).
11. Konishchuk V.V., Shumyhay I.V., Postoyenko D.M. (2015). *Metodychni rekomendatsiyi shchodo zberezheniya biotychnoho riznomanityta ikhtiofauny ta hidrohelofov hyl richok Pryp'yat', Uzh, Teteriv (Kyiv's'ka oblast')* [Guidelines for the conservation of biotic diversity of fish fauna and hydrohelofitiv mouths of rivers Prypiat, Uzh, a beetle (Kyiv region)]. Kyiv: DIA, 22 p. (in Ukrainian).
12. Gulakov A.V. (2013). *Soderzhanie radionuklidov v organizme presnovodnykh ryb* [The content of radionuclides in the body of freshwater fish]. Proceedings of the Dovkillya Ukraïni. Radioekologiya-2013. *Materiali nauk.-prakt. konf. v ramkakh miznarodnogo forumu. Chornobil-Fukusima. Naslidki* (23.04.2013). Zhitomir: Zhytomyr's'kyi derzhavnyy universytet imeni Ivana Franka Publ., pp. 102–104 (in Ukrainian).

ПРИРОДА І ЛЮДИНА ПОТРЕБУЮТЬ ЗАХИСТУ

Рецензія на монографію «Еколого-економічні основи збалансованого розвитку агросфери Київської області» (К., 2015. — 736 с.)

Нині людство стурбоване відчуттям зміни звичних процесів навколишнього природного середовища: аномальні кліматичні процеси; забруднення і брак прісної води в колодязях і річках; руйнування структури ґрунтів та втрата їх родючості; катастрофічне зниження якості і безпечності продуктів харчування; висока радіоактивність повітря (13–16 мкР/год) — і не слід думати, що це тільки Чорнобиль; збільшення парникових газів у повітрі; руйнація озонової плівки навколо планети Земля тощо.

Щодо новітніх кліматичних процесів, можемо відзначити таке: перше, Сонячна система перебуває у довгострокових, мільярдних часових вимірах параметрів руху початку, середини і кінця; друге, відбуваються певні зміни орбіти та вісі планети Земля під дією законів руху в нашій Сонячній системі, які в певні періоди змінюватимуть клімат на деяких територіях; третє, посилюється вплив людського чинника на глобальний клімат планети Земля, який хоча і не є визначальним, але спричиняє значну небезпеку всьому живому на нашій планеті. Людина не може змінювати процеси, які діють у Сонячній системі і Всесвіті, однак вона здатна впливати як позитивно, так і негативно на навколишнє природне середовище нашої планети, що потребує вивчення і практичних дій.

Руйнівні процеси у навколишньому природному середовищі порушують рівновагу у самій природі загалом, а отже й людини, яка є об'єктивною складовою частиною цієї живої природи. Наукові дослідження дають підстави стверджувати, що ця рівновага уже порушена, і існує дисбаланс між можливостями природи та зростаючими потребами людини, яка, своєю чергою, зумовлює зміни рівноваги в природі і в суспільстві, що породжує різноманітні кризи в

усіх країнах без винятку¹. У цьому контексті відзначимо, що тільки до 10% території суші планети Земля нині є придатними для вирощування сільгоспкультур, необхідних для виробництва продуктів харчування. За нашими розрахунками, зважаючи на вчення В. Вернадського, людство уже підійшло до межі, за якою продуктів харчування для населення буде недостатньо. Такою межею є чисельність землян 8–8,5 млрд осіб, а у 2020 р. населення планети становитиме понад 8,7 млрд осіб².

Саме з приводу людського фактора у 2015 р. на конференції лідерів багатьох розвинених країн було прийнято Паризьку погоджену «Рамкову конвенцію про зміни клімату», в якій наголошується: «Изменение климата представляет безотлагательную и потенциальную необратимую угрозу для человеческих обществ и планеты»³. На перспективу ставиться завдання скоротити щорічні викиди парникових газів до рівня 40 Гт, що, можливо, забезпечить утримати підвищення глобальної середньої температури до 1,5°C і не допустити збільшення викидів парникових газів у 2025–2030 рр. до 55 Гт, наслідками чого буде підвищення глобальної середньої температури на 2°C, що вище від доіндустріальних рівнів (1750–1850 рр.).

Отже, міжнародні організації дотримуються незмінної думки, що парникові гази, чи парниковий ефект, — важливий чинник, який визначально впливає на кліматичні

¹ Панасюк Б.Я. Клімат, економіка, людина / Б.Я. Панасюк // Вибрані твори. — Т. 9. — Ніжин: Аспект-Поліграф, 2015. — С. 71, 202–216.

² Там само. — С. 317, 319–320.

³ Конференція сторін. Двадцять перша сесія ООН (Париж, 30 листопада–11 грудня 2015 р.) [Електронний ресурс]. — Режим доступу: <http://ecology.zt.gov.ua/novyyny07122015.htm>

зміни планети Земля. Відомо, що парниковий ефект — це дія людського фактора, який і спричиняє нинішні зміни клімату, зокрема підвищення температури повітря через значні викиди вуглекислого газу (CO_2) і метану (CH_4). До країн-забруднювачів навколишнього природного середовища належить і Україна, на території якої щорічно нагромаджується 700–800 млн т відходів, їх загальний обсяг уже перевищує 30 млрд т, з яких 2,9 млрд т — токсичні. Лише 15% мешканців міст проживають в умовах незначного забруднення повітря, 52 — помірного, 24 — сильного і 8% — дуже сильного забруднення¹.

Не слід забувати, що значна роль у збільшенні парникових газів належить сільському господарству, яке є основним джерелом викидів метану (CH_4), азоту (N_2O) та вуглекислого газу (CO_2). З огляду на це, до технологій вирощування багатьох культур і виробництва з них кінцевих продуктів використання будуть посилені вимоги. Тому постійно назріває необхідність переходу сільського господарства на органічне виробництво, за якого переважатимуть: використання органічних добрив, вирощування бобових культур, дотримання сівозміни.

— Що відбувається у навколишньому природному середовищі планети Земля і на окремих її територіях? — Таке запитання турбує нині не лише лідерів розвинутих країн світу, але й кожного жителя конкретної країни, її регіонів. Значну увагу новітнім екологічним проблемам земель приділяють і вчені Національної академії аграрних наук України. Зокрема, в науковій і практичній площині найважливіших сучасних проблем людства звершено працю вченими Інституту агроекології і природокористування НААН «*Еколого-економічні основи збалансованого розвитку агросфери Київської області*»². Насамперед відзначимо, що особливістю і новизною

цього наукового дослідження є поєднання залежності аграрної, економічної і соціальної сфер від екології, яка потерпає через надмірне, а точніше — критичне антропогенне і техногенне навантаження. Відомо, що вся жива природа Київської обл., особливо агросистеми, несуть неймовірний тягар Чорнобильської катастрофи, але фундаментальні наукові дослідження і практичні висновки, що можуть бути використані вченими і практиками державного управління та аграрної сфери, проведено вперше. Безсумнівно, подібна праця має стати настільною книгою усіх фахівців сфери соціально-економічного розвитку Київської обл.

У вказаному науковому виданні вчені Інституту надають широкий спектр результатів своїх багатопланових досліджень стосовно екологічного стану території Київської обл., що визначає соціально-економічний рівень її розвитку, серед яких: тенденції агрокліматичних процесів; температурні режими останніх періодів; ґрунтовий покрив і тенденції його змін; ліси і їхнє становище та вирощування на забруднених територіях; водні ресурси, їхня якість, використання та перспективи забезпечення; природно-заповідний фонд та біорізноманіття; земельні ресурси та їхнє використання в аграрному виробництві; якість сировини сільськогосподарської продукції, у т.ч. для дитячого харчування; відстеження агроекологічного становища в усіх районах області; особливості соціально-економічного розвитку в умовах сучасного екологічного стану. Зважаючи на твердження В.В. Докучаєва, що: «*Ґрунт і клімат — є основними та важливими факторами землеробства — перші і неминучі умови врожайів*», вчені найперше досліджують клімат і ґрунтовий покрив.

Клімат. Характеризуючи тенденції кліматичних змін, у монографії наголошується, що ці зміни відбуваються значно швидше, ніж це було впродовж попередньої історії людства. Особливо, це стосується аномалії температури повітря у холодні періоди року та появи змін режиму зволоження. Наприклад, звичайним явищем нині стають такі процеси: дощі у січні та

¹ Матеріали VIII пленуму Спільки економістів України та Всеукраїнської науково-практичної конференції. — К., 2013. — 228 с.

² Еколого-економічні основи збалансованого розвитку агросфери Київської області / За наук. ред. акад. О.І. Фурдичка. — К., 2015. — 736 с.

лютому; збільшення посушливих днів і, як наслідок, опустелювання територій; інтенсивне підвищення середньорічної температури за останні 100 років упродовж зимового періоду у поліських районах на $1,8^{\circ}\text{C}$ і степових — на $1,3^{\circ}\text{C}$. Вчені справедливо роблять висновок і попереджають виробників сільського господарства Київської обл., що «збільшення тривалості періодів з екстремально високими (30°C) температурами («хвилі тепла»), кількість яких щороку зростає у середньому на 6%, та посух у зонах з природним (історичним) дефіцитом опадів ... має істотний вплив та непередбачувані наслідки для сільського господарства»¹. Подібні дослідження дають можливість вченим корегувати свої роботи в галузі селекції, технології вирощування рослин та їхнього захисту, а для практиків враховувати періоди вегетації, сезонність процесів та робіт, обумовлених циклічністю температурних змін, які дедалі стають тривалішими. Дослідники одночасно рекомендують здійснювати більш ранні посіви, а скорочення вегетаційного періоду дає можливість висівати середньостиглі і середньопізні сорти, пропонуються й інші заходи зі зміни температурних режимів.

Ґрунтовий покрив. На основі розроблених вченими Інституту агроєкології і природокористування НААН науково-методичних підходів до експертизи технологій вирощування культур на території Київської обл. встановлено такі негативні зміни: щодо родючості ґрунту — відхилення від оптимального рівня за вмістом гумусу, рухомих форм азоту, фосфору, калію, а також кислотності; щодо шкідливих речовин у ґрунті — концентрація важких металів і залишкових кількостей пестицидів. Автори дослідження не дають пояснень щодо чинників катастрофічного зниження якості ґрунтів, але відомо, що залишки пестицидів і важких металів — це результат використання шкідливих мінеральних добрив. Стосовно зниження рівня гумусу, азоту,

фосфору, калію та підвищення кислотності, то в основному погіршення якості ґрунту зумовлено технологією монокультури, про що свідчать результати дослідження. Якою може бути якість ґрунту в регіоні, якщо на одних і тих самих площах висіваються одні і ті ж культури (зернові і зернобобові, кукурудза, соняшник, соя, ріпак) без будь-яких сівозмін. Урожайність у цьому разі досягається винятково завдяки внесенню мінеральних добрив та значному розширенню площ під цими культурами. Відомо, що для фізіологічних потреб мінералізації гумусу необхідними є органічні добрива, які не вносяться через їх відсутність. Вчені наводять приклад, що за 2000–2014 рр. валовий збір монокультур значно зріс: зернових і зернобобових у 2,4 раза, соняшнику — у 12,0, кукурудзи — у 18,3, сої — у 160,0, ріпаку — у 18,9 раза. Майже усі зернові як сировина вивозилися за кордон, а з нею й усі органічні речовини, вивезені з ґрунту врожаєм, а тому майбутнє українських чорноземів видається скорботним.

Водні ресурси. Дослідження багатьох учених минулого і сучасного еволюційного розвитку Землі свідчать, що взаємодія тепла, холоду і повітря утворюють вологу у глибинах планети, яка в процесі охолодження перетворюється у воду і зосереджується в низинах, а потім піднімається в гірські чи підвищені масиви, з яких беруть початок усі річки, наповнюються озера, колодязі, джерела і джерельця². Дослідження вчених Інституту агроєкології і природокористування НААН дали підстави зробити справедливий висновок: «Природного і антропогенного впливу зазнають майже всі водні джерела Київської області, що спричиняє погіршення якості води»³, а це, своєю чергою, наносить непоправної шкоди і людині, і рослині, і всій агросфері. Відомо, що однією з небезпечних проблем усіх територій України та окремих регіонів, у т.ч.

¹ Еколого-економічні основи збалансованого розвитку агросфери Київської області / За наук. ред. акад. О.І. Фурдичка. — К., 2015. — 736 с. — (С. 34).

² Панасюк Б.Я. Клімат, економіка, людина / Б.Я. Панасюк // Вибрані твори. — Т. 9. — Ніжин: Аспект-Поліграф, 2015. — С. 225–231.

³ Еколого-економічні основи збалансованого розвитку агросфери Київської області / За наук. ред. акад. О.І. Фурдичка. — К., 2015. — 736 с. — (С. 113).

й Київської обл., є зникнення малих річок: «Спостерігається загальна деградація екосистем малих річок, особливо біотичних складових, перериваються трофічні зв'язки, втрачається біорізноманіття»¹. Науковці наголошують, що на території області налічується 1523 річок і тисячі озер, погіршення води в яких призведе до значних втрат як для області, так і держави загалом.

Під час вивчення екологічного стану території Київської обл. дослідники чітко означили чинники впливу на зміни клімату за останнє століття. Так, повітря забруднюється викидами в атмосферу шкідливих речовин промисловими підприємствами, кількість яких збільшилась з 352 — у 2011 р. до 513 — у 2013 р. Зокрема, найбільшим забруднювачем повітря є автомобільний транспорт, викиди якого впродовж 2011–2013 рр. становили близько 467,7 тис. т, у т.ч. 357,6 — оксиду вуглецю, 53,5 — легких органічних сполук та 5,7 тис. т твердих частинок. Значне забруднення ґрунту і повітря радіонуклідами спричинено Чорнобильською катастрофою². Все це негативно впливає на сільське населення, адже за твердженням академіка О. Фурдичка: «*На присадибних земельних ділянках вміст фосфору в ґрунті у декілька разів перевищує нормативні показники і подекуди сягає понад 5000 мг/кг ґрунту, тоді як навіть 250 мг/кг — це вже дуже високий рівень... Така сама закономірність спостерігається і щодо вмісту обмінного калію в ґрунтах селітебних територій*»³.

Вчені Інституту дотримуються думки, що сільськогосподарське виробництво вносить значну частку у забруднення атмосферного повітря. Своїми дослідженнями вчені довели, що тваринницькі відходи, особливо птахівництва, без спеціальної обробки накопичуються в значних обсягах,

«спричиняючи забруднення ґрунту, ґрунтових вод і атмосфери»⁴. Особливо слід відзначити, що одночасно з такими висновками науковці Інституту пропонують результати дослідження технологічного процесу утилізації відходів на великих птахокомплексах. Не винятком є і рослинництво, яке також спричиняє негативні наслідки через унесення в ґрунт лише мінеральних добрив.

Хоча вчені Інституту не роблять висновків, що саме людський фактор спричиняє «парниковий ефект», який впливає на перебіг досліджуваних кліматичних процесів, однак він чітко простежується зі змісту всієї монографії. Посилаючись на результати Рамкової конвенції про зміну клімату, прийняту на XXI сесії ООН 30 листопада — 11 грудня 2015 р. у Парижі, можемо стверджувати, що забруднення людиною атмосфери спричиняє підвищення температури, тому в Конвенції наголошується: «Изменение климата ... требует широкого ... участия в эффективном реагировании в целях ускорения сокращения глобальных выбросов парниковых газов»⁵. Так, лише за дотримання рівноваги між можливостями природи і непомірними потребами людини прогрес буде забезпечено, зміни клімату не будуть проявлятися глобальними руйнівними процесами, температура повітря не підвищуватиметься вище від рівня доіндустріального періоду.

Отже, можна зробити два основних висновки. *Перший*, вихід друком монографії є злободенною подією, проведені дослідження — фундаментальними, підтвердженими лабораторними і експериментальними науковими методологіями та ґрунтовними аналітичними розрахунками, що базуються на високому рівні достовірності одержаних результатів, придатних для подаль-

¹ Еколого-економічні основи збалансованого розвитку агросфери Київської області / За наук. ред. акад. О.І. Фурдичка. — К., 2015. — 736 с. — С. 112.

² Там само. — С. 574, 584.

³ *Фурдичко О.І.* Екологічні основи збалансованого розвитку агросфери в контексті європейської інтеграції України. — К.: ДІА, 2014. — 428 с. — (С. 371).

⁴ Еколого-економічні основи збалансованого розвитку агросфери Київської області / За наук. ред. акад. О.І. Фурдичка. — К., 2015. — 736 с. — (С. 258).

⁵ Конференція сторін. Двадцять перша сесія ООН (Париж, 30 листопада–11 грудня 2015 р.) [Електронний ресурс]. — Режим доступу: <http://ecology.zt.gov.ua/novyyny07122015.htm>

шого наукового і практичного використання. І *другий*, як підсумок всієї роботи і рекомендації виробництву, — передбачаючи динаміку соціально-економічного розвитку кожної території країни, необхідно, насамперед, вивчити її екологічний

стан, особливо кліматичних, ґрунтових і водних ресурсів.

Б.Я. Панасюк,
доктор економічних наук,
професор,
академік НААН

РЕЦЕНЗІЯ

на монографію І.М. Коваленка «Екологія рослин нижніх ярусів лісових екосистем»

Лісові екосистеми за своїм призначенням є багатофункціональними, зокрема, вони забезпечують належний мікроклімат для збереження біорізноманіття, знижують негативну дію посух і суховіїв, захищають ґрунти від водної і вітрової ерозії, виконують санітарно-гігієнічні функції і мають стабілізуючий вплив на навколишнє природне середовище. Велике значення під наметом лісу мають зелені насадження, що формують верхній і нижній яруси лісостану. Також важливою структурною і функціональною частиною лісових насаджень є трав'яно-чагарничкові рослини.

Монографію І.М. Коваленка «Екологія рослин нижніх ярусів лісових екосистем», що вийшла друком у 2015 р., присвячено вивченню екології, біології і структури популяції значної групи видів рослин трав'яно-чагарничкового ярусу лісових екосистем північно-східної частини України. Автором отримано дані про особливості морфогенезу, зокрема, про динаміку наростання фітомаси, листової поверхні і кількості метамерів у особин за різних еколого-ценотичних умов. Наукова праця логічно структурована, всі розділи вмотивовані і послідовно пов'язані між собою. Публікація супроводжується статистично-графічним матеріалом, що дає змогу оцінювати віковість кожного клону за територіальним зонуванням. Здійснено оцінювання стійкості й динаміки популяції нижніх ярусів лісових екосистем та наведено онтогенетичні і віталентні спектри

рослин. Для умов заповідності методом діагностики стану популяції здійснено прогноз стану і розвитку видів рослин живого надґрунтового покриву в лісових екосистемах регіону на найближчі 30 років.

Монографія складається з восьми розділів, вступу, висновків і списку літературних джерел. Основна мета — дослідження ролі, стану, функцій і зв'язків групи рослин трав'яно-чагарничкового ярусу за формування та стабільного існування лісових екосистем. Досліджувана територія — це лісові екосистеми північно-східної частини України, до якої входять природно-заповідний об'єкт — Національний природний парк «Деснянсько-Старогутський». Основою роботи стали багаторічні дані щодо стану популяцій, росту і формоутворення, особливостей репродукції, фенологічні спостереження, морфогенез групи видів трав'янистих та чагарничкових рослин, а також значний обсяг вітчизняних і зарубіжних літературних джерел.

Розділ I монографії «Лісові екосистеми — стабілізуючий компонент біосфери» присвячено просторовому і темпоральному біорізноманіттю, структурно-функціональним компонентам екосистеми. Увагу зосереджено на лісовій екосистемі, яка виконує важливі екологічні функції, зокрема середовищестабілізуючі, і є каркасом для збереження біорізноманіття.

Розділ II — «Структурно-функціональна організація лісових екосистем» містить інформацію щодо еколого-біологічних особ-

ливостей основних лісових порід північно-східної частини України, які створюють необхідний мікроклімат для росту і розвитку рослинних біоценозів під їх наметом. Детально описано функціональні зв'язки в лісових екосистемах і процеси природного поновлення.

У розділі III — «Лісові трави і чагарнички як чинник стійкості лісових екосистем» розглядаються видові, біоморфологічні, біологічні та еколого-фітоценологічні особливості різноманіття лісових трав і чагарничків. Зосереджено увагу на еколого-фітоценологічних типах стратегії видів рослин (віоленти, пацієнти, експлеренти). Висвітлено сучасний стан концепції про функціональні типи рослин (ФТР). Графічно зображено фенофази різних видів лісових трав.

Розділ IV — «Адаптаційна роль різних форм репродукції рослин у лісових екосистемах» присвячено закономірності репродукції рослин у лісових екосистемах, зокрема щодо основних лісоутворювальних деревних порід, а також у травах та чагарничках. Наголошено на особливостях вегетативного розмноження рослин.

У розділі V — «Ріст і формоутворення у вегетативно-рухомих рослин» наведено загальні особливості мінливості і пластичності морфологічної структури вегетативних і генеративних органів рослин залежно від еколого-ценотичних умов зростання. Графічно зображено динаміку росту, формування і накопичення фітомаси лісових трав і чагарничків у різних типах лісових насаджень. Узагальнено закономірності росту й формоутворення лісових трав і чагарничків.

Розділ VI — «Екологічна різноманітність вегетативно-рухомих рослин» присвячено еколого-фітоценологічним особливостям інвазійних видів рослин, характерних для широколистяних лісів північно-східної частини України. Проаналізовано видовий склад трав'яно-чагарничкового ярусу основних лісових фітоценозів регіону на рівні класів рослинності та визначено індивідуальний екологічний оптимум основних видів трав і чагарничків з метою прогнозування динаміки їх популяції.

У розділі VII — «Структура популяції вегетативно-рухомих рослин у лісових екосистемах» описано періодизацію онтогенезу різних видів рослин за віковими періодами. Вивчено і графічно зображено онтогенетичні і віталітетні спектри рослин у лісонасадженнях. Автором визначено оцінки віталітетної структури популяцій клоноутворювальних рослин трав'яно-чагарничкового ярусу лісів північно-східної частини України. Визначено індекс морфологічної інтеграції особин у популяціях рослин трав'яно-чагарничкового ярусу і встановлено їх залежність від зрілості та віку деревостану. Проаналізовано трансформацію віталітетної структури популяції лісових трав і чагарничків за зміни еколого-фітоценологічного середовища.

У розділі VIII — «Лісові трави і чагарнички як компоненти лісових екосистем» визначено середнє проективне покриття і популяційну щільність клоноутворювальних та асоційованих рослин трав'яно-чагарничкового ярусу. Здійснено фітопопуляційний моніторинг і визначено особливості популяційної структури в різних типах лісу. Наведено прогноз стану і розвитку трав'яно-чагарничкового ярусу в лісах регіону на найближчі 30 років.

Монографія є самостійною і завершеною науковою працею на актуальну тему з високою практичною і науковою цінністю. Результати наукових досліджень можуть бути використані під час викладання дисциплін екологічного, лісівничого та біологічного спрямування. Застосування отриманих результатів і запропонованих методів дослідження є важливим аспектом ведення природоохоронної діяльності, що в подальшому сприятиме підвищенню якісних і кількісних показників стану навколишнього природного середовища загалом.

О.І. Фурдичко,
директор Інституту агроекології
і природокористування НААН,
доктор економічних і
сільськогосподарських наук,
професор, академік НААН

ВІКТОРУ ВОЛОДИМИРОВИЧУ ВОЛКОДАВУ — 65

12 квітня виповнюється 65 років Волкодаву Віктору Володимировичу, кандидату сільськогосподарських наук, заслуженому працівнику сільського господарства України, членові-кореспонденту Національної академії аграрних наук України.

В.В. Волкодав народився 12 квітня 1951 р. у с. Базар Народицького р-ну Житомирської обл. У 1969 р. вступив до Української сільськогосподарської академії (НУБіП України). Після закінчення вишу працював агрономом, старшим агрономом у Рівненській та Київській областях, головним агрономом Управління кормів, лук і пасовищ Міністерства сільського господарства УРСР, головним агрономом Головного управління сільськогосподарської науки Міністерства сільського господарства УРСР, начальником Управління землеробства, виробництва зерна та охорони довкілля Головного управління землеробства Міністерства сільського господарства та продовольства України. З 1986 р. — начальник Інспектури по Українській РСР Держкомісії по сортовипробуванню сільськогосподарських культур Держагропрому УРСР. Після її реорганізації (1997–2002) очолював Державну комісію України по випробуванню та охороні сортів рослин (Державна служба з охорони прав на сорти рослин). У 2008–2014 рр. — професор кафедри насінництва і селекції. З березня 2016 р. працює провідним науковим співробітником незалежної лабораторії екології насінництва Інституту агроекології і природокористування Національної академії аграрних наук України.

Віктор Володимирович — відомий вчений, активний організатор та координатор досліджень у галузі сортовипробування, що є кінцевим та найважливішим етапом селекційної роботи. Ним удосконалено методику комплексної оцінки зернових куль-

тур за рівнем їхньої адаптивності до різних ґрунтово-кліматичних умов України, на основі яких здійснюється підбір сортів зернових культур для вирощування за інтенсивними технологіями.

В.В. Волкодав є одним із фундаторів вступу України до Міжнародного союзу з охорони нових сортів рослин. У жовтні 1995 р. Указом Президента України його призначено представником України у Раді цього союзу. З 1999 р. Віктор Володимирович очолює комісію з випробування сортів і охорони досягнень у селекції рослин при Міжурядовій координаційній раді із питань насінництва країн СНД.

Віктор Володимирович Волкодав є ініціатором і основним розробником Закону України «Про охорону прав на сорти рослин», автором проекту Закону України «Про внесення змін до Закону України «Про насіння» та низки інших нормативно-правових актів, постанов Кабінету Міністрів України щодо втілення в життя положень Закону України «Про охорону прав на сорти рослин». Під його керівництвом організовано понад 100 державних сортодослідних станцій з проведення науково-технічної експертизи сортів рослин, за результатами якої набуваються майнові права інтелектуальної власності. З його безпосередньою участю забезпечено функціонування ринку сортів та насінневого матеріалу, розроблена та впроваджується державна політика з формування сортових ресурсів рослин.

За ініціативою Віктора Володимировича Волкодава уряд України у 2003 р. утворив Державну службу з охорони прав на сорти рослин та Український інститут експертизи сортів рослин, що дало змогу забезпечити надання та охорону прав на сорти рослин, їх реєстрацію і реалізацію та сприяло розвитку національної селекції.

Значну частину наукових розробок В.В. Волкодава присвячено вивченню питань екологічної пластичності сортів рослин, упровадженню одержаних результатів, що надало можливість істотно поліпшити стан сортових ресурсів сільськогосподарських культур України, а також створити їх національний ринок та забезпечити участь України в міжнародному співробітництві.

Віктор Володимирович є автором понад 120 наукових праць та науково-методичних розробок, співавтором підручників для сільськогосподарських вишів, серед яких: «Управління якістю продукції рослинництва», «Плодоовощные ресурсы, их медико-биологическая оценка», «Агрохімія», «Міжнародні правила тестування насіння» та багато ін.

Ці розробки високо оцінено державою. У 1998 р. Указом Президента України В.В. Волкодаву присвоєно почесне звання заслуженого працівника сільського господарства України. Наукова громадськість України у 2002 р. за вагомий вклад у розвиток аграрної науки обрала В.В. Волкодава членом-кореспондентом Національної академії аграрних наук України.

Колектив Інституту агроєкології і природокористування НААН, редколегія та редакція «Агроєкологічного журналу» щиро вітають Віктора Володимировича з ювілеєм, бажають незламного козацького гарту, сил духовних і фізичних, любові і добробуту в родинному колі, творчої наснаги, невтомної праці на благо нашої держави України.

АННОТАЦИИ

Фурдычко О.И. Радиоэкологическая безопасность аграрных и лесных экосистем в отдаленный период после аварии на ЧАЭС // *Агроэкологический журнал*. — 2016. — № 1. — С. 6–13.

Институт агроэкологии и природопользования НААН

e-mail: agroecologynaan@gmail.com

Доказана повышенная роль научного обеспечения радиационного мониторинга в агросфере в отдаленный период после ядерных аварий. Сформулированы актуальные проблемы и задачи научного сопровождения по производству сельскохозяйственной продукции в зоне радиоактивного загрязнения аварийных выбросов Чернобыльской АЭС в отдаленный после аварии период. Рассмотрены радиационно-экологические аспекты производства сельскохозяйственного сырья в регионах, загрязненных вследствие Чернобыльской катастрофы. Обосновано, что дальнейшее улучшение радиологической ситуации возможно при условии проведения мероприятий, направленных на производство радиационно безопасной сельскохозяйственной продукции.

К л ю ч е в ы е с л о в а: радиоэкологическая безопасность, аграрные экосистемы, лесные экосистемы, радиационный мониторинг, радиационно безопасная продукция.

Пристер Б.С., Лев Т.Д., Виноградская В.Д., Тищенко О.Г., Пискун В.Н. Превентивная радиоэкологическая оценка территории для ведения сельскохозяйственного производства в случае радиационных аварий // *Агроэкологический журнал*. — 2016. — № 1. — С. 14–20.

Институт проблем безопасности атомных электростанций НАН Украины

e-mail: vinvd@rambler.ru

Рассмотрены основные этапы проведения превентивной радиоэкологической оценки территории для обеспечения аварийной готовности в случае аварии на АЭС, оптимизации аварийного мониторинга агросферы и принятия решения о проведении защитных мероприятий. Сформулированы требования к структуре и составу картографической информации, необходимой для превентивной оценки территории. Разработаны технологические процедуры, обеспечивающие оптимальность, точность и достоверность радиоэкологических оценок. Представлена карта радиоэкологической оценки территории Украинского Полесья, загрязненной радионуклидами вследствие аварии на ЧАЭС.

К л ю ч е в ы е с л о в а: радионуклиды, почва, растения, превентивная радиоэкологическая оценка, критичность, геоинформационные системы.

Биденко В.Н., Славов В.П. Влияние комплексонов микроэлементов на удельную активность ^{137}Cs в молоке коров // *Агроэкологический журнал*. — 2016. — № 1. — С. 21–25.

Житомирский национальный агроэкологический университет

e-mail: vpslavov@mail.ru

В течение 2008–2011 гг. проведены четыре научно-производственных опыта, во время которых изучено влияние различных комплексонов микроэлементов на переход ^{137}Cs с рациона в молоко коров. Установлено, что введение в рационы животных комплексонов микроэлементов кобальта, меди, марганца и цинка способствовало снижению удельной активности ^{137}Cs в молоке в 1,4 раза, а введение комплексонов микроэлементов цинка, марганца, меди и йода в 1,3–2,0 раза.

К л ю ч е в ы е с л о в а: комплексоны микроэлементов, удельная активность, ^{137}Cs .

Борщенко В.В., Славов В.П. Загрязнение молока коров ^{137}Cs в зависимости от качества и предложения пастбищного корма // *Агроэкологический журнал*. — 2016. — № 1. — С. 26–31.

Житомирский национальный агроэкологический университет

e-mail: borshenko_valery@ukr.net

Приведены результаты исследований по проникновению ^{137}Cs в молоко коров на протяжении летнего пастбищного сезона на двух пастбищах Народичского района Житомирской области. Исследованиями установлено, что в основном в результате снижения качества и предложения пастбищного корма удельная активность ^{137}Cs в молоке снижается, хотя этот факт менее очевиден в отношении продукции, полученной от крупного рогатого скота, что выпасался на стационарах с тяжелым гранулометрическим составом почв. Для интерпретации результатов исследований целесообразно использовать такой методический подход, который сможет обеспечить учет показателей качества и предложения пастбищного корма.

К л ю ч е в ы е с л о в а: пастбища, ^{137}Cs , молоко коров, оценка условий питания, качество пастбищного корма, предложение пастбищного корма, коровы молочного направления продуктивности.

Вясленко М.Г.¹, Стадник А.П.², Душко П.М.¹ Влияние органо-минеральных удобрений на миграцию радионуклидов в серых лесных почвах // *Агроэкологический журнал*. — 2016. — № 1. — С. 31–37.

¹ *Институт агроэкологии и природопользования НААН*

² *Белоцерковский национальный аграрный университет*

e-mail: pdushko@hotmail.com

В полевых и лабораторных исследованиях на серых лесных почвах опытного поля Института агроэкологии и природопользования НААН на протяжении восьми лет (2004–2011) изучено влияние новых отечественных органо-минеральных удобрений: Виталист, Оазис, Добродий на урожайность и качество зерна, а также при других исследованиях — уменьшение перехода радионуклидов в продукцию различных сельскохозяйственных культур, в т.ч. зерно кукурузы. Установлено, что применение указанных удобрений способствовало увеличению содержания подвижных форм фосфора и калия в почве даже при повышении урожайности, а также активизации биоты, снижению фитотоксичности почвы. Доказана экологическая и экономическая целесообразность применения новых органо-минеральных удобрений Виталист Оазис, Добродий.

К л ю ч е в ы е с л о в а: серые лесные почвы, органо-минеральные удобрения, Виталист Оазис, Добродий, урожайность, кукуруза, качество, продукция.

Виничук М.М.¹, Мандро Ю.Н.¹, Розен К.² Применение минеральных удобрений при восстановлении лесных экосистем, загрязненных радионуклидом ¹³⁷Cs // *Агроэкологический журнал*. — 2016. — № 1. — С. 37–43.

¹ *Житомирский государственный технологический университет*

² *Шведский университет сельскохозяйственных наук*

e-mail: yurii.mandro@ukr.net

Обобщены результаты трехлетних исследований по эффективности воздействия разового внесения древесной золы как загрязненной, так и не загрязненной ¹³⁷Cs, а также при их совместном внесении с калийными удобрениями на уменьшение перехода радионуклидов из почвы в молодые побеги и листья некоторых видов деревьев и дикорастущих ягодных растений лесных экосистем Полесья Украины. Показано, что разовое внесение как радиоактивно загрязненной древесной золы, так и не загрязненной вместе с калийными удобрениями (50:50 в процентном соотношении по калию) в расчете 100 кг/га калия по д.в. снижает переход радионуклидов из почвы в растения, в среднем за три года — на 35 и 20% соответственно. По отдельным видам дикорастущих ягодных растений (молодые побеги и листья черники и брусники), а также древесных пород (молодые побеги и листья рябины и дуба) коэффициенты перехода ¹³⁷Cs на третий (2014) год после внесения

мелиорантов снизились на 40–70% по сравнению с растениями контрольного варианта.

К л ю ч е в ы е с л о в а: древесная зола, калийные удобрения, лесные растения, почва.

Данкевич Е.М. Агроэкологические условия получения экологически безопасной продукции при выращивании рапса в зоне радиоактивного загрязнения // *Агроэкологический журнал*. — 2016. — № 1. — С. 44–50.

Житомирский национальный агроэкологический университет

e-mail: dankevych2020@gmail.com

Рассмотрены особенности ведения хозяйственной деятельности на радиоактивно загрязненных землях. Оценена экономическая и экологическая целесообразность выращивания рапса ярового в условиях Полесья. Доказано, что расширение площадей рапса на технические и кормовые цели является особенно актуальной задачей для районов Житомирской обл., пострадавших от последствий аварии на ЧАЭС. Обосновано, что рапс является одной из немногих культур, в продукции переработки семян которого практически не накапливаются радионуклиды. Установлены критерии влияния способов обработки почвы и доз минеральных удобрений на рост и развитие, формирование структурных элементов и их связи с урожайностью рапса ярового, закономерности поступления элементов питания, радионуклидов и тяжелых металлов в продукцию. По результатам исследований разработана и рекомендована усовершенствованная технология выращивания рапса ярового в условиях радиоактивного загрязнения, которая основывается на экономическом и энергетическом анализе эффективности производства продукции.

К л ю ч е в ы е с л о в а: рапс озимый, рапс яровой, технология выращивания, экономическая эффективность, радиоактивно загрязненные территории.

Дидух М.И., Славов В.П. Особенности радиоактивного загрязнения агроэкосистем Полесья Украины в отдаленный период после аварии на ЧАЭС // *Агроэкологический журнал*. — 2016. — № 1. — С. 51–58.

Житомирский национальный агроэкологический университет

e-mail: vpslavov@mail.ru

Приведены результаты оценки по особенностям загрязнения агроэкосистем Полесья Украины в отдаленный период после аварии на ЧАЭС. Показано, что основные факторы влияния на поступление ¹³⁷Cs из почвы радиоактивно загрязненных сельскохозяйственных угодий в отдаленный период не отличаются от факторов предыдущего периода. Установлено, что современные уровни удельной

активности ^{137}Cs в почвах агроценозов более чем вдвое ниже по сравнению с естественными фитоценозами. Несмотря на значительный уровень загрязнения почв, степень загрязнения сельскохозяйственной продукции является достаточно низкой и не превышает допустимых уровней радионуклидов (ДР-2006).

К л ю ч е в ы е с л о в а: агроэкосистемы, агроценозы, фитоценоз, радиоактивное загрязнение, ^{137}Cs , коэффициент перехода, отдаленный период течения радиационной ситуации.

Егорова Т.Н. Синергизм ^{137}Cs и дисбаланса питательных микроэлементов в агроландшафтах Полесья Украины // Агроэкологический журнал. — 2016. — № 1. — С. 59–64.

Институт агроэкологии и природопользования НААН

e-mail: egorova_geochem@rambler.ru

Рассмотрены вопросы комплексного воздействия радиоактивного загрязнения и биогеохимического дисбаланса питательных микроэлементов на растительность и организм человека на территории Украинского Полесья. Описаны синергетические эффекты воздействия радиационного облучения и дисбаланса Co , Mo , Zn на сельскохозяйственные растения, животных и население. Обобщены параметры биогенной миграции ^{137}Cs , Co , Mo , Zn в ландшафтах Украинского Полесья. Показаны синергетические особенности биогенной миграции между ^{137}Cs и Co , Mo и Zn при переходе их из почвы в растительность. Установлены соответствующие корреляционные связи между уровнями радиационных рисков территорий и распространенностью эндемических микроэлементов местного населения.

К л ю ч е в ы е с л о в а: радионуклиды, биогеохимический дисбаланс, синергизм, ландшафт, Украинское Полесье.

Ковалева С.П. Производство радиоактивно безопасной продукции птицеводства на радиационно загрязненной территории // Агроэкологический журнал. — 2016. — № 1. — С. 65–70.

Житомирский филиал ГУ «Институт охраны почв Украины»

e-mail: soils@ukrpost.ua

Приведены результаты исследований особенностей накопления ^{137}Cs в продуктах забоя уток при экстенсивном выращивании на радиоактивно загрязненной территории ($>555 \text{ kBк/м}^2$) в условиях безвыгульного и выгульного способов содержания. Установлено, что выращивание уток при выгульном способе содержания способствует снижению накопления радионуклидов в организме птицы по сравнению с безвыгульным способом. Обосновано, что выращивание уток во второй зоне радиоактивного загрязнения позволяет про-

изводить экологически безопасную продукцию с уровнем загрязнения ^{137}Cs ниже ДР-2006.

К л ю ч е в ы е с л о в а: утки, выгульный и безвыгульный способ, радиоактивно загрязненная территория, ^{137}Cs .

Конищук В.В. Чернобыльский радиационно-экологический биосферный заповедник в системе Панъевропейской экосети // Агроэкологический журнал. — 2016. — № 1. — С. 71–81.

Институт агроэкологии и природопользования НААН

Общественный Совет Министерства экологии и природных ресурсов Украины

e-mail: konishchuk_vasyl@ukr.net

Проведен ретроспективный анализ основных этапов создания Чернобыльского радиационно-экологического биосферного заповедника, проект указа о его создании по представлению Министерства экологии и природных ресурсов Украины находится на рассмотрении в Администрации Президента Украины. Систематизированы категории сохранения видов флоры и фауны проектируемого Чернобыльского биосферного заповедника на площади 227,3 тыс. га. Научная работа будет способствовать определению путей оптимизации природоохранных мероприятий, фонового мониторинга радиационно загрязненных территорий в контексте формирования Панъевропейской экосети. Создание заповедника позволит сохранить в естественном состоянии уникальные экосистемы Полесья, обеспечить поддержку и повысить барьерную функцию Чернобыльской зоны отчуждения и зоны безусловного (обязательного) отселения, стабилизировать гидрологический режим и восстановить территории, загрязненные радионуклидами; проведение международных научных исследований и мониторинга состояния окружающей среды.

К л ю ч е в ы е с л о в а: природно-заповедный фонд, Панъевропейская экосеть, Чернобыльская АЭС, Красная книга Украины, программа МАВ UNESCO, Полесье, Украина.

Краснов В.П.¹, Курбет Т.В.¹, Корбут М.Б.¹, Бойко А.Л.² Распределение ^{137}Cs в лесных экосистемах Полесья Украины // Агроэкологический журнал. — 2016. — № 1. — С. 82–87.

¹ *Житомирский государственный технологический университет*

² *Киевская научно-исследовательская станция Украинского научно-исследовательского института лесного хозяйства и агролесомелиорации им. Г.Н. Высоцкого*

e-mail: krasnov_vp@mail.ru

Приведены результаты исследований влажных боров и сугрудов по распределению ^{137}Cs в компонентах лесных экосистем Полесья Украины.

Установлено, что и на данное время наибольшая доля суммарной активности радионуклидов концентрируется в почве (влажные боры — 86,27%, влажные сугруды — 98,88%). На бедных песчаных почвах имеет место интенсивная миграция ^{137}Cs в древесные породы. Во влажных борах значение удельной активности ^{137}Cs составляет: в древесине сосны обыкновенной — 1451 ± 119 Бк/кг, хвое годовалой — 18750 ± 1650 , во внутренней части коры — 22783 Бк/кг, во влажных сугрудах эти показатели были значительно ниже — 65 ± 4 , 790 ± 64 и 918 Бк/кг соответственно.

К л ю ч е в ы е с л о в а: радионуклиды, радиоактивное загрязнение почвы, удельная активность радионуклидов, лесные насаждения, дерново-подзолистые почвы.

Ландин В.П. Радиационно-экологические проблемы восстановления сельскохозяйственного производства в Украинском Полесье // Агроэкологический журнал. — 2016. — № 1. — С. 89–93.

Институт агроэкологии и природопользования НААН

e-mail: vlad_land@ukr.net

Проанализированы радиационно-экологические проблемы реабилитации сельскохозяйственного производства в Украинском Полесье в отдаленный период после аварии на Чернобыльской АЭС. Оценена степень радиоактивного загрязнения сельскохозяйственных культур радионуклидами ^{137}Cs и ^{90}Sr . Выявлена вариабельность корреляционной связи между потенциальной способностью сельскохозяйственных растений накапливать радионуклиды и интенсивностью потоков радионуклидов с урожаем. Установлены эффективные системы удобрения для снижения накопления радионуклидов сельскохозяйственными культурами. Обоснована необходимость научного сопровождения разработки и реализации контрмер.

К л ю ч е в ы е с л о в а: вынос радионуклидов с урожаем, реабилитация сельскохозяйственного производства, Украинское Полесье, контрмеры.

Лукомский А.Н., Гранкивский М.В. Вероятность превышения дозовой нагрузки на население Народического района по величине радиоактивного загрязнения природного травостоя // Агроэкологический журнал. — 2016. — № 1. — С. 94–99.

Житомирский национальный агроэкологический университет

e-mail: lykomskyy_1982@ukr.net

Приведены результаты оценки в отношении риска превышения дозовой нагрузки населения Народического района по величине радиоактивного загрязнения природного травостоя в зависимости от почвенных условий. Установлены дестабилизирующие факторы миграции радионуклидов в си-

стеме «почва – травостой». Полученные результаты в качестве базовых могут использоваться для обоснования изменения статуса населенных пунктов, определения очередности реабилитации земель, планирования и целенаправленного применения контрмер с целью производства экологически безопасной сельскохозяйственной продукции.

К л ю ч е в ы е с л о в а: оценка риска, радиоактивное загрязнение, травостой, продукция животноводства, дестабилизирующие факторы.

Мельничук А.О., Нетреба Ю.А., Кочик Г.М. Оценка современной радиологической ситуации на лугах Житомирской области // Агроэкологический журнал. — 2016. — № 1. — С. 100–106.

Институт сельского хозяйства Полесья НААН

e-mail: isgpkor@ukr.net

По результатам мониторинговых исследований определен уровень загрязнения радионуклидами основных сельскохозяйственных культур, производимых для собственного потребления в частных хозяйствах на радиоактивно загрязненной территории северных районов Житомирской обл. Превышений допустимого уровня (100 Бк/кг) ^{137}Cs в молоке за пастбищный период не зафиксировано. Концентрация ^{137}Cs в листовой зелени (95%), овощной продукции (36%) в зависимости от вида и места отбора, лесной продукции (Коростенский р-н) вокруг некоторых населенных пунктов достигает 2463 – 9587 Бк/кг, что превышает ДР-2006 в 5–19 раз. Осуществлен радиологический мониторинг лугопастбищных угодий. Отмечена высокая плотность и пестрота загрязнения в пределах исследуемых районов и удельная активность ^{137}Cs в растениях кормовых культур и лугопастбищной растительности.

К л ю ч е в ы е с л о в а: радиоактивное загрязнение, плотность загрязнения, почва, молочная продукция, овощная продукция, радионуклиды, удельная активность, уровень накопления.

Науменко А.С., Макачук О.В., Костенко А.В. Радиологическое состояние сельскохозяйственных угодий Украинского Полесья // Агроэкологический журнал. — 2016. — № 1. — С. 107–111.

Государственное учреждение «Институт охраны почв Украины»

e-mail: ecovid@ukr.net

Определены площади сельскохозяйственных угодий с разной плотностью загрязнения радионуклидами ^{137}Cs и ^{90}Sr по результатам агрохимического обследования земель сельскохозяйственного назначения в Черниговской, Киевской, Житомирской, Ровенской и Волынской областях за период 2010–2014 гг. Эти данные обобщены в ходе исследования почвенного покрова зоны Украинского Полесья. С учетом характерных почвенно-климатических особенностей для типичных экосистем

Полесья, масштабов радиоактивного загрязнения и того факта, что сельское хозяйство является основным сектором региональной экономики и основной сферой занятости населения, обоснована целесообразность проведения полномасштабного уточняющего радиоэкологического обследования земель.

К л ю ч е в ы е с л о в а: почва, радиоактивное загрязнение, Полесье, радионуклиды ^{137}Cs , ^{90}Sr .

Пристер Б.С.¹, Проневич В.А.² Влияние эколого-почвенных условий на формирование радиационной ситуации на территориях, загрязненных в результате аварии на ЧАЭС // *Агроэкологический журнал*. — 2016. — № 1. — С. 112–120.

¹ *Институт проблем безопасности атомных электростанций НАН Украины*

² *Институт агроэкологии и природопользования НААН*

e-mail: vasyi.pronevych@mail.ru

Рассмотрены особенности формирования радиационной ситуации в сельскохозяйственном производстве на территориях, загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС. На основе обобщения послеаварийного опыта осуществлена оценка эффективности систем контрмер, направленных на снижение уровня радиоактивного загрязнения сельскохозяйственной продукции. Сформулированы актуальные проблемы и задачи научного сопровождения производства сельскохозяйственной продукции в зоне радиоактивного загрязнения на удаленный послеаварийный период. Обосновано, что использование современных технологий и ведения рентабельного сельскохозяйственного производства является оптимальным способом реабилитации загрязненных территорий. Процессы естественного восстановления не смогут в ближайшее время нормализовать радиационную ситуацию, поэтому проведение специальных мероприятий на загрязненных территориях остается актуальной задачей и в дальнейшем.

К л ю ч е в ы е с л о в а: радиоактивное загрязнение, облучение населения, научные исследования, торфяные почвы, сельскохозяйственные культуры, естественные пастбища, молоко коров.

Райчук Л.А., Гриник О.И. Состояние и проблемы аграрного производства на радиоактивно загрязненных территориях Киевского Полесья // *Агроэкологический журнал*. — 2016. — № 1. — С. 121–126.

Институт агроэкологии и природопользования НААН

e-mail: agroecology_naan@ukr.net

Проанализированы проблемы сельскохозяйственного производства на радиоактивно загрязненных землях Киевского Полесья по состоянию на 2014 г. Выявлены эффективные меры и раз-

работаны первоочередные шаги по получению радиоактивно безопасной сельскохозяйственной продукции на территориях, пострадавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС. Усовершенствована специализация аграрного производства в зависимости от уровня загрязнения территории радионуклидами.

К л ю ч е в ы е с л о в а: радиационное загрязнение, реабилитация территории, региональное развитие, Киевское Полесье.

Романчук Л.Д., Вербельчук С.П., Вербельчук Т.В. Особенности формирования дозы внутреннего облучения населения при потреблении рыбы из водоемов Полесья Украины // *Агроэкологический журнал*. — 2016. — № 1. — С. 127–131.

Житомирский национальный агроэкологический университет

e-mail: verba555@rambler.ru

Обоснованы экологические особенности проживания населения северных районов Украинского Полесья, обусловленные прямыми и пищевыми контактами радиоактивно загрязненных водных объектов в результате аварии на ЧАЭС. Определено, что в результате потребления рыбы из загрязненных радионуклидами водоемов, — которая накапливает в себе определенное количество радионуклидов, — местное население получает дополнительное облучение. Изложены результаты исследований по накоплению ^{137}Cs и ^{90}Sr в организме некоторых видов пресноводной рыбы из территориальных водоемов и осуществлено оценивание доз внутреннего облучения сельского населения в результате ее потребления.

К л ю ч е в ы е с л о в а: радионуклиды, дозовые нагрузки, рыба, внутреннее облучение, удельная активность.

Савчук И.Н. Удельная активность ^{137}Cs в свинине при использовании в рационе животных различных доз белково-витаминно-минеральной добавки // *Агроэкологический журнал*. — 2016. — № 1. — С. 132–135.

Институт сельского хозяйства Полесья НААН
e-mail: isgpo_zt@ukr.net

Разработаны составы зерносмесей для откорма молодняка свиней в третьей зоне (гарантированного добровольного отселения) радиоактивного загрязнения с введением в их состав различных доз белково-витаминно-минеральной добавки и высокобелковых кормов местного производства. Установлено, что в результате замены в составе зерносмеси 10% белково-витаминно-минеральной добавки на аналогичное количество дерти пеленки (II исследовательская группа) и дерти люпина (III исследовательская группа) удельная активность ^{137}Cs в мышечной ткани, печени и сале свиней по сравнению с контролем повышается соответственно — на 6,1–32,8, 23,6–27,0 и 3,1–11,2%.

К л ю ч е в ы е с л о в а: домашняя свинья, удельная активность ^{137}Cs , мясо, сало, белково-витаминно-минеральная добавка, зерносмесь.

Скидан О.В. Пути реабилитации радиоактивно загрязненных территорий при выращивании энергетических фитокультур // Агроэкологический журнал. — 2016. — № 1. — С. 136–139.

Житомирский национальный агроэкологический университет

e-mail: skydano@mail.ru

Обосновано, что возрождение радиоактивно загрязненных территорий вследствие аварии на ЧАЭС и их дальнейшее развитие возможно за счет реализации мероприятий, направленных на стимулирование их экономической активной деятельности. Проведенные исследования и накопленный опыт показали, что перспективным направлением развития пострадавших регионов является реализация на этих территориях проектов по производству и переработке энергетических культур, что также будет способствовать развитию их экономического потенциала.

К л ю ч е в ы е с л о в а: радиоактивное загрязнение, энергетические культуры, стратегия, инновации.

Ступенко О.В., Витриховский П.И., Гирник В.В. Накопление ^{137}Cs в урожае сельскохозяйственных культур в зависимости от влияния агрохимических факторов // Агроэкологический журнал. — 2016. — № 1. — С. 140–145.

ННЦ «Институт земледелия НААН»

e-mail: girvik@mail.ru

Обобщены результаты многолетних исследований влияния систем удобрения и химической мелиорации на переход ^{137}Cs в урожай сельскохозяйственных культур. Изучено влияние дефицита для растений таких важных элементов питания, как магний и сера, которые обеспечивают азотный, фосфорный и углеводный обмен в организме растений и определяют формирование урожая и его качество; известкования и уровня обеспечения почвы фосфором и калием, доз азотных удобрений, внесенных во время подпитки, на накопление в них радионуклидов.

К л ю ч е в ы е с л о в а: агрохимические факторы, переход ^{137}Cs , радионуклиды, удельная активность, радиоактивно загрязненный, сельскохозяйственные угодья.

Чоботько Г.М. Радиоэкологический мониторинг селитебных территорий в регионе Украинского Полесья // Агроэкологический журнал. — 2016. — № 1. — С. 145–152.

Институт агроэкологии и природопользования НААН

e-mail: chobotko@ukr.net

Приведены результаты анализа и установлены закономерности выявления критических экосистем и факторов, определяющих дозовые нагрузки на население территории Украинского Полесья, загрязненной радионуклидами вследствие аварии на ЧАЭС.

К л ю ч е в ы е с л о в а: радиоэкологический мониторинг, критические экосистемы, радионуклиды, трофические цепи, плотность радиоактивного загрязнения.

Шумигай И.В. Радиоэкологическая и токсикологическая характеристика воды реки Уж // Агроэкологический журнал. — 2016. — № 1. — С. 152–156.

Институт агроэкологии и природопользования НААН

e-mail: innashum27@gmail.com

Гидросфера является одним из основных резервуаров, куда в конечном итоге поступают искусственные радионуклиды, образующиеся при ядерных взрывах и в процессе эксплуатации атомных электростанций. Радиоактивные элементы попадают в поверхностные водоемы в результате сброса в их воды радиоактивных отходов, захоронения отходов на дне и пр. В результате аварий на атомных электростанциях, в частности на ЧАЭС, значительный вклад в формирование радиоактивности выбросов приносят «долгоживущие» радионуклиды — ^{90}Sr и ^{137}Cs . Определена концентрация данных искусственных радионуклидов в водах р. Уж на территории Киевской обл. и их опасность для ихтиофауны. Установлено, что ^{137}Cs и ^{90}Sr содержатся в воде, в основном, в растворенном виде. Также подавляющее количество радионуклидов в экосистеме концентрируется в донных отложениях. Выявлено, что для процессов очистки вод от радионуклидов значительную роль играют ямы-ловушки загрязненного ила.

К л ю ч е в ы е с л о в а: Чернобыльская катастрофа, радиоактивное загрязнение, радионуклиды, поверхностные воды, ихтиофауна, очистка.

ABSTRACT

Furdychko O. Radioecological safety of agricultural and forest ecosystems in the remote period after the accident on Chernobyl Nuclear Power Plant / Agroecological Journal. — 2016. — No. 1. — P. 6–13.

Institute of Agroecology and Environmental Management of National Academy of Agrarian Sciences of Ukraine

e-mail: e-mail: agroecologynaan@gmail.com

Enhancing the role of scientific providing of radiation monitoring in agrosphere in the remote period of the radiation situation development after nuclear and radiation accidents has been justified. Recent problems and challenges of scientific support of agricultural production in the zone of Chernobyl NPP accidental emissions radioactive contamination in a remote period after the accident have been formulated. Radiation and environmental aspects of agricultural raw materials production in the regions contaminated by the Chernobyl disaster have been reviewed. It has been substantiated that further improvement of the radiological situation is possible with implementation of countermeasures aimed at the production of radioactively safe agricultural products and a thorough radiological control at its all levels.

K e y w o r d s : Radiological Safety, agricultural ecosystems, forest ecosystems, radiation monitoring, radioactively safe products.

Prister B., Lev T., Vynohrads'ka V., Tyshchenko O., Piskun V. Preventive radioecological assessment of the area used for agricultural production in the event of radiation accidents / Agroecological journal. — 2016. — No. 1. — P. 14–20.

Institute for safety problems of nuclear power plants of the National Academy of Sciences of Ukraine

e-mail: vinvd@rambler.ru

The main stages of the preventive radioecological assessment of territory were considered for the emergency preparedness response in case of accidents at NPP, optimization of agrosphere emergency monitoring and decision to hold the protective measures. The requirements were formulated for cartographic information structure and composition which is necessary for preventive assessment of territory. The technological procedures were developed which provide the adequacy, accuracy and reliability of radioecological assessments. It shows a map of radioecological assessment of Ukrainian Polissia territory contaminated with radionuclides due to the Chernobyl accident.

K e y w o r d s : radionuclides, soil, plants, preventive radioecological assessment, criticality, geoinformation systems.

Bidenko V., Slavov V. Complexonates microelements effect on specific activity of ^{137}Cs in cow's milk / Agroecological journal. — 2016. — No. 1. — P. 21–25.

Zhitomir National Agroecological University

e-mail: vpslavov@mail.ru

In the period of 2008–2011 four scientific-industrial experiments have been conducted. The paper researches the results related to the effect of different complexonates microelements on ^{137}Cs passing out of the dairy cow diet into the milk. It has been stated that the application of complexonates microelements of copper, medium, manganese, zink into the cow's diet facilitates the decrease of milk specific activity in 1.4 times. The application of complexonates microelements of zink, manganese, copper, iodine facilitated the decrease ^{137}Cs specific activity in milk in 1.3–2.0 times.

K e y w o r d s : complexonates microelements, specific activity, ^{137}Cs .

Borshchenko V., Slavov V. Cow's milk contamination with ^{137}Cs depending on quality and supply of pasturage // Agroecological journal. — 2016. — No. 1. — P. 26–31.

Zhitomir National Agroecology University

e-mail: borshenko_valery@ukr.net

The results of studies on transferring of ^{137}Cs to cow's milk during the grazing season on two pastures in Narodychi district, Zhytomyr region, which differ in ^{137}Cs ground deposition and intensity accumulation of radionuclide by herbage. It has been proposed a specific methodical approach for interpreting the radiological consequences of the pastures use by grazing cows. This approach is that the contamination of cow's milk should be linked to the quality and supply of pasture forage. Research has found that in most cases reducing the quality and supply of pasture grass the activity of ^{137}Cs in milk decreases, although this fact is less obvious to hospitals with severe particle size and high ^{137}Cs ground deposition. This can be explained by ^{137}Cs of the soil origin on contamination of cow's milk.

K e y w o r d s : pastures, ^{137}Cs , cow's milk, radiological consequences of cows grazing, evaluation of nutrition conditions, quality grazing forage, pasture offer food, dairy cow productivity.

Vasylenko M.¹, Stadnyk A.², Dushko P.¹ Impact of organic fertilizers on radionuclide migration in gray forest soils // Agroecological journal. — 2016. — No. 1. — P. 31–37.

¹ *The Institute of Agroecology and Environmental Management of National Academy of Agrarian Sciences of Ukraine*

² *Bila Tserkva National Agrarian University*
e-mail: pdushko@hotmail.com

In field and laboratory studies on gray forest soils of the experimental field of the Institute of Agroecology and Environmental management of NAAS for eight years (2004–2011 years) we studied the effect of new domestic organic fertilizers Vitalyst, Oasis, Dobrodiy on grain quality and yield of different crops including corn. The use of organic fertilizers increases the yield of grain corn by 13.2–37.9%, and improves the quality of crops, protein content in grain corn increases by 0.97–1.20%. During the application of organic fertilizers hydrolytic acidity of soil, humus content and heavy metals were on the level of control, it positively influenced the content of amphoteric bases Ca²⁺ and Mg²⁺, increasing the content of mobile forms of phosphorus and potassium and helping transform soluble phosphorus and potassium in mobile forms. The use of organic fertilizers increases the yield of grain corn by 13.2–37.9% and improves product quality of crops, protein content in grain corn rose to 0.97–1.20%. The content of mobile forms of phosphorus and potassium in the soil does not decrease with increasing productivity, and even slightly increased. It has been practically proven environmental and economic feasibility of new organic fertilizers Vitalyst, Oasis, Dobrodiy. The use of organic fertilizers reduces the transfer of radionuclides in the production of crops. The content of mobile forms of phosphorus and potassium in the soil were higher, even with an increase in yield, biota functioned more actively, soil phytotoxicity decreased. We have proven environmental and economic feasibility of new organic fertilizers Vitalyst, Oasis, Dobrodiy.

Key words: gray forest soils, organic-mineral fertilizers, Vitalyst, Oasis, Dobrodiy, yield, corn, quality and product.

Vinichuk M.¹, Mandro Yu.¹, Rozen K.² The application of mineral fertilizers in order to restore forest ecosystems contaminated with radionuclide ¹³⁷Cs // *Agroecological journal*. — 2016. — No. 1. — P. 37–43.

¹ *Zhytomyr State Technological University*

² *Swedish University of Agricultural Sciences*
e-mail: yurii.mandro@ukr.net

The results of three years research on the effectiveness of impact of one-time application of wood ash both contaminated and non-contaminated with ¹³⁷Cs, and their combined introduction of potassium fertilizers to reduce radionuclide transfer from soil to shoots and leaves of some species of trees and wild berry plants in forest ecosystems of Ukrainian Polissia. It has been demonstrated that the introduction of a single application of wood ash both contami-

nated with ¹³⁷Cs and non-contaminated combined with potassium fertilizers (50:50 on a percentage of potassium) at the rate of 100 kg of potassium to 1 ha reduces the transition of radionuclides from soil to studied plants on average for three years to 35 and 20% respectively. For some types of wild berry plants (young shoots and leaves of blueberries and cranberries) and trees (young shoots and leaves of mountain ash and oak) coefficients of ¹³⁷Cs transfer during the third (2014) year after applying meliorants decreased by 40–70% compared with plants control split.

Key words: wood ash, potash, forest plants, soil.

Dankevych Ye. Agroecological conditions for receiving environmentally safe products by growing rape in the zone of radioactive contamination // *Agroecological journal*. — 2016. — No. 1. — P. 44–50.

Zhytomir National Agroecology University
e-mail: borshenko_valery@ukr.net

The article deals with the peculiarities of economic activities on contaminated lands. We have given economic and environmental assessment of the feasibility of cultivation of spring rape in conditions of Polissya. We proved that expanding the area of technical and feed purposes are particularly relevant for areas of Zhytomyr region which suffered from the consequences of the Chernobyl accident. We proved that this is one of the few crops in which seed processing products hardly accumulate radionuclides. We have established criteria of influence cultivation methods and doses of fertilizers on growth and development, formation of structural elements and their relationship with yield of spring rape, regularities of the nutrition income, as well as radionuclides and heavy metals penetration into the products. According to the results of the investigation the improved technology of spring rape growing under contamination conditions has been worked out and recommended/ the technology is based on economic and energetic analyses of the product efficiency.

Key words: winter rape, spring rape, growing technology, economic efficiency, radioactively contaminated territory.

Didukh M., Slavov V. Features of radioactive contamination of agroecosystems of Ukrainian Polissya in the remote period after the accident on Chernobyl Nuclear Power Plant // *Agroecological journal*. — 2016. — No. 1. — P. 51–58.

Zhytomyr National Agroecological University
e-mail: vpslavov@mail.ru

The assessment materials of pollution features of agro-ecosystems of Ukrainian Polissya in the remote period after the accident are described in the article. It is shown that the main factors of influence on the flow of ¹³⁷Cs from soil of contaminated agricultural land during a distant period do not differ from the

previous period factors. It was found that current levels of ^{137}Cs specific activity in soils of agrocenosis almost two and more times less than in the natural plant phytocenosis. The depth of massive infiltration of ^{137}Cs in soils of arable land is much greater than in virgin soils, and almost completely determined by the process of root transfer and working capacity of the reservoir, which varies in the area of research from 10 cm to 30 cm. Despite the significant pollution of soil, the level of contamination of agricultural production is relatively low and does not exceed the permissible levels of radionuclides (DR-2006). Thus the highest rate of ^{137}Cs transfer is noticed from soil to products of natural lands (0.06–0.66) and depends on the season and type of land.

Key words: agricultural, agrocenosis, phytocenosis, radioactive contamination, ^{137}Cs , transfer factor, the remote period of the radiation situation.

Yehorova T. Synergy by ^{137}Cs and nutritious microelements imbalance in agricultural landscapes of Ukrainian Polissya // *Agroecological journal*. – 2016. – No. 1. – P. 59–64.

Institute of Agroecology and environmental of National Academy of Agrarian Sciences of Ukraine
e-mail: egorova_geochem@rambler.ru

In the article we considered the overall impact of several dangerous geochemical factors on vegetation and human body on the territory of Ukrainian Polissya. Such factors are radiation contamination and biogeochemical imbalance of micronutrients. We identify and describe synergistic exposure effects of radiation and the imbalance of Co, Mo, Zn on agricultural plants, livestock and people. We have summarized the parameters of the biogenerenic migration of ^{137}Cs , Co, Mo, Zn in the landscapes of Ukrainian Polissya. We have established synergistic features of the biogenic migration of ^{137}Cs with Co and Mo with Zn in the transition from soil into vegetation. The corresponding correlation between the levels of radiation risks areas and the prevalence of endemic microelementosis among the local population is obtained.

Key words: radionuclides, biogeochemical imbalances, synergy, landscape, Ukrainian Polissya.

Koval'ova S. Production of radiologically safe poultry breeding products in contaminated areas // *Agroecological journal*. – 2016. – No. 1. – P. 65–70.

Zhytomyr Branch of the State Enterprise «Ukrainian Soils Protection Institute»
e-mail: soils@ukrpost.ua

The main goal of the research was to study the possibility of radiologically-safe duck farming on territories polluted with ^{137}Cs nuclide in consequence of Chernobyl Disaster. The main part of the experimental work took place at Khrystynivka village (Narodychi district, Zhytomyr region), where density of surface pollution with ^{137}Cs by the time of experi-

ments was still at the levels more than 555 kBq/m². To study the dynamics of processes the research was divided into 2 parts and conducted by the same methods during 2001 and 2012. 60 animals of 1-day age were selected for research. During the 1-st month of life animals were kept and fed at the same conditions. Being at the age of 30 days the ducks were split into 2 groups of 25 animals in each of them (considering some of animals were discarded). The further research has been done for 2 groups separately with taking samples of 60 and 90-days age animals. It has been found that those animals that were kept from moving out of limited farming area contained in their flesh and internals more radionuclides than those who were let to move around. It has been proven that duck farming in the 2-nd zone of radioactive pollution can provide producing of duck meat with acceptable levels of ^{137}Cs activity and the results of research allow to expect further decreasing of duck meet radioactivity up to 50% by 2020 comparing to 2012 levels.

Key words: duck farming, radioactivity, ^{137}Cs .

Konishchuk V. Chernobyl radiation-ecological biosphere reserve in the system of Pan-European econetwork // *Agroecological journal*. – 2016. – No. 1. – P. 71–81.

Institute of Agroecology and Environmental Management of National Academy of Agrarian Sciences of Ukraine
e-mail: konishchuk_vasyil@ukr.net

A retrospective analysis of the basic stages of creating the Chernobyl radiation-ecological biosphere reserve has been done, a draft decree for its establishment on the proposal of the Ministry of Ecology and Natural Resources of Ukraine is under consideration by the Presidential Administration of Ukraine. We systematized categories of conservation flora and fauna of the projected Chernobyl Biosphere Reserve on the area of 227.3 thousand ha. Scientific work will help determine the optimization of environmental activities, background monitoring of contaminated areas in the context of pan-European ecological network. Creating Reserve will keep in its natural state unique Woodlands ecosystem, provide support and improve the barrier function of the Chernobyl exclusion zone and zone of unconditional (obligatory) resettlement, stabilize and restore the hydrological regime of contaminated territory. The reserve will be of great interest for international research and monitoring of the environment.

Key words: Nature Reserve Fund Pan European ecological network, the Chernobyl Nuclear Power Plant, Red Book of Ukraine, the program MAB UNESCO, Woodlands, Ukraine.

Krasnov V.¹, Kurbet T.¹, Korbut M.¹, Boyko O.² ^{137}Cs allocation in forest ecosystems of Ukrainian Polissya // *Agroecological journal*. – 2016. – No. 1. – P. 82–87.

¹ *Zhytomyr State Technological University, Zhytomyr*

² *Kyiv Scientific Research Center of Scientific Research Institute of Forestry and Agro-Forest Amelioration named after G.N. Vysotsky*

e-mail: krasnov_vp@mail.ru

It is determined that at present the largest share of the total activity of radionuclides in biogeocenosis is concentrated in soil: 86.27% — in wet pinewoods; and 98.88% — in wet sudubravas. It was determined that migration of radionuclides to woody plants in wet sudubravas is considerably less than that observed in wet bory. Thus, in 2012, the forest stand in wet sudubravas contained only 0.12% of ¹³⁷Cs total activity in biogeocenosis. In wet pinewoods this ratio is much higher — 7.48% (by 62.3 times). The analysis of the distribution of the total activity of ¹³⁷Cs in phytocenosis of the studied types of forest conditions showed that the highest radionuclide content is observed in the forest stand. ¹³⁷Cs content in the plants lower layer is much lower. As it has been already mentioned, the value of the radionuclide specific activity in these plants is higher than in tree organs and parts of trees. But the mass of the tree layer is much bigger than the mass of any layer of plants located lower. Thus, the comparison of the mass of plants and the specific activity of the radionuclides in plants of each plant layer makes it possible to give preference to the first index in the distribution of the total activity in phytocenosis.

Key words: radionuclides, soil radiation contamination, radionuclide specific activity, forest plantations, soddy-podzolic soils.

Landin V. Radiation-ecological problems of agricultural production restoring in Ukrainian Polissya // *Agroecological journal.* — 2016. — No. 1. — P. 88–93.

Institute of Agroecology and Environmental Management of National Academy of Agrarian Sciences of Ukraine

e-mail: vlad_land@ukr.net

Radiation and environmental problems of agricultural production rehabilitation in Ukrainian Polissya in the remote period after the Chernobyl accident have been analyzed. The degree of crops radioactive contamination with radionuclides ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr has been appreciated. Variability of correlation between potential of agricultural plants ability to accumulate radionuclides and intensity of radionuclides flows with harvest has been discovered. The most effective fertilization system to reduce the accumulation of radionuclides by crops has been established. The need for scientific support of development and implementation of countermeasures has been justified.

Key words: radionuclides removal with harvest, rehabilitation of agricultural production, Ukrainian Polissya, countermeasures.

Lukoms'kyy O., Hrankivs'kyy M. The probability of exceeding the dose load for population in Narodychi district by the size of radioactive contamination of vegetation // *Agroecological journal.* — 2016. — No. 1. — P. 94–99.

Zhytomyr National Agroecological University

e-mail: lykomskyy_1982@ukr.net

The estimation results of exceeding risk of the dose loading of population in Narodychi district are resulted, according to radiological contamination of natural grass, depending on ground conditions. The destabilizing factors of radionuclide migration are set in the system of «soil–grass». The received results can be used for substantiation for changing the status of settlements, definition the sequence of ground rehabilitation, planning and purposeful application counter-measures for qualitative agricultural production on critical territories in future.

Key words: risk estimation, radiocontaminant, natural grass, stock-raising products, destabilizing factors.

Mel'nychuk A., Netreba Yu., Kochyk H. Assessment of current radiological situation in the meadows of Zhytomyr region // *Agroecological journal.* — 2016. — No. 1. — P. 100–106.

Institute of agriculture of Poles'ya of National Academy of Agrarian Sciences of Ukraine

e-mail: isgpkor@ukr.net

According to the results of monitoring studies we determined the level of radioactive contamination of major crops produced for self-consumption in private households in the contaminated area of the northern districts of Zhytomyr region. Monitoring studies we conducted at the Institute of Agriculture Polesie NAAS on the farm area in II–IV zones of radioactive contamination at the sod-podzolic and peat soils. We used data on radiological monitoring in the farms of the northern districts of Zhytomyr region and contaminated milk and the main types of agricultural products («green» products, vegetables, forest products) produced by private households. Toward Integrated Monitoring studies we conducted observations at fixed points (PT) on grassland. It witnessed a high density and diversity of contamination within the studied area (1.0–15.1 Ci/km²) and the specific activity of ¹³⁷Cs (82–308 Bq/kg) in plants of fodder crops and grassland vegetation (60–337 on sod-podzolic and 612 Bq/kg of peat soils air-dry weight). In some areas the level of ¹³⁷Cs contamination can reach 721–3376 Bq kg (6–27 Ci/km²). According to monitoring results for certain types of agricultural production in the private sector, it was found that the excess of the allowable level (100 Bq/kg), the specific activity of ¹³⁷Cs in milk (according to the DR-2006) on the grazing period is not noted, but the increase in internal radiation dose of a human body is due to their high content (59–79 Bq/kg). The activity of

^{137}Cs in leafy greens varied depending on the type of vegetable production and location selection within 43–179 Bq/kg, and in the forest products (Korosten district) in the forests around individual settlements it reaches 2463–9587 Bq/kg, exceeding the DR-2006 5–19 times.

Key words: radiocontaminant, closeness of contamination, soils, suckling products, vegetable products, radionuclides, specific activity, level of accumulation.

Naumenko A., Makarchuk O., Kostenko O. Radiological condition of farmland in Ukrainian Polissya // *Agroecological journal*. — 2016. — No. 1. — P. 107–111.

State Institution «Soils Protection Institute of Ukraine»

e-mail: ecovid@ukr.net

The accident at the Chernobyl nuclear power station caused a radioactive pollution in 1986. The size of distribution of radioisotopes is considered to be a global catastrophe. Due to the escalation of radioactive clouds and characteristic peculiarities of climate and soil typical for biogeocenose of Polissya, the examination of soil of agricultural lands resulted in concluding that the most contaminated regions are Chernihiv, Kyiv, Zhytomyr, Rivne, and Volyn regions. The analysis of the density of soil contamination with ^{137}Cs and ^{90}Sr which has been done through radiological monitoring for thirty years after the Chernobyl accident is currently important due to the fact that the half reduction of radio isotopes usually takes such a period of time. Therefore, this article presents agricultural land areas of contaminated soils ^{137}Cs during the 1986; it also considers their current radiological state. It should be noted that a statement of purpose to conduct specifying radio ecological examination of land is done to get an intrinsic evaluation of changes in the density of contaminated soils of agricultural land areas.

Key words: soil, radioactive contamination, Polissya, radionuclides ^{137}Cs , ^{90}Sr .

Prister B.¹, Pronevych V.² The impact of ecological soil conditions on the radiation situation formation in the areas contaminated after the accident on Chernobyl Nuclear Power Plant // *Agroecological journal*. — 2016. — No. 1. — P. 112–120.

¹ *Institute for safety problems of nuclear power plants National academy of sciences of Ukraine*

² *The Institute of Agroecology and Environmental Management of National Academy of Agrarian Sciences of Ukraine*

e-mail: vasy.pronevych@mail.ru

The features of formation radiation situation in agricultural production in the areas contaminated by the Chernobyl accident were considered. On the basis of the summarized post-accident experience, assess-

ment was made of the effectiveness of countermeasures to reduce the level of radioactive contamination of agricultural products. The current problems and scientific challenges to support agricultural production in the area of radioactive contamination in the remote period after the accident were formulated. It is shown that the use of modern technology and employing profitable agricultural production is the best way of rehabilitation contaminated areas. Natural processes of rehabilitation will not help to normalize the radiation situation therefore carrying out countermeasures in contaminated areas is vital. The developed technologies are the most effective which make it possible to carry out targeted countermeasures in individual households and small arrays. Monitoring the distribution of radioactive pollution, behavior of radionuclides in the related environment and forecast of their migration allows developing and implementing the most reasonable management decisions to improve the radioecological situation.

Key words: contamination, public exposure, research, peat soils, crops, natural pastures, cow's milk, countermeasures.

Raychuk L., Hrynyk O. The state and problems of agricultural production in the contaminated territories of Kyiv Polissya // *Agroecological journal*. — 2016. — No. 1. — P. 121–126.

The Institute of Agroecology and Environmental Management of National Academy of Agrarian Sciences of Ukraine

e-mail: agroecology_naana@ukr.net

Current status and problems of agricultural production on radioactively contaminated areas of Kyiv Polissya have been analyzed. It has been found that the Chernobyl disaster led to significant changes in specialization of agricultural production in both plant growing and animal husbandry. Such traditional regional industries as flax, hop etc completely collapsed. Most of the livestock sectors, especially dairy cattle, have become unprofitable due to abnormal production contamination and negative ecological image of the region. Large companies have become the most competitive in conditions of Kyiv Polissya. The most effective countermeasures have been identified and initial steps to obtain the radioecologically safe agricultural products on the affected by the Chernobyl disaster areas have been developed. Specialization of agricultural production, depending on the level of radioactive contamination has been improved. Agricultural enterprises of the region are not able to carry out the recommended measures in full because of lack of funds. Therefore, there is necessity to introduce the economic incentives for farmers, which will provide comprehensive implementation of a number of economic, environmental, administrative, social and psychological operations.

Key words: radioactive contamination, rehabilitation of the territory, regional development, Kiev Polissya.

Romanchuk L., Verbel'chuk S., Verbel'chuk T. Formation features of inside exposure of population under consumption fish from the waters of Ukrainian Polissya // Agroecological journal. — 2016. — No. 1. — P. 127–131.

Zhytomyr National Agroecological University
e-mail: verba555@rambler.ru

Environmental habitation features of the population in the northern regions of Ukrainian Polissya are closely related to direct and nutrient contacts of radioactively contaminated water bodies, as a result of the accident at the Chernobyl nuclear power station. Local population is exposed to additional radiation by consuming fish from contaminated water bodies, which accumulates a certain number of radionuclides. The article presents research results concerning the accumulation of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the body of definite freshwater fish species from local water bodies and estimates internal radiation doses of rural population, as a result of fish consumption.

Key words: fish, radionuclides, dose load, internal radiation activity.

Savchuk I. ^{137}Cs specific activity in pork under using different doses of protein-vitamin-mineral supplements in the diet of animals // Agroecological journal. — 2016. — No. 1. — P. 132–135.

Institute of Agriculture of Polessya National Academy of Agricultural Sciences
e-mail: isgpo_zt@ukr.net

The recipes of grain mixtures are developed for fattening of sapling of pigs in III area of radioccontamination with plugging in their composition of different doses of BVMD and highly albuminous forage of local production: I group (control) — grain mixture № 1 (20% on mass of a albumen-vitamin-mineral additive); II group (skilled) — grain mixture № 2 (10% BVMD + 10 % grain of Austrian winter pea); III group (skilled) — grain mixture № 3 (10% BVMD + 10% grain of lupine). It is set that at substituting in composition of grain mixtures 10% of albumen-vitamin-mineral addition by the analogical amount of destroyed grain of Austrian winter pea (II experimental group) and destroyed grain of lupine (III experimental group) specific activity of ^{137}Cs in muscular fabric, liver and fat in relation to control rises, accordingly, on 6.1–32.8%, 23.6–27.0 and 3.1–11.2%. Frequency rate of accumulation of radio cesium in production was much less among animals of I (control) group, which were fed with grain mixture with the maximum quantity of albumen-vitamin-mineral additive (20% on mass) — 0.274–0.347.

Key words: pigs, specific activity of ^{137}Cs , meat, fat, albumen-vitamin-mineral addition, grain mixture.

Skydan O. Rehabilitation ways of radiation contaminated areas under growing energy phyto-crops //

Agroecological journal. — 2016. — No. 1. — P. 136–139.

Zhytomyr National Agroecological University
e-mail: skydano@mail.ru

Recovery of radioactively contaminated territories and their further development is possible through the implementation of measures for stimulation economic activity in these areas. Past studies and accumulated experience have shown that the most perspective direction of development of the affected areas is the implementation of projects on the production and processing energy crops. Due to this, a number of issues concerning rehabilitation of contaminated areas and development their economic potential will be solved.

Key words: radioactive contamination, energy crops, strategy, innovations.

Stupenko O., Vytrykhovs'kyi P., Hirnyk V. ^{137}Cs accumulation in the yield of agricultural crops depending on the impact of agrochemical factors // Agroecological journal. — 2016. — No. 1. — P. 140–145.

National Scientific Center Institute of Agriculture National Academy of Agricultural Sciences
e-mail: girvik@mail.ru

We summarized the results of long-term research of fertilizing system and chemical melioration on radio cesium transition info yield of agricultural crops. The effect of such heavy fertilizer elements as magnesium and sulfur, participating in the nitrogen, phosphoric and carbohydrate metabolism in plants, on the crop formation and quality is studied. The influence of liming, level of providing soil with phosphorus and potassium, doses of nitrogen fertilizers in top-dressing, on buildup of radionuclide in crop yields is shown. The influence of the complex nitrogen-free fertilizer «Ekoplant» and its inclusion doses on the straw flax crop is defined. It has been shown the possibility of using the angustifolins lupine on sod-podzolic sandy soils with 10 Ci/km² radio cesium contamination. It has been shown the dependence of radionuclide accumulation on perennial grasses hay harvest that were grown on sod-podzolic sandy soils of Polissia with 10 Ci/km² radio cesium contamination.

Key words: agrochemical factors, transition ^{137}Cs , radionuclides, specific activity, contamination of agricultural land.

Chobot'ko H. Environmental radiation monitoring residential areas in the region of Ukrainian Polissya // Agroecological journal. — 2016. — No. 1. — P. 145–152.

The Institute of Agroecology and Environmental Management of National Academy of Agrarian Sciences of Ukraine.
e-mail: chobotko@ukr.net

The paper presents a theoretical analysis and established regularities to identify critical ecosystems and factors that determine the irradiation dose of the population of the Ukrainian Polissya rural residential areas, radioactively contaminated by the Chernobyl accident. It was determined that the definition of critical ecosystems as an essential component of the radiation monitoring should include several basic stages of analysis of factors determining the dose for the region population: first of all, defining the role of forests and forest products in the formation of population doses; defining the contribution and the role of pastures and hayfields in the formation of the region population dose through contamination of milk and meat; defining the actual population diets, which largely determine the doses value; establishing the role of garden products in the formation of the region population doses; establishing the role of countermeasures in the formation of the region population doses. The establishment of these regularities is necessary to determine the critical ecosystems and the factors that determine the value of population doses of Ukrainian Polissya residential areas contaminated with radionuclides due to the CNPP accident. At the prospect it is necessary to plan the research that would consist of two parts: the radiation-hygienic (detection of features of diet and ^{137}Cs internal exposure doses received by residents of Ukrainian Polissya abundant areas due to food consumption) and predictive (mathematical modeling of ^{137}Cs content in forest food products, that significantly affect the population internal dose). The combination of these two parts will help to predict exposure of people as well as specific risks to their health.

Key words: radioecological monitoring, critical ecosystems, radionuclides, trophic chains, radioactive contamination density.

Shumyhay I. Radiation-ecological and toxicological characterization of the Uzh river water //

Agroecological journal. — 2016. — No. 1. — P. 152–156.

The Institute of Agroecology and Environmental Management of National Academy of Agrarian Sciences of Ukraine.

e-mail: innashum27@gmail.com

The hydrosphere is one of the main tanks, which eventually received artificial radionuclides produced in nuclear explosions and in the operation of nuclear power plants. When accidents at nuclear power plants, in particular the Chernobyl large contribution to the total emissions of radioactivity have long-lived radionuclides — ^{90}Sr and ^{137}Cs . Sources of contamination of river water after the accident were like immediate loss of aerosols on the water surface, and radionuclide contaminated surface water runoff from the watershed and soil particles during the rainy or melting snow, a local radionuclide contaminated tributaries waters that it led to their entry into the rivers and the transfer to the water streams down to the Black Sea. Migration of the latter in the aquatic environment is considered in this article. We determined the concentration of artificial radionuclides in the waters of the river Uzh on the territory of Kiev region and their danger to fish fauna. It has been found that ^{137}Cs and ^{90}Sr in water are mainly in the form of solution. Also, the vast amount of radionuclides in the ecosystem is situated in bottom sediments. As a result of the Chernobyl accident radionuclide contamination of aquatic ecosystems has become a permanent factor of influence on the life of aquatic organisms. Comparison of ^{90}Sr and ^{137}Cs in fish with different types of food shows that ichthyophagi contained more radionuclides than planktonofagi. Pit-trap polluted sludge played a significant role for water purification process from radionuclides.

Key words: Chernobyl accident, radioactive contamination, radionuclides, surface water, ichthyofauna, cleaning.

ВІДОМОСТІ ПРО АВТОРІВ

Біденко Володимир Миколайович, кандидат сільськогосподарських наук, доцент, Житомирський національний агроекологічний університет, м. Житомир, e-mail: ecos@znau.edu.ua

Бойко Олексій Леонідович, кандидат сільськогосподарських наук, ДП «Київська лісова науково-дослідна станція», м. Київ, e-mail: klnds[at]ukr.net

Борщенко Валерій Володимирович, кандидат сільськогосподарських наук, Житомирський національний агроекологічний університет, м. Житомир, e-mail: borshenko_valery@ukr.net

Василенко Михайло Григорович, доктор сільськогосподарських наук, Інститут агроекології і природокористування НААН, м. Київ, e-mail: agroecology_naan@ukr.net

Вербельчук Сергій Петрович, кандидат сільськогосподарських наук, доцент, Житомирський національний агроекологічний університет, м. Житомир, e-mail: ecos@znau.edu.ua

Вербельчук Тетяна Василівна, кандидат сільськогосподарських наук, доцент, Житомирський національний агроекологічний університет, м. Житомир, e-mail: ecos@znau.edu.ua

Виноградська Вікторія Дмитрівна, кандидат сільськогосподарських наук, Інститут проблем безпеки атомних електростанцій НАН України, м. Київ, e-mail: vinvd@rambler.ru

Витриховський Петро Іванович, кандидат сільськогосподарських наук

Вінічук Михайло Маркович, доктор біологічних наук, професор, Житомирський державний технологічний університет, м. Житомир, e-mail: mykhailo.vinichuk@slu.se

Гірник Віктор Володимирович, ННЦ «Інститут землеробства НААН», e-mail: girvik@mail.ru

Гранківський Максим Володимирович, аспірант, Житомирський національний агроекологічний університет, м. Житомир, e-mail: ecos@znau.edu.ua

Гриник Ольга Іванівна, кандидат економічних наук, Інститут агроекології і природокористування НААН, м. Київ, e-mail: agroecology_naan@ukr.net

Данкевич Євген Михайлович, доктор економічних наук, доцент, Житомирський національний агроекологічний університет, м. Житомир, e-mail: dankevych2020@gmail.com

Дідух Микола Ілліч, кандидат сільськогосподарських наук, Житомирський національний агроекологічний університет, м. Житомир, e-mail: dedukh@ukr.net

Душко Павло Миколайович, Інститут агроекології і природокористування НААН, м. Київ, e-mail: agroecology_naan@ukr.net

Єгорова Тетяна Михайлівна, доктор сільськогосподарських наук, доцент, Інститут агроекології і природокористування НААН, м. Київ, e-mail: egorova_geochem@rambler.ru

Клас Розен, кандидат наук, доцент, Департамент ґрунту і навколишнього середовища (SLU), Шведський університет сільськогосподарських наук, м. Упсала, Швеція, e-mail: Klas.Rosen@slu.se

Ковальова Світлана Петрівна, Житомирська філія ДУ «Інститут охорони ґрунтів України», м. Житомир, e-mail: soils@ukrpost.ua

Коніщук Василь Васильович, доктор біологічних наук, старший науковий співробітник, Інститут агроекології і природокористування НААН, м. Київ, e-mail: konishchuk_vasyi@ukr.net

Корбут Марія Броніславівна, кандидат технічних наук, Житомирський державний технологічний університет, м. Житомир, e-mail: rector@ztu.edu.ua

Костенко Олександр Вікторович, ДУ «Інститут охорони ґрунтів України», м. Київ, e-mail: ecovid@ukr.net

Кочик Галина Миколаївна, кандидат сільськогосподарських наук, Інститут сільськогосподарства Полісся НААН, м. Коростень, Житомирська обл., e-mail: isgpo_zt@ukr.net

Краснов Володимир Павлович, доктор сільськогосподарських наук, професор, Житомирський державний технологічний університет, м. Житомир, e-mail: krasnov_vp@mail.ru

Курбет Тетяна Володимирівна, кандидат сільськогосподарських наук, доцент, Житомирський державний технологічний

університет, м. Житомир, e-mail: gremta@ Rambler.ru

Ландін Володимир Петрович, доктор сільськогосподарських наук, старший науковий співробітник, Інститут агроекології і природокористування НААН, м. Київ, e-mail: konishchuk_vasyl@ukr.net

Лев Тетяна Дмитрівна, кандидат географічних наук, старший науковий співробітник, Інститут проблем безпеки атомних електростанцій НАН України, м. Київ, e-mail: tdlev@ Rambler.ru

Лукомський Олександр Михайлович, Житомирський національний агроекологічний університет, м. Житомир, e-mail: lykomskyy_1982@ukr.net

Макарчук Оксана Володимирівна, ДУ «Інститут охорони ґрунтів України», м. Київ, e-mail: ecovid@ukr.net

Мандро Юрій Несторович, аспірант, Житомирський державний технологічний університет, м. Житомир, e-mail: yurii.mandro@ukr.net

Мельничук Андрій Олексійович, кандидат сільськогосподарських наук, Інститут сільського господарства Полісся НААН, м. Коростень, Житомирська обл., e-mail: isgpo_zt@ukr.net

Науменко Андрій Степанович, ДУ «Інститут охорони ґрунтів України», м. Київ, e-mail: ecovid@ukr.net

Нетреба Юрій Анатолійович, Інститут сільського господарства Полісся НААН, м. Коростень, Житомирська обл., e-mail: isgpo_zt@ukr.net

Піскун Володимир Миколайович, Інститут проблем безпеки атомних електростанцій НАН України, м. Київ, e-mail: rvnpiskun@mail.ru

Прістер Борис Самуїлович, доктор біологічних наук, професор, Інститут проблем безпеки атомних електростанцій НАН України, м. Київ, e-mail: prister@gmail.com

Проневич Василь Антонович, доктор сільськогосподарських наук, Інститут агроекології і природокористування НААН, м. Київ, e-mail: agroecology_naan@ukr.net

Райчук Людмила Анатоліївна, кандидат сільськогосподарських наук, Інститут агроекології і природокористування НААН, м. Київ, e-mail: agroecology_naan@ukr.net

Романчук Людмила Донатівна, доктор сільськогосподарських наук, професор, Житомирський національний агроекологічний університет, м. Житомир, e-mail: ecos@znau.edu.ua

Савчук Іван Миколайович, доктор сільськогосподарських наук, Інститут сільського господарства Полісся НААН, м. Житомир, e-mail: isgpo_zt@ukr.net

Скидан Олег Васильович, доктор економічних наук, професор, Житомирський національний агроекологічний університет, м. Житомир, e-mail: skydano@mail.ru

Славов Володимир Петрович, доктор сільськогосподарських наук, професор, Житомирський національний агроекологічний університет, м. Житомир, e-mail: vpslavov@mail.ru

Стадник Анатолій Петрович, доктор сільськогосподарських наук, академік, Білоцерківський національний аграрний університет, м. Біла Церква, e-mail: stadnikar@mail.ru

Ступенко Олександр Вікторович, кандидат сільськогосподарських наук, ННЦ «Інститут землеробства НААН», м. Київ, e-mail: stupenko_ov@ukr.net

Тищенко Ольга Григорівна, Інститут проблем безпеки атомних електростанцій НАН України, м. Київ, e-mail: otischenko@ispnpp.kiev.ua

Фурдичко Орест Іванович, доктор економічних і сільськогосподарських наук, професор, академік НААН, Інститут агроекології і природокористування НААН, м. Київ, e-mail: agroecology_naan@ukr.net

Чоботко Григорій Михайлович, доктор біологічних наук, професор, Інститут агроекології і природокористування НААН, м. Київ, e-mail: chobotko@ukr.net

Шумигай Інна Вікторівна, кандидат сільськогосподарських наук, Інститут агроекології і природокористування НААН, м. Київ, e-mail: innashum27@gmail.com

**Редакційна колегія науково-теоретичного видання
«АГРОЕКОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ»
оголошує набір статей у № 2–2016 р.**

ШАНОВНІ КОЛЕГИ!

У 2016 р. виповнюється 100 років з часу заснування Дослідної станції лікарських рослин Інституту агроекології і природокористування НААН, урочисте відзначення якого включено до Додатку Постанови Верховної Ради України «Про відзначення пам'ятних дат і ювілеїв у 2016 році» (Відомості Верховної Ради України, 2016, № 8, ст. 83) з метою консолідації та розвитку історичної свідомості Українського народу, збереження національної пам'яті та належного відзначення і вшанування пам'ятних дат і ювілеїв.

Редакційна колегія науково-теоретичного видання «Агроекологічний журнал» оголошує набір статей у № 2-2016 р., який буде присвячено публікації результатів досліджень українських та зарубіжних учених за такими напрямками:

- Історія вивчення лікарських рослин
- Ресурсознавство, колекціонування та інтродукція лікарських рослин
- Новітні технології в лікарському рослинництві та їх впровадження
- Генетика, селекція, насінництво та насіннезнавство лікарських рослин
- Фізіологія лікарських рослин та біотехнологія
- Екологічні аспекти вирощування лікарських рослин
- Фітохімічні дослідження та використання лікарських рослин.

Запрошуємо вас взяти участь у публікації наукових робіт в «Агро-екологічному журналі», що входить до переліку наукових фахових видань Міністерства освіти і науки України, в якому публікують результати дисертаційних досліджень із сільськогосподарських та біологічних наук.

«Агроекологічний журнал» також включено до міжнародних інформаційних та наукометричних баз **Research Bib Journal Database** (Японія), **РИНЦ** (Російська Федерація), **Index Copernicus** (Республіка Польща), **Google Scholar** (США) та **Ulrich's Periodicals Directory** (США).

Сподіваємось на плідну співпрацю.

З повагою
Головний редактор, академік НААН

О.І. Фурдичко

ДО УВАГИ ПЕРЕДПЛАТНИКІВ!

Триває передплата

«АГРОЕКОЛОГІЧНОГО ЖУРНАЛУ»

на 2016 рік

«Агроекологічний журнал» — щоквартальний науково-теоретичний часопис, засновниками якого є Інститут агроекології і природокористування Національної академії аграрних наук України, Державна установа «Інститут охорони ґрунтів України».

«Агроекологічний журнал» публікує:

- *статті, присвячені актуальним дослідженням у галузі агроекології;*
- *науково-методичні праці;*
- *теоретичні розробки з викладенням нових гіпотез, принципів, підходів до розв'язання агроекологічних проблем;*
- *оглядові статті з найактуальніших проблем аграрної науки;*
- *позачергово статті молодих вчених та здобувачів.*

«Агроекологічний журнал» внесено до переліку наукових фахових видань ДАК України, що публікують результати дисертаційних досліджень із сільськогосподарських та біологічних наук, і до міжнародних інформаційних та наукометричних баз Research Bib Journal Database (Японія), РІНЦ (Російська Федерація), Index Copernicus (Республіка Польща), Googl Scholar (США), Ulrich's Periodicals Directory (США).

Передплатити «Агроекологічний журнал» можна в усіх пунктах передплати та відділеннях зв'язку

Передплатний індекс журналу 23828