МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ПОЛІСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
УПРАВЛІННЯ ЕКОЛОГІЇ ТА ПРИРОДНИХ РЕСУРСІВ ЖИТОМИРСЬКОЇ ОДА
ІНСТИТУТ АГРОЕКОЛОГІЇ І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ НААН УКРАЇНИ
ПРИРОДНИЙ ЗАПОВІДНИК «ДРЕВЛЯНСЬКИЙ»
НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ
І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ
ДЕРЖАВНА ПРИРОДООХОРОННА НАУКОВО-ДОСЛІДНА УСТАНОВА
«ПОЛІСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ РАДІАЦІЙНО-ЕКОЛОГІЧНИЙ ЗАПОВІДНИК»
(РЕСПУБЛІКА БІЛОРУСЬ)

ЗБІРНИК ПРАЦЬ
УЧАСНИКІВ МІЖНАРОДНОЇ
НАУКОВО-ПРАКТИЧНОЇ КОНФЕРЕНЦІЇ

«ЧОРНОБИЛЬСЬКА КАТАСТРОФА. АКТУАЛЬНІ ПРОБЛЕМИ, НАПРЯМКИ ТА ШЛЯХИ ЇХ ВИРІШЕННЯ»

(22-23 квітня 2021 року)

Житомир

УДК 504:551.52:63

Редакційна колегія

Романчук Людмила Донатівна	д. с.-г. н., професор, Поліський національний університет
Гудков Ігор Миколайович	д.б.н., професор, Національний університет біоресурсів і природокористування України
Ландін Володимир Петрович	д.с.-г.н., ст. науковий співробітник, завідувач сектору Інституту проблем безпеки АС НАН України
Савчук Іван Миколайович	д.с.-г.н., ст. науковий співробітник, Інститут сільського господарства Полісся НААН
Борщенко Валерій Володимирович	д. с.-г. н., доцент, Поліський національний університет

Рецензенти

Клименко Микола Олександрович	д.с.-г.н., професор, завідувач кафедри екології, технології захисту навколишнього середовища та лісового господарства Національного університету водного господарства та природокористування
Палапа Надія Василівна	д.с.-г.н., ст. науковий співробітник, завідувачка сектором розвитку сільських територій відділу економіки природокористування в агросфері Інституту агроекології і природокористування НААН України

Рекомендовано до друку Вченою Радою Поліського національного університету протокол № 10 від 14.04.2021 р.

Ч-75 Збірник праць учасників Міжнародної науково-практичної конференції «Чорнобильська катастрофа. Актуальні проблеми, напрямки та шляхи їх вирішення» (22-23 квітня 2021 року). Житомир: Поліський університет, 2021. 212 с.

Ч-75 Collection of Works of the Participants of the International Scientific-Practical Conference «Chernobyl Disaster. Current Problems, Trends and Solutions» (April 22-23, 2021). Zhytomyr: Polissia University, 2021. 212 c.

Збірник, сформований за матеріалами доповідей учасників Міжнародної науково-практичної конференції «Чорнобильська катастрофа. Актуальні проблеми, напрямки та шляхи їх вирішення», покликаний привернути увагу широкої громадськості до довгострокових перспектив подолання еколого-економічних та соціально-психологічних наслідків аварії на Чорнобильській АЕС. Збірник містить матеріали досліджень провідних вітчизняних та закордонних науковців пов'язані із забрудненням радіонуклідами ґрунту і води, розкриває актуальні проблеми зайнятості сільського населення на радіоактивно забруднених територіях, висвітлює проблеми захворюваності в регіонах, постраждалих внаслідок аварії на ЧАЕС, визначає перспективи подолання наслідків катастрофи.

Відповідальність за зміст поданих матеріалів та точність наведених даних несуть автори. Передрук, тиражування, розповсюдження інформації без письмового дозволу Поліського національного університету забороняється.

ISBN 978-617-7684-52-6 © Поліський національний університет, 2021

ЗМІСТ

MICHEL R., ROMANTSCHUK L. INVESTIGATIONS OF RADIATION EXPOSURES IN THE AFTERMATH OF THE CHERNOBYL ACCIDENT……...……...……...7

ПРОХОРОВ В. Н. ПРОБЛЕМА РАСПРОСТРАНЕНИЯ ИНВАЗИВНЫХ ВИДОВ РАСТЕНИЙ В ЗАГРЯЗНЕННОЙ РАДИОНУКЛИДАМИ ЗОНЕ И ПУТИ ЕЁ РЕШЕНИЯ..…..…….……..16

ГУДКОВ І. М. УРОКИ ЧОРНОБИЛЯ ТА СУЧАСНІ ПРОБЛЕМИ РАДІОБІОЛОГІЇ……21

ЛАНДІН В. П., МОРОЗ В. В., ЗАХАРЧУК В. А., СОЛОМКО В. Л., ФЕЩЕНКО В. П. ВІДНОВЛЕННЯ ДЕРЕВНОЇ РОСЛИННОСТІ НА РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕННИХ ЗЕМЛЯХ, ВИВИДЕНИХ З СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОГО КОРИСТУВАННЯ……..26

ГУДКОВ Д. І., КАГЛЯН О. Є., КІРЄЄВ С. І., ПОМОРЦЕВА Н. А., ГАНЖА Х. Д., ДРОЗДОВ В. В., ПАВЛОВСЬКИЙ В. В. РИБНЕ НАСЕЛЕННЯ ЗАПЛАВНИХ ВОДОЙМ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ: РАДІОНУКЛІДНЕ ЗАБРУДНЕННЯ, ДОЗИ ОПРОМІНЕННЯ, БІОЛОГІЧНІ ЕФЕКТИ……30

ВОЛКОВА О. М, БЕЛЯЄВ В. В., ПРИШЛЯК С. П., СКИБА В. В. РЕКОНСТРУКЦІЯ ПОГЛИНЕНОЇ ДОЗИ ОПРОМІНЕННЯ ПОВІТРЯНО-ВОДЯНИХ РОСЛИН ТА РИБ ОЗ. ГЛИБОКЕ НА РАННІЙ СТАДІЇ АВАРІЇ НА ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ АЕС……..…..…..…..…..….....35

ПОМОРЦЕВА Н. А., ГУДКОВ Д. І., КАГЛЯН О. Є, ДРОЗДОВ В. В. СУЧАСНИЙ СТАН ГЕМАТОЛОГІЧНИХ ПОКАЗНИКІВ КРАСНОПІРКИ ЗВИЧАЙНОЇ (SCARDINIUS ERYTHROPHTHALMUS L.) У ВОДОЙМАХ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ……..41

БОРЩЕНКО В. В., ВЕРБЕЛЬЧУК С. П., ВЕРБЕЛЬЧУК Т. В., ЛАВРИНЮК О. О., П'ЯСКІВСЬКИЙ В. М. ВИКОРИСТАННЯ ЕКСКРЕМЕНТІВ ДЛЯ ПРОГНОЗУВАННЯ ЗАБРУДНЕННЯ ТВАРИН ТА ПРОДУКТІВ ТВАРИННИЦТВА ЦЕЗІЄМ-137……46

ЛАЗАРЄВ М. М., ХОМУТІНІН Ю. В., ПАВЛЕНКО П. М. РЕКОНСТРУКЦІЯ РІВНІВ ЗАБРУДНЕННЯ ^{131}І ОКРЕМИХ ТЕРИТОРІЙ УКРАЇНИ, ПАСОВИЩНОЇ ТРАВИ ТА МОЛОКА КОРІВ…….....52

ВОЙТЕНКО А. Б., ДОВЖЕНКО В. А., ПУГАЧОВА Н. С. ПРІОРИТЕТИ ПУБЛІЧНОГО УПРАВЛІННЯ СОЦІАЛЬНОЮ БЕЗПЕКОЮ НА РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЯХ……...57

ТАРАРІКО Ю. О., СОРОКА Ю. В, ЛУКАШУК В. П. ВПЛИВ СИСТЕМ ЗЕМЛЕРОБСТВА НА АГРОЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ПОЛІССЯ ……..……..63

РОМАНЧУК Л. Д., КОВАЛЬОВ В. Б., МОЖАРІВСЬКА І. А. ВИРОЩУВАННЯ МІСКАНТУСА ГІГАНТСЬКОГО В УМОВАХ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ……..…….....68

РОЗПУТНІЙ О. І., ПЕРЦЬОВИЙ І. В., ГЕРАСИМЕНКО В. Ю., СКИБА В. В, САВЕКО М. Є. РАДІАЦІЙНА БЕЗПЕКА СІЛЬСЬКОГО НАСЕЛЕННЯ ЛІСОСТЕПУ ЧЕРЕЗ 35 РОКІВ ПІСЛЯ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ КАТАСТРОФИ...73

РОМАНЧУК Л. Д., ЛОПАТЮК О. В., КОВАЛЬОВА С. П. РАДІОЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ВМІСТУ РАДІОНУКЛІДУ ^{137}Cs У ҐРУНТАХ ТА ПРОДУКТАХ ХАРЧУВАННЯ МЕШКАНЦІВ НАСЕЛЕНИХ ПУНКТІВ КОРОСТЕНСЬКОГО РАЙОНУ……77

РОМАНЧУК Л. Д., УСТИМЕНКО В. І., ДІДЕНКО П. В. ДОСЛІДЖЕННЯ РАДІОЛОГІЧНОГО СТАНУ ЛІСОВОЇ ПІДСТИЛКИ СОСНОВИХ ДЕРЕВОСТАНІВ БОРІВ ПРИРОДНОГО ЗАПОВІДНИКА «ДРЕВЛЯНСЬКИЙ»……82

САВЧУК І. М., ЯЩУК І. В. НАКОПИЧЕННЯ ^{137}Cs У М'ЯЗОВІЙ ТКАНИНІ І ПЕЧІНЦІ СВИНЕЙ ЗА ВИКОРИСТАННЯ РІЗНИХ ДОЗ САПОНІТУ В РАЦІОНАХ……87

ПИРШІН М. І. ВПЛИВ НАСЛІДКІВ АВАРІЇ ЧАЕС НА ЕКОНОМІЧНИЙ ПОТЕНЦІАЛ ЛІСОГОСПОДАРСЬКИХ ПІДПРИЄМСТВ……..91

ІЛЛЄНКО В. В., ВОЛКОГОН І. В., КЛЕПКО А. В., ЛАЗАРЄВ М. М., ГУДКОВ І. М. АКТИВНІСТЬ ҐРУНТОВОЇ МІКРОФЛОРИ ЗА РІЗНИХ РІВНІВ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ……..95

ДАНКЕВИЧ Є. М., ДАНКЕВИЧ В. Є. ПЕРСПЕКТИВИ ВИКОРИСТАННЯ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ ЗЕМЕЛЬ В ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ В УМОВАХ ВІДКРИТТЯ РИНКУ ЗЕМЛІ…….100

ЧОБОТЬКО Г. М., РАЙЧУК Л. А, ШВИДЕНКО І. К. МАТЕМАТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ ЯК ЗАСІБ РЕАБІЛІТАЦІЇ РАДІАЦІЙНО ЗАБРУДНЕНИХ АГРОЛАНДШАФТІВ……105

ГРИНЕВИЧ Ю. П., ЛИПСЬКА А. І., ТЕЛЕЦЬКА С. В., БУРДО О. О., ШИТЮК В. А., НІКОЛАЄВ В. І. СТАН ОКИСНОГО МЕТАБОЛІЗМУ ТА ОСМОТИЧНА РЕЗИСТЕНТНІСТЬ ЕРИТРОЦИТІВ РУДОЇ НОРИЦІ (MYODES GLAREOLUS) ІЗ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ ЧАЕС З РІЗНИМ РІВНЕМ РАДІОНУКЛІДНОГО ЗАБРУДНЕННЯ……...110

КОВАЛЬОВА С. П., ІЛЬНІЦЬКА, РУБАН І. М., ШИКИРАВА Н. В., МАЛЯВСЬКА М. В. ЗАБРУДНЕННЯ РАДІОНУКЛІДАМИ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ УГІДЬ ЖИТОМИРСЬКОЇ ОБЛАСТІ……115

МОЖАРІВСЬКА І. А., МАТВІЙЧУК Н. Г., МАТВІЙЧУК Б. В. ОСОБЛИВОСТІ НАКОПИЧЕННЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ҐРУНТІ ПРИ ВИРОЩУВАННІ СИЛЬФІЯ ПРОНИЗАНОЛИСТОГО ……119

ВАЛЕРКО Р. А., ГЕРАСИМЧУК Л. О. СТАН ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ «САМОПОСЕЛЕНЦІВ», ЩО ПРОЖИВАЮТЬ НА РАДІАЦІЙНО ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЯХ ……...123

ЧАЛА І. В., ДУБОВА О. А., ЗГОЗІНСЬКА О. А., ФЕЩЕНКО Д. В., СОЛОДКА Л. О. ЗМІНИ ЛІПІДНОГО СКЛАДУ КРОВІ КОРІВ В УМОВАХ ЗАБРУДНЕННЯ РАДІОНУКЛІДАМИ ЧОРНОБИЛЬСЬКОГО ПОХОДЖЕННЯ ……..……...126

ГАНЖА Д. Д., ГАНЖА Д. Д., НАЗАРОВ А. Б. ЗМІНИ ПЛОЩІ ТА ЕКВІВАЛЕНТНОЇ ТОВЩИНИ ЛИСТКІВ ОЧЕРЕТУ ЗВИЧАЙНОГО В УМОВАХ ХРОНІЧНОГО РАДІАЦІЙНОГО ОПРОМІНЕННЯ…….……129

КОТЕЛЕВИЧ В. А., ГАЛАЙБА А. Б. ПРОДОВОЛЬЧА БЕЗПЕКА В ПОЛІСЬКОМУ РЕГІОНІ – КРИТЕРІЙ ЯКІСНОГО ПРОДОВОЛЬЧОГО ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ НАСЕЛЕННЯ……..….134

КОВАЛЬЧУК Ю. В., ГРИЩУК Г. П., ЄВТУХ Л. Г. ВПЛИВ ТКАНИННОГО ПРЕПАРАТУ НА ПЕРЕБІГ РАНОВОГО ПРОЦЕСУ ТА СКЛАД КРОВІ У ВЕЛИКОЇ РОГАТОЇ ХУДОБИ В РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНІЙ ЗОНІ……..137

ТРЕМБІЦЬКА О. І., КЛИМЕНО Т. В., КРОПИВНИЦЬКИЙ Р. Б., ЖУРАВЕЛЬ С. В., ФЕДОРЧУК С. В. ВПЛИВ РЕГУЛЯТОРІВ РОСТУ НА НАКОПИЧЕННЯ РАДІОЦЕЗІЮ В БУЛЬБАХ КАРТОПЛІ……...142

ГАНЖА Х. Д., ГУДКОВ Д. І., АБРАМ'ЮК І. І., КАГЛЯН О. Є. МОРФОЛОГІЧНІ ПОРУШЕННЯ СКЕЛЕТУ МОЛОДІ ГІРЧАКА ЄВРОПЕЙСЬКОГО (ACTINOPTERYGII) З ОЗЕРА ГЛИБОКЕ У ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ……..146

ШЕВЧЕНКО О. М., МЕЛЬНИЧУК В. В. СОЦІАЛЬНО-ПСИХОЛОГІЧНІ НАСЛІДКИ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ КАТАСТРОФИ В УКРАЇНІ……..151

ЗОСИМЧУК М. Д., ЗОСИМЧУК О. А., ДАНИЛИЦЬКИЙ О. А., ЛУКАШУК В.П. НАКОПИЧЕННЯ РАДІОНУКЛІДУ ^{137}Cs КОРМОВИМИ КУЛЬТУРАМИ НА ОСУШУВАНИХ ТОРФОВИХ ҐРУНТАХ ЗАХІДНОГО ПОЛІССЯ…….155

МАЛІМОН З. В., ПРОКОПЕНКО Т. О., ГУСАК Л. М., КОЧЕТОВА Г. С., ДАВИДЕНКО Л. М. СУЧАСНА РАДІАЦІЙНА ЗАБРУДНЕНІСТЬ ЛІСОВИХ ПРОДУКТІВ У ЖИТОМИРСЬКІЙ ОБЛАСТІ ПОРІВНЯНО З 2010 РОКОМ…….160

ХОМЕНКО Д. О., ПАВЛОВСЬКИЙ Л. І., ЄГОРОВ В. В. АНАЛІЗ ВПЛИВУ НОВИХ СПОРУД НА РАДІАЦІЙНІ УМОВИ МАЙДАНЧИКА, ЯКИЙ МЕЖУЄ З КОМПЛЕКСОМ НБК ОУ……163

МАРТИНЕНКО В. В. РОЗПОДІЛ ЩІЛЬНОСТІ ЗАБРУДНЕННЯ ^{137}Cs В РІЗНИХ ТИПАХ ЛІСОРОСЛИННИХ УМОВ НА ТЕРИТОРІЇ ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМ ПРИРОДНОГО ЗАПОВІДНИКА «ДРЕВЛЯНСЬКИЙ»…….167

КРУПКО Г. Д. СУЧАСНИЙ РАДІОЛОГІЧНИЙ СТАН СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ УГІДЬ ТА ЗАХОДИ З РЕАБІЛІТАЦІЇ ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЙ ЗАХІДНОГО ПОЛІССЯ УКРАЇНИ…….170

СТОЦЬКА С. В., МОЙСІЄНКО В. В., КОТКОВА Т. М., ПАНЧИШИН В. З. ЗАСТОСУВАННЯ ЛІКАРСЬКИХ РОСЛИН ПРИ РАДІОГЕННИХ ЗАХВОРЮВАННЯХ……...174

ПІЦІЛЬ А. О., БУДНІК І. П., КОТКОВА Т. М. ПОВЕРХНЕВИЙ СТІК ТА ЙОГО ВПЛИВ НА ДИНАМІКУ ВМІСТУ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ В ҐРУНТІ ТА ПИТОМУ АКТИВНІСТЬ ^{137}Cs НА РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ЛАНДШАФТАХ……..178

ВЕРЕМЧУК Я. Ю., РЕВУНЕЦЬ А. С. АКТУАЛЬНІ ПИТАННЯ РАДІОБІОЛОГІЇ У ГАЛУЗІ ВЕТЕРИНАРНОЇ МЕДИЦИНИ…….183

ДЕРЕБОН І. Ю., САЮК О. А, РУДЕНКО Ю. Ф. ОСОБЛИВОСТІ ТЕХНОЛОГІЇ ВИРОЩУВАННЯ ПРЯДИВНИХ КУЛЬТУР НА РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ҐРУНТАХ…….…..186

БЕЛЯЄВ В. В., ВОЛКОВА О. М., ПРИШЛЯК С. П., СКИБА В. В. РИЗИК РАДІАЦІЙНОГО УРАЖЕННЯ ПОВІТРЯНО-ВОДНИХ РОСЛИН ОБУМОВЛЕНИЙ ВИПРОМІНЮВАННЯМ РАДІОНУКЛІДІВ ДОННИХ ВІДКЛАДІВ…….190

ХОМЕНКО З. В., КОТ Т. Ф. МОРФОЛОГІЯ СЕРЦЯ СОБАК ЗА УМОВИ ПОСТІЙНОГО МАЛОІНТЕНСИВНОГО ІОНІЗУЮЧОГО ОПРОМІНЕННЯ…….194

ЗАЇКА С. С., ГУРАЛЬСЬКА С. В., БЕЗДІТКО Л. В. МОРФОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ГІПОФІЗА ВЕЛИКОЇ РОГАТОЇ ХУДОБИ, ЯКА УТРИМУВАЛАСЬ НА РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНІЙ МІСЦЕВОСТІ…..200

МЕЛЬНИЧУК А. О., САВЧУК О. І., КОЧИК Г. М., КУЧЕР Г. А., ГУРЕЛЯ В. В., ТЕТЕРУК О. О. ОЦІНКА РІВНЯ ЗАБРУДНЕННЯ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ КУЛЬТУР ^{137}Cs НА РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ЗЕМЛЯХ…….204

INVESTIGATIONS OF RADIATION EXPOSURES IN THE AFTERMATH OF THE CHERNOBYL ACCIDENT

Michel Rolf
Institute for Radioecology and Radiation Protection,
Leibniz University Hannover, Germany
Ludmila Romantschuk
Polissia National University, Zhitomir, Ukraine

Introduction. Acknowledging three decades of research on the consequences of the Chernobyl accident a short review is given on the accident, the releases of radionuclides and the radiation exposures in the highly contaminated regions. The Chernobyl accident has provided a wealth of information about the consequences of a nuclear reactor accident [11-13]. The past experiences provided heuristic guidelines to estimate the consequences of large scale contaminations with Cs-137, Sr-90 and actinides; e.g. Michel and were extremely helpful for fist estimates of the consequences of the Fukushima accident. In this presentation, I look back – after a general survey on the Chernobyl and Fukushima accidents – to our joint work with the State University of Agriculture and Ecology, Zhitomir, in particular to the collaboration with L.D. Romantschuk [8, 9].

The reactor accidents at Chernobyl and Fukushima. The accidents at Chernobyl and Fukushima occurred 25 years apart on April 26, 1986 and March 11, 2011. At Chernobyl, a graphite-moderated, water-cooled pressure tube reactor without containment exploded. After an uncontrolled power excursion a graphite fire and melting of the core occurred as a consequence of design deficits and human malpractice. At Fukushima, 3 cores of water-moderated, water-cooled boiling water reactors with reactor pressure vessels and containments melted and 4 hydrogen explosions as well as multiple venting occurred as a consequence of design deficits and station blackout due to an earthquake and a tsunami.

At Chernobyl, there was no retention of radionuclides because of the uncovered reactor core. Large amounts (5.3×10^{18} Bq) of radionuclides were released depending on their volatility; Strontium-90 and Plutonium-isotopes remained mostly in the close proximity of the plant. Large-scale transport and fallout of radioactivity over the USSR and Europe happened. At Fukushima, many radionuclides were kept inside the reactors due to the suppression chambers and containments. Massive release of rare gases occurred. In addition, I-131 ($> 10^{17}$ Bq) and ^{134,137}Cs ($> 10^{16}$ Bq) were released into the atmosphere and the Pacific. ^{90}Sr and Pu-isotopes were not released in dose relevant amounts. Small-scale (about 20%) fall-out occurred over Northern Japan; large-scale transport and fall-out happened mostly over the Pacific. At Chernobyl, about one order of magnitude more radioactivity was released than in Fukushima; both accidents having completely different compositions of radionuclide releases.

The radiological consequences of the Chernobyl accident were: 134 first responders suffered from acute radiation syndrome; 28 of them died. A total of 114.511

persons were immediately evacuated [11-13]. They received thyroid doses up to a few Sievert and effective doses up to a few times 10 Millisievert. Of more than 500.000 liquidators, about 300.000 persons received mean effective doses of 146 mSv in 1986, about 138.000 persons 96 mSv in 1987. The not evacuated population in the highly contaminated areas received the highest radiation exposures: thyroid doses up to some 10 Sieverts for children, 26.000 persons received effective doses of more than 100 mSv from long-lived radionuclides during 1986–2005.

At Fukushima, no deterministic effects and no acute radiation syndrome occurred, neither in workers nor in the public [13, 15]. Early evacuation of about 80.000 persons was performed; later extended the evacuations to a total of 146.520 persons. The thyroid doses of 1.080 children from Kawamata – one of the most highly affected towns – remained below 200 mSv, for 95% of the children below 50 mSv. The external radiation exposure during the first 4 months of 9.747 persons in Namie, Iitate and Kawamata was: 58% below 2 mSv, 92% below 5 mSv, 99% below 10 mSv, maximum 23 mSv. The internal radiation exposure remained below 0,1 mSv/a (on the basis of foodstuff from October/November 2011); whole body measurements of 4.745 persons in Minami Soma between October and December 2011 showed 0,035 mSv/a – 0,070 mSv/a.

Lifetime doses in Fukushima city were estimated to remain below 20 mSv, external exposure being dominating. The predominant majority of the population of Eastern Japan received thyroid doses of children below 10 mSv and effective doses below 1mSv. In the metropolitan area of Tokyo thyroid doses of children were below 1 mSv and effective doses below 0,1 mSv. There was no significant radiation exposure in Hokkaido and Western Japan. Also the occupational exposure of the workers at Fukushima during and after the accident was comparably low. 171 workers received more than 100 mSv, 139 workers between 100 mSv – 150 mSv, 23 workers between 150 mSv – 200 mSv, 3 workers 200 mSv – 250 mSv, and 6 workers more than 250 mSv (309 mSv – 678 mSv).

Radiation exposures in Ukraine and elsewhere. A method to judge about the radiological consequences of the Chernobyl accident was developed in the former USSR. The method was based on a classification into 4 contamination zones. Table 1 shows the zones, the conservatively expected lifetime doses due to ^{137}C as well as the extent of the contamination in the various countries. Zone I is what later on was called the exclusion zone. This zone I also includes the areas which are highly contaminated with ^{90}Sr and Actinides and which will be excluded for a long time from human habitation. Zone II became the evacuated zone and zone III that of voluntary relocation. Zone IV was estimated to be of low radiological concern. This system of contamination zones was at that time in agreement with international recommendations for emergency situations.

Table 1

Areas contaminated with ^{137}Cs and the definition of contamination zones according to the expected lifetime doses of a self-sustained rural population without countermeasures; without thyroid doses

	Regions with ^{137}Cs deposition densities in km^2			
Zones	**Zone IV: 37-185 kBq m^{-2}**	**Zone III: 185-555 kBq m^{-2}**	**Zone II: 555-1.480 kBq m^{-2}**	**Zone I: 1.480-3.700 kBq m^{-2}**
Expected lifetime dose	**5-30 mSv**	**30-100 mSv**	**100-350 mSv**	**> 350 mSv**
Russian Federation	49.800	5.700	2.100	300
Belarus	29.900	10.200	4.200	2.200
Ukraine	37.200	3.200	900	600
Western Europe	45.260	^{137}Cs deposition densities > 185 kBq m^{-2} exist only in small areas in Sweden near Gävle and in Austria near Salzburg. ^{137}Cs contains 2 - 4 kBq m^{-2} from global fall-out of atmospheric nuclear weapons explosions in the 1960ties.		

The not evacuated population in the highly contaminated areas received the highest radiation exposures: thyroid doses up to some 10 Sieverts for children, 26.000 persons received effective doses of more than 100 mSv from long-lived radionuclides during 1986 – 2005 [11].

In zone 2 of Ukraine 35 villages and towns with 30.908 inhabitants were immediately evacuated and 8 further settlements between May 10 and May 28, 1986. In the course of the Perestroika, in the late 1980ties, the people in the USSR obtained for the first time more detailed knowledge about the accident and its radiological consequences. This caused the public to demand protection standards based on an additional effective dose of 1 mSv per year, a limit with is worldwide only used for nuclear installations during normal operation but not for emergency situations. As a consequence, the inhabitants of 27 villages in Ukraine were resettled in zone II between 1989 and 2004 and of 25 villages and towns in zone 3. These late resettlements were not reasonable from a radiological point of view, since the resettled people had already received the major share of the exposure from the accident and then, in addition, their lives were disrupted by the resettlement with severe social consequences. As a rule of thumb, the lifetime doses will be a factor of 2 or 3 higher than the dose one receives without countermeasures in the first year. For example, the doses during the period 1986 to 1995 make up 66 $\pm$ 5 % of the total 70 years committed dose (table 2).

Based on the deposition densities reliable estimates of the expected lifetime doses can be made (Fig. 1). It turns out that the lifetime doses due to ^{137}Cs remain well below

or within the range of the natural radiation exposure. This, however, does not hold true for the exclusion zone where high contaminations with ^{90}Sr and Actinides add to this exposure.

Table 2

Exposure of the population in contaminated regions with ^{137}Cs > 37 kBq m^{-2} during 1986 to 2005 without thyroid doses (UNSCEAR 2000)

Region	Population	Mean individual effective dose in mSv			
		1986 – 1995			1986 – 2005
		external	internal	total	total
Belarus	1.880.612	5,1	2,9	8,0	9,8
Russian Federation	1.983.275	4,3	2,5	6,8	8,3
Ukraine	1.295.800	4,7	6,1	10,8	12,9

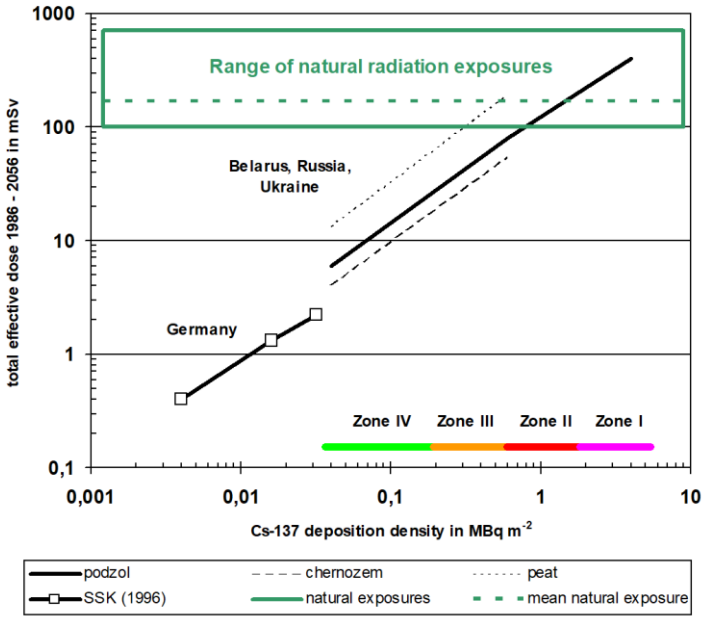


Fig. 1. Average total effective 70-years dose (without thyroid doses) due to the Chernobyl accident in areas with ^{137}Cs Fallout of more than 37 kBq m^{-2} for a rural population without countermeasures

Source: [8].

Regarding the health effects as a consequence of the Chernobyl accident in the general public, up to now no increase of solid tumors, leukemia, genetic defects and unfavorable pregnancy outcome was observed [11, 12, 14]. There was, however, an increase of other health problems for which a causal connection to radiation could not

be found. They are estimated to be connected to the severe social consequence of the accident and the emergency measures. The latter also applies to Fukushima, where severe mental health consequences due to the emergency measures were observed.

But, 5 years after the accident a marked increase of thyroid cancer was observed in the former USSR in those which were aged less than 15 years at the time of the accident. Up to 1998, 1.036 cases of childhood thyroid cancer were observed and the increase is still going on. Up to 2005, about 4.000 cases and about 6.000 cases up to 2015 were observed. Until 2005, 15 of them passed away from thyroid cancer. These thyroid cancers were caused by the high exposures of the thyroids due to ^{131}I either by inhalation during the transition of the radioactive cloud or by ingestion of contaminated leafy vegetables and milk. Since no countermeasures were ordered such as staying in home and a ban the consumption of fresh vegetables and milk, the thyroid doses of the children were excessively high.

Since there is generally a lack of comprehensive measurements of the ^{131}I exposure after an accident due to the short half-life of 8,0 days of ^{131}I, the retrospective dosimetry of the ^{131}I thyroid exposure via ^{129}I with a half-life of 15,7 Ma offers an opportunity to fill the gap of knowledge. The retrospective dosimetry has gained large interest after the Fukushima accident where due to the consequences of the earth quake and the tsunami direct measurements of the thyroid exposure are rare and one has to rely for the estimation of thyroid doses on model calculations and on the retrospective dosimetry. In a joint project we have investigated the feasibility of this method in a large area of Northern Ukraine [9, 10]. The retrospective dosimetry of the ^{131}I thyroid exposure via ^{129}I is done via the formula

$$H_{\text{thyr}} = \left(D(^{129}\text{I}) - D_{\text{pre-Ch.}}(^{129}\text{I}) \right) \cdot \frac{A_{131}}{A_{129}} \cdot DC_{131}$$

with H_{thyr} being the thyroid equivalent dose due to ^{131}I, $D(^{129}\text{I})$ the measured ^{129}I deposition density, $D_{\text{pre-Ch.}}(^{129}\text{I}) = 44 \pm 24$ mBq m^{-2} the pre-Chernobyl deposition, DC_{131} the aggregated dose factor for ^{131}I (Krajewski 1996). The ^{129}I/^{131}I isotopic ratio of the Chernobyl fall-out was 12 ± 3, i.e. $A(131\text{I})/A(129\text{I}) = 5{,}9 \times 10^{7}$. It has to be emphasized that the dose factor DC_{131} has to be derived from model calculations which need detailed knowledge about the habits of the population in question.

After an initial investigation of the feasibility of the method we analyzed the deposition of ^{137}Cs by gamma-spectrometry and of ^{129}I by accelerator mass spectrometry in soil samples from 60 locations in zones II and III in Northern Ukraine and derived from them estimates of the thyroid doses received by the inhabitants [9, 10]. The results obtained for 5-years-old children are shown in Fig. 2. The doses were partially excessively high, up to 30 Gy. The doses could have been significantly lowered by the emergency measure “staying in house during the transition of the cloud” and ban of the consumption of leafy vegetables and of milk. But this was not done.

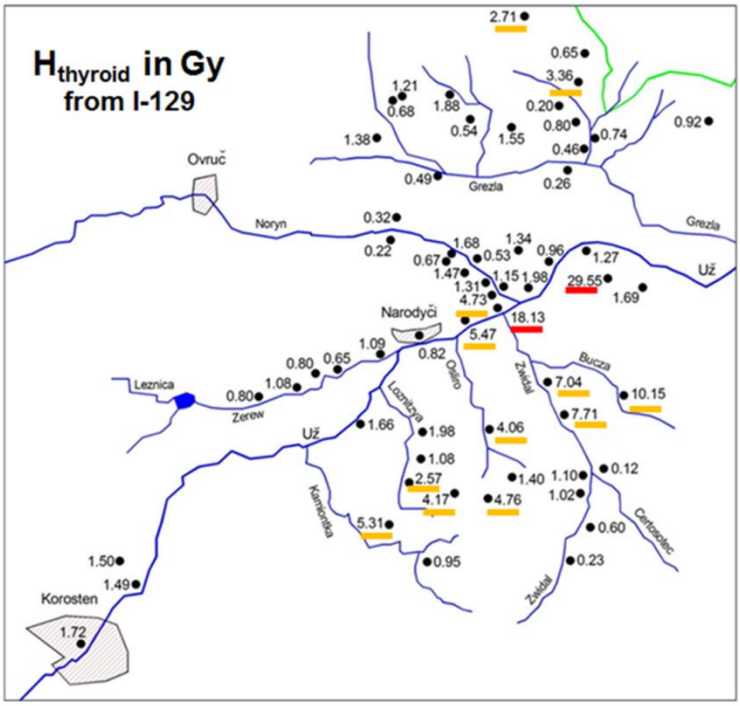


Fig. 2. Thyroid doses of 5-years-old children derived by retrospective dosimetry

In a critical comparison of our results with the results of the rare direct measurements of ^{131}I activities in the human thyroids we saw that the retrospective dosimetry gave dose estimates which were at the lower end of the observed doses [9]. This depended mainly on the dose factor due to the lack of knowledge of the individual habits of the inhabitants. In conclusion, we saw that ^{129}I retrospective dosimetry is feasible. But it needs an adequate radioecological modeling which takes into account the actual exposure conditions. It is only the second quality compared to direct measurements after an accident.

After the fall of the iron curtain, joint projects between Ukrainian and Western European scientists became possible. We started collaboration with the State University of Agriculture and Ecology at Zhitomir in the 1990ties. Our joint research on the consequences of the Chernobyl accident dealt with the inhabitants of areas with ^{137}Cs deposition densities of more than 37 kBq m^{-2}.The actual radiation exposures in the highly contaminated regions of Northern Ukraine were addressed by evaluating the exposures of returnees into the evacuated zone. The references below give a survey on our joint research projects with the State University of Agriculture and Ecology, Zhitomir. Besides Cs-137 also the exposure to Sr-90 and actinides was taken into account. We concentrated our work on Christinovka which is a typical village in the evacuated zone II, 75 km away from Chernobyl NPP, Narodici rayon. All inhabitants were evacuated in 1989/90. Since 1995, about 30 families returned to their homes. Except for bread, all foodstuffs are locally produced.

The deposition of ^{137}Cs, the ambient dose rates and the contamination of foodstuffs were analyzed beforehand [1-5]. However, it turned out that for reliable estimates of the exposure of the returnees we had to know more about their habits. In particular, it became clear that the ^{137}Cs in mushrooms dominated the internal exposure and that a reliable estimate of the consumed amounts were not possible. Moreover, the external exposure strongly depended on the time a person spend in the forests which were much higher contaminated than the open country side. Therefore, we equipped the inhabitants with personal dosemeters for the duration of an entire year and we organized measurements of the whole body activities of the inhabitants with a mobile body counter. The results of this investigations are summarized in Table 3 [6].

Table 3

External and internal exposure for different groups of the population of Christinovka 7/1997 to 7/1998

	groups of inhabitants of Christinovka					
	concerned		normal	extreme		total
type of exposure	no. 9	no. 10	nos. 1 - 16	no. 17	no. 18	nos. 1 - 18
external	0,8	1,1	$0,7 \times 1,3^{\pm 1}$	2,7	4,3	$0,8 \times 1,7^{\pm 1}$
internal	0,2	0,3	$0,3 \times 1,9^{\pm 1}$	10	17,3	$0,4 \times 3,4^{\pm 1}$
due to mushrooms	-	-	0,1	9,7	17	0,2
due to other food	0,2	0,3	0,2	0,3	0,3	0,2
total	1	1,4	$1,0 \times 1,3^{\pm 1}$	13	21,6	$1,3 \times 2,4^{\pm 1}$

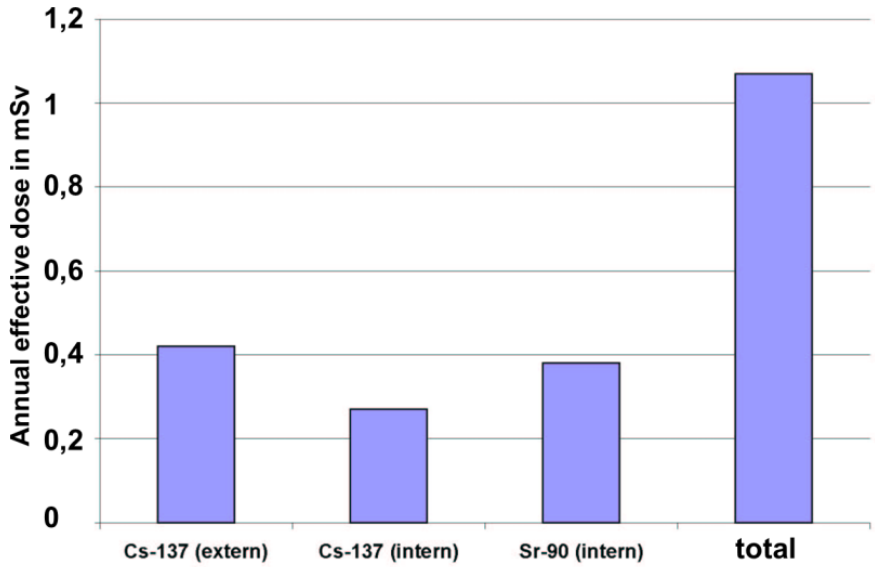


Fig. 3. Radiation exposure in Christinovka 2002

The results in table 3 clearly demonstrate that the additional exposure the returnees received from ^{137}Cs were small, both for those concerned of radiation with a cautious behavior and those with a normal behavior. However, we observed also two extreme cases. Person no. 18 spent a lot of time in the forests and lived mainly on potatoes and mushrooms. These habits caused a dose of more than 20 mSv in that year. His companion (no. 17) got also comparably high doses because of the particular life-style. These observations demonstrated that the feasibility to life safely in the highly contaminated zones depends on the personal behavior rather than on the mere deposition densities of ^{137}Cs. With normal behavior, the total radiation exposure of the inhabitants of Christinovka was below that in not-contaminated areas of Finland and should not be a matter of concern

In later years, we developed methods for realistic assessments of the radiation exposure on the basis of environmental data and we extended our investigations to the exposure due to ^{90}Sr and actinides. In total, from 1996 to 2007 we investigated soil profiles of agricultural soils, plants, meat, fish, and other foodstuffs for ^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{238}U, ^{235}U, ^{238}Pu, ^{239,240}Pu, ^{241}Am, and ^{244}Cm. The results of these investigations in Christinovka for the year 2002 are shown in Fig. 3. While the exposure due to ^{90}Sr was not negligible, that due to the actinides was negligible (less than 2 μSv per year) even for smokers of self-grown tobacco. The latter received about 40 μSv per year more exposure due to actinide radioisotopes. In summary, the total exposure of the inhabitants in Christinovka is well within the range of worldwide natural radiation exposures and not a matter of concern. The open question about the way back to normality in zone 2 should soon be answered.

References

1. Beltz, D., W. Botsch, J. Handl, R. Michel (2000) Die Nachbarn von Tschernobyl. Physikal. Blätter 56, Heft 10 (2000) 55-57.

2. Botsch, W., L.D. Romantschuk, D. Beltz, J. Handl, R. Michel (1999a) Untersuchungen zur Strahlenexposition der Bevölkerung in hochkontaminierten Gebieten der nördlichen Ukraine. in: E. Wirth, H. Pohl, Hrsg., Kolloquium Radioökologische Strahlenschutzforschung, ISH, Oberschleißheim, 3.- 4.5.1999, BfS-ISH-187/99, 93 – 96.

3. Botsch, W., L.D. Romantschuk, D. Beltz, J. Handl, R. Michel (1999),Untersuchungen zur Strahlenexposition der Bevölkerung in hochkontaminierten Gebieten der nördlichen Ukraine. Atomwirtschaft atw XLIV/11 (1999b) 638 – 640.

4. Botsch, W., L.D. Romantschuk, J. Handl, D. Beltz, R. Michel (2000) Experimental Investigations on the Radiation Exposure of Inhabitants of Contaminated Areas in Northern Ukraine. Proc. IRPA10, Hiroshima, May 14 – 19, 2000, P-11-254.

5. Filß, M., J. Handl, R. Michel, V. P. Slavov, V.V. Borschtschenko (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. Radiochimica Acta 83 (1998) 81 – 92.

6. Handl, J., D. Beltz, W. Botsch, D, S. Harb. Jakob, D. Beltz, R. Michel, L.D. Romantschuk (2003) Fallout and Transfer into the Human Food Chain of Cesium-137 and the Radiation Exposure of Inhabitants of Contaminated Areas in Northern Ukraine. Health Physics 84 No. 4 (2003) 502 - 517.

7. Krajewski, P. (1996) CLRP Version 4.2 MANUAL. BIOMOVS II Technical Report No 7. Uncertainty and validation effect of user interpretation on uncertainty estimates. BIOMOVS Steering Committee, Stockholm. CLRP #

8. Michel, R. (2006) in: 20 Jahre nach Tschernobyl – Eine Bilanz aus der Sicht des Strahlenschutzes, Berichte der Strahlenschutzkommission (SSK), Heft 50, 43–63.

9. Michel, R., A. Daraoui, M. Gorny, D. Jakob, R. Sachse, L.D. Romantschuk, V. Alfimov, H-A. Synal (2015) Retrospective dosimetry of Iodine-131 exposures using Iodine-129 and Caesium-137 inventories in soils – a critical evaluation of the consequences of the Chernobyl accident in parts of Northern Ukraine, Journal of Environmental Radioactivity 150 (2015) 20-35, DOI:10.1016/j.jenvrad.2015.07.023.

10. Michel, R., J. Handl, Th. Ernst, W. Botsch, S. Szidat, A. Schmidt, D. Jakob, D. Beltz, L.D. Romantschuk, H.-A. Synal, C. Schnabel, J.M. López-Gutiérrez (2005) Iodine-129 in Soils from Northern Ukraine and the Retrospective Dosimetry of the Iodine-131 Exposure after the Chernobyl Accident. Science of the Total Environment 340, 35–55.

11. UNSCEAR (2000) Report to the General Assembly, Vol. II, Annex J. Exposures and effects of the Chernobyl accident, http://www.unscear.org/docs/reports/annexj.pdf.

12. UNSCEAR (2008) Report to the General Assembly, Vol. II, Annex D. Health effects due to radiation from the Chernobyl accident, www.unscear.org.

13. UNSCEAR (2013) Report Vol. I, Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, UNSCEAR 2013 Report to the General Assembly, with scientific annexes, Volume I: Report to the General Assembly, Scientific Annex A Levels and effects of radiation exposure due to the nuclear accident after the 2011 great east-Japan earthquake and tsunami. www.unscear.org.

14. UNSCEAR (2018) White Paper, Evaluation of data on thyroid cancer in regions affected by the Chernobyl accident, A White Paper to guide the Scientific Committee's future programme of work. www.unscear.org.

15. UNSCEAR (2021) Levels and effects of radiation exposure due to the accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station, Implications of information since the UNSCEAR 2013 Report, www.unscear.org.

ПРОБЛЕМА РАСПРОСТРАНЕНИЯ ИНВАЗИВНЫХ ВИДОВ РАСТЕНИЙ В ЗАГРЯЗНЕННОЙ РАДИОНУКЛИДАМИ ЗОНЕ И ПУТИ ЕЁ РЕШЕНИЯ

Прохоров В. Н.
доктор биологических наук, доцент
Институт экспериментальной ботаники им. В.Ф. Купревича НАН Беларуси

Постановка проблемы. Республика Беларусь очень сильно пострадала от аварии на Чернобыльской АЭС, на территорию которой выпало около 70% поступивших в атмосферу радиоактивных осадков. Более 46 тыс.км^2 площадей различного назначения, составляющих 23%общей площади республики оказались под долговременным радиоактивным загрязнением с населением 2,1 млн. человек. В результате загрязнения радионуклидами из сельскохозяйственного оборота выведено 2,64 тыс. км^2 сельхозугодий (разной степени загрязнения подверглись 18 тыс. км^2) Как следствие резко сократились посевные площади и валовой сбор сельскохозяйственных культур, существенно уменьшилось поголовье скота. Большой урон нанесен лесному хозяйству. Около четверти лесного фонда Беларуси - 17,3 тыс. км^2 леса подверглись радиоактивному загрязнению [1].

Результаты исследования. Почти полное прекращение хозяйственной деятельности в загрязненных районах привело к неконтролируемому проникновению и распространению в них инвазивных видов. В этой связи данная проблема приобретает все большую актуальность и требует пристального внимания к ней.

В настоящее время научно обоснованный список инвазивных и потенциально инвазивных растений Беларуси включает 54 вида, из которых около 30 относятся к трансформерам, т.е. способным приводить к коренной трансформации экосистем на значительных территориях [2-3]. Согласно перечню дикорастущих растений, запрещенных к интродукции и (или) акклиматизации, наиболее опасными инвазивными видами растений на территории Беларуси признаны: гигантские борщевики (борщевики Сосновского и Мантегацци) золотарники канадский и гигантский, эхиноцистис лопастный, клен ясенелистный и робиния лжеакация [3].

До настоящего времени наиболее распространенным инвазивным видом на территории Беларуси является борщевик Сосновского. В Государственном кадастре растительного мира Республики Беларусь на 2018 год зарегистрировано 4910 мест произрастания гигантских борщевиков общей площадью 3091,4 га [4].

Для борщевика Сосновского характерны следующие особенности, определяющие его огромный инвазионный потенциал: отрастание ранней весной до появления другой растительности; быстрый рост, способность расти и вытеснять другие (аборигенные) растения; высокий процент растений, которые

цветут и обеспечивают семена (около 30% в популяции);высокая аллелопатическая активность растений; способность растений задержать цветение в неподходящих условиях (до тех пор, пока необходимые условия не возникнут, иногда на более, чем 10 лет); раннее цветение, которое позволяет растениям сформировать жизнеспособные семена; это перекрестноопыляемые растения, но у них также возможно и самоопыление; большая плодовитость, позволяющая одному растению обеспечить широкое распространение вида (в среднем 20 тыс., максимум 100 тыс. штук на 1 растение); большое количество семян (до 2 тыс. семян на 1 $м^2$), которые сохраняются до 10 и более лет в почве; быстрое расселение с помощью ветра и водных потоков.

Распространяется борщевик Сосновского только семенами. Систематическая работа по обоснованию мер ограничения распространения и искоренения гигантских борщевиков начата в Беларуси не многим более 10 лет назад. За это время был накоплен ценный научный багаж и практический опыт по решению этой сложной проблемы. В соответствии с существующими документами мероприятия по ограничению распространения и численности борщевика Сосновского разделяются на две группы: профилактические и истребительные.

К профилактическим относится проведение экспертизы на наличие в почве семян этого злостного вида. С этой целью для исключения появления новых очагов распространения борщевика Сосновского на территории г. Минска и Мингорисполком принял постановление, которым обязывает заказчиков на стадии проектирования оценивать засоренность семенами борщевика Сосновского грунтов, снимаемых со строительных площадок, с целью использования его для закладки и ремонта газонов.

Важным является проведение информационной и разъяснительной работы среди населения, в том числе через средства массовой информации, распространение буклетов, плакатов и других материалов о биологических особенностях гигантских борщевиков, мерах предосторожности при нахождении рядом с растениями, о необходимости регулирования распространения и численности борщевика и о мерах борьбы с данным растением. Институтом экспериментальной ботаники НАН Беларуси и РУП «Институт защиты растений» за прошедшие годы изданы ряд брошюр и рекомендаций по искоренению и ограничению гигантских борщевиков [5-10].

Истребительные мероприятия. Полное удаление стеблекорня. Это трудоемкий, но и самый эффективный метод, благодаря которому растение уничтожается после одной операции. Ручной метод эффективен и экономически выгоден для уничтожения отдельных экземпляров или небольших популяций, - менее 200 растений [3]. Наиболее благоприятный период частичного или полного удаления стеблекорней борщевика Сосновского – фаза розетки.

Срезание верхней части стеблекорня. Снизить трудозатраты можно, если выкапывание растений заменить на подрезание верхней части стеблекорня под

землей, используя для этих целей обычную садовую лопату. Лезвие лопаты ставят под углом 45º к растению и внедряют его в почву таким образом, чтобы стеблекорень был перерезан несколько ниже головки с находящимися на ней верхушечной и боковыми почками. После подрезания верхняя часть стеблекорня вместе с розеткой листьев легко удаляется из почвы.

Ручное вытягивание корня. Молодые растения могут быть легко удалены с корнем, путем вытаскивания рукой из почвы в самом начале весны [3]. *Вспашка* - это один лучших методов механического уничтожения гигантских борщевиков.

Скашивание растений. В Евросоюзе повсеместно рекомендуется скашивание растений гигантских борщевиков, не менее 2-3 раз в течение вегетации в течение нескольких лет, пока не будут исчерпаны запасы питательных веществ стеблекорней [3]. Однако, как показывают наши исследования это затратный малоэффективный способ.

Использование укрывных затеняющих материалов. Рекомендуется для использования на маленьких участках, в первую очередь на территориях населенных пунктов, в качестве укрывающего материала рекомендуется черная полиэтиленовая пленка толщиной 100 мкм [3].

Залужение. Прием эффективен после применения других мероприятий, путем использования быстрорастущих злаков, которые подавляют рост проростков борщевика.

Стравливание. В странах Западной Европы хороший эффект получает путем стравливания. В этом случае плантацию борщевика огораживают и используют как пастбище, хорошие результаты получены при выпасе овец (20-30 овец на 1 га), а также коз и лошадей [3].

Химические способы борьбы. Гербициды сплошного действия на основе глифосата (Раундап, Торнадо 500, Буран супер, Ураган форте, Гроза ультра) угнетают рост и развитие борщевика Сосновского только в течение 30 дней после обработки, в дальнейшем (через 60-90 дней) происходит отрастание растений, в случае применения этих гербицидов, в течение сезона необходимо предусмотреть 2-3 обработки участка [3]. Применяется после скашивания растений или весной в фазе розетки при высоте растений борщевика до 20 см. Глифосаты не обладают почвенной активностью, поэтому семена борщевика быстро дают всходы, которые снова формируют популяцию. В тоже время отсутствие почвенной активности позволяет высевать любые виды газонных трав без ограничений. Доза препаратов до 5 л/га.

Гербициды сплошного действия на основе сульфометурон-метила - Террсан, ВДГ (д.в. сульфометурон-метила кислота, 750 г/кг). Полностью подавляет прорастание семян гигантских борщевиков в течение 1-2 лет, поэтому восстановление растительности на обработанных участках наступает не ранее, чем через 2 года после применения этого гербицида.

Гербициды сплошного действия на основе имазапира - Грейдер, ВГР (д.в имазапир, 250 г/л). При попадании в почву сохраняется в течение нескольких

месяцев, что позволяет в этот период контролировать прорастание семян гигантских борщевиков. Доза гербицида 2-2,5 л/га.

Однако, как показывает опыт после обработки гербицидами сплошного действия на участках полностью уничтожается растительный покров, что приводит к эрозии почв. Кроме того, уже на второй год в местах обработки освободившуюся нишу заполняют другие инвазивные виды, в частности мелколепестничек канадский.

Гербициды избирательного действия – производные сульфонилмочевины Магнум, ВДГ уничтожает борщевик почти на 100%. Активность сульфонилмочевин проявляется в очень малых дозах (до 10 г/га). Она в меньшей степени, чем у препаратов других классов, зависит от факторов внешней среды (температура, гранулометрический состав почв) гербицид быстро (за 2-3 часа) проникает в сорные растения. Обладает хорошей селективностью по отношению к злаковым растениям. Обработка растений должна проводиться ранней весной по активно растущим растениям (фаза розетки листьев, лежащих на почве), или по молодым отрастающим листьям после скашивания. В случае одиночных растений с крупными закончившими рост листьями достаточно нанесения гербицида на появляющийся молодой лист или соцветие в центре розетки. Остальную часть растения обрабатывать необязательно

Другими особо опасными инвазивными видами в Беларуси являются золотарники. Золотарники, так же как и борщевик Сосновского относят к группе видов-трансформеров. Они активно внедряются в естественные и полуестественные, синантропные сообщества, изменяют их облик, образуя значительные по площади одновидовые заросли, вытесняя и (или) препятствуя возобновлению видов природной флоры. Внедрившись в то или иное местообитание, золотарники могут оставаться доминантами в течение длительного времени, благодаря многочисленным побегам возобновления, высокой семенной продуктивности и мощному развитию корневой системы.

Потенциальное число органов возобновления достигает наибольшей величины на четвертый год – до 720, а на седьмой – уменьшается до 40-70. Однако реальное наибольшее их количество составляет 30-35 штук на растение, а уже на пятый год уменьшается до 14-25, в последующие годы эта тенденция только нарастает.

Благодаря клональному росту золотарник может создавать густые заросли, плотность которых достигает более 300 побегов / м^2. Наибольшее проективное покрытие отмечается на 5-6 год жизни, когда оно может достигать 80%. Средняя продолжительность жизни отдельных растений 9-11 лет.

Выводы. Отмечается, что хотя общепринятые методы контроля за сорняками пригодны для борьбы с золотарниками, однако недопущение, также как и для гигантских борщевиков, в популяциях образования нового семенного потомства, имеет решающее значение для ограничения его распространения. В местах массового распространения золотарника возможно применение

гербицидов и различных агротехнических мероприятий: прополка, кошение, безотвальная вспашка, использование укрывных материалов.

Кошение должно проводится не менее 3 раз в год, так как однократное те только незначительно снижает густоту побегов, но и провоцирует противоположный эффект - увеличение плотности популяции на следующий год. Применение гербицидов во многом аналогично борьбе с борщевиками, а их эффективность во многом определяется временем применения.

Список использованой литературы

1. Лес, человек, Чернобыль. Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС: состояние, прогноз, реакция населения, пути реабилитации. / В. А. Ипатьев и др. под общ. ред. Ипатьева В. А. Гомель, 1999. 454 с.

2. Растения – агрессоры. Инвазионные виды на территории Беларуси / Д. В. Дубовик и др. Минск, 2017. 192 с.

3. Черная книга флоры Беларуси: чужеродные вредоносные растения / Д. В. Дубовик и др. Минск, 2020. 407 с.

4. Государственный кадастр растительного мира Республики Беларусь. Основы кадастра. Первичное обследование 2002-2017 гг. / О. М. Масловский и др. Минск. 2019. 599 с.

5. Ламан Н. А., Прохоров В. Н., Масловский, О. М. Гигантские борщевики – опасные инвазивные виды для природных комплексов и населения Беларуси. Минск, 2009. 40 с.

6. Сорока С. В., Якимович Е. А., Ивашкевич А. А. Методические рекомендации по борьбе с борщевиком Сосновского на территории населенных пунктов. Минск, 2011. 40 с.

7. Якимович Е. А., Ясюченя О. А., Ивашкевич А. А. Методические рекомендации по применению гербицидов для борьбы с борщевиком Сосновского. Минск, 2013. 92 с.

8. Ламан Н. А., Прохоров В. Н. Новые подходы к разработке экологически безопасных способов ограничения распространения борщевика Сосновского // Ботаника (исследования): Сборник научных трудов. Минск, 2014. вып. 43. С. 229-241.

9. Стратегия ограничения распространения и искоренения гигантских борщевиков и других опасных инвазивных видов растения: материалы научно-практического семинара (г. Минск, 17-19 сентября 2019 года). Минск, 2019. 88 с.

10. Ламан Н. А., Прохоров В. Н., Бабков А. В. и др. Методология и способы ограничения распространения и искоренения гигантских борщевиков. Минск. 2020. 44 с.

УРОКИ ЧОРНОБИЛЯ ТА СУЧАСНІ ПРОБЛЕМИ РАДІОБІОЛОГІЇ

Гудков І. М.
доктор біологічних наук, професор
Національний університет біоресурсів і природокористування України

Постановка проблеми. Як це не «кощунственно» звучить, але аварія на Чорнобильській АЕС не тільки надала суворий урок багатьом напрямам науки, у тому числі й радіобіології, але й дала дослідникам унікальні можливості для вивчення багатьох особливостей дії іонізуючої радіації на живі організми в умовах, які створити цілеспрямовано неможливо.

Результати дослідження. *Дія малих доз іонізуючої радіації.* Радіобіологія завжди крокувала поряд з радіаційною небезпекою, і тому це була радіобіологія великих доз, близьких до півлетальних, критичних, летальних. Не можна вважати, що тільки аварія на Чорнобильській АЕС породила проблему дії на живі організми малих доз. Чорнобиль поставив її з особливою гостротою. Адже, понад 6-мільйонне населення опинилося на забруднених радіонуклідами територіях і всі ці 35 років мешкає на них. Як дози, які формуються на цих територіях діють на біоту – рослини, тварин, зрештою, людину? Угорський дослідник А. Сабо, розрахувавши сумарні дози, які отримали рослини за вегетаційний період 1986 року, дійшов висновку, що для багатьох видів вони наближалися до стимулюючих, і саме цим пояснює активацію росту та розвитку рослин і накопичення ними біомаси у той драматичний рік [1]. До подібних висновків прийшли дослідники Білорусі, Болгарії, Польщі, які спостерігали прояви прискорення росту й розвитку деяких видів рослин. В Україні урожай зернових культур у той рік був на 10% вищім за всі попередні роки і був перевищений тільки через 10 років після аварії за рахунок використання новітніх агротехнологій [2].

Радіаційна стимуляція – це один з аспектів дії малих доз. А як діють малі дози на імунітет живих організмів, на спадковість. Адже основне положення радіаційної біології і концепція безпорогової дії іонізуючих випромінювань проголошують, що немає нешкідливих доз іонізуючої радіації, що теоретично достатньо попадання одного високоенергетичного кванта в молекулу ДНК, щоб викликати мутацію з усіма можливими наступними змінами аж до канцерогенних і спадкових. Тому різноманітні прояви радіаційної стимуляції ні у якому разі не можна розцінювати як позитивне явище – це один з соматичних ефектів, віддалені наслідки якого в умовах фітоценозів важко передбачити. Адже відомо, що при дозах, які викликають стимуляцію, спостерігається збільшення в декілька разів у твірних тканинах рослин кількості клітин з аберраціями хромосом [3].

Дія на живі організми хронічного опромінення іонізуючою радіацією. Понад 90% радіобіологічних досліджень у «дочорнобильській період» присвячені

гострому опроміненню. І це цілком було зрозумілим – у випадку радіаційної небезпеки саме гостре опромінення іонізуючою радіацією є основним уражуючим агентом. Не можна вважати, що хронічне опромінення мало цікавило дослідників. Але дослідження з хронічним опроміненням вимагають багато часу, технічно складні, дороговарті. Аварія на Чорнобильській АЕС надала можливість вивчати дію хронічного випромінювання в природних умовах. І були встановлені парадоксальні речі. Одна з них – відсутність залежності «потужність дози-ефект» у діапазоні малих доз. І пов'язане з цим явищем посилення у певних ситуаціях ефекту хронічного опромінення порівняно з гострим [4].

Радіаційно-індукована адаптивна відповідь – це зростання стійкості живих об'єктів до опромінення іонізуючою радіацією в ушкоджуючих дозах після попередньої дії в малій адаптивній дозі [5]. Адаптивна відповідь спостерігається практично в усіх живих об'єктах, але прояв її залежить не тільки від величини адаптивної дози, але й від потужності дози, виду опромінення, часового інтервалу між дозами. Вважається, що адаптуючий вплив попереднього опромінення ініціює в клітинах процеси, що активують геном та викликають утворення нових генних продуктів, які, з одного боку, відповідають за зростаючу стійкість до наступного опромінення, а з іншого, активують процеси репарації. Вона може не виявитися в популяціях, які перебувають в умовах хронічного опромінення. Важко переоцінити важливість цієї проблеми для вивчення механізмів формування радіостійкості у живих організмів, у тому числі і людини.

Радіоекологічний ефект. В умовах забруднених радіонуклідами територій можна спостерігати дивне явище – на ділянках з однаковим рівнем забруднення процеси гальмування росту і розвитку у порівняно радіостійких видів рослин проявляються помітно сильніше, ніж у радіочутливих. По аналогії з класичним «радіобіологічним ефектом» це явище було назване «радіоекологічним ефектом» [6]. Показано, що ефект пов'язаний зі здатністю рослин до накопичення радіонуклідів, а ця здатність визначається біологічними особливостями виду, зокрема, типом кореневої системи, особливостями метаболізму. Зокрема, було встановлено, що у радіостійких видів кальцефілів і калієфілів за рахунок накопичення, відповідно, ^{90}Sr і ^{137}Cs, в однакових умовах росту можуть формуватися значно більш високі дози внутрішнього опромінення, ніж у видів, що такої здатності не мають. Окрім цього, накопичено немало фактів про те, що внутрішнє опромінення в такій самій дозі, як і зовнішнє, може спричиняти більш високий рівень радіаційного ураження. Причиною цього є неоднаковість мікродозиметричних характеристик опромінення, зумовлена нерівномірним розподілом радіоактивних ізотопів в клітині і тканинах. Так, показано, що ^{90}Sr і, ^{137}Cs, як і деякі інші продукти поділу урану, концентруються у ядерній оболонці клітин [7], ^{137}Cs здебільш накопичується в меристемних клітинах [8].

Дія іонізуючої радіації на біоценози. Унікальні можливості виникають для вивчення дії іонізуючих випромінювань на живі організми різних таксономічних груп, навіть за порівняно невеликих доз, далеких в рівня півлетальних для найбільш радіочутливих компонентів біоценозу, в його структурі можуть відбуватися значні зміни [9]. Це відбувається тому, що навіть незначне пригнічення чи стимуляція росту й розвитку одного-двох видів, про що вже згадувалося, може супроводжуватися порушеннями ценотичних зв'язків і створити умови для формування інших видів. Найбільш небезпечним для біоценозу може бути хронічне опромінення, ніж гостре, так як діючи на рослину чи тварину впродовж низки поколінь, воно поступово призводить до накопичення відхилень в розвитку того чи іншого виду. Після ж гострого опромінення порушення в біоценозі в наступні роки можуть відновлюватися. На підставі багаторічних спостережень в 30-кілометровій зоні відчуження Чорнобильської АЕС описані по мірі зростання потужності дози гамма-випромінювання від 10^{-6} до 10^{-2} Гр/год такі ефекти в біоценозах, як біохімічні порушення, аберації хромосом, морфологічні зміни, випадіння радіочутливих видів, збіднення угруповань, деградація і, як найсильніший ефект – загибель біоценозу [9].

Ключовим фактором, що спричиняє порушення ценотичних зв'язків, є реакції на опромінення найбільш радіочутливих видів. Хоча рівні небезпечних для ценозів доз можуть істотно відрізнятись від доз, що викликають помітне порушення якоїсь реакції у окремих видів, порівняльне вивчення радіочутливості компонентів біоценозу справляє вагомий вплив на розв'язання питання радіаційної безпеки для нього. При цьому варто звернути увагу на той факт, що ценотичні зміни можуть проявлятися не тільки при інгібуючих дозах, а й при стимулюючих. Посилення росту й розвитку певних видів формує для них переваги у біоценозі, що до того ж може супроводжуватись погіршенням умов для розвитку інших компонентів біоценозу аж до їх випадіння [10].

Практично вперше в умовах післяаварійного періоду був встановлений ефект впливу іонізуючої радіації на біорізноманіття мікробоценозу [11].

Немішенні радіобіологічні ефекти (ефект свідка). Радіаційне ураження клітин, тканин, рослин, тварин, які не піддаються дії іонізуючого випромінювання, але контактують, взаємодіють за допомогою якихось чинників фізичної або хімічної природи з опроміненими, назвали ефектом свідка (bystander effect). В клітинах неопромінених популяцій, критичних органах рослин, тварин виникають аналогічні опроміненим ураження: розриви ДНК, гальмування поділу, хромосомні аберації, генні мутації, інтерфазна загибель. Деякі особливості прояву ефекту свідка мають загадковий характер. Зрозумілі багаточисельні дані дослідів, здійснених на культурі ізольованих клітин при спільному культивуванні опромінених і неопромінених клітин. В цих умовах із меншою чи більшою імовірністю можна говорити про медіатори хімічної природи. Тобто опосередкована ушкоджувальна дія може реалізуватися шляхом

міжклітинних контактів, внаслідок секреції біологічно активних речовин, неіонізуючого випромінювання типу мітогенетичного. Значно важче пояснити ефект свідка на популяціях рослин, тварин. Хоча і тут можна спекулювати щодо впливу можливого виділення опроміненими об'єктами токсичних агентів газоподібної чи рідинної природи. При можливому контакті опроміненого об'єкта з багатьма неопроміненими ефекти опромінення можуть зростати. Можливо, допускає Д.М. Гродзинський, «ефект свідка можна розглядати як один з механізмів, причетних до принципу посилювача дії іонізуючого випромінювання» [12]. Немає сумнівів, що ефект свідка може проявлятися і на міжпопулційному рівні, на рівні ценозів. Важко переоцінити не тільки теоретичне, але й прикладне значення з'ясування механізми цього явища. І величезні території забруднених радіонуклідами внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС територій – це природний полігон для таких досліджень.

Радіозахисні засоби. Радіобіологія великих доз готувалася і до захисту від великих доз гострого, як правило, одноразового опромінення. Захист відстанню, часом, кількістю, екрануванням достатньо ефективні в такій ситуації. Певну ефективність мають і деякі штучні радіофармацевтичні препарати – радіопротектори. Але вони абсолютно некорисні в умовах хронічного опромінення. І хоча Чорнобиль поставив таке завдання перед радіобіологією, питання радіопротекторів тривалої дії знаходиться у глухому куті. Існує панівна думка, що теоретично неможливо створити хімічну речовину, яка б тривалий час могла зберігати властивості «ефективність–стабільність–нетоксичність», які завжди вступають у протиріччя. І на сьогодні гігієністи-радіобіологи сходяться на єдиній думці про те, що основним засобом підтримки радіостійкості людини, що знаходиться в умовах підвищеного радіаційного тиску, забезпечення певного радіозахисного фону, є раціональне, збагачене антиоксидантами, мікроелементами та іншими біологічно активними сполуками спрямоване харчування, здоровий спосіб життя.

Віддалені радіобіологічні ефекти – дуже важливий наслідок аварії на Чорнобильській АЕС. Досвід вивчення віддалених ефектів після Киштимської аварії 1957 року однозначно свідчить про те, що всі вони – канцерогенні явища та деякім інші морфологічні зміни, скорочення тривалості онтогенезу, генетичні зміни мають стохастичний характер. Залежно від тривалості онтогенезу, швидкості репродукційного процесу, час, коли розпочинається реалізація віддалених ефектів, різний. Після аварії на Чорнобильській АЕС пройшов період, який перевищує тривалість формування одного покоління для більшості живих організмів, в тому числі й людини. А для деяких організмів пройшли вже десятки і сотні таких періодів [13]. І вже відслідковуються можливі генетично-популяційні зміни, деякі з яких можуть становити певну загрозу для флори і фауни в зоні підвищеного рівня опромінення. Найбільш несприятливими і несподіваними можуть бути мікроеволюційні процеси. В свій час про це обережно говорив Д.М. Гродзинський, піднімаючи питання про необхідність

проведення моніторингу генетично популяційних процесів у видових популяціях у зоні відчуження Чорнобильської АЕС, щоб завчасно запобігти їхнім можливим негативним наслідкам [12].

Висновки. До віддалених ефектів слід віднести приховані (латентні) радіаційні ураження. Такі ураження, до яких відносяться не тільки класичні генетичні ефекти, але й деякі соматико-генетичні, можуть реалізуватися через багато поколінь, якщо в популяції складуться певні сприятливі для цього умови. Всі ці проблеми найтіснішим чином пов'язані між собою. Їх вирішення – це завдання для всіх як теоретичних, так і прикладних напрямів не тільки радіобіології, але й багатьох суміжних наук.

Список використаних джерел

1. Szabo A. S. Did the radioactive contamination in Hungary due to the disaster at the Chernobyl nuclear power station had a biopositive effect on plants? // J. Radional. and Nucl. Chem.: Lett. 1987. V. 119, N 6. P. 503–511.

2. Гудков И. Н. Радиационная стимуляция растений // Материалы Межд. научно-практ. конф. «Микроэлементы и регуляторы роста в питании растений: теоретические и практические аспекты». Ульяновск: Ульяновская ГСХА, 2014. С. 27–29.

3. Gudkov I. N. Acceleration of mitotic cycle in meristem cells of seedlings roots by gamma irradiation of pea and maize seeds at stimulating doses // Stimulation Newsletter. 1976. № 9. P. 8–12.

4. Бурлакова Е. Б., Голощапов А. Н., Жижина Г. П., Конрадов А. А. Новые аспекты закономерностей действия низкоинтенсивного облучения в малых дозах // Радиац. биология. Радиоэкология. 1999. Т. 39, № 1. С. 26–35.

5. Mortazavi S. M., Ikuhima T., Mozdarani H., Sharafi A. A. Radiation hormesis and adaptive responses induced by low doses of ionizing radiation // J. of Kerman Univ. of Med. Sci. 1999. V. 6, N 1. P. 50–60.

6. Гудков И. Н. Радиоэкологический парадокс? // Радиационная биология. Радиоэкология. 2016. Т. 56, № 3. С. 358–362.

7. Гродзинский Д. М., Шилина Ю. В., Коломиец О. Д. и др. Радиобиологические эффекты распада радионуклидов, инкорпорированных в клетках растений и микроорганизмов // Пробл. безпеки атомн. електростанцій і Чорнобиля. 2005. Вип. 6, ч. 2. С. 166-178.

8. Михеев А. Н. Гетерогенность распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr и обусловленные ими нагрузки на критические ткани главного корня проростков // Радиац. биология. Радиоэкология. 1999. Т. 39, вып. 6. С. 663–666.

9. Шевченко В. А., Абрамов В. И., Кальченко В. А. и др. Генетические последствия для популяций растений радиоактивного загрязнения окружающей среды в связи с Чернобыльской аварией // Радиац. биология. Радиоэкология. 1996. Т. 36, вып. 4. С. 531–545.

10. Гудков І. М., Гайченко В. А. Зміни у складі біоценозів у зоні радіоактивного впливу аварії на Чорнобильській АЕС // Подільські читання.

Екологія, охорона довкілля, збереження біотичного та ландшафтного різноманіття: наука, освіта, практика (Матеріали Міжнарод. наук.-практ. конф. 10–12.10.2019 р.). Хмельницький: Вид-во ХНУ, 2019. С. 12–14.

11. Паренюк О. Ю., Іллєнко В. В., Гудков І. М. Мікрофлора забруднених радіонуклідами ґрунтів. К.: НУБіП України, 2018. 202 с.

12. Гродзинський Д. М. Парадигми сучасної радіобіології / Радіобіологічні ефекти хронічного опромінення рослин в зоні впливу Чорнобильської катастрофи. К.: Наук. думка, 2008. С. 9–32.

13. Кудяшева А. Г., Башлыкова Л. А., Гудков И. Н. Отдаленные последствия радиационных аварий для мышевидных грызунов в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС // Вестник Ин-та биологии Коми НЦ УрО РАН. 2017. № 4 (202). С. 32–39.

ВІДНОВЛЕННЯ ДЕРЕВНОЇ РОСЛИННОСТІ НА РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕННИХ ЗЕМЛЯХ, ВИВИДЕНИХ З СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОГО КОРИСТУВАННЯ

Ландін В. П.
доктор сільськогосподарських наук, старший науковий співробітник, завідувач сектору
Інститут проблем безпеки АЕС НАН України
Мороз В. В.
кандидат сільськогосподарських наук, доцент кафедри
Поліський національний університет
Захарчук В. А.
кандидат сільськогосподарських наук,
Соломко В. Л., спеціаліст
Фещенко В. П., спеціаліст
ДП «Овруцьке лісове господарство»

Постановка проблеми. Аварійними викидами Чорнобильської АЕС на Поліссі було забруднено понад 500 тис. га земель сільськогосподарського призначення [1]. У наслідок забруднення території у Житомирському Поліссі з сільськогосподарського користування було виведено 71,9 тис. га земель, в т. ч. 31,8 тис. га, де господарська діяльність законодавчо заборонена внаслідок високих рівнів радіоактивного забруднення. За період часу після припинення господарської діяльності під впливом сукцесії виведені з обігу землі перетворились на перелоги, на яких поступово відновлюється трав’яна та деревна рослинність.

Результати дослідження. У рослинному покриві на перелогах Житомирського Полісся переважають фітоугруповання мезотрофних видів родин Злакові (Poaceae), Айстрові (Asteraceae), Осокові (Cyperaceae), які є притаманними для першої стадії сильватогенної сукцесії перелогів, плакорів. За кількістю домінують види родин Poaceae (Злакові), Айстрові (Asteraceae), Бобові (Fabaceae), Розові (Rosaceae), Ранникові (Scrophulariaceae).

Утворення дернини, поступове формування мохово-лишайникового покриву витискає польові та лучні види. При цьому простежується тенденція трансформації первинних (піонерних) лучних і трав'яних угруповань із утворенням лісових похідних фітоценозів на староорних землях. Із основних 11 видів лісорослинних типів умов місцезростання на перелогах домінуючими є види сухих і слабозволожених соснових борів. У понижених елементах рельєфу також зустрічаються ідентифікатори суборів та сугрудів.

Трав'яниста рослинність, особливо, щільний трав'яний покрив перелогів для деревних порід-анемохорів таких як сосна звичайна та береза повисла є головною перепоною поновленню [2, 3, 4].

На колишніх сільськогосподарських угіддях лісові насадження формуються не менше як 50-60 років і лише у випадках мінералізації поверхні ґрунтового покриву, процес відновлення лісу скорочується. Досить швидко йде поновлення лісу на згарищах. При наявності берези в складі колишніх насаджень процес формування нового насадження займає 10-15 років. На вигорілих ділянках добре поновлюється і сосна звичайна [5].

Оцінкою природного поновлення сосни звичайної на виведених із сільськогосподарського призначення землях Житомирського Полісся, що зазнали радіоактивного забруднення внаслідок аварії на ЧАЕС встановлено, що успішне поновлення аборигенних деревних порід на перелогах лімітується комплексом едафічних і біотичних чинників, а штучне лісорозведення на радіоактивно забруднених землях спричиняє небезпеку додаткового опромінення працівників, які здійснюють комплекс лісокультурних робіт. Це істотно загострює проблему залісення виведених із господарського користування сільськогосподарських земель.

Ріст і розвиток рослин також визначається комплексом кліматичних факторів, такими як: температурний режим, кількість опадів, тривалість вегетаційного періоду, сума активних температур. Тож у цілому, процес відновлення деревної рослинності і можливість існування лісу визначаються гідротермічним режимом території.

За даними метеостанції Овруч в регіоні досліджень за 31-річний період спостережень (1986-2017 рр.) середньорічна кількість опадів у районі

досліджень склала 574 мм, при нормі 600 мм. Виходячи з цього, роки спостережень по вологозабезпеченості можна розділити на 3 категорії: перша – з нормальною і близькою до норми кількістю опадів (600-650 мм); друга – з аномально низькою кількістю опадів (420-500 мм); третя – з високою і надмірно високою кількістю опадів (650-800 мм). При цьому за вегетаційний період 2005-2015 рр. сума опадів коливалась в межах 143,6 до 397,9 мм.

Аналіз динаміки ГТК в районі досліджень за Селяніновим показує, що за період 1986–2017 рр. один рік був надто сухим (ГТК – 0,46), чотири роки – посушливі (ГТК – 0,81-1,00), дванадцять років – із забезпеченим зволоженням (ГТК – 1,04-1,29) і 14 років – із надлишковим зволоженням (ГТК – 1,30-2,25).

Кореляційним аналізом встановлено тісний зв'язок впливу основних кліматичних характеристик (ГТК, кількість опадів за вегетаційний період, суми температур за вегетаційний період) на природнє поновлення сосни звичайної. Отримані залежності описуються рівняннями лінійної регресії. Найбільш тісний кореляційний зв’язок спостерігається між кількістю самосіву і кількістю опадів за вегетаційний період – коефіцієнт кореляції r = 0,82, кількість самосіву і ГТК – коефіцієнт кореляції r = 0,77.

Природне поновлення сосни звичайної на сільськогосподарських землях неоднорідне за віком і розташуванням на території. Максимальна кількість самосіву на одиниці площі формується на відстані 0-50 м від насадження репродуктивного віку. Зі збільшенням відстані від джерела насіння кількість дерев на одиниці площі поступово зменшується. На відстані 50-100 і 100-150 м від насадження кількість самосіву на одиницю площі була відповідно в 1,1 і в 1,2 рази меншою.

Інтенсивність росту дерев природного походження у порівнянні з одновіковими деревами штучного походження (лісових культурах) в аналогічних лісорослинних умовах, мають кращі показники росту у висоту до 60 років. У віці 70 років інтенсивність росту дерев вирівнюється.

Радіальний приріст насаджень сосни природного походження залежить від віку дерев. Найінтенсивніший приріст за діаметром сосна звичайна природного поновлення у різновікових насадженнях має у період від 10 до 20 років, середній приріст – від 3,5 до 3,7 мм у рік. У міру старіння дерев значення цього показника знижується і у віці 60-70 років воно становить 1,3 мм.

Успішне поновлення сосни звичайної можливе за наступних умов: наявність на межі перелогу зі сторони пануючих вітрів насаджень репродуктивного віку, а також задовільного зволоження ґрунтів у вегетаційний період протягом 2-3 років після появи сходів самосіву сосни звичайної.

Максимальна продуктивність насаджень відмічена в березово-соснових насадження при наявності 7-8 одиниць сосни звичайної. Загальний запас деревини у 70 – річному березово-сосновому насадженні складу 7Сз3Бп – становить 424 м^3/га, а в аналогічному за віком березово–сосновому насадженні 5Сз4Бп1Ос – 375 м^3/га. Тобто, зменшення участі сосни звичайної в змішаному за складом насадженні призводить до зниження його продуктивності.

Висновки. Головними екологічними чинниками, які впливають на природне поновлення деревної рослинності на перелогах, є: ґрунтові, кліматичні умови, температурний режим, кількість опадів, тривалість вегетаційного періоду, сума активних температур. Тож у цілому, процес відновлення деревної рослинності на перелогах і можливість існування лісу визначаються гідротермічним режимом території.

Продуктивність лісостанів сосни звичайної природного походження в умовах Житомирського Полісся визначально залежить від складу природно-утвореного насадження. Максимальна продуктивність насаджень відмічена в березово-соснових насадженнях за наявності у складі деревостану 7-8 одиниць сосни звичайної.

Для забезпечення відновлення деревної рослинності на перелогах доцільно проводити заходи щодо його сприяння. Ефективним способом для поновлення деревних порід на перелогах Житомирського Полісся є мінералізація поверхні ґрунту полосами через 3.0 м паралельно стіні лісу з боку панівних вітрів культиватором КЛД-2,5 у два сліди. Даний спосіб підготовки ґрунту на перелогах рекомендовано для впровадження у виробництво.

Список використаних джерел

1. Галич М. А., Стрельченко В. П. Агроекологічні основи використання земельних ресурсів Житомирщіни : монографія. Житомир : вид-во Волинь. 2004. с. 181.

2. Воробьев Д. В. Типы леса и лесные ассоциации Украинского Правобережного Полесья. Харьков, 1927. Вып. VI. 130 с.

3. Лавриненко Д. Д. Взаимодействие древесных пород в различных типах леса. Москва : Лесная промышленность, 1965. 248 с.

4. Погребняк П. С. Общее лесоводство. Москва : Колос, 1968. 440 с.

5. Бідна С. М. Демутаційні процеси в Чорнобильській зоні відчуження та їх використання для заліснення радіаційно забруднених територій : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. с.-г. наук : 06.03.03. Київ, 2000. 21 с.

РИБНЕ НАСЕЛЕННЯ ЗАПЛАВНИХ ВОДОЙМ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ: РАДІОНУКЛІДНЕ ЗАБРУДНЕННЯ, ДОЗИ ОПРОМІНЕННЯ, БІОЛОГІЧНІ ЕФЕКТИ

Гудков Д. І.
доктор біологічних наук, професор
Каглян О. Є.
кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник
Інститут гідробіології НАН України
Кірєєв С. І.
ДСП «Екоцентр» ДАЗВ України
Поморцева Н. А.
кандидат біологічних наук
Інститут гідробіології НАН України
Ганжа Х. Д.
кандидат біологічних наук
Інститут гідробіології НАН України
Дроздов В. В.
ДСП «Екоцентр» ДАЗВ України
Павловський В. В.
Інститут гідробіології НАН України

Постановка проблеми. У водоймах, які зазнали інтенсивного радіонуклідного забруднення внаслідок аварійних ситуацій на підприємствах ядерного паливного циклу, процес накопичення радіонуклідів представниками іхтіофауни може відбуватися до біологічно небезпечних рівнів. Тому дослідження, які охоплюють аналіз динаміки питомої активності радіонуклідів, а також вплив тривалого опромінення для риб, є важливим елементом стратегії збереження іхтіофауни, як одного з найбільш радіаційно-чутливих компонентів водних екосистем, а також становлять необхідну інформаційну базу при розробці контрзаходів, які, у разі перевищення санітарно-гігієнічних нормативів вмісту радіонуклідів у продуктах харчування, забезпечують безпеку здоров'я людини при споживанні забрудненої радіонуклідами риби.

Головними завданнями виконаних досліджень був аналіз сучасних рівнів та динаміки питомої активності ^{90}Sr і ^{137}Cs у риб різних екологічних груп, які населяють водойми Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ); оцінка дозового навантаження на організм риб за рахунок зовнішніх та внутрішніх джерел іонізуючого випромінювання, а також гематологічні дослідження периферійної крові и порушення осьового скелету риб в умовах тривалого радіонуклідного забруднення.

Матеріали та методи. Дослідження виконували в період 2013–2020 рр. у найбільш забруднених радіонуклідами водоймах ЧЗВ – озерах Азбучин, Вершина, Глибоке, Далеке, Янівському затоні, водоймі-охолоджувачі (ВО) ЧАЕС, а також у р. Прип'ять в межах ЧЗВ. Іхтіологічний матеріал для досліджень відбирали в рамках регламенту радіоекологічного моніторингу

водних біоценозів та у співпраці з ДСП «Екоцентр» ДАЗВ України. Було досліджено 15 видів риб та загалом проаналізовано понад 2000 екземплярів. Середня кількість риб в річний вибірці для кожного виду становила 15 екземплярів.

Вимірювання питомої активності ^{137}Cs в рибі виконували на базі γ-спектрометричного комплексу у складі германій-літієвого детектора ДГДК-100В, амплітудного аналізатора SBS-30 та програмного забезпечення «GreenStar». Визначення вмісту ^{90}Sr виконували радіохімічними методами із застосуванням оксалатної методики з вимірюванням на установці малого фону УМФ-2000 дочірнього продукту ^{90}Y [1]. Похибка вимірювань становила 15–25%. Розраховане стандартне відхилення в повній мірі характеризувало варіації вибірки [5]. Величини питомої активності радіонуклідів ^{90}Sr та ^{137}Cs наведено в цілому організмі риби у Бк/кг маси за природної вологості.

Оцінку потужності поглиненої дози (ППД) для риб виконували на основі даних питомої активності головних дозоутворювальних радіонуклідів ^{90}Sr і ^{137}Cs у воді, донних відкладах і тканинах риб за допомогою програмного забезпечення ERICA Assessment Tool 1.2.1.

При відборі та обробці матеріалу для гематологічних досліджень застосовували загальноприйняті у гідробіологічних, радіоекологічних та гематологічних дослідженнях методи [6]. Вибірки всіх видів риб були представлені статевозрілими особинами віком 4–6 років. Фарбування мазків крові проводили за Паппенгеймом [2]. Лейкоцитарну формулу розраховували на основі аналізу 200 клітин білої крові для кожного препарату. Клітини крові ідентифікували за класифікацією Н. Т. Іванової (1983). Кількість еритроцитів з порушеннями визначали при аналізі 3000 клітин на кожному мазку за Л. Д. Житеньовою (1989). Препарати риб для аналізу порушень осьового скелету готували за методикою забарвлення кісткових утворень [7].

Результати досліджень. Дослідження іхтіофауни ЧЗВ свідчать про значну гетерогенність питомої активності ^{90}Sr і ^{137}Cs та її співвідношення в організмі риб різних водойм, що визначається у першу чергу інтенсивністю та складом радіонуклідного забруднення водних об’єктів і прилеглих територій під час активної фази аварії на ЧАЕС, подальшими процесами трансформації та вторинного надходження радіоактивних речовин у водойми, а також особливостями їхнього гідрохімічного режиму, що впливає на форми знаходження радіонуклідів і ступінь їх доступності для біоти.

Найвищими значеннями питомої активності радіонуклідів характеризуються риби озерних екосистем, які розташовані на території західного та південно-західного слідів аварійних викидів ЧАЕС. Серед таких водойм слід відзначити безстічне оз. Вершина, що розташоване в центральній частині одамбованої ділянки Красненської заплави, і в якому зареєстровані найвищі рівні радіонуклідного забруднення представників іхтіофауни серед досліджених нами водойм ЧЗВ. Значно меншими рівнями забруднення, але з

певною відмінністю співвідношення питомої активності радіонуклідів в рибі, характеризуються озера Азбучин і Глибоке, які є природними водоймами, відповідно, правобережної та лівобережної заплави р. Прип'ять і мають незначний водообмін. Далі за ступенем радіонуклідного забруднення риб йдуть оз. Далеке (природна водойма лівобережної заплави), Янівський затон (відокремлений після аварії на ЧАЕС від руслової частини р. Прип'ять намивною дамбою), а також ВО ЧАЕС. Представники іхтіофауни руслової ділянки р. Прип'ять характеризуються найменшими значеннями вмісту радіонуклідів серед досліджених водних об'єктів ЧЗВ, але останніми роками привертає до себе увагу тенденція до зростання вмісту ^{90}Sr до гігієнічно значимих рівнів.

Загалом для всіх досліджених риб оз. Вершина діапазони питомої активності радіонуклідів відзначені на рівні 32960–174080 (в середньому 78970±23190) Бк/кг для ^{90}Sr та 3031–11607 (5911±1531) Бк/кг для ^{137}Cs. В усередненій вибірці риб озер Глибоке, Далеке і Азбучин питома активність ^{90}Sr становила 2030–34704 (13398±4283), а ^{137}Cs – 470–31859 (5239±1631) Бк/кг. В Янівському затоні вміст ^{90}Sr і ^{137}Cs в рибі становив, відповідно, 583–4884 (2079±935) і 159–6035 (1446±879) Бк/кг. На прикладі північно-західної частини ВО ЧАЕС виявлено, що питома активність ^{90}Sr і ^{137}Cs в рибі в період 2013–2014 рр. (до зниження рівня води) становила, відповідно, 40–359 (119±42) і 540–11270 (2473±1122) Бк/кг. Зниження рівня води у ВО спричинило збільшення вмісту ^{90}Sr в рибі, який досягнув у 2019 р. значень 184–2084 (775±284) Бк/кг; питома активність ^{137}Cs, при цьому, була на рівні 522–4359 (1360±384) Бк/кг. Найменший вміст радіонуклідів, серед досліджених водних об'єктів, відзначено для риб руслової частини р. Прип'ять в межах ЧЗВ: ^{90}Sr – 2–121 (33±29) Бк/кг; ^{137}Cs – 5–293 (71±65) Бк/кг.

Вміст радіонуклідів в рибі озер Вершина, Глибоке, Далеке і Азбучин упродовж досліджень багаторазово перевищував допустимі рівні, згідно прийнятих в Україні нормативів для рибної продукції – у 58–4974 (в середньому у 956) разів за ^{90}Sr і у 3–212 (в середньому в 27) разів за ^{137}Cs. Перевищення допустимих рівнів в рибі Янівського затону за ^{90}Sr спостерігали у 16–140 (в середньому в 46) разів і ^{137}Cs – у 1,1–40 (в середньому в 8) разів, а в представниках іхтіофауни ВО (станом на 2019 р.) за ^{90}Sr і ^{137}Cs – у 5,2–59,5 (в середньому в 18) і 4–29 (в середньому в 9) разів, відповідно. У рибі руслової ділянки р. Прип'ять в межах ЧЗВ зареєстровані окремі випадки перевищення допустимих рівнів ^{137}Cs у 1,2–2,0 (в середньому в 1,4) рази, а ^{90}Sr – у 1,1–3,5 (в середньому в 1,9) рази як для «мирних», так і хижих видів.

Питома активність ^{90}Sr у «мирних» видів риб умовно непроточних водойм ЧЗВ була в 1,1–1,6 разів вища, ніж у хижих, в той час як ^{137}Cs – в 2,5–6,7 рази нижче. Вміст ^{90}Sr в «мирних» видах риб ВО станом на 2019 знаходився в діапазоні 438–2084 (в середньому 872), а риб-хижаків – у межах 184–530 (384) Бк/кг тоді, як питома активність ^{137}Cs у «мирних» та хижих видах риб становила, відповідно, – 522–1559 (1059) та 984–4141 (2290) Бк/кг. Серед

досліджених риб ЧЗО найбільший вміст ^{90}Sr відзначено для краснопірки і карася сріблястого. Різні види риб за зниженням середньої питомої активності ^{90}Sr у водоймах ЧЗВ формують наступний ряд: краснопірка > карась > плітка > головень > короп > верховодка > лин > лящ > окунь > чехоня > щука > судак > сом > білизна >, а за ^{137}Cs – окунь > судак > щука > сом > білизна > головень > чехоня > верховодка > карась > краснопірка > плітка > короп > лящ.

Вміст ^{137}Cs в рибі практично всіх водойм ЧЗВ в період досліджень продовжувала закономірно знижуватися з коливаннями у межах варіювання для різних вибірок. Рівень активності ^{90}Sr у представників іхтіофауни озер залишався практично на одному рівні або зростав. В рибі гідравлічно-зв'язаних ВО ЧАЕС і оз. Азбучин питома активність ^{90}Sr має тенденцію до збільшення, що обумовлено, насамперед, зростанням активності радіонукліда у воді цих водойм в результаті припинення підживлення ВО та зниження рівня води.

Максимальні ППД у водоймах ЧЗВ отримують риби, які ведуть придонний спосіб життя – лин, карась і сом європейський, а мінімальні – пелагічні види – уклея і чехоня. Серед досліджених водойм найбільші ППД відзначені в озерах Вершина, Глибоке і Азбучин для лина (53,1–130,8 мкГр/год) і карася (36,3–110,4 мкГр/год). Для риб Яновського затону і ВО ЧАЕС ППД була, відповідно, 2,30–15,21 і 6,04–31,30 мкГр/год. Представники іхтіофауни руслової частини р. Прип'ять характеризувалися величинами дозового навантаження в межах 0,06–0,13 мкГр/год.

Зовнішнє опромінення риб у водоймах ЧЗВ обумовлено переважно депонованим у донних відкладах водойм ^{137}Cs, внесок якого в загальну ППД для риб досліджених озер і Яновського затону склав 63,5–95,6%, а для риб ВО ЧАЕС ця величина була близька 100%. Певним винятком є риби оз. Вершина, для яких вклад зовнішньої дози опромінення, за рахунок аномально високих концентрацій інкорпорованого ^{90}Sr в кісткових тканинах, був менше 50% загальної ППД. Внесок зовнішнього опромінення, яке отримують риби в зимувальних ямах замкнутих і умовно непроточних водойм ЧЗВ в холодний період становить 43,0–92,0% загальної річної дози.

Основним радіонуклідом, що формує внутрішню дозу опромінення більшості представників іхтіофауни замкнутих і умовно непроточних водойм ЧЗВ, є ^{90}Sr. Внутрішня річна доза опромінення риб від інкорпорованого ^{90}Sr становить 61–96% загальної внутрішньої дози опромінення. Для мирних видів риб ВО внесок ^{90}Sr у внутрішню дозу в зв'язку зі зниженням рівня води і зростанням питомої активності радіонукліда в мирних видах збільшився з 23–46% в період 2010–2015 рр. до 52–79% в 2019 р, а для хижих видів, відповідно, з 6–21 до 22–-27%.

Встановлено, що хронічне радіонуклідне забруднення істотно впливає на загальну кількість лейкоцитів у периферійній крові риб, що проявлялося у вираженій лейкопенії для всіх досліджуваних видів. Найбільш істотне зниження лейкоцитів в 1,2 рази спостерігали у краснопірки за ППД 54 мкГр/год, у окуня і

плітки – у 1,2 рази за ППД 67,3 мкГр/год, у карася – у 1,3 рази за ПДД 85 мкГр/год. Оцінка лейкоцитарного профілю показала, що зростання ППД призводить до достовірного вираженого зниження числа лімфоцитів і зростанню числа нейтрофілів. Паралельно спостерігали відносний нейтрофільоз. У крові досліджуваних видів риб лінійно знижувалася кількість лімфоцитів, відповідно на 6,7, 8,5, 11,2 і 41,9%, що супроводжувалося збільшенням кількості клітин молодих форм нейтрофілів, за рахунок метамієлоцитних і паличкоядерних нейтрофілів відповідно на 5,4, 7,2, 10,8 і 36,2%, відносно загальної кількості клітин у риб контрольної вибірки. Зміни з боку псевдоеозінофілов були більш виражені у карася за максимальної ППД, що становило близько 26% за рахунок зменшення лімфоцитів.

Якісний аналіз еритроцитів периферийної крові риб у водоймах ЧЗВ виявив численні структурні порушення клітин червоної крові, а також порушення, пов'язані з патологією мітотичного ділення: деформацію ядер, пікноз, пристінкові ядра, цитоліз, мікроядра тощо. Кількість різних типів порушень еритроцитів зростала від 3–5 для риб референтних водойм до 11 для риб у водоймах з найбільшими рівнями радіонуклідного забруднення.

Висновки. За результатами досліджень порушень осьового скелета у молоді різних видів риб було виявлено 15 типів аномалій, локалізованих у двох основних частинах скелета. Серед спостережених аномалій у молоді риб зафіксовано переважання порушень будови елементів хвостового та черевного відділів. Найбільша частота аномалій зареєстрована у вигляді додаткових гілок невральних і гемальних відростків (18–68%) та їх розгалуження (6-15%), часткового або повного злиття хребців (до 10%), деформацій хребців хвостового відділу (до 25%), деформацій хребта (кіфоз, лордоз і сколіоз), а також деформацій ребер різного ступеня.

Дослідження виконані за підтримки Національної академії наук України, Державного агентства України з управління зоною відчуження, а також частково за підтримки Національного фонду досліджень України в рамках проекту № 2020.02/0264. Автори висловлюють вдячність співробітникам державних спеціалізованих підприємств «Екоцентр» та «Чорнобильська АЕС» за сприяння у проведенні досліджень на водоймах ЧЗВ.

Список використаних джерел

1. Белов А. Д. Практикум по ветеринарной радиобиологии. М.: Агропромиздат, 1988. 236 с.
2. Давыдов О. Н., Темниханов Ю. Д., Куровская Л. Я. Патология крови рыб. К.: Инкос, 2005. 212 с.
3. Житенева Л. Д., Полтавцева Т. Г., Рудницкая О. А. Атлас нормальных и патологически измененных клеток крови рыб. Ростов н/Д: Кн. изд-во, 1989. 112 с.
4. Иванова Н. Т. Атлас клеток крови рыб. М.: Легкая и пищевая промышленность, 1983. 184 с.

5. Лакин Г. Ф. Биометрия: Учеб. пособие для биол. спец. вузов – 4-е изд., перераб. и доп. М.: Высшая школа, 1990. 352 с.
6. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод; за ред. В. Д. Романенка. НАН України. Ін-тут гідробіології. К.: ЛОГОС, 2006. 408 с.
7. Якубовски М. Методы выявления и окраски системы каналов боковой линии и костных образований у рыб in toto. Зоологический журнал. 1970. Т. 49, Вып. 9. С. 1398–1402.
8. ERICA Assessment Tool 1.2.1. The integrated approach seeks to combine exposure/dose/effect assessment with risk characterization and managerial considerations (http://www.erica-tool.com).

РЕКОНСТРУКЦІЯ ПОГЛИНЕНОЇ ДОЗИ ОПРОМІНЕННЯ ПОВІТРЯНО-ВОДЯНИХ РОСЛИН ТА РИБ ОЗ. ГЛИБОКЕ НА РАННІЙ СТАДІЇ АВАРІЇ НА ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ АЕС

Волкова О. М.
доктор біологічних наук, старший науковий співробітник
Інститут гідробіології НАН України
Беляєв В. В.
кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник
Інститут гідробіології НАН України
Пришляк С. П.
кандидат біологічних наук
Інститут гідробіології НАН України
Скиба В. В.
кандидат сільськогосподарських наук, доцент
Білоцерківський національний аграрний університет

Постановка проблеми. Дослідженнями наслідків радіонуклідного забруднення водних екосистем у ближній зоні аварії на Чорнобильській АЕС (ЧАЕС) показано, що у гідробіонтів спостерігаються цитогенетичні та інші порушення, при цьому на теперішній час дози опромінення організмів у деяких водоймах значно менші за ті, які індукують аналогічні порушення в експериментальних умовах [9, 14, 16]. Поясненням невідповідності прояви ефектів, які спостерігаються у гідробіонтів, і сучасними значеннями поглиненої дози можуть бути високі дози опромінення, яких зазнали популяції живих організмів уподовж перших місяців після аварії на ЧАЕС у 1986 р. Тому метою роботи була ретроспективна оцінка дози опромінення повітряно-водяних рослин та риб оз. Глибоке за перші шість місяців після аварії на ЧАЕС.

Розрахунки виконували для екосистеми оз. Глибоке, яке є однією з найбільш забруднених внаслідок чорнобильського викиду водоймою. Динаміку

опромінення моделювали для очерету звичайного та домінуючих видів риб озера, які віднесено до двох екологічних угрупувань – карась золотий, карась сріблястий, краснопірка та плітка (мирні види); щука та окунь (хижі види).

Результати досліджень та їх обговорення. У цілому в ближній зоні аварії спектр радіоактивного забруднення навколишнього середовища відповідав спектру ядерного палива [13]. На основі даних щодо активності ^{90}Sr та ^{137}Cs у донних відкладах оз. Глибоке [12], з урахуванням їхнього радіоактивного розпаду та відповідності спектрів палива і радіоактивного забруднення, розрахована щільність випадінь радіонуклідів на дзеркало водойми. Було прийнято, що активність випадінь ^{131}I була у три рази меншою, ніж розрахункова за спектрами палива, активність ^{140}La дорівнювала активності ^{140}Ba, ^{95}Nb – активності ^{95}Zr.

Для моделювання радіоактивного забруднення абіотичних компонентів була застосована модель, яка враховує домінуючий напрям міграції радіонуклідів з водних мас до донних відкладів, а водні маси представлені у вигляді двох незалежних камер. При цьому враховували накопичення та виведення радіонукліда надземною частиною вищих водяних рослин [3]. Вибір параметрів швидкості акумуляції радіонуклідів донними відкладами був зроблений раніше [1–3, 5], з урахуванням особливостей поведінки радіонуклідів у водних екосистемах [5, 6, 10–13]. Припущено, що радіонукліди потрапляли до озера у водорозчинних формах. Валідацію параметрів моделі міграції радіонуклідів в абіотичних компонентах додатково проводили за даними щодо їхнього накопичення вищими водяними рослинами та рибами водойм ближньої зони аварії на ЧАЕС.

Для моделювання забруднення живих організмів використовували диференціальні представлення балансу радіонукліда в організмі, а організм представляли у вигляді кількох камер, які пов’язані рівнянням балансу.

На підставі [4, 11, 15] прийняли, що величини питомої активності радіонуклідів у надземних органах і кореневищах однакові, у коренях – в 10 разів вищі, ніж в надземних органах.

Для рослин використовували модель, в якій надземні органи представлені двома камерами, пов'язаними тільки рівнянням балансу. Параметри обміну ^{90}Sr, ^{95}Zr, ^{103}Ru, ^{106}Ru, ^{137}Cs, ^{141}Ce, ^{144}Ce рослин з навколишнім середовищем визначені нами раніше [3]. Прийнято, що параметри обміну ^{89}Sr, ^{91}Y, ^{140}Ba+^{140}La відповідають параметрам ^{90}Sr, ^{99}Mo, ^{132}Te, ^{110m}Ag ^{95}Zr, ^{125}Sb, а^{131}I –^{137}Cs. Параметри обміну ^{239}Np розраховані за даними про накопичення ^{239}Pu [7]. Позакореневе надходження враховували виходячи з проектного покриття і площі заростання водойм при величині коефіцієнта утримання радіонуклідів 1.

Надходження радіонукліда до організму риб ми вважали пропорційним концентрації забруднювача у воді, величину надходження до організму (V) визначали через рівноважний коефіцієнт накопичення ($Кн$). Накопичення радіонуклідів цезію у хижих рибах розраховували у ланцюзі «вода – мирні риби

– хижі риби». Тобто для хижих риб надходження ізотопів цезію приймали пропорційним їхньому вмісту у мирних рибах та розраховували через коефіцієнт переходу (*Кп*) між ланками трофічного ланцюга мирні – хижі риби. Параметри моделі накопичення радіонуклідів рибами для ^{137}Cs та ^{90}Sr були обрані на основі результатів експериментальних досліджень [2, 6]. Прийняли, що параметри міграції для ^{90}Sr та ^{89}Sr, ^{91}Y, ^{140}Ba однакові. Однаковими обрані й параметри для ізотопів цезію. Параметри обміну ^{239}Np розраховані за експериментальними даними щодо накопичення ^{239}Pu [7].

Спираючись на роботу [8] ми моделювали вміст ^{95}Zr, ^{99}Mo,^{132}Te, ^{131}I, ^{103}Ru, ^{106}Ru ^{141}Ce ^{144}Ce у рибах, наступним рівнянням:

$$A_f(t+15) = Кн\ C_w(t)$$

де: $C_w(t)$ – концентрація радіонукліда у воді.

Вважали, що у перші 15 діб після аварії вміст радіонукліда в організмі риб збільшувався лінійно, а величина Кн дорівнювала 5.

За динамікою вмісту радіонуклідів у компонентах водойми визначили динаміку потужності та величину поглиненої дози для рослин та домінуючих видів риб озера. Прийняли, що внутрішня доза формувалася β-випромінюванням інкорпорованих радіонуклідів, а зовнішня – γ-випромінюванням радіонуклідів, які були зосереджені в абіотичних компонентах. Для рослин потужність дози розраховували з урахуванням відносної ваги надземних органів, кореневищ та коренів. Вважали, що упродовж 6-ти місяців після аварії радіонукліди були акумульовані верхнім нескінченно тонким шаром донних відкладів, а щільність забруднення площі дна озера була однаковою.

Розрахунки показали, що за перші 6 місяців після аварії величина сумарної дози опромінення рослин оз. Глибоке досягла 78 Гр, риб – 27 Гр (табл.).

Таблиця

Оцінка поглиненої дози іонізуючого випромінювання гідробіонтів оз. Глибоке у вегетаційний сезон 1986 р., Гр

Радіонукліди	Рослини	Риби	Радіонукліди	Рослини	Риби
^{89}Sr	1,10	3,650	^{131}I	0,033	0,027*
^{90}Sr	0,84	4,130	^{134}Cs	0,21	2,512
^{91}Y	1,09	3,920	^{137}Cs	0,61	7,497
^{95}Zr+^{95}Nb	2,72	0,412	^{140}Ba+^{140}La	0,70	1,610*
^{99}Mo	0,00016	0,002	^{141}Ce	9,00	0,122
^{132}Te	0,000121	0,002	^{144}Ce	52,2	1,384
^{103}Ru	1,72	0,156	^{239}Np	0,145	0,009
^{106}Ru	6,97	1,144	**Σ**	**~78**	≈27

Примітка:* – верхня межа може бути у 10 разів більшою

Майже 80% сумарної дози рослин формувало випромінювання радіонуклідів церію, а внесок тривалоіснуючих ^{90}Sr та $^{134+137}$Cs був меншим за

2,5%. Поглинена доза у риб в основному формувалася ^{89}Sr, ^{90}Sr, ^{91}Y, ^{140}Ba +^{140}La та ізотопами цезію. Більше 95 % дози формувалося за рахунок внутрішнього опромінення. Слід зауважити, що у травні 1986 року у інших водоймах спостерігали аномально високі рівні накопичення рибами ^{140}La, тому ми вважаємо, що у риб оз. Глибоке величина дози, яка була сформована випромінюванням ^{140}Ba +^{140}La могла бути до 10 разів більшою, ніж наведена у таблиці величина.

Визначено, що після надходження ^{137}Cs до водойми найбільші рівні його накопичення були характерні для мирних видів риб, а через деякий час вміст ^{137}Cs у хижаках став більшим, ніж у мирних (рис.).

Відомо, що LD_{50} для представників іхтіофауни складає 5–55 Гр [9, 14]. Це дозволяє припустити, що у 1986 р. у непроточних водоймах лівобережної заплави р. Прип'ять, яка зазнала найбільшого радіонуклідного забруднення, і, зокрема, в оз. Глибоке, могли загинути найбільш радіаційно-чутливі особини представників іхтіофауни. Однак підтвердити таке припущення неможливо, оскільки перші іхтіологічні та радіобіологічні дослідження риб оз. Глибоке почали виконувати лише через 20–25 років після аварії.

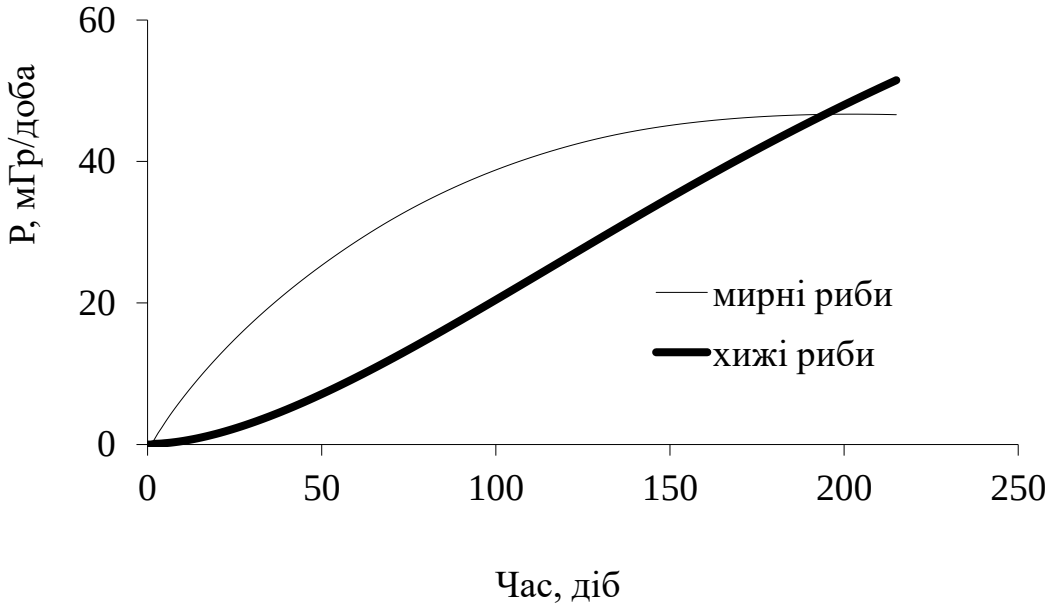


Рис. Динамика потужності дози, яка формувалась випроміненням ^{137}Cs, риб різних трофічних рівнів оз. Глибоке, 1986 р. (t = 0 діб – 26 квітня)

Висновки. На підставі моделювання процесів перерозподілу радіонуклідів чорнобильського викиду в компонентах навколишнього середовища і їхнього накопичення представниками повітряно-водяних рослин та іхтіофауни

реконструйовані дозові навантаження на організми зазначених гідробіонтів оз. Глибоке, яке розташоване в зоні відчуження Чорнобильської аварії на території лівобережної заплави р. Прип'ять.

Встановлено, що у період з 40-ої по 133-тю добу після аварії потужність поглиненої дози у риб оз. Глибоке досягла максимальних значень – близько 0,13 Гр/доба. Упродовж 6-ти місяців після аварії потужність поглиненої дози, яка формувалась ^{90}Sr, ^{134}Cs та ^{137}Cs, зростала, а потужність дози від інших радіонуклідів після досягнення максимуму зменшувалася. За цей період поглинена доза риб, в основному, формувалася випромінюванням інкорпорованих радіонуклідів стронцію та цезію і становила близько 18 Гр.

За перші 6 місяців після аварії поглинена доза у мирних риб оз. Глибоке оцінюється у 27–50 Гр, що відповідає LD_{50} для риб, внаслідок чого найбільш радіочутливі особини могли загинути.

Список використаних джерел

1. Беляев В. В., Волкова Е. Н. Моделирование процессов самоочищения водных масс от радиоактивных веществ. *Ядерна енергетика та довкілля*. 2014. №1 (3). С. 34–38.

2. Беляев В. В., Волкова Е. Н., Пархоменко А. А. и др. Динамика формирования дозы облучения пресноводных рыб после однократного поступления ^{90}Sr и ^{137}Cs в водоем. *Гидробиол. журн.* 2014. Т.50, № 5. С. 111–119.

3. Беляєв В. В., Волкова О. М., Пришляк С. П. Моделювання динаміки формування радіоактивності водних рослин. *Ядерна енергетика та довкілля.* 2015. № 1 (5). С. 44–49.

4. Беляєв В. В., Волкова О. М., Пришляк С. П. Динаміка поглиненої дози іонізуючого випромінювання у кореневій системі повітряно-водних рослин. Збірник матеріалів VIII з'їзду Гідроекологічного товариства Україні. Київ, 2019. с. 231.

5. Волкова О. М., Беляєв В. В., Пархоменко О. О., Пришляк С. П. Параметри розподілу радіонуклідів у водоймах різного трофічного статусу. *Природа Західного Полісся та прилеглих територій: зб. наук. пр*. / за заг. Ред. Ф. В. Зузука. Луцьк: Східноєвроп. нац. ун-т ім. Лесі Українки. 2014. № 11. С. 127–132.

6. Волкова О. М. Техногенні радіонукліди у гідробіонтах водойм різного типу: автореф. дис. … доктора биол. Наук. Київ, 2008. 34 с.

7. Гнеушева Г. И. Накопление плутония-239 пресноводными рыбами и водной растительностью. Проблемы радиоэкологии водных организмов. Труды

института экологии растений и животных. Свердловск, 1971. Вып. 78.С. 115–118.

8. Гуськова В. Н., Заседетелев А. А., Ильин Б. Н. и др. Кинетика накопления радиоизотопов органами и тканями карпа-годовика при однократном загрязнении воды экспериментальных водоемов смесью радионуклидов. Проблемы радиоэкологии водных организмов. Труды института экологии растений и животных.Свердловск, 1971. Вып. 78. С. 128 –134

9. Мардаревич М. Г. Біологічні показники гідробіонтів за умов іонізуючого опромінення та забруднення іонами свинцю (II) водного середовища: автореф. дис. … канд. биол. наук. Київ. 24 с.

10. Марей А. Н. Санитарная охрана водоемов от загрязнений радиоактивными веществами. М.: Атомиздат, 1976. 224 с.

11. Радиоактивное и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на Чернобыльской АЭС /[В. Д. Романеко, М. И. Кузьменко, Н. Ю. Евтушенко и др.]. К.: Наукова думка, 1992. 194 с.

12. Радиогеоэкология водных объектов зоны влияния аварии на ЧАЭС / под ред. О. В. Войцеховича. К.: Чернобыльинтеринформ, 1997. Т. 1. 308 с.

13. Чернобыль: Радиоактивное загрязнение природных сред /Ю. А. Израэль, С. М. Вакуловский, В. А. Ветров и др. Л.: Гидрометеоиздат, 1990. 296 с.

14. Шеханова И. А. Радиоэколгия рыб. М.: Легк. и пищ. пром., 1983. 208 с.

15. Prishlyak S. P. et al. Regularities of ^{137}Cs Accumulation in the Above the Ground and Underground Phytomass of Helophytes. *Hydrobiological Journal.* 2015. Vol. 51,6. P. 68–76.

16. Pomortseva N. A., Gudkov D. I. Effect of additional acute irradiation on cytomorphological abnormalities of erythrocytes of the Prussian carp (Carassius gibelio Bloch) from water body contaminated with radionuclides. *Problems of Radiation Medicine and Radiobiology*. 2019. Vol. 24. P. 270–283.

СУЧАСНИЙ СТАН ГЕМАТОЛОГІЧНИХ ПОКАЗНИКІВ КРАСНОПІРКИ ЗВИЧАЙНОЇ (*SCARDINIUS ERYTHROPHTHALMUS* L.) У ВОДОЙМАХ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

Поморцева Н. А.
кандидат біологічних наук
Гудков Д. І.
доктор біологічних наук, професор
Каглян О. Є.
кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник
Інститут гідробіології НАН України
Дроздов В. В.
ДСП «Екоцентр» ДАЗВ України

Постановка проблеми. Тривале радіонуклідне забруднення водойм є чинником, який може викликати численні ефекти у водних організмів на різних рівнях організації біологічних систем. Представники іхтіофауни відносяться до найбільш вразливих, а їх кровотворна система виявляє найбільшу чутливість до радіаційного впливу. Попередніми дослідженнями було встановлено, що зміни у складі крові відбуваються за умов впливу на організм відносно малих доз іонізуючого випромінювання [4, 12, 13, 15]. Наявні експериментальні дані свідчать, що опромінення в малих дозах призводить до порушень кровотворення [10, 17] і виникнення морфологічних аномалій клітин крові риб [7–9, 11, 12].

Головною метою представлених досліджень був аналіз гематологічних показників краснопірки звичайної у найбільш забруднених радіонуклідами водоймах Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ), який передбачав встановлення залежності показників лейкоцитарної, тромбоцитарної і еритроцитарної ланок, а також виникнення морфологічних порушень еритроцитів периферійної крові риб від потужності поглиненої дози (ППД) іонізуючого випромінювання.

Методика досліджень. Збір іхтіологічного матеріалу виконували в літні періоди 2019–2020 рр. у водоймах ЧЗВ, які характеризуються високими рівнями радіонуклідного забруднення: озера Вершина, Глибоке та північно-західна частина водойми-охолоджувача (ВО) Чорнобильської АЕС (ЧАЕС). Біологічним об'єктом досліджень слугувала краснопірка звичайна (*Scardinius erythrophthalmus* L.), яка є одним з найбільш поширених видів у заплавних водоймах українського Полісся. Референтною водоймою було обрано оз. Підбірна з фоновим рівнем радіонуклідного забруднення.

Вибірки краснопірки «були представлені статевозрілими особинами віком 4–6 років. Фарбування мазків крові проводили за Паппенгеймом» [1]. Абсолютну кількість лейкоцитів і тромбоцитів визначали непрямим методом.

«Лейкоцитарну формулу розраховували на основі аналізу 200 клітин білої крові для кожного препарату. Клітини крові ідентифікували за класифікацією Н.Т. Іванової» [3]. «Порушення еритроцитів визначали при аналізі 3000 клітин на кожному мазку за Л.Д. Житеньовою» [2].

Оцінку ППД для риб водоймах виконували на основі «даних питомої активності ^{90}Sr і ^{137}Cs у воді, донних відкладах і тканинах риб за допомогою програмного забезпечення ERICA Assessment Tool 1.2.1.» [16]. Статистичну обробку даних проводили з використанням загальноприйнятих методів [5] за допомогою програм MS Excel та STATISTICA 5.5.

Результати досліджень. Середні величини ППД для риб упродовж періоду досліджень становили 10,4, 36,7 і 89,5 мкГр/год у ВО, оз. Глибоке і оз. Вершина, відповідно. Для риб референтної водойми ППД не перевищувала 0,05 мкГр/год. «При аналізі препаратів периферійної крові досліджених особин краснопірки з водойм ЧЗВ виявлено, що переважаючими клітинами у складі білої крові є лімфоцити, які складали у окремих особин до 93% від усіх лейкоцитів, що є типовим для даного виду риб» [2, 3, 6]. Доля гранулоцитів (нейтрофілів, псевдоеозинофілів і псевдобазофілів) була набагато меншою (табл.).

Таблиця

Показники лейкограми периферійної крові краснопірки звичайної за різної потужності поглиненої дози, % (M±m)

Формені елементи крові	оз. Підбірна	ВО	оз. Глибоке	оз. Вершина
	Потужність поглиненої дози, мкГр/год			
	0,05	10,4	36,7	89,5
	n=17	n=16	n=22	n=25
Бластні клітини	1,0±0,2	1,0±0,05	0,6±0,1	0,5±0,01
Лімфоцити	93,0±2,1	90,4±2,5	89,6±1,5	85,7±1,8
Моноцити	1,0±0,2	1,6±0,05	1,1±0,2	1,9±0,1
Псевдоеозинофіли	2,1±0,1	0,1±0,02	3,5±0,5	4,1±0,2
Псевдобазофіли	0,2±0,05	4,1±0,1	0,2±0,05	0,3±0,05
Нейтрофіли	2,7±0,5	2,8±0,05	4,1±0,6	5,2±0,05
Пінисті клітини	0*	0	0,9±0,1	2,3±0,05
Лейкоцити, 10^9/л	94,6±2,5	111,2±2,8	121,7±2,5	122,4±1,8
Еритроцити, 10^{12}/л	1,4±0,05	1,4±0,02	1,5±0,2	1,5±0,2
Тромбоцити, 10^9/л	12,1±0,05	7,6±0,05	7,0±0,05	6,8±0,1

Примітка: * - не виявлено.

У лейкограмі краснопірки перші зміни у складі крові відзначалися за ППД 10,4 мкГр/год (ВО), коли реєстрували збільшення псевдобазофілів у 20,5 разу в порівнянні з референтною водоймою, при збільшенні дози таку залежність не відмічали. За потужності поглиненої дози 36,7 і 89,5 мкГр/год (відповідно, озера Глибоке і Вершина) відмічали зниження кількості лімфоцитів на 3,4 і 7,3% за рахунок збільшення гранулоцитів. У порівнянні з контрольною вибіркою у

крові риб озер Глибоке і Вершина виявлений високий вміст псевдоеозинофілів. Ця встановлена макрофагальна активність може бути пов'язаною як зі збільшенням паразитарної інвазії краснопірки зі зниженим імунітетом, так і аутоалергічною реакцією організму на локальні мікроосередки ураження тканин в містах розпаду інкорпорованих радіонуклідів. Слід відмітити також виявлене збільшення в крові краснопірки вмісту нейтрофілів з 2,7% до 5,2% (у 1,9 разу) порівняно з контролем в діапазоні потужності поглиненої дози 36,7–89,5 мкГр/год.

Аналіз загального числа лейкоцитів показав, що кількість лейкоцитів у крові риб референтної водойми становила $94{,}6\times10^9$/л; у ВО – $111{,}2\times10^9$/л; в оз. Глибоке – $121{,}7\times10^9$/л; в оз. Вершина – $122{,}4\times10^9$/л. Отримані дані разом з показниками відносного вмісту лейкоцитів у периферійній крові риб свідчать про вірогідне дозозалежне зниження лімфоцитів за рахунок збільшення гранулоцитів у діапазоні ППД 0,05–89,5 мкГр/год.

Тромбоцити є ферментними елементами крові, які беруть участь у забезпеченні гемостазу. Їх значна частина у крові риб формується в селезінці і нирках [2, 3, 6]. Істотне зниження кількості тромбоцитів порушує процес нормального згортання крові та збільшує ймовірність крововиливу в різні органи і тканини [2]. У тромбоцитарному ряді встановлено зменшення кількості тромбоцитів зі збільшенням ППД: $12{,}1\times10^9$/л (у контрольній вибірці), $7{,}6\times10^9$/л – ВО, $7{,}0\times10^9$/л – оз. Глибоке і $6{,}8\times10^9$/л – оз. Вершина. Оцінка еритроцитарного ряду не показала суттєвої відмінності від референтних значень. «Дослідження морфологічних порушень в еритроцитах дозволяють визначити залежність пошкодження і відновлення різних клітинних структур від величини дозового навантаження» [8, 9, 14]. Зрілі еритроцити риб – «порівняно великі клітини, які мають овальну форму і містять ядро, тому їх зручно використовувати в якості гематологічного індикатора в умовах впливу радіаційного опромінення» [14].

Аналіз якісного складу еритроцитів краснопірки звичайної з референтної водойми показав, що кількість клітин з морфологічними «порушеннями становила в середньому 2,1‰, серед яких були відмічені деформація ядер, пікноз і цитоліз. Оцінка якісного складу еритроцитів крові краснопірки з водойм ЧЗВ показав, що в периферійному руслі крові зустрічались клітини з набагато ширшим спектром порушень, зокрема такими як деформація ядер», вакуолізована цитоплазма, пікноз, мікроцити, пристінкові ядра і цитоліз (рис.).

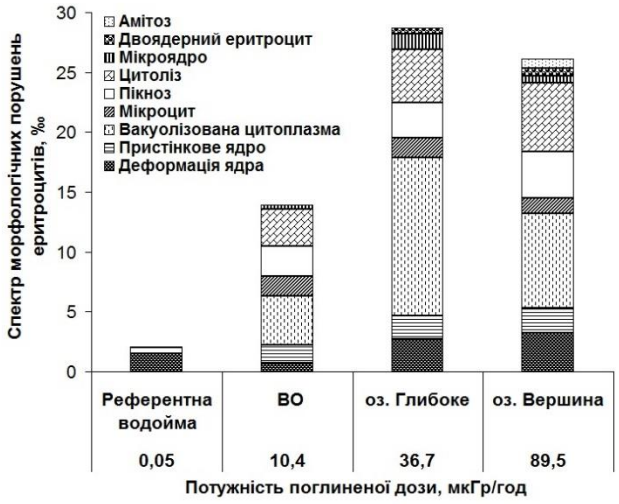


Рис. Залежність частоти морфологічних порушень еритроцитів периферійної крові краснопірки звичайної від ППД у водоймах ЧЗВ

У ВО, де дозове навантаження на риб становило 10,4 мкГр/год, серед порушень переважали клітини з вакуолізованою цитоплазмою (4,1‰) і цитолізом (3,1‰). У крові краснопірки оз. Глибоке, де ППД становила в середньому 36,7 мкГр/год, найбільшу кількість становили еритроцити з вакуолізованою цитоплазмою (13,2‰), цитолізом (4,4‰) і пікнозом (3,0‰). В оз. Вершина за ППД 89,5 мкГр/год, серед порушень переважали еритроцити з пікнозом (3,9‰), цитолізом (5,7‰) і вакуолізованою цитоплазмою (7,9‰). При аналізі таких показників, як наявність мікроцитів, клітин з пристінковим розташуванням ядер і деформацією ядра, залежності від ППД не виявлено. Загальна кількість порушень клітин становила у ВО – 13,9‰, в оз. Глибоке – 28,7 ‰, в оз. Вершина – 26,1 ‰. Дещо меншу кількість виявлених порушень еритроцитів у краснопірки оз. Вершина, за більш високої ППД, скоріш за все можна пояснити міграцією риб кілька років тому під час весняної повені з сусідніх водойм з меншим рівнем радіонуклідного забруднення, оскільки на той час краснопірка у виловах була відсутня. Ймовірно це надасть можливість прослідкувати динаміку зростання патологічних змін еритроцитів у майбутньому і, таким чином, підтвердити або спростувати наше припущення.

Висновки. Гематологічні дослідження краснопірки показало достовірне зменшення відносної кількості лейкоцитів у периферійної крові риб відносно контролю – в середньому у 1,3 рази для всіх дозових навантажень. Основними показниками змін лейкоцитарної формули периферійної крові риб зі збільшенням ППД були, «з одного боку, лінійне зниження відносної кількості лімфоцитів, а з іншого – збільшення кількості клітин гранулоцитарного ряду» [3]. Зареєстровано зниження кількості тромбоцитів у 1,8 рази зі збільшенням ППД. Не встановлено кількісної зміни в еритроцитарній ланці за показниками ППД. Якісний аналіз еритроцитів виявив збільшення морфологічних порушень

у 6,6, 13,7 і 12,4 разу, відповідно за ППД 10,4, 36,7 і 89,5 мкГр/год, у порівнянні з контрольною вибіркою.

Дослідження виконані за підтримки Національної академії наук України, Державного агентства України з управління зоною відчуження, а також частково за підтримки Національного фонду досліджень України в рамках проекту № 2020.02/0264 «Комплексна оцінка радіаційної небезпеки об'єктів ядерної спадщини для водних екосистем».

Список використаних джерел

1. Давыдов О.Н., Темниханов Ю.Д., Куровская Л.Я. Патология крови рыб. Киев, 2006. 206 с.
2. Житенева Л.Д., Полтавцева Т.Г., Рудницкая О.А. Атлас нормальных и патологически измененных клеток крови рыб. Ростов-на-Дону, 1989. 112 с/
3. Иванова Н.Т. Атлас клеток крови рыб. Москва, 1983. 150 с.
4. Инграм М. Гематологические основы для оценки степени лучевого поражения. Малые дозы, хроническое облучение и отдаленные эффекты. Руководство по радиационной гематологии (Совместное издание Международного агенства по атомной энергии и Всемирной организации Здравоохранения). Москва, 1974. С. 221–230.
5. Лакин Г.Ф. Биометрия. Учебное пособие для университетов и педагогических институтов. Москва. 1973. с. 343.
6. Пищенко Е.В. Гематология пресноводной рыбы. Новосибирск, 2002. 48 с.
7. Пряхин Е.А. и др. Оценка уровня патологии эритроцитов в периферической крови у плотвы (*Rutilus rutilus* L.) из водоемов с разным уровнем радиоактивного загрязнения. Радиационная биология. Радиоэкология. 2012. Т. 52. № 6. С. 616–624.
8. Смагин А.И., Лугаськова Н.В., Меньших Т.Б. Цитогенетическое исследование рыб из водоема-хранилища отходов ПО «МАЯК». Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. Екатеринбург, 2005. Вып. 7. С. 97–118.
9. Стяжкина Е.В. и др. Оценка уровня повреждения и репарации ядерной ДНК у плотвы (*Rutilus Rutilus* L.) из водоемов с разным уровнем радиоактивного загрязнения. Радиационная биология. Радиоэкология. 2012. Т. 52. Вып. 2. С. 198–206.
10. Шеханова И.А. Радиоэкология рыб. Москва, 1983. с. 208.
11. Anbumani S., Mary N. Mohankumar. Gamma radiation induced micronuclei and erythrocyte cellular abnormalities in the fish Catla catla. Aquatic Toxicology .122–123 (2012). P. 125–132.
12. Al-Sabti K., Metcalfe C. D. Fish micronuclei for assessing genotoxicity in water. Mutation Research 343. 1995. P. 121–135.

13. Bond V. The basics of radiobiology necessary to understand the effect of ionizing radiation on blood formation. In: Guide to Radiation Hematology (Join publication of the International Atomic Energy Agency and the World Health Organization). Moscow, 1974. P. 63-70 (Rus).
14. Gudkov D. I. et al. Aquatic plants and animals in the Chernobyl exclusion zone: effects of long-term radiation exposure on different levels of biological organization. Genetics, Evolution and Radiation. V. Korogodina, C. Mothersill, S. Inge-Vechtomov, C. Seymour (Eds.). Cham: Springer International Publishing AG. 2016. P. 287–302.
15. Derbin E.A., Chuhlevin A.B. (1989) Radiation Hematology. Moscow, 176 p. (Rus).
16. ERICA Assessment Tool 1.2.1, 2016. The integrated approach seeks to combine exposure/dose/effect assessment with risk characterisation and managerial considerations (http://www.erica-tool.com).
17. Schleifer G.S. The effect of ionizing radiation on the immune-physiological state of fish. (Manuscript deposited at TsNIITEI RK, 7, 4, 60). Moscow, 1976. 16 p.

ВИКОРИСТАННЯ ЕКСКРЕМЕНТІВ ДЛЯ ПРОГНОЗУВАННЯ ЗАБРУДНЕННЯ ТВАРИН ТА ПРОДУКТІВ ТВАРИННИЦТВА ЦЕЗІЄМ-137

Борщенко В. В.
кандидат сільськогосподарських наук, доцент
Вербельчук С. П.
кандидат сільськогосподарських наук, доцент
Вербельчук Т. В.
кандидат сільськогосподарських наук, доцент
Лавринюк О. О.
кандидат сільськогосподарських наук, доцент
П'ясківський В. М.
кандидат сільськогосподарських наук, доцент
Поліський національний університет

Постановка проблеми. Беручи до уваги сильну різницю значень коефіцієнтів переходу до різних кормових видів рослин природних фітоценозів, враховуючи вплив частинок ґрунту на надходження радіонуклідів до тварин, важко прогнозувати рівень радіоактивного забруднення продуктів тваринництва за вільного випасання корів [2, 4].

У зв'язку з цим цікаво передбачити забруднення продукції тваринництва іншими непрямими методами, зокрема результатами аналізу концентрації

радіонуклідів у калових масах, що точніше відображає активність їжі, яку фактично споживає тварина.

Аналіз останніх досліджень та публікацій. Відомо, що з калом у корів виділяється близько 55 % цезію-137 від кількості, споживаної твариною з їжею протягом дня [3]. Оскільки влітку 70 % сухої речовини в кормами перетравлюється, то з каловими масами виділяється близько 30% сухої речовини, спожитої твариною протягом дня. Виходить, що 30% сухої речовини (споживаної на добу), яка виділяється з каловими масами тварини, містить 55% цезію, який надходить в організм тварини протягом доби.

Отже, концентрацію радіонукліду в сухій речовині калових мас, а також зв’язок між концентрацією радіонукліду в сухій речовині калових мас та спожитими кормами для певного виду тварин є можливість встановити, використовуючи значення коефіцієнтів переходу радіонуклідів з кормів на продукти тваринництва.

Попередні розрахунки показали, що забруднення 1 кг сухої речовини цезієм-137 у кілька разів перевищує забруднення м’яса великої рогатої худоби.

Стосовно стронцію, то його концентрація в калових масах характеризується на багато вищими відмінностями. Тому, безпосередній інтерес представляє вивчення радіологічного забруднення калових мас тварин з метою прогнозування забруднення продуктів тваринництва.

Дані дослідження представляють інтерес з підходом до тих тварин, котрі використовують корми з різною інтенсивністю накопичення радіонуклідів.

Неможливо використовувати певний тип корму для радіологічних прогнозів, оскільки в даний час немає конкретних даних про фактичну структуру раціону тварин, що випасаються вільно на природних пасовищах, а тому, навіть орієнтовних даних про рівні споживання радіонукліду в конкретних умовах випасу. Зокрема, це стосується м’ясної худоби, яка випасається на природних пасовищах.

Методи досліджень. Методологія дослідження складалася з відбору проб калових мас, пасовищної трави та м’яса молодняку великої рогатої худоби. Дослідження проводилися влітку, під час випасу тварин на експериментальних стаціонарах, розміщених в Народицькому та Овруцькому районах Житомирської області (табл. 1).

Дослідження показали зв’язок між забрудненням калових мас радіонуклідами та продуктами тваринництва.

Створені експериментальні стаціонари є основними типами природних кормових угідь, що використовуються для випасу молочної та м’ясної худоби.

Для проведення досліджень було закладено 5 стаціонарів в різних населених пунктах Житомирської області: стаціонар 1–2 (с. Христинівка Народицький район); стаціонар 3 (с. Клочки Народицький район); стаціонар 4–5 (с. Збраньківці Овруцький район) [1].

Таблиця 1

Загальна характеристика стаціонарів

Показник	Стаціонар				
	1	2	3	4	5
Щільність забруднення ґрунту цезієм-137, КБк/м^2	629	152	25	102	102
Тип та гранулометричний склад ґрунту	Д/Л, С	Д/Л, С	Д/П, СП$_1$*	Д/П, СП$_2$*	Д/П, СП$_3$*
Тип пасовища	центральна частина заплави	центральна частина заплави	суходіл, суходіл тимчасово надлишкового рівня зволоження	суходіл тимчасово надлишкового рівня зволоження	суходіл тимчасово надлишкового рівня зволоження

Примітка: Д/Л – дерново-лучний; С – суглинковий; Д/П – дерново-підзолистий; СП$_1$ – супіщаний із 5 см шаром дернини; СП$_2$ – супіщаний із 15 см шаром дернини; СП$_3$ – супіщаний із 25 см шаром дернини; * – відбувається процес повторного заболочення.

Слід також зазначити, що частинки ґрунту мають значний вплив на їх забруднення при відборі проб калових мас. Тому при відборі калових мас було створено умови, які найбільше дозволили зменшити їх вплив на рівень забруднення екскрементів.

Концентрація частинок ґрунту у калових масах визначалася різницею між концентрацією сирої золи у калових масах та концентрацією мінеральних елементів, таких як кальцій, калій, фосфор, магній та залізо.

Слід зазначити, що в ґрунтових частинках присутні певні мінеральні елементи, зокрема Co, Fe, I, Na, Se, Zn і Cu, але в наших дослідженнях їх кількість ми не враховували, зважаючи на той факт, що їх відсоток у сирій золі незначний.

Результати досліджень. В результаті досліджень були встановлені конкретні дані про забруднення екскрементів тварин та тваринницької продукції цезієм-137 на п’яти експериментальних стаціонарах, котрим властива різна інтенсивність міграції радіонукліду в трофічному ланцюгу: «ґрунт–рослина–продукція тваринництва» (табл. 2).

Загалом, порівнюючи питому активність цезію-137 у продуктах тваринництва (калові маси та яловичина), визначену розрахунками та фактичними даними, отриманими в умовах випасу тварин на експериментальних стаціонарах, слід зазначити, що вони, як правило, узгоджуються між собою (табл. 2).

Таблиця 2

Питома активність цезію-137 у продуктах тваринництва

Показник	Стаціонар				
	1	2	3	4	5
Коефіцієнт переходу цезію-137 в ґрунтово-пасовищному трав'яному ланцюзі, (Бк / кг СР) / (КБк / м^2)	0,5	0,84	4,9	7,2	18,6
Концентрація цезію-137 у пасовищній траві, Бк / кг СР	307	127	124	740	1567
Питома активність цезію-137 в калових масах, Бк/кг СР	1280	350	650	1190	2740
Суха речовина калових мас, %	13,5	15,4	16,0	15,6	15,9
Вміст частинок ґрунту у калових масах, %	11–20	12–24	11–18	12–24	12–24
Межі коливань питомої активності цезію-137 у яловичині, Бк / кг	50–210	23–70	26–150	145–250	420–480
Співвідношення активності цезію-137 в СР калових мас до активності яловичини, (Бк / кг СР) / (Бк / кг яловичини)	6,8 (6,2–9,9)	6,5 (6,2–8,7)	6,1 (5,2–9,0)	6,1 (5,2–7,7)	5,8 (5,2–6,7)
Максимальна щільність забруднення ґрунту цезію-137, при якій можна отримати яловичину в межах ДР 200 Бк / кг, Кі / км^2	31	15	2	3	1,2

Джерело: розроблено авторами за даними [2].

Проте, необхідно відмітити відмінності на результати отримані між розрахунковими та фактичними даними на стаціонарі 3. Так, фактична питома активність цезію-137 в калових масах та яловичині значно перевищує розрахункові значення.

На наш погляд, відмінності між прогнозованим та фактичним рівнем забруднення цезієм-137 на стаціонарі 3 калових мас та яловичини можна пояснити внеском деяких дуже активних видів кормових рослин, що споживаються тваринами на даному стаціонарі при випасанні. До таких рослин відносимо молінію та верес.

Згідно з літературою, споживання тваринами цезію-137 у складі частинок ґрунту залежить від типу ґрунту, пори року, інтенсивності випасу худоби. Споживання частинок ґрунту виражається у відсотках від сухої речовини кормів, з яким вони потрапляють у шлунково-кишковий тракт тварин.

Щоденне споживання частинок ґрунту худобою з пасовищною травою становить 4–8 % [6, 8]. Разом з тим, в період стійлового утримання при годівлі силосом та сіном, нечасто є вищим 4 % [10].

Дослідження калових мас на вміст у їх складі частинок ґрунту показав, що їх концентрація коливається від 11 до 24 %.

Тому ми визначили внесок ґрунтових частинок у забрудненість раціону великої рогатої худоби. Так зокрема, найбільший внесок ґрунтові частинки у забрудненості калу тварин цезію-137 спостерігалися на 1 і 2 стаціонарі в межах

від 34 до 66 %. Водночас на 3–5 стаціонарах їх внесок був менш значним і становив від 2 до 13%.

Дослідженнями, проведеними в Англії, встановлено, що концентрації радіоцезію в м'язових тканинах овець, котрі влітку знаходилися на гірському пасовищі є вищими, ніж в стійловий (зимовий) період, що пов'язують з більш високим рівнем споживання трави так і вищої її перетравності в літній період в порівнянні із зимовим [5, 9], що сприяє більш високому поглинанню радіонукліду в шлунково-кишковому тракті.

З огляду на вищевикладене, можна припустити, що співвідношення питомої активності калових мас та яловичини зростає в кінці пасовищного сезону (коли засвоюваність сухої речовини та споживання кормів тваринами зменшується), а також збільшення навантаження тварин на 1 га пасовища, що призводить до збільшення кількості ґрунтових частинок у раціоні та до зменшення біодоступності радіонукліду [1].

В результаті дослідження було встановлено, що співвідношення активності сухих речовин калових мас до активності яловичини значно вище для умов стаціонару 1–2, що становить 6,8/1 і 6,5/1 відповідно. Для стаціонару 3–5 – 5,8/1 та 6,1/1, що, на наш погляд, пов'язано з меншою біодоступністю цезію-137 у частинках ґрунту на стаціонарі 1–2, порівняно із стаціонаром 3–5, де основна кількість радіонукліду, що споживається твариною надходить в рослину кореневим шляхом і, отже, добре всмоктується в шлунково-кишковому тракті тварин.

В ході досліджень нами встановлено, що ступінь впливу частинок ґрунту більший на стаціонарах, які характеризуються більшим розподілом розмірів частинок та меншими значеннями коефіцієнтів переходу цезію-137 у ланцюзі «ґрунт-рослина».

Встановлено, що при низьких значеннях коефіцієнту переходу в ланцюзі «ґрунт-рослина» використання пасовищної трави для прогнозування забруднення радіоцезієм продуктів тваринництва є менш доцільним, ніж використання екскрементів, оскільки вплив частинок ґрунту на забруднення тварин радіонуклідами визначити неможливо.

Згідно з нашими підрахунками, на 1 стаціонарі із частинками ґрунту (при споживанні з розрахунку 8 % пасовищної трави, що споживається на день), тварини можуть отримувати таку ж кількість цезію-137, як такий, що споживається разом із пасовищною травою.

Таким чином, кількість активності, споживаної ґрунтом, може бути досить високою, хоча додаткове надходження цезію-137 до яловичини залежить від біодоступності ґрунтової фракції радіонукліду.

При вивченні біологічної доступності ^{137}Cs ґрунту в дослідах [7] встановлено, що надходження радіонукліду з органічних ґрунтів (мінеральна частина становила 36 %, включаючи глинисту фракцію 5 %) у козячому молоці становить лише близько 7 % порівняно з тваринами контрольної групи, яких

радіонуклід згодовували в іонній формі. Дані про вилучення радіоцезію з ґрунту різними екстрагентами та аналіз робіт з визначення його біодоступності в шлунково-кишковому тракті тварин дозволяють зробити висновок, що радіонуклід, що споживається в частинках ґрунту, має низьку біодоступність.

Висновки

Широкі коливання рівнів забруднення кормів в природних екосистемах перешкоджають точним прогнозним оцінкам рівня забруднення тварин та продуктів тваринництва радіонуклідами.

Проведенні дослідження вказують, що екскременти тварин можуть бути швидким, доступним, дієвим та ефективним методом моніторингу забруднення. Дослідження показали зв’язок між забрудненням радіонуклідами екскрементів та продуктами тваринного походження

Ступінь впливу частинок ґрунту на забруднення продукції тваринництва вища на тих стаціонарах, які характеризуються більшим розподілом розмірів частинок і меншими значеннями коефіцієнтів переходу цезію-137 в ланцюзі «ґрунт-рослина».

Як показують результати дослідів, на легких ґрунтах зони Полісся частинки ґрунту не є визначальним фактором надходження радіонуклідів в організм тварин при традиційній технології випасу. Разом з тим, їх внесок в загальній активності раціону не перевищує 15%.

Отримані результати дозволяють, використовувати показники забруднення екскрементів тварин для планування моменту забою тварин, щоб не перевищувати допустимі рівні радіонуклідів у м'ясі великої рогатої худоби, а також використовувати концентрацію радіонуклідів у екскрементах, щоб встановити максимальну щільність забруднення радіонуклідами ґрунту з метою випасання худоби на заключному етапі відгодівлі.

Запропоновані методики дослідження також може бути екстрапольовані на інші токсичні елементи та забруднюючі речовини, включаючи важкі метали.

Список використаних джерел

1. Борщенко В. В. Можливості використання екскрементів з метою прогнозування забрудненості організму тварин та продукції тваринництва ^{137}Cs. *Вісник ДАУ.* 2008. № 2, т. 1. С. 72–77.

2. Борщенко В. В. Радіоекологічна оцінка стану природних угідь Українського Полісся та особливості їх використання : автореф. дис. …д-ра с.-г. наук : 03.00.16. Київ. 2016. 50 с.

3. Корми: оцінка, використання, продукція тваринництва, екологія: Посібн. /Кулик М.Ф., Кравців Р.Й., Обертюх Ю.В. та ін./ За ред. М.Ф. Кулика, Р.Й. Кравціва, Ю.В. Обертюха, В.В. Борщенка. Вінниця: ПП «Видавництво» Тезис», 2003. 334 с.

4. Шляхи зменшення забруднення радіонуклідами кормів і тваринницької продукції в зоні аварії на ЧАЕС / Савченко Ю. І. та ін. *Науковий вісник ЛДАВМ імені С.З.Гжицького.* Львів, 2000. Т.2. (№2), ч.4. С.155–161.

5. Armstrong, R.H., Hudson, J. Grazing behaviour and herbage intake in cattle and sheep grezing indigenous hill plant communities. Grazing Research at Northern Latitudes, Plenum Publishing Corporation. 1986. P. 211–218.

6. Green N., Dodd N., The uptake of radionuclides from inadvertent consumption of soil by grazing animals. The Science of the Total Environment. 1988. V. 69. P. 367–377.

7. Hansen, H.S., Hove, K. Availability of radiocesium from feeds contaminated by Chernobyl fallout. Abstracts, Vol. II, S. 5.37. 4-th Annual Meeting of the European Association for Animal Production, 1990. P. 27–28.

8. Healy W. B. Ingetion of soil by dairy cows. J. Agric. Res. 1968. N 11. P. 487–499.

9. Howard B.J., Mayes R.W., Beresford N.A., Lamb C.S., Transfer of radiocesium from different environmental sources to ewes and suckling lambs. *Health Physics.* 1989. V. 57. P. 579–586.

10. Zach R., Mayoh K.R. Soil ingestion by cattle: a neglected pathway. *Health Phys.* 1984. 46. P. 426–431.

РЕКОНСТРУКЦІЯ РІВНІВ ЗАБРУДНЕННЯ ^{131}І ОКРЕМИХ ТЕРИТОРІЙ УКРАЇНИ, ПАСОВИЩНОЇ ТРАВИ ТА МОЛОКА КОРІВ

Лазарєв М. М.
кандидат біологічних наук, доцент,
Національний університет біоресурсів і природокористування України
Хомутінін Ю. В.
доктор сільськогосподарських наук,
Національний університет біоресурсів і природокористування України
Павленко П. М., аспірантка
Національний університет біоресурсів і природокористування України

Постановка проблеми. Після радіаційної аварії на ЧАЕС ^{131}І разом з іншими радіонуклідами за короткий час поширився на велику територію, забруднюючи повітря, поля, ліси, водойми, сільгоспугіддя. Випадаючи з атмосфери, він забруднював пасовища і разом з травою надходив до організму пасовищних тварин і продукцію тваринництва, зокрема, в молоко корів та накопичувався в щитоподібній залозі тварин. Дана проблема в Україні саме у сільськогосподарському аспекті практично не вивчена окрім ураження дітей радіоактивним йодом, що є наслідком забруднення молока корів радіоактивними ізотопами йоду.

У даній роботі розглядаються питання реконструкційного картування рівнів забруднення ^{131}І пасовищної трави (лугового різнотрав'я) і молока корів Українського Полісся в період з 1 травня по 1 червня 1986 року.

Мета, завдання та методика досліджень. Метою даної роботи було дослідження є оцінка можливих значень питомої активності ^{131}I в луговому різнотрав'ї і молоці корів Українського Полісся в період з 1 травня по 1 червня 1986 року та їх картографічне представлення.

Для реалізації мети були поставлені наступні завдання:

1. Проаналізувати можливість ретроспективної оцінки щільності радіоактивного забруднення території України ^{131}I та розрахувати активність раціону пасовищної худоби і молока корів.
2. Побудувати мапи радіоактивного забруднення ^{131}I територій деяких районів Київської та Житомирської областей та відобразити рівні забруднення молока цим радіоактивним ізотопом.

Слід зазначити, що проведені розрахунки носять оціночний характер. Вони базуються тільки на розрахункових значеннях щільності випадінь ^{131}I і не враховують складної картини подальшої поведінки летючого йоду в системі ґрунт - рослинний покрив - атмосфера, яка залежить від погодних умов, характеру підстильної поверхні, типу рослинності, співвідношення фізико-хімічних форм йоду і багатьох інших факторів .

Результати досліджень. Для оцінки щільності випадінь ^{131}I на момент аварії були використані емпіричні кореляційні співвідношення між щільністю випадінь ^{137}Cs і щільністю випадінь ^{131}I, що наведені в роботах [1, 2].

В роботі [1] розглянуто співвідношення між густиною випадінь ^{131}I і ^{137}Cs в східних районах Білорусі. Була встановлена регрессийна залежність

$$A^{131I} = exp(3.52 \pm 0.19) \cdot \left(A^{137Cs}\right)^{0.63 \pm 0.03}, \quad (1)$$

де A^{137Cs} – щільність випадінь ^{137}Cs, кБк/м^2;

A^{131I} – щільність випадінь ^{131}I, кБк/м^2.

Для цього були використані дані за змістом ^{131}I і ^{137}Cs в 213 пробах ґрунту, відібраних в травні - червні 1986 року на території 10 районів Гомельської і Могильовської областей.

В роботі [2] наведено аналогічне співвідношення в області значень 0.01 < A^{137Cs} <200 Кі / км2

$$A^{131I} = 3.77 \cdot \left(A^{137Cs}\right)^{0.847}, \quad (2)$$

де A^{137Cs} – щільність випадінь ^{137}Cs, Ки/км^2;

A^{131I} – щільність випадінь ^{131}I, Ки/км^2.

Воно отримано на основі дані за змістом ^{131}I і ^{137}Cs в 213 пробах ґрунту (близько 100), які були відібрані в травні - червні 1986 р НВО «Тайфун».

Вихідною інформацією щодо щільності випадінь ^{137}Cs в населених пунктах та навколо їх були дані за 1991 і 1996 рік опублікованих у збірниках з дозиметричної паспортизації населених пунктів України [3, 4].

У даній роботі середнє значення щільності випадінь 131I (кБк/м^2) на момент аварії розраховувалася за усередненим співвідношенню між даними, що представлені у роботах (1) і (2).

$$A^{131I} = \frac{1}{2}\cdot\left[37\cdot 3.77\cdot\left(\frac{A^{137Cs}}{37}\right)^{0.847} + exp(3.52)\cdot\left(A^{137Cs}\right)^{0.63}\right]. \quad (3)$$

В роботі [5] приведено співвідношення між щільністю випадінь ^{137}Cs (кБк / м^2) і щільністю випадінь ^{131}I (кБк / м^2) а також питомою активністю ^{131}I (C^{131I}, кБк/кг) в траві природних пасовищ (лугове різнотрав'я) для різних умов осадження в Брянській області в інтервалі $5 < A^{137Cs} < 5000$ кБк/м^2. Аналіз показав, що середні значення щільності випадінь ^{137}Cs пов'язані із середніми значеннями щільності випадінь ^{131}I співвідношенням

$$A^{131I} = 32.6\cdot\left(A^{137Cs}\right)^{0.86}, \quad (4)$$

а середні значення питомої активності ^{131}I (C^{131I}, кБк/кг) в траві природних пасовищ (лугове різнотрав'я) співвідношенням

$$C^{131I} = 10^{\left[-0.12\cdot\left(\log(A^{137I})\right)^2 + 1.26\cdot\left(\log(A^{137I})\right) + 0.62\right]}, \quad (5)$$

при цьому співвідношення між C^{131I} и A^{131I} має вигляд

$$\frac{C^{131I}}{A^{131I}} = 10^{\left[-0.12\cdot\left(\log(A^{137I})\right)^2 + 0.44\cdot\left(\log(A^{137I})\right) - 0.89\right]}, \quad (6)$$

У даній роботі вважаємо, що співвідношення (6), отримане для Брянської області, в першому наближенні буде мати місце і для Українського Полісся.

Після випадінь ^{131}I (поверхневого забруднення рослин) в рослинності природних і культурних пасовищ відбувається швидкий спад його питомої активності. Це обумовлено процесами її самоочищення під дією вітру, опадів і наростання чистої біомаси, а також і за рахунок його радіоактивного розпаду. За оцінками, наведеними в роботі [6], це очищення відбувається з періодом напівочищення ≅3.5 доби, що значно швидше, ніж радіоактивний розпад ^{131}I. Ці результати отримані на прикладі умов Орловської області. У даній роботі вважаємо, що це в першому наближенні справедливо і для Українського Полісся.

Аналіз результатів отриманих в цитованій роботі показує, що процес самоочищення рослинності природних і культурних пасовищ може бути описаний співвідношенням

$$C^{131I}(t) = C^{131I}(t_0) \cdot exp(-0.2 \cdot (t - t_0)), \quad (7)$$

де t-час після аварії; t_0 - середній час після аварії, коли відбулося (сформувалося) випадання ^{131}I. У даній роботі умовно прийнято, що t_0 - 1 травня 1986 року.

У даній роботі прийнято, що ^{131}I в організм корів надходив в основному з біомасою при випасі на забруднених пасовищах. Надходження ^{131}I в організм корів з повітрям не враховувався, оскільки воно набагато менше ніж надходження з біомасою (в межах визначення похибки останньої). Було також прийнято, що в середньому на 1 травня корова на пасовищі споживає 30 кг, а на 1 червня і далі 50 кг біомаси. Для розрахунку питомої активності ^{131}I в молоці корови було використано значення коефіцієнта переходу ^{127}I (F_m) з добового раціону в молоко, отримане в роботі [7] для пасовищного періоду в населених пунктах, розташованих в різних ґрунтово - ландшафтних умовах України. Ця оцінка добре узгоджується з довідковими даними МАГАТЕ [8, 9] але має меншу похибку.

Статистичний аналіз результатів вимірювання питомої активності ізотопів йоду і цезію (C) в різних об'єктах навколишнього середовища, зокрема в ґрунті, в луговому різнотрав'я, а також коефіцієнтів переходу йоду з добового раціону в молоко корів (F_m) показав, що ці величини є випадковими і описуються логнормальний законом розподілу ймовірностей

$$f(C) = \frac{1}{\sqrt{2\pi} \cdot X \cdot s} e^{-\frac{1}{2}\left(\frac{ln(X)-\mu}{s}\right)^2}, \quad (8)$$

де X – величина що розглядається; μ і s – середнє значення і стандартне відхилення логарифма величини X. Це підтверджується як літературними даними [10,11,12], так і статистичним аналізом власних результатів. Середнє геометричне величини X (медіана) $GM = exp(\mu)$, а стандартне геометричне відхилення $-GSD = exp(s)$.

Побудова карт питомої змісту ^{131}I в луговому різнотрав'ї і молоці корів проводилося на основі теорії геостатистичного просторового моделювання [13], яка реалізована, наприклад, у широко відомому і одному з найбільш поширеному пакеті SURFER [14,15]. Для просторової інтерполяції питомої змісту ^{131}I в луговому різнотрав'ї і молоці корів, як функції координат місцевості, був використаний метод звичайного крігінга з лінійною апроксимацією варіограмми [16].

Висновки. На основі опублікованих літературних даних щодо щільності радіоактивного забруднення території України ^{137}Cs і встановлених закономірностей зв’язку даного ізотопу з розповсюдженням більш біологічно небезпечного ^{131}I побудовані мапи забруднення територій пасовищної трави та молока корів ^{131}I, що дозволить з певною ймовірністю оцінити дози опромінення

щитоподібної залози пасовищної худоби та наслідки біологічної дії йодної небезпеки.

Список використаних джерел

1. Knat'ko V.A., Dorozhok I.N. THYROID DOSE ESTIMATION AFTER THE 131I INHALATION FOR THE POPULATION OF THE CONTAMINATED REGIONS OF BELARUS// Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях. Труды Международной конференции «Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях», Москва 24-26 апреля 2000 г. Том 3.–С.64-69.
2. Махонько К.П., Козлова Е.Г., Волокнтпн А.А. Динамика накопления радиойода на почве и реконструкция доз от его излучения на территории СНГ, загрязненной после аварии на Чернобыльской АЗС//"Радиация и риск", 1996, вып.7.–С.140-191,
3. Дозиметрическая паспортизация населенных пунктов Украины, подвергшихся радиационному загрязнению после чернобыльской аварии. Сборник 3: Киев, 1993. 180 с.
4. Дозиметрическая паспортизация населенных пунктов Украины, подвергшихся радиационному загрязнению после чернобыльской аварии. Сборник 3: Киев, 1993. 180 с.
5. Власов О.К., Щукина Н.В. Реконструкция и верификация удельных объёмных активностей 131I и 137Cs в атмосфере и осадков в населённых пунктах за период выпадений продуктов аварии на ЧАЭС// Радиация и риск. 2015. Том 24. № 3.–С.16-37.
6. Власов О.К. Радиоэкологическая модель транспорта радионуклидов йода и цезия по пищевым цепочкам после радиационных аварий с выбросом в атмосферу для исследований закономерностей формирования доз внутреннего облучения населения. Часть 1. Описание, постановка и свойства агроклиматического блока модели// Радиация и риск. 2013. Том 22. № 2.–С. 16-34.
7. Хомутинин Ю. В., Кашпаров В. А., Лазарев Н. М., Отрешко Л. Н., Йощенко Л. В. Стати-стические характеристики коэффициента перехода изотопов йода из рациона в молоко коров// Ядерна фізика та енергетика , 2017 Т. 18, № 1.– С. 81-86.
8. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. Vienna: IAEA-TRS-472, 2010. 194 P.
9. Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments, 2009, ISBN 978–92–0–104509–6 ISSN 1011–4289.
10. Sheppard S.C., Long J.M., Muramatsu B. S. Transfer of iodine from soil to cereal grains in agricultural areas of Austria. Journal of Environmental Radioactivity. 2010, № 101. P. 1032–1037.
11. Sheppard S.C., Sheppard M.I., Tait J.C., Sanipelli B.L. Revision and meta-analysis of selected biosphere parameter values for chlorine, iodine, neptunium,

radium, radon and uranium. Journal of Environmental Radioactivity. 2006, № 89. P. 115–137.

12. Shinonaga T., Gerzabek M.H., Strebl F., Muramatsu Y. Transfer of iodine from soil to cereal grains in agricultural areas of Austria. The Science of the Total Environment. 267, 2001. P. 33-40.

13. Демьянов В. В., Савельева Геостатистика: теория и практика. –М. : Наука, 2010. – 327 с.

14. SURFER Version 8.0: Surface Mapping System / Golden Software, Inc. — [S. l.], 2002.

15. Мальцев К.А., Мухарамова С.С. Построение моделей пространственных переменных (с применением пакета Surfer). – Казань: Казанский университет, 2014. – 103 с.

16. Cressie N.A.C. The Origins of Kriging // Mathematical Geology. 1990. Vol. 22. P. 239–252.

ПРІОРИТЕТИ ПУБЛІЧНОГО УПРАВЛІННЯ СОЦІАЛЬНОЮ БЕЗПЕКОЮ НА РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЯХ

Войтенко А. Б.
кандидат державного управління, професор
Довженко В. А.
кандидат економічних наук, доцент
Пугачова Н. С., асистент
Поліський національний університет

Постановка проблеми. На державу значною мірою перекладається відповідальність за соціальну безпеку, рейтинг країни у світовому просторі, захищеність людини від зовнішніх та внутрішніх загроз, реалізація прав і свобод особистості, демократичність розвитку суспільства, характер суспільних цінностей [6, с. 6]. Особливими мають бути інструменти публічного управління соціальною безпекою в межах окремих регіонів країни, що зумовлено диференціацією їх розвитку. Соціальна безпека радіоактивно забруднених територій зазнала пролонгованого впливу екологічного чинника та значно відрізняється соціально-економічними умовами, що потребує обґрунтування дієвості окремих інструментів публічного управління для її гарантування.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Науковці свого часу приділяли значну увагу проблемам розвитку радіоактивно забруднених територій. Проте, у віддалений 35-річний період після аварії на Чорнобильській АЕС, коли виникли інші, не менш загрозливі ситуації – збройний конфлікт на Сході України, пандемія коронавірусної хвороби, інтерес науковців та державних управлінців до цього регіону, а особливо до соціально-економічних проблем, дещо

зменшився. Водночас, соціально-економічні проблеми розвитку територій висвітлено у наукових дослідженнях Криничної І.П., Литвиненка О.В., Лібанова Е. М., Михайленка В.А., Озерової Ю.Ю., Прилипка В.А., Петриченка О.О. та ін. Однак, динамічні зміни політичної, екологічної, соціальної й економічної ситуації в регіоні дещо посилили негативні чинники соціальної безпеки на цих територіях, що вимагає систематичного та системного підходу до вивчення цього питання.

Мета, завдання та методика дослідження. Метою даного дослідження є визначити та обґрунтувати пріоритетні напрями публічного управління соціальною безпекою територій, що зазнали радіоактивного забруднення та мають вагомий вплив на відновлення на цій території соціальних та економічних відносин. Завданнями дослідження є: ідентифікувати соціально-економічні чинники, що негативно впливають на соціальну безпеку населення на території радіоактивного забруднення; обґрунтувати напрями державної політики та заходи органів місцевого самоврядування у напрямі подолання негативного впливу чинників на соціальну безпеку регіону та формування умов для його сталого розвитку.

Дослідження базувалося на системному підході та проводилося із застосуванням методів індукції, дедукції, аналізу, синтезу, узагальнення, соціометричного. Для вивчення окремих параметрів якості життя сільського населення на території радіоактивного забруднення Житомирської області, зокрема і чинників соціальної безпеки, було проведено соціологічне дослідження, в якому взяли участь 210 респондентів (1 % генеральної сукупності) – сільських жителів критичних за радіоактивним забрудненням населених пунктів.

Результати досліджень. Головною особливістю сучасного етапу розвитку суспільства є соціалізація усіх сфер людського життя, що передбачає підпорядкування їх соціальним цілям. Це зумовлено тим, що досвід соціально та економічно розвинених країн спонукає до створення моделі соціальної держави. Отже, державна та місцеві влади покликані створювати належні умови для формування соціальної держави [1]. На рівні регіонів та окремих територій виникають внутрішні негативні чинники, які формують загрози соціальній безпеці, що недостатньо враховуються, відстежуються та контролюються. Тому соціальна безпека на регіональному та територіальному рівні має враховувати ризики та небезпеки, властиві конкретній території, існуючу соціально-економічну територіальну диференціацію і пов’язані з цим передумови виникнення внутрішніх конфліктів. Загрози соціальній безпеці України формуються через ігнорування особливих потреб регіонів та неврахування державної підтримки для забезпечення соціально-економічних потреб [6, с. 276].

Так, довготривалі соціально-психологічні наслідки після аварії на ЧАЕС були обумовлені рядом чинників: відсутністю програми з ліквідації наслідків аварії такого типу; високим рівнем освіти населення країни і невідповідністю

інформаційного забезпечення; соціальною дестабілізацією та радикальною зміною способу життя на постраждалих територіях. Подовжений в часі вплив на населення постчорнобильських і соціально-економічних факторів призвів до зміни соціально-психологічних характеристик, зокрема, зміни внутрішньої структури індивідуума і розбалансування особистих рис. Підтвердженням цього є результати опитування щодо загального стану, в якому перебуває населення на радіоактивно забруднених територіях (рис. 1).

Рис. 1. Відповіді респондентів на питання: «В якому стані Ви найчастіше перебуваєте?»

Джерело: власні дослідження**.**

Так, третині респондентів важко було визначити стан, в якому вони перебувають. Соціально активними є лише 23,8% опитаних, тобто беруть активну участь у житті громади та відчувають себе зайнятими у вирішенні нагальних проблем. Стан тривоги та депресії характерні для 21% та 8,6% респондентів. Тобто третина населення не може реалізувати свій потенціал, не бере участі в життєдіяльності громади та не відчуває себе комфортно за тих умов, в яких вони перебувають.

Розглянемо окремі загрози соціальній безпеці на радіоактивно забруднених територіях за напрямами, визначеними Є. Грабко: демографічні (індикатори народжуваності, смертності, старіння нації тощо), працересурсні (показники зайнятості та безробіття), загрози добробуту (ВВП на душу населення) та загрози поширення соціальних негараздів (захворюваність, злочинність, самогубства та інші) [2].

Так, чисельність населення радіоактивно забруднених районів Житомирської області невпинно скорочується. Найбільшою мірою на сучасні тенденції у статево-віковій структурі населення радіоактивно забруднених районів впливають міграційні процеси, які відбувались одразу після аварії та ті, що спостерігаються нині. Так, незадовільні соціально-економічні умови на території радіоактивного забруднення зумовили значне відселення молоді та переважання населення старшого віку, що впливає на рівень народжуваності.

Низький рівень життя та неможливість отримувати повноцінні медичні послуги зумовлюють високий рівень смертності населення. Також для територій, що зазнали радіоактивного забруднення, характерна проблема старіння населення.

Складні соціально-економічні умови та занепад виробничої сфери формують низькі показники зайнятості населення на території радіоактивного забруднення. Доходи сільських жителів радіоактивно забруднених територій формуються переважно за рахунок пенсійних виплат (57,1 % відповідей респондентів) та заробітної плати (41,9 %). Чверть доходів сільські сім'ї отримують від реалізації продукції вирощеної в підсобних господарствах, а 14,3 % – продукції лісового походження. Разом це становить близько сорока відсотків, що є досить значущим показником і свідчить про прагнення сільських жителів цих територій до самозабезпечення.

В ході опитування було визначено, що 88,7% респондентів отримують медичні послуги за власні кошти, 7,5% – користуються послугами Лікарняної каси, 2,8% – отримують фінансування від благодійників та волонтерів, 0,9% – з інших джерел. Водночас за кошти Чорнобильського фонду не отримував медичної допомоги жоден із опитаних [3]. Також було виявлено, що лише четверо осіб із опитаних оздоровлювались за кошти Чорнобильського фонду. Зазначене вище свідчить про недостатність уваги з боку органів публічного управління до медичного забезпечення населення, яке постраждало внаслідок аварії на ЧАЕС.

Низка соціально-економічних проблем на території радіоактивного забруднення обмежують жителів у можливості самореалізуватися та активно соціалізуватися і брати участь у життєдіяльності громади. Підтвердженням цього є те, що лише 9,6% респондентів відзначили рівень соціального самопочуття як підвищений та високий (рис. 2). Водночас 40 % опитаних оцінюють рівень соціального самопочуття як низький та занижений.

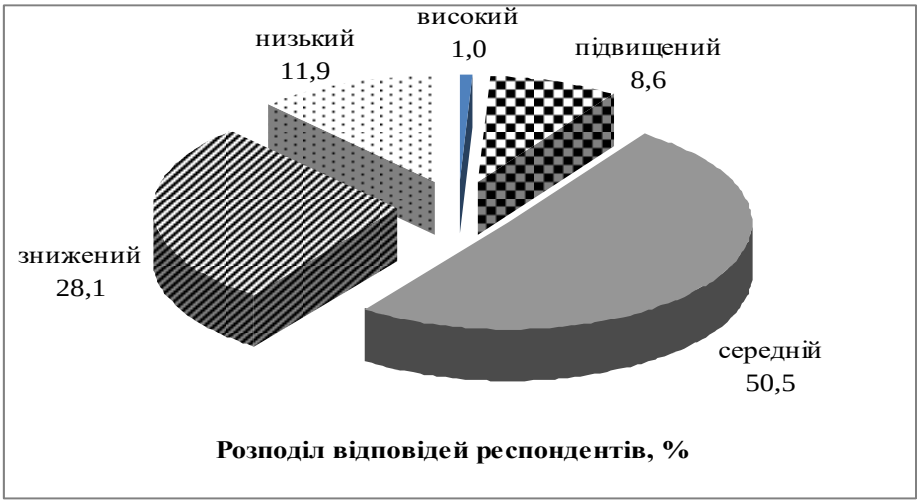


Рис. 2. Відповіді респондентів на питання: «Оцініть рівень Вашого соціального самопочуття»

Джерело: власні дослідження**.**

Результати соціально-економічного дослідження свідчать, що сільські населені пункти на території радіоактивного забруднення мають низький рівень соціальної характеристики, що зумовлено низькою густотою і людністю населених пунктів, невисоким рівнем забезпеченості об'єктами соціальної інфраструктури, незадовільною їх потужністю та асортиментом послуг, низьким рівнем розвитку транспорту і зв'язку [4]. У віддалений від аварії на ЧАЕС період на території радіоактивно забруднених районів Житомирської області спостерігаються певні негативні зміни у економічному, соціальному та екологічному аспектах їх життєдіяльності [4]. Все це свідчить про порушення умов соціальної безпеки та необхідність вживати відповідні заходи щодо її гарантування.

Роль держави полягає у реалізації відповідних заходів екологічної, соціально-економічної та регіональної політики, що передбачають створення дієвої системи моніторингу та інформування про радіологічний стан, формування сприятливого інвестиційного клімату і розширення фінансових можливостей місцевих органів влади. Об'єднуючим чинником є процес самовизначення сільської громади та її самоорганізації.

Внаслідок політики децентралізації окремі питання щодо організації екобезпечного середовища життєдіяльності населення в межах території, що зазнала радіоактивного забруднення, має вирішуватись на рівні об'єднаних територіальних громад. Зокрема, об'єднані територіальні громади повинні розробити програми відродження виробництва з урахуванням територіальних особливостей радіаційного забруднення та існуючих потреб, відновлювати та розвивати об'єкти соціальної інфраструктури, покращувати житлово-побутові умови і тим самим створити передумови для гарантування соціальної безпеки.

Відродження, подальший соціально-економічний розвиток радіоактивно забруднених сільських територій та гарантування їх соціальної безпеки залежить від рівня соціально-економічних умов життя сільського населення. Адже незадовільні житлово-побутові умови, низька якість послуг галузей освіти, охорони здоров'я і культури не приваблюють молодих спеціалістів та обмежують розвиток існуючих і створення нових підприємницьких структур, що негативно впливає на формування соціальної безпеки регіону [4].

Висновки. Отже, гальмування процесу децентралізації влади, диспропорції у розподілі бюджетних коштів, скорочення спеціального фінансування стримують сталий розвиток радіоактивно забруднених територій, знижують рівень життя населення цих територій, посилюють внутрішні і зовнішні міграційні процеси, а отже становлять загрозу соціальній безпеці.

В ході дослідження визначено, що пріоритетні напрями публічного управління соціальною безпекою та створення умов безпечної життєдіяльності сільського населення на радіоактивно забруднених територіях потрібно реалізовувати на рівні держави (макрорівень) та рівні органів місцевого самоврядування (мікрорівень). В основу моделі публічного управління

соціальною безпекою радіоактивно забруднених територій покладено взаємодію елементів мікросередовища із елементами зовнішнього середовища (макросередовище). Об'єднані територіальні громади є мікросередовищем у якому відбувається життєдіяльність населення та формуються екобезпечні умови проживання. Також до мікросередовища віднесено підприємства, організації та установи різних галузей економіки та соціальної сфери. Макросередовище представлене системою організаційно-правового забезпечення і науково-консультаційного супроводу, що покликані вивчати потреби населення, умови його життєдіяльності, розробляти певні механізми та заходи щодо формування екобезпечних умов проживання. Взаємодія елементів мікро- та макросередовища відбувається через механізм комунікації.

На території радіоактивного забруднення в умовах проведення політики децентралізації необхідно переходити від заходів реабілітації до політики соціально-економічного розвитку сільських територій. Для досягнення соціальних та екологічних стандартів безпечного проживання населення на території радіоактивного забруднення та гарантування високого рівня регіональної соціальної безпеки особливу увагу слід приділити розвитку партнерства «громада – влада – бізнес».

Список використаних джерел

1. Благун І., Кушнірук Ю., Підлипна Р. Соціальне страхування: навчальний посібник, Львів, 2015. URL: https://pidru4niki.com/84915/strahova_sprava/sotsialne_strahuvannya
2. Грабко Є. В. Забезпечення соціальної безпеки в Україні: регіональний аспект. Публічне адміністрування: теорія та практика. 2010. Вип2.4. URL: http://dridu.dp.ua/zbirnik/2010-02/10gevura.pdf
3. Довженко В. А., Симоненко Л. І., Іванюк О. В. Проблеми медичного обслуговування сільського населення в умовах політики децентралізації влади. *Інвестиції: практика та досвід.* 2019. № 9. С. 83–89. DOI:10.32702/2306-6814.2019.9.83.
4. Довженко В. А. Концептуальні підходи до організації господарської діяльності на радіоактивно забруднених територіях. *Наукові читання. 2018.* Житомир: Вид-во «Житомирський національний агроекологічний університет», 2018. Т. 3. С. 32-34.
5. Довженко В. А. Управління науково-інформаційним забезпеченням розвитку радіоактивно забруднених сільських територій. *Чорнобильська катастрофа. Актуальні проблеми, напрямки та шляхи їх вирішення:* збірник тез Міжнар. наук.-практ. конфер. (м. Житомир 26-27 квітня 2018 р,). Житомир: ЖНАЕУ, 2018. С. 355-361.
6. Сидорчук О. Г. Соціальна безпека: державне регулювання та організаційно-економічне забезпечення: монографія, Львів: ЛРІДУ НАДУ, 2018. 492 с.

ВПЛИВ СИСТЕМ ЗЕМЛЕРОБСТВА НА АГРОЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ПОЛІССЯ

Тараріко Ю. О.
доктор сільськогосподарських наук, академік НААН
Інститут водних проблем і меліорації НААН
Сорока Ю. В.
кандидат сільськогосподарських наук
Інститут водних проблем і меліорації НААН
Лукашук В. П.
кандидат сільськогосподарських наук
Інститут водних проблем і меліорації НААН

Постановка проблеми. Проблеми об'єктивної оцінки і раціонального використання агроресурсного потенціалу окремих регіонів України нині набувають особливої актуальності. В цьому відношенні не виключенням є зона Полісся, зокрема радіоактивно забруднені її території. У зв'язку із сталими тенденціями на протязі останніх років до підвищенням сприятливості умов вирощування основних поширених культур в регіоні все більш активно ведеться виробнича діяльність та повертаються до використання значні раніше покинуті площі сільськогосподарських земель. При цьому в умовах радіоактивного забруднення така спонтанна і у більшості випадків безсистемна організація аграрного виробництва пов'язана із значними загрозами отримання забрудненої продукції. З одного боку за досить тривалий після аварійний період за рахунок природних процесів розпаду рівень забруднення істотно знизився. З другого - територія Правобережного і Західного Полісся відрізняється досить високою строкатістю радіоактивності, що вимагає гарантованого дотримання існуючих обмежень[1-5].

Завданням дослідження було встановити вплив систем землеробства на агроекологічний стан території. Для вирішення цих завдань використовували інформаційну базу стаціонарного агротехнічного досліду Інституту сільського господарства Полісся НААН [6]. Дослідження проводилися відповідно до стандартизованих методик, аналіз ґрунтових зразків виконували у Центральній лабораторії якості води та ґрунтів ІВПіМ НААН.

Результати дослідження. Клімат регіону помірно континентальний, м'який з достатньою кількістю опадів, прохолодним літом та м'якою зимою з нестійким сніговим покровом. Зміна морозів потеплінням у зимово-весняний період ускладнює перезимівлю озимих культур та багаторічних трав. Середньорічна кількість опадів у Поліссі – 550-650 мм, з них 350-400 мм припадає на весняно-літній період.

Окремими роками протягом вегетаційного періоду 15-20 і більше днів буває без опадів, що на легких ґрунтах викликає ґрунтову посуху. Сума активних температур становить 2300-2550^{0}С. Тривалість періоду з активними

температурами 150-155, а без морозного – 160-170 днів. За достатньої забезпеченості теплом і вологою в Поліській зоні можна вирощувати зернові, картоплю, овочі, льон, хміль та отримувати високі врожаї кукурудзи, кормових коренеплодів, багаторічних трав. В регіоні помітно підвищився температурний режим вегетаційного періоду при незначному збільшенні опадів. В результаті значно зріс природно-ресурсний потенціал регіону, покращились умови ведення аграрного виробництва, які за своїми характеристиками наблизились до умов Лісостепу. За таких обставин підвищилась актуальність вирішення проблеми повернення радіоактивно забруднених земель у віддалений після аварійний період в сільськогосподарське виробництво.

Житомирське Полісся за природними та кліматичними умовами є найбільш різноманітною зоною центрального Полісся і займає 241 тис.км^2. Ґрунтовий покрив дуже строкатий. Тут зареєстровано 18 підтипів та близько 700 різновидів ґрунтів. Найбільш поширеним типом ґрунту є дерново-підзолисті які придатні для вирощування зернових, технічних та кормових культур. Після аварії на Чорнобильській атомній станції, значна територія зони Полісся, в тому числі і Житомирського, була забруднена радіоактивними речовинами. Найбільше забруднення відзначалося в північних районах Житомирської області, в тому числі в Коростенському районі на території якого розміщено ДГ «Грозинське» і виконувались дослідження. Всього на території району було обстежено 90,2 тис.га сільськогосподарських угідь. З них з щільністю забруднення цезієм на рівні 1,1-5,0 було 60,6 тис.га і на рівні 5 – 15 Кі/км^2 - 13 тис.га

Ґрунти дослідного господарства «Грозинське» – дерново-середньопідзолисті супіщані, типові для ґрунтового покриву зони Полісся. Вміст гумусу і основних біогенних елементів в цих ґрунтах знаходяться на низькому рівні, а реакція ґрунтового розчину характеризується як сильно кисла. На основі порівняння отриманих агрохімічних показників дерново-підзолистого ґрунту дослідної ділянки з оптимальними їх значеннями можна зробити висновок про відносно низький рівень природної родючості цього типу ґрунту про що свідчить вміст гумусу,основних біогенних елементів та фізико-хімічні параметри. За фізичними властивостями ґрунт характеризується високою щільністю, низькою вологоємністю і підвищеною водопроникністю. Але все ж цей тип ґрунту в регіоні відноситься до кращих при відтворенні їх агроекологічних функцій. Це також відноситься до земель, які після Чорнобильської аварії виведено з сільськогосподарського використання, а зараз у віддалений післяаварійний період є можливість повернути їх у сільськогосподарське виробництво.

Порівняльна ефективність різних систем відтворення агроекологічних функцій радіоактивно забруднених дерново-підзолистих ґрунтів виконувалась в агротехнічному досліді на наступних варіантах: 1. Контроль – без відтворення; 2. Традиційна система(Гній+NPK) - відповідаєтваринницькій спеціалізації аграрного виробництва; 3. Альтернативна система (Солома+сидерат+NPK) - відповідає рослинницькій спеціалізації; 4. Традиційна інтенсивна (Гній+1,5NPK)

– тваринницька спеціалізація з підвищеними дозами мінеральних добрив. Для вивчення можливості збільшення врожайності культур і зменшення коефіцієнтів переходу радіонуклідів у рослини тритикале озимого були проведені експерименти з полімінеральним рідким добривом «Макромік», яке застосовувалось під час вегетації у позакореневе підживлення.

Зразки ґрунту на визначення вмісту і запасів гумусу відбирали в 2-х полях сівозміни – під картоплею і тритикале. Результати досліджень показали, що в середньому по 2 полях сівозміни запаси гумусу на контрольному варіанті без відтворення в шарі 0-20 см дорівнювали 39,1 т/га, в шарі 20-40 см - 20,8т/га. При традиційному способі відтворення агроекологічних функцій ґрунту в шарі 0-20 см зросли до 49,6т/га, в шарі 20-40 см- до 27,1т/га.

За альтернативної системи запаси гумусу в шарі 0-20 см дорівнювали 50,3 т/га, а в шарі 20-40 см - 31,1 т/га. Підвищення запасів гумусу в шарі0-20 см відносно контролю складало 29%, в шарі 20-40 см – 50%. За традиційної системи підвищення запасів гумусу в шарі 0-40 см було більш рівномірним і в шарі 0-20 і 20-40 см відповідно складали 52,3 т/га та 27,2 т/га з підвищеннямдо контролю 34 і 30 %. Отже, альтернативний спосіб із заміною гною на солому і зелену біомасу люпину за впливом на запаси гумусу в шарі 0-20см було практично рівноцінним з традиційною системою. Особливість впливу органічної речовини соломи і сидерату на гумусний стан ґрунту полягає в його покращенні відносно традиційної системи саме в шарі 20-40 см. Збільшення об'єму родючого шару ґрунту може позитивно проявлятися в меншій залежності урожайності культур від несприятливих погодних умов.

Органічні і мінеральні добрива істотно підвищують як урожайність основної продукції, так і біомасу побічної частини врожаю, в тому числі поживних решток та коренів. За традиційної системи відтворення при внесенні на 1га сівозмінної площі 10 т гною і $N_{50}P_{56}K_6$ утворилось органічної речовини на 39% більше, а на фоні полуторної дози добрив на 63 % в порівнянні з контролем без відновлення. Заміна традиційної системи альтернативною забезпечує збільшення надходження в ґрунт вуглецю органічної речовини на 2 т/га. Гумусний стан ґрунту визначається не тільки кількістю органічної речовини, яка надходить в орний шар, а також її хімічним складом, зокрема вмістом азоту. Так, за ротацію сівозміни на фоні природної родючості з кореневими і післязбиральними рештками в ґрунті накопичувалося до 10 кг/га азоту, за традиційної системи - 119 кг/га, за альтернативної системи сумарне надходження азоту складає 102 кг/га тобто менше на 17 кг/га.

При використанні на добриво побічної продукції та біомаси сидератів в ґрунт надходить найбільша кількість органічної речовини з співвідношенням C:N близьким до оптимального - 31:1. В порівнянні з одинарною дозою підвищення норм мінеральних добрив на фоні гною 10 т/га сприяє збільшенню надходження в ґрунт органічної речовини, однак супроводжується значним звуженням співвідношення C:N до 18:1 і, як наслідок, активізацією

мінералізаційних процесів.

За одинарної норми мінеральних добрив на фоні 10 т гною запаси гумусу в шарі 0-40 см підвищуються відносно контролю на 28 %, а за полуторної дози - на 33 %. Підвищення запасів гумусу на 37 % відносно фону природної родючості отримано при використанні побічної продукції разом з сидерацією і мінеральними добривами, що сприяє зменшенню емісії CO_2 в атмосферу в порівнянні з традиційною системою удобрення.

Таким чином, при сучасному дефіциті органічних добрив тваринного походження відтворення агроекологічних функцій радіоактивно забрудненого ґрунту, а також досягнення достатньо високої продуктивності агроекосистем на дерново-підзолистих ґрунтах Полісся можливо при застосуванні в якості органічних добрив всієї нетоварної частини врожаю сільськогосподарських культур у поєднанні з сидерацією. Така технологія також забезпечує оптимальний цикл вуглецю і азоту та формування низьковуглецевих екологічно збалансованих агроекосистем.

Азот легкогідролізованих органічних сполук є показником забезпеченості ґрунту азотом, що знаходиться у найближчому резерві мінерального живлення рослин. Дослідженнями, які були проведені в кінці двох ротацій сівозміни встановлено, що відносно природного фону за традиційної і альтернативної систем запас сполук азоту, що легко гідролізуються в шарі 0–40 см підвищився відповідно на 98 і 112 кг/га або на 25 і 29%. Отже, ефективність традиційної і альтернативної систем відтворення агроекологічного стану ґрунту з покращення його азотного режиму відносно контролю була практично однаковою. За підвищення дози мінеральних добрив в 1,5 рази запаси азоту в шарі 0–40 см збільшуються відносно контролю на 135 кг/га або на 36%. Але перевищення кількості сполук азоту, що легко гідролізуються, відносно традиційної і альтернативної систем удобрення з одинарною дозою мінеральних добрив було невисокими - в межах 4-11%. В основному це відбувається за рахунок збільшення кількості азоту в шарі 20–40 см, що можна пояснити підвищеною міграцією азоту вниз по ґрунтовому профілю.

Фосфор в ґрунті відрізняється невисокою рухомістю. За роки проведення досліджень незалежно від виду органічного добрива вміст рухомого фосфору підвищується в шарі 0–20 см від низького вихідного рівня забезпечення 5,5-7,6 до середнього - 11,0-11,8 мг/100г ґрунту. В підорному шарі (20–40 см) за всіх способів вміст фосфору залишався дуже низьким.

За 10-річний період застосування традиційної і альтернативної систем відтворення екологічних і продуктивних функцій дерново-підзолистого ґрунту прослідковується підвищення запасів обмінного калію. Однак це підвищення було в 2-2,8 рази меншим ніж збільшення вмісту азоту та в 3,2 – 3,5 рази нижчим ніж рухомого фосфору. В результаті за внесення калію з мінеральними добривами в кількості 62 кг/га і з гноєм – 10 кг його вміст в орному шарі залишився на низькому рівні. Це можна обґрунтувати тим, що на дерново-

підзолистих ґрунтах, крім основної статті його виносу з урожаєм, в умовах промивного режиму відбуваються високі втрати цього елемента внаслідок вилуговування з інфільтраційними водами.

Отже, отримані дані свідчать, що традиційні і альтернативна системи відтворення в сівозміні позитивно впливають на гумусний стан ґрунту та забезпечують істотне збільшення ґрунтових запасів сполук азоту, що легко гідролізується. Однак при цьому при помітному зростанні в шарі 0-40 см доступного фосфору і обмінного калію забезпеченість культур цими елементами залишилась невисокою при одночасному значному підкисленні ґрунтового розчину. В зоні радіоактивного забруднення низька забезпеченість фосфором та калієм та висока кислотність ґрунту підвищує ризики надходження в сільськогосподарську продукцію радіоактивних Cs^{137} і Sr^{90}.

Висновки. Таким чином, в зоні Полісся на радіоактивно забруднених дерново-підзолистих ґрунтах з метою відтворення їх агроекологічних функцій за відсутності традиційного органічного добрива гною для підтримання достатньо високої продуктивності агроекосистем доцільно використовувати відходи рослинництва разом з біомасою сидератів та помірними дозами мінеральних добрив. Для обмеження надходження в рослини радіонуклідів необхідно ретельно контролювати фізико-хімічні властивості ґрунту та своєчасно проводити вапнування, а також забезпечувати позитивний баланс в сівозміні фосфору і калію.

Список використаних джерел

1. Прістер Б. С. та ін. Ведення сільського господарства в умовах радіоактивного забруднення території України внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС на період 1999-2002 рр.: Метод. Рекомендації. К.: Ярмарок, 1998. 104 с.

2. Зубец М. В., Пристер Б. С. та ін. Актуальные проблемы и задачи научного сопровождения производства сельскохозяйственной продукции в зоне радиоактивного загрязнения Чернобыльской АЭС. Р. М. Алексахин [и др.] Агроекологічний журнал, 2011. № 1. С. 5–20.

3. Дутов О. І. Наукові основи формування агроекосистем на радіоактивно забруднених територіях. Автореферат на здобуття доктора с.-г наук. Київ, 2013, 41 с.

4. Гудков І. М. та ін. Радіоекологія: Підручник. К: НУБіП України, 2011, 368 с.

5. Булигін С. Ю., Прістер Б. С., Фурдичко О. І., Дутов О. І. Щодо програми безпечного ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених радіонуклідами внаслідок Чорнобильської катастрофи, Вісник аграрної науки № 5, 2012. С. 53–57.

6. Тараріко М. Ю. Еколого-економічні засади реабілітації радіоактивно забруднених земель Полісся : автореф. дис. ... канд. екон. наук : 08.00.06 / НААН України, Ін-т агроекології і природокористування. Київ, 2015. 20 с.

ВИРОЩУВАННЯ МІСКАНТУСА ГІГАНТСЬКОГО В УМОВАХ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ

Романчук Л. Д.
доктор сільськогосподарських наук, професор
Ковальов В. Б.
доктор сільськогосподарських наук, професор
Можарівська І. А.
кандидат сільськогосподарських наук
Поліський національний університет

Постановка проблеми. За обсягами радіоактивних викидів і масштабами радіоактивного забруднення аварія на Чорнобильській АЕС є однією з найбільших за час використання ядерної енергії у мирних цілях. Житомирщина з поміж усіх областей України, яка зазнала чи не найбільшого радіоактивного забруднення. Дев'ять сільськогосподарських адміністративних районів області, міста Коростень та Малин, загальною площею 977 тис. га з населенням майже 500 тис. осіб потрапили під небезпечний вплив радіації. Значних втрат зазнала економіка та соціальна сфера краю [1].

По мірі виконання робіт відбувся процес виведення частини земель із господарського використання. Це порушило традиційну для Полісся систему ведення агропромислового виробництва, було обмежено або зовсім перестали існувати такі традиційні галузі як льонарство, хмелярство, вівчарство та птахівництво. Надовго та серйозно порушено нормальну життєдіяльність людей, виробничий ритм цілого регіону.

Після аварії на ЧАЕС на забруднених територіях проведено перепрофілювання господарств та змінені структури посівних площ. За період з 1985 року площа орних земель скоротилась на 1560 тис. га, у тому числі у Житомирській області на 223,2 тис. га, зменшилися площі під сіножатями і збільшилися під пасовищами. На деяких забруднених територіях унеможливилося подальше проживання населення та отримання екологічно безпечної сільськогосподарської продукції.

Тому питання реабілітації забруднених територій, у тому числі і за рахунок вирощування енергетичних культур, обмеження міграції радіонуклідів трофічними ланцюгами залишатимуться актуальними ще на тривалий час.

Вирощування енергетичних культур є екологічно і економічно ефективним заходом відтворення родючості ґрунтів, які були забруднені після аварії на ЧАЕС, та не вимагає значних капіталовкладень й істотної зміни агротехніки

вирощування культур, що є важливим фактором за нестачі коштів у сільському господарстві.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Проблема ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи вже більше 34 років знаходиться у центрі уваги суб'єктів господарювання, науковців, інженерів, фізиків. Зазначені питання висвітлені у роботах В. Г. Бар'яхтар, Д. М. Гродзинського, І. М. Гудкова, В. О. Кашпарова, Л. Д. Романчук, Ю. І. Савченка, А. С. Малиновського, М. М. Лазарєва та інших вчених. Рекомендації по веденню сільського та лісового господарства на радіоактивно забруднених територіях висвітлені у працях Б. С. Прістера, В. П. Краснова, Н. А. Лощилова, О. О. Орлова та багатьох інших.

Проблеми реабілітації забруднених територій відображаються у працях російських та білоруських вчених Р. М. Алексахіна, Б. М. Аненкова, О. Ю. Юденцевої, Г. В. Подоляка, Г. В. Арестовича. Результати досліджень Романчук Л. Д. свідчать про те, що, радіоактивне забруднення Полісся України характеризується плямистістю – території з низьким рівнем забруднення перемежовуються з ділянками із значними показниками.

Більшість науковців вважають, що коефіцієнт переходу ^{137}Cs у рослини прямо пропорційно залежний від щільності забруднення ґрунту. Така закономірність відмічена у наукових працях В. П. Ананяна, О. Т. Демківа, С. В. Зібцева, В. М. Худолія, Г. І. Кабашнікової та Т. Н. Блотскіх, К. П. Махонько, Ф. А. Работнової, П. І. Собачіна та І. В. Мовчанова. Дослідники вказують на показники, що характеризують інтенсивність надходження радіонуклідів у рослини – коефіцієнти накопичення (КН) та переходу (КП) [6, 7]. Проте у наукових працях Ю. Н. Пятнова та Е. Н. Цуранкова зазначається значне зниження кореляції між даними показниками. Зокрема, англійські вчені вважають, що згначний вплив на кількість ^{137}Cs у рослинах має не стільки загальна кількість радіонукліду у грунті, скільки ступінь його рухомості у даному типі ґрунту.

Дослідженню вирощування енергетичних культур у вітчизняних умовах господарювання присвячено значну кількість наукових праць: Рахметова Д. Б., Гументика М. Я., Калетник Г. М., Роїка М. В., Слюсара І. Т., Кулика М. І. та інших. Українські науковці представляють результати досліджень енергетичних рослин в умовах Полісся України, тоді як вирощування енергетичних культур на забруднених радіонуклідах територіях Житомирського Полісся вивчено у недостатній мірі і представлено в основному вирощуванням міскантусу [3].

У звязку з тим, що пройшов період напіврозпаду радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr, щільність забруднення земель сільськогосподарського призначення на територіях північних районів Житомирської області значно знизилася. Тому основним завданням стало повернення забруднених земель у сільськогосподарське використання.

Головною проблемою в агропромисловому виробництві і досі залишається відновлення радіоактивно забруднених територій, відтворення родючості ґрунтів північних районів Житомирської області. За допомогою енергетичних культур можна певною мірою вирішити проблему формування балансу гумусу. Вирощування цих культур дасть можливість підтримати родючість грунту, забезпечити використання забруднених земель [6, 7].

Територія Житомирської області має можливості для вирощування енергетичних культур із використанням різних технологій та переробки біомаси енергетичних рослин. Це у свою чергу дасть можливість забезпечити регіон енергетичними ресурсами, працевлаштувати місцевих жителів, покращити стан грунтів. З точки зору радіоекологічної безпеки вирощування сільськогосподарської продукції, то саме енергетичні рослин можна вирощувати на рекультивованих та забруднених внаслідок аварії на ЧАЕС землях.

Вирощування та переробка енергетичних культур у якості фіторемедіантів (міскантус, сильфій, свербига, сіда, сорго тощо) дасть можливість знову використовувати, виведені внаслідок радіоктивного забруднення, значих територій північних районів Житомирської області, покращити агрохімічні та фізико-хімічні показники грунту, залучити до розвитку сільських територій інвесторів, можливо і закордонних, змінити відношення до терміну друга зона радіоактивного забруднення.

Метою досліджень є фітореабілітація ґрунтів забруднених радіонуклідами шляхом вирощування міскантуса гігантського для отримання екологічно безпечної сировини.

Завдання та методика досліджень. Для досягнення поставленої мети вирішувалися такі завдання:

- фітореабілітація ґрунтів через вирощування міскантуса гігантського на дерново-підзолистих ґрунтах на території 2-ої зони радіоактивного забруднення;
- встановлення щільності забруднення грунту ^{137}Cs та ^{90}Sr;
- визначення питомої активності ^{137}Cs, ^{90}Sr у фітомасі міскантуса гігантського (*Miscanthus giganteus* G.).

У процесі дослідження застосовано загальнонаукові та спеціальні методи досліджень:

- *лабораторний* – при визначенні вмісту ^{137}Cs, ^{90}Sr в ґрунті та рослинах;
- *польовий* – при проведенні стаціонарних та короткострокових польових дослідів.

Для проведення розвідок було закладено стаціонарний дослід з вирощування міскантуса гігантського на дерново-підзолистих ґрунтах на території села Христинівка Народицького району Житомирської області. Даний

населений пункт належить до зони обов'язкового й безумовного відселення (2-га зона радіоактивного забруднення). Для вивчення був вибраний міскантус гігантський *(Miscanthus giganteus*G.*)* – сорт Гулівер. Результати досліджень І. Можарівської вказують на те, що «дослід було закладено у 6-кратній повторності, розміщення повторень в один ярус, варіантів – систематичне. Загальна площа ділянки – 195 м^2, площа посівної ділянки – 2,5 м^2, облікової – 1,5 м^2. Міскантус гігантський вирощувався на одному фоні удобрення: 1. Без добрив (контроль); 2. $N_{50}P_{50}K_{50}$» [3].

Результати досліджень. За результатами досліджень встановлено, що на дослідних ділянках, де вирощували міскантус гігантський, щільність забруднення ґрунту радіонуклідами і досі залишається досить високою. На дослідних ділянках щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs коливалася у межах від 907,4 до 998,5 кБк/м^2, а за ^{90}Sr знаходилася у межах 17,7−19,0 кБк/м^2 [3].

За результатами досліджень встановлено, що при застосуванні мінеральних добрив для вирощування енергетичних культур збільшується вихід біомаси рослин та призводить до зниження щільності забруднення ґрунту радіонуклідами порівняно із контролем. Проведені і раніше опубліковані результати досліджень І. Можарівської показали, що «щільність забруднення ґрунту ^{90}Sr у контролі при вирощуванні міскантуса переважала показник ґрунту із застосуванням добрив відповідно на 6,8 %» [3].

Питома активність ^{137}Cs у рослинах міскантуса гігантського становила (152−184 Бк/кг), ^{90}Sr у фітомасі варіювала від 78 до 94 Бк/кг. Встановлена різниця питомої активності ^{137}Cs, ^{90}Sr у біомасі енергетичних культур між варіантами удобрення. Адже концентрація ^{137}Cs у процесі вирощування міскантуса гігантського у варіанті з використанням добрив була на 17,4 % більшою у порівнянні із показниками на контролі. Стосовно ^{90}Sr, його концентрація була вищою при вирощуванні даної культури на контролі майже на 17,0 %.

Висновки. Отже, в результаті проведених досліджень було розраховано коефіцієнти переходу ^{137}Cs та ^{90}Sr із ґрунту у фітомасу культур. Так, коефіцієнти переходу ^{137}Cs із ґрунту у рослини становив – 0,17−0,18, а ^{90}Sr – 4,22 при застосуванні добрив та 4,95 – на контролі.

Теоретично узагальнено сучасні підходи вирішення наукової проблеми щодо можливостей вирощування енергетичних культур з метою отримання екологічно безпечної продукціїв умовах радіоактивного забруднення.

Дослідженнями встановлено, що при вирощуваннні енергетичних культур на радіоактивно забруднених територіях Житомирського Полісся здатні до фітореабілітації ґрунтів.

Рекомендовано у процесі відтворення родючості дерново-підзолистого супіщаного ґрунту зони Полісся, забрудненого ^{137}Cs та ^{90}Sr для отримання екологічної продукції з енергетичних рослин господарствам різних форм власності вирощувати міскантус гігантський.

Перспективи подальших досліджень необхідно зосередити у напрямку проведення на державному рівні суцільного радіологічного моніторингу на усіх забруднених землях для отримання детальної інформації щодо щільності забруднення сільськогосподарських угідь у, тому числі і ріллі, у віддалений після аварії період.

Список використаних джерел

1. Соціально-економічний розвиток територій, що постраждали внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС: проблеми та шляхи їх подолання: збірник матеріалів «круглого столу». Київ: НІСД, 2011. 72 с.

2. Наслідки аварії на Чорнобильській АЕС. URL: http://ukrmap.su/ukg8/893.html.

3. Можарівська І. А. Агроекологічна оцінка вирощування енергетичних культур в умовах радіоактивного забруднення Полісся України: автореф. дис. к. с.-г. н.: 03.00.16. м. Житомир, 2020. 26 с.

4. Можарівська І. А. Вирощування енергетичних культур на забруднених радонуклідами територіях. *Природне агровиробництво: проблеми становлення, перспективи розвитку*: матеріали Міжнар. наук.-практ. конф. (22–23 жовт. 2015 р.). Дніпропетровськ, 2015. С. 109–111.

5. Надточій П. П., Мислива Т. М. Перспективи вирощування міскантусу як енергетичної культури в агроекологічних умовах Полісся України. *Вісник ЖНАЕУ*. 2012. № 2 (1). С. 58.

6. Рекомендації по веденню сільськогосподарського виробництва в умовах радіоактивного забруднення північних районів Житомирщини, постраждалих у результаті аварії на Чорнобильській АЕС на період 2011–2016 рр. / [Дейсан М. М., Дідківський М. П., Данкевич Є. М. та ін.]. Житомир, 2011. 10 с.

7. Ефективність вирощування високопродуктивних енергетичних культур / М. Роїк, В. Курило, М. Гументик та ін. URL: www.arhive.nbuv.gov.ua.

РАДІАЦІЙНА БЕЗПЕКА СІЛЬСЬКОГО НАСЕЛЕННЯ ЛІСОСТЕПУ ЧЕРЕЗ 35 РОКІВ ПІСЛЯ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ КАТАСТРОФИ

Розпутній О. І.
доктор сільськогосподарських наук, професор
Перцьовий І. В.
кандидат сільськогосподарських наук, доцент
Герасименко В. Ю.
кандидат сільськогосподарських наук, доцент
Скиба В. В.
кандидат сільськогосподарських наук, доцент
Савеко М. Є.
кандидат військових наук, доцент
Білоцерківський національний аграрний університет

Постановка проблеми. Найбільшою в історії людства техногенно-екологічною ядерною катастрофою стала аварія на четвертому енергоблоці Чорнобильської АЕС 26 квітня 1986 року. Катастрофа призвела до стійкого радіоактивного забруднення тривало існуючими радіонуклідами ^{137}Cs і ^{90}Sr понад 145 тис км^2 площі територій в Україні, Республіці Білорусь та Російській Федерації, де щільність забруднення ^{137}Cs перевищувала 37 кБк/м^2. Також забруднені території із щільністю забруднення ^{137}Cs понад 37 кБк/м^2 були виявлені в Швеції, Норвегії, Польщі, Великобританії та інших країнах [1-4].

В Україні радіоактивного забруднення зазнало майже все Полісся та значна частина території Лісостепу. В зони радіоактивного забруднення потрапило 2293 населених пунктів, де проживало більше 3 млн жителів [4].

За час, що минув після катастрофи, внаслідок природних процесів та протирадіаційних заходів радіаційний стан забруднених територій поліпшився. З моменту Чорнобильської катастрофи минуло вже 35 років, проте й нині проблема радіоактивного забруднення залишається актуальною [2-7]. Сільське населення, яке проживає на забруднених територіях, отримує додатково понад природній рівень дози зовнішнього опромінення за рахунок високого вмісту ^{137}Cs у ґрунтах, при розпаді якого підвищується потужність гамма випромінювання на місцевості та внутрішнього – спричиненого надходженням ^{90}Sr і ^{137}Cs при споживанні продукції, отриманої на присадибних ділянках [3-6].

Умовою проживання й трудової діяльності населення без обмежень за радіаційним фактором на радіоактивно забруднених територіях відповідно до Закону України «Про статус і соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи», є одержання за рахунок забруднення території радіоактивними ізотопами додаткової дози, яка б не перевищувала рівня опромінення 1,0 мЗв (0,1 бер) за рік [8].

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Провідними вченими (Прістер Б. С., Гудков І. М, Гродзинський Д. М., Кашпаров В. О., Лазарєв М. М., Ландін В. П., Романчук Л. Д., Кучма М. Д. Ліхтарьов І. А. та ін.) проведено

досить великий обсяг наукових досліджень з вивчення процесів й закономірностей міграції ^{137}Cs і ^{90}Sr в ланках трофічного ланцюга агроекосистем та оцінці доз опромінення населення, що проживає на радіоактивно забруднених територіях ґрунтово-кліматичної зони Полісся [2-6], що й зумовило вивчення питання радіаційної безпеки сільського населення лісостепові зони у віддалений період після Чорнобильської катастрофи.

Метою досліджень була оцінка радіаційної безпеки сільського населення Лісостепу, що проживає на радіоактивно забруднених територіях лісостепової зони південної частини Київської області у віддалений період Чорнобильської катастрофи. Завданням було дослідити активність ^{90}Sr ^{137}Cs у ґрунтах присадибних ділянок, картоплі й інших овочах, молоці, м'ясі та розрахувати дози опромінення.

Матеріали і методи досліджень. Дослідження проводили в селах Йосипівка і Тарасівка Білоцерківського району Київської області, які належать до зон радіоактивного забруднення. В дослідженнях використовували для визначення активності ^{137}Cs гамма-спектрометричний метод, а ^{90}Sr - бета-спектрометричний та статистичний з використанням програмного забезпечення «Microsoft Excel 2019» - для математичної обробки й оцінки отриманих даних.

Активність радіонуклідів визначали у лабораторії кафедри безпеки життєдіяльності Білоцерківського НАУ на УСК «Гамма Плюс U» з програмним забезпеченням «Прогрес 2000». Для проведення досліджень було відібрано середні зразки ґрунтів присадибних ділянках, картоплі та інших овочів, а також молока й м'яса. Питому активність ^{137}Cs визначали в посудині Марінеллі об'ємом 1л у нативних зразках чи після їх фізичного концентрування, а ^{90}Sr – після радіохімічного виділення.

Результати досліджень. За результатами опитування жителів сіл, де проводили дослідження з'ясовано, що основні продукти які вони споживають це картопля та інші овочі, вирощені на свої городах, а також молоко, яйця та м'ясо свинини та птиці отримані у власному підсобному господарстві, а хліб, крупи, олію та рибу купують у місцевому магазині. За обсягами споживання продукції та питомою активністю в ній ^{90}Sr і ^{137}Cs розраховано обсяги цих радіонуклідів, що в надійшли за рік в організм жителів сіл Йосипівка та Тарасівка (табл. 1).

Як показали розрахунки, при споживанні картоплі та іншої овочевої продукції в організм одного жителя села Йосипівка в середньому за рік надійшло 2690 Бк ^{137}Cs, а села Тарасівка – втричі менше (892 Бк). Обсяги надходження ^{90}Sr в організм одного жителя села Йосипівка складали 1042 Бк/рік, а села Тарасівка були вдвічі меншими (522 Бк/рік). В цілому в організм одного дорослого жителя цих сіл із продукцією рослинництва надійшла половина радіонуклідів ^{137}Cs і 70 – 80 % ^{90}Sr від їхнього загального обсягу. При цьому найбільше ^{137}Cs надійшло із молоком (30 – 35 %).

Таблиця 1

Обсяги надходження ^{137}Cs і ^{90}Sr із продовольчою продукцією за рік

№ п/п	Продукція	с. Йосипівка		с. Тарасівка	
		^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
1	картопля та інші овочі	1361	703	488	422
2	молоко	968	327	276	86
3	свинина	312	16	115	15
4	курятина	46,0	–	10,0	–
5	яйця	9	–	2	–
Всього надійшло в організм 1 дорослого жителя, Бк/рік		2690	1042	892	522

Як видно з розрахунків річні обсяги надходження радіонуклідів ^{137}Cs із продовольчою продукцією складають лише 1,8 – 5,4 %, а ^{90}Sr 13 – 26 % від допустимих значень встановлених ДГН НРБУ-97 [9], згідно яких для населення допустимі річні обсяги надходження в організм із продовольчою продукцією ^{137}Cs не повинні перевищувати 50000 Бк та ^{90}Sr – 4000 Бк.

Поряд з цим з розрахунків наведених в табл. 2 видно, що річна ефективна еквівалентна доза внутрішнього опромінення при споживанні продовольчої продукції власного виробництва жителів села Йосипівка складає 0,066 мЗв, а жителів села Тарасівка вона у 2,4 рази нижча (0,028 мЗв). При цьому доза внутрішнього опромінення в основному формується за рахунок споживання молока й картоплі. Доза зовнішнього опромінення жителів села Йосипівка за рахунок забруднення території села ^{137}Cs в середньому складає 0,72 мЗв/рік, а села Тарасівка – 0,26 мЗв. Це зумовлено тим, що щільність забруднення ґрунтів ^{137}Cs на присадибних ділянках села Йосипівка в середньому 280 кБк/м^2, а села Тарасівка 120 кБк/м^2.

Таблиця 2

Річна ефективна еквівалентна доза опромінення, мЗв/рік

Дози опромінення	с. Йосипівка	с. Тарасівка
зовнішнього	0,72	0,26
внутрішнього	0,066	0,026
річна ефективна доза	0,77	0,27

В цілому, при проживанні на радіоактивно забруднених територіях жителі села Йосипівка додатково, понад природній рівень, отримують дозу опромінення 0,77 мЗв/рік, а села Тарасівка – 0,27 мЗв, що не перевищує встановленої законодавчо дози опромінення в 1 мЗв за рік.

Висновки. Оцінка радіаційної безпеки сільського населення Лісостепу, що проживає на радіоактивно забруднених територіях південної частини Київської області у віддалений період Чорнобильської катастрофи показала, що через

органи травлення надходить 1,8 – 5,4 % ^{137}Cs та від 13 до 26 % ^{90}Sr від їх допустимих значень, а річна ефективна доза опромінення не перевищує законодавчо встановленої дози в 1 мЗв за рік.

Список використаних джерел

1. Atlas of Cesium deposition on Europe after the Chernobyl accident. Luxembourg, European Commission. 1998. 63 p.

2. Beresford N. A., Fesenko S., Konoplev A., Skuterud L., Smith J. T., Voigt G. Thirty years after the Chernobyl accident: what lessons have we learnt? Journal of Environmental Radioactivity. 2016. Vol. 157. P. 77-89. URL: http://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2016.02.003.

3. Kashparov V., Levchuk S., Khomutynyn Yu., Morozova V., Znurba M. Report of UIAR. Chernobyl: 30 Years of Radioactive Contamination Legacy. Kiev, UIAR of NUBiP of Ukraine. 2016. 59 p.

4. Тридцять років Чорнобильської катастрофи: радіологічні та медичні наслідки: Національна доповідь України. Київ, 2016. 177 с.

5. Романчук Л. Д., Лопатюк О. В., Ковальова С. П. Оцінка вмісту радіонукліду 137Cs у продуктах харчування мешканців радіоактивно забруднених територій у віддалений період після аварії на ЧАЕС. Наукові горизонти, 2019, № 8 (81). С. 82 - 86. doi: 10.33249/2663-2144-2019-81-8-82-86.

6. Романчук Л. Д. Радіоекологічна оцінка формування дозового навантаження у мешканців сільських територій Полісся України: монографія. Житомир: Полісся. 2015. 300 с.

7. Herasymenko V., Pertsovyi I., Rozputnyi O. Assessment of the radiation safety of the rural population of the Central forest-steppe of Ukraine in the remote period after the Chernobyl catastrophe. Proceedings of the 2nd Annual Conference «Technology transfer: fundamental principles and innovative technical solutions». Tallinn, Estonia, DKLex Academy OÜ and «Scientific Route» OÜ, November 23. 2018. P. 30-33. DOI: http://dx.doi.org/10.21303/2585-6847.2018.00768.

8. Про статус і соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи: Закон України від 28.02.1991, № 796-XII. Дата оновлення: 09.08.2019. URL:https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/796-12#Text (дата звернення: 10.03.2021).

9. Норми радіаційної безпеки України: Державні гігієнічні нормативи (НРБУ-97). Міністерство охорони здоров'я України, постанова № 62 від 01.12.97. URL: https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0062282-97#Text (дата звернення: 10.03.2021).

РАДІОЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ВМІСТУ РАДІОНУКЛІДУ ^{137}CS У ҐРУНТАХ ТА ПРОДУКТАХ ХАРЧУВАННЯ МЕШКАНЦІВ НАСЕЛЕНИХ ПУНКТІВ КОРОСТЕНСЬКОГО РАЙОНУ

Романчук Л. Д.
доктор сільськогосподарських наук, професор
Лопатюк О. В.
кандидат сільськогосподарських наук
Ковальова С. П.
кандидат сільськогосподарських наук
Поліський національний університет

Постановка проблеми. Аварія на Чорнобильській атомній електростанції – одна з наймасштабніших катастроф людства, яка спричинила викид в атмосферу значної кількості радіонуклідів і в подальшому призвела до радіоактивного забруднення навколишнього середовища. Одним з основних наслідків аварії на ЧАЕС є радіоактивне забруднення ґрунтів і сільськогосподарської продукції, зокрема довгоживучим біологічно значимим радіонуклідом ^{137}Cs, який мігруючи в системі «ґрунт – рослина – тварина – людина» призводить до значного дозового навантаження та організм людини [1, 2].

Через 30-ти річний період від аварії пройшов період напіврозпаду ^{137}Cs, тому виникла необхідність проведення досліджень зміни радіологічної ситуації, зокрема уточнення рівня забруднення продуктів харчування населення, що мешкає на радіоактивно забруднених територій.

Аналіз останніх досліджень. Наразі проведено досить великий обсяг наукових досліджень щодо вивчення міграції ^{137}Cs в об’єктах аграрного виробництва, накопиченні їх в продукції рослинництва та оцінці ефективних доз опромінення людини. При цьому основна увага приділяється радіонукліду ^{137}Cs, що є основним дозоутворюючим радіонуклідом.

Аналіз результатів останніх досліджень показав, що «у віддалений період після аварії на ЧАЕС радіологічна ситуація в сільських населених пунктах Житомирського Полісся змінилася на краще, проте залишилися певні критичні території, які є радіаційно небезпечними для проживання сільського населення» [3–6].

Методика проведення досліджень В ході проведення досліджень використані загальнонаукові та спеціальні методи досліджень. Зокрема, для вивчення фактичної питомої активності ^{137}Cs у відібраних зразках використовувались традиційні методи радіоекологічного (спектрометричний) моніторингу згідно існуючих нормативних документів (ГОСТи, методичні інструкції), затверджених методик відбору зразків ґрунту, води, рослин та продукції [7–9].

Для проведення наших досліджень було обрано сім населених пунктів Коростенського району, шість з яких відносяться до зони гарантованого

добровільного відселення (м. Коростень, с. Грозине, с. Вороневе, с. Берестовець, с. Бехи та с. Немирівка) та один до зони безумовного (обов'язкового) відселення (с. Обиходи). Шляхом проведення анкетування населення нами було визначено перелік продуктів харчування, які в значній мірі використовуються у харчовому раціоні жителями північних районів Житомирської області. Зокрема до переліку сільськогосподарських культур, які досліджувалися, увійшли: бульби картоплі, капуста білокачанна, томати свіжі, буряк столовий, морква, цибуля ріпчаста боби квасолі, зерно вівса, зерно кукурудзи.

Мета та завдання досліджень. Метою наших досліджень було вивчення рівнів радіоактивного забруднення ґрунтів, продуктів харчування рослинного походження населення, яке розташоване на території з різним рівнем забруднення. Для досягнення мети були поставлені наступні завдання: відібрати зразки ґрунтів, продуктів харчування населення рослинного походження; визначити фактичну питому активність ^{137}Cs у відібраних зразках; надати оцінку екобезпечності продуктів харчування населення.

Результати досліджень. Радіологічні дослідження ґрунтів Коростенського району (3 зона) показали, що їх щільність забруднення на присадибних ділянках за ^{137}Cs варіювала від 153,8 в с. Берестовець до 239,7 кБк/м^2 в с. Бехи. Щільність забруднення ґрунтів по населених пунктах можна розділити на 2 групи: 1 – щільність забруднення до 200 кБк/м^2 (с. Берестовець – 153,8, с. Грозино – 170,2, м. Коростень – 186,6 кБк/м^2), що відповідно – на 20,5, 12,08 та 3,6 % менше від середнього по населених пунктах та 2 група – щільність забруднення понад 200 кБк/м^2(с. Немирівка – 203,4, с. Вороневе – 207,7, с. Бехи – 239,7 кБк/м^2), що відповідно – на 5,06, 7,3 та 23,8 % більше від середнього показника (рис. 1).

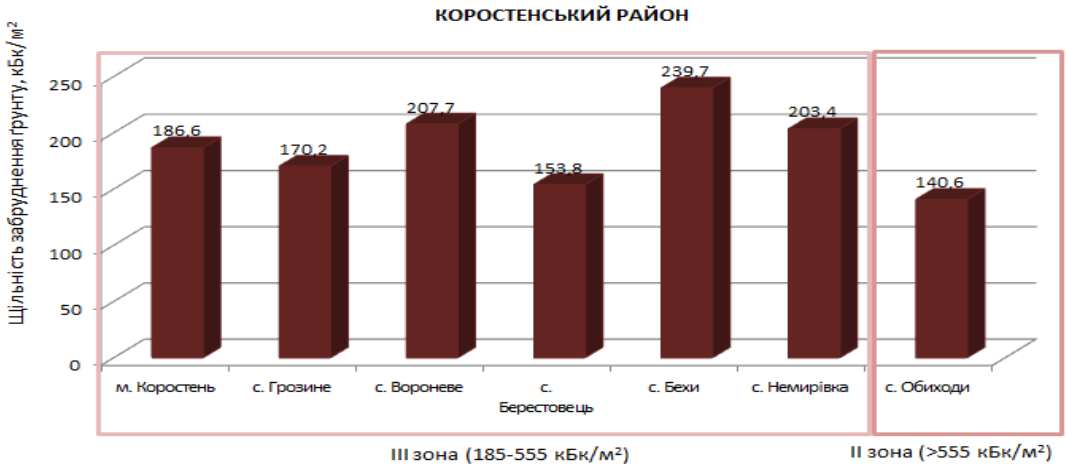


Рис. 1. Щільність забруднення ґрунтів ^{137}Cs Коростенського району в розрізі населених пунктів

Сільськогосподарські культури стають першою ланкою трофічного ланцюга, якою радіонукліди 137Cs залучаються із ґрунту у біогенну міграцію й в подальшому з продовольчою продукцією сільськогосподарського виробництва

в організм людини [3]. У процесі оцінки вирощеної рослинної продукції у дозу опромінення населення було визначено питому активність 137Cs та коефіцієнти переходу в продукцію рослинництва, отриманої в господарствах жителів Коростенського району Житомирської області.

Радіологічні дослідження продуктів харчування рослинного походження мешканців населених пунктів Коростенського району, показали, що незважаючи на досить високі показники щільності забруднення ґрунту 137Cs, рослинницька продукція, зібрана з присадибних ділянок населення за вмістом радіонукліду 37Cs не перевищувала встановлений норматив ДР-2006 (Рис. 2).

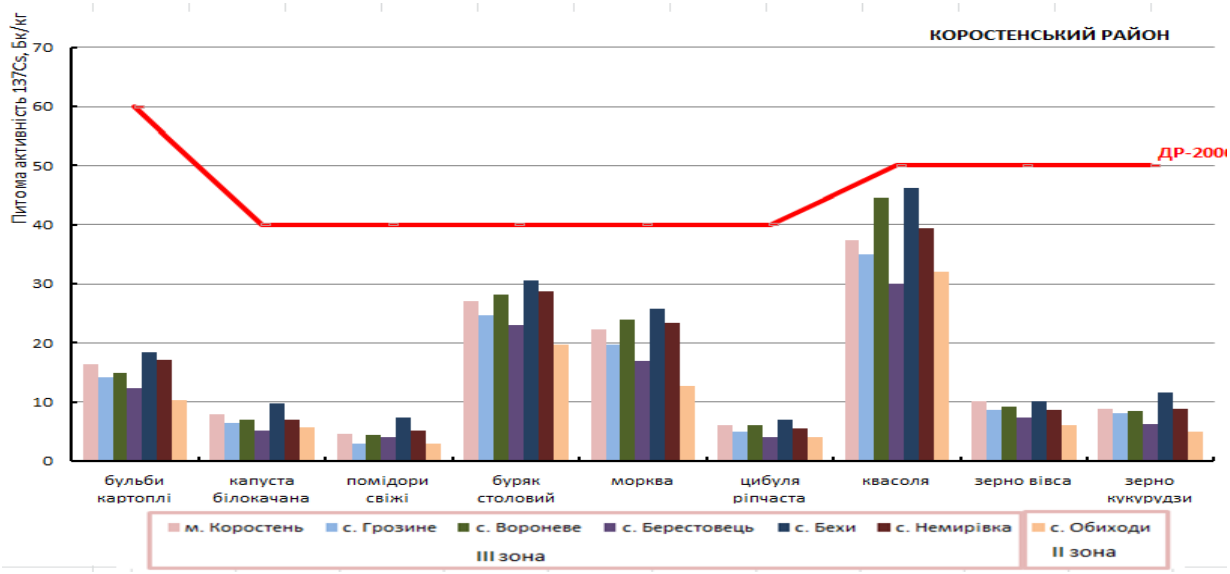


Рис. 2. Питома активність ^{137}Cs в рослинницькій продукції, вирощеній на присадибних ділянках громадян Коростенського району

Найбільш забрудненими продуктами виявилися боби квасолі, столовий буряк та морква. Найвищі показники питомої активності ^{137}Cs у бобах квасолі були зафіксовані у с. Бехи – 46,3 Бк/кг та с. Вороневе – 44,6 Бк/кг при ДР-2006 – 50 Бк/кг, де раніше нами відмічалася і найвища щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs. У інших населених пунктах питома активність ^{137}Cs у бобах квасолі відмічалася приблизно на одному рівні і в II-й та III-й зонах і варіювала в межах 30–39,4 Бк/кг.

У столовому буряку питома активність ^{137}Cs загалом не перевищувала ДР-2006 і найвищою вона зафіксована у с. Бехи – 30,5 Бк/кг, с. Немирівка – 28,8 Бк/кг та с. Вороневе – 28,1 Бк/кг, у інших населених пунктах питома активність ^{137}Cs у буряках столових була ще нижчою і варіювала в межах від 19,7 до 27 Бк/кг. Подібна тенденція відмічалася і для моркви. Максимальні показники питомої активності фіксувалися в тих же населених пунктах, що і для буряків столових. Загалом, питома активність ^{137}Cs для моркви у даному районі фіксувалася в

межах від 12,8 до 25,7 Бк/кг, що становить 1/3–1/2 частину від встановленого ДР-2006.

Питома активність ^{137}Cs у зразках цибулі ріпчастої та томатах становила 4,0–7,0 Бк/кг та 3–7,3 Бк/кг відповідно, щозначно нижче від встановленого ДР-2006. Подібна тенденція відмічена і для капусти білокачанної, зокрема, питома активність ^{137}Cs у ній у 4–8 разів була нижчою від встановленого ДР. Значних коливань показників в розрізі населених пунктів також не відмічалося і загалом питома активність ^{137}Cs у капусті варіювала в межах 5,1-9,7 Бк/кг.

Питома активність ^{137}Cs у картоплі також була не значною. Загалом цей показник у розрізі населених пунктів Коростенського району варіював в межах від 10,3 до 18,5 Бк/кг, що не перевищувало третьої частини від встановленого ДР-2006.

Незначна питома активність ^{137}Cs відмічалася і у зернових культурах. Питома активність ^{137}Cs у зерні обох культур знаходилась приблизно на одному рівні. Найвищі показники зафіксовані в с. Бехи – 11,6 Бк/кг у зерні кукурудзи та 10,2 Бк/кг у зерні вівса. Нижчі показники відмічалися у інших населених пунктах, там питома активність ^{137}Cs у зерні вівса варіювала в межах від 6 до 10,1 Бк/кг та у зерні кукурудзи – від 5 до 11,6 Бк/кг, що 5-10 разів нижче ДР-2006 (50 Бк/кг).

Якщо розглянути почерговість розміщення культур за питомою активністю по ^{137}Cs то отримаємо ряд: квасоля – 32, буряк столовий – 19,7, морква – 12,8, бульби картоплі – 10,3, капуста білокачанна – 5,7, зерно вівса – 6, зерно кукурудзи – 5,0, цибуля ріпчаста – 4,0 та помідори свіжі – 3,0 Бк/кг.

Висновки. Аналізуючи показники щільності забруднення ґрунтів населених пунктів Коростенського району Житомирської області радіонуклідом ^{137}Cs у після аварійний період можна стверджувати, що через 30 років після аварії на ЧАЕС значні площі орних земель без обмежень можуть використовуватися для ведення підсобного господарства, проте деякі з них за певних умов можуть бути потенційно небезпечними для вирощування сільськогосподарської продукції рослинництва. Радіологічними дослідженнями продуктів харчування мешканців населених пунктів Коростенського району встановлено, що вся продукція відповідала встановленим нормативам по вмісту радіонукліду ^{137}Cs. Найбільш критичним продуктом рослинного походження були боби квасолі.

Список використаних джерел

1. Романчук Л. Д., Лопатюк О. В. Формування доз внутрішнього опромінення населення у віддалений період після аварії на ЧАЕС. *Ефекти радіації та інших ксенобіотиків на репродуктивну систему і організм* :

матеріали наук.-практ. конф. з міжнар. участю (4–7 жовт. 2016 р.). Долина, 2016. С. 56.

2. Романчук Л. Д., Лопатюк О. В. Радіаційна безпека сільського населення Полісся України у віддалений період після аварії на ЧАЕС. *Сільськогосподарська та лісова радіологія – 30 років після Чорнобилю* : матеріали Міжнар. конф., 3 червня 2016 р. Київ, 2016. С. 24.

3. Романчук Л. Д., Лопатюк О. В., Ковальова С. П. Оцінка вмісту радіонукліду ^{137}Cs у продуктах харчування мешканців радіоактивно забруднених територій у віддалений період після аварії на ЧАЕС. *Наукові горизонти.* 2019. № 8 (81). С. 82–86.

4. Романчук Л. Д., Лопатюк О. В., Ковальова С. П. Радіологічна оцінка продуктів харчування мешканців радіоактивно забруднених територій у віддалений період після аварії на ЧАЕС. *Вісник ЖНАЕУ.* 2016.

5. Романчук Л. Д., Лопатюк О. В., Ковальова С. П. Оцінка вмісту радіонукліду ^{137}Cs у продуктах харчування лісового походження мешканців радіоактивно забруднених територій у віддалений період після аварії на ЧАЕС. *Наукові горизонти.* 2019. № 11 (84). С. 108–112.

6. Ландін В. П. Радіаційно-екологічні проблеми відновлення сільськогосподарського виробництва в Українському Поліссі. *Агроекологічний журнал.* 2016. Вип. 1. С. 88-93.

7. Кашпаров В. А, Калиненко Л. В., Перепелятніков Г. П. та ін. Методика комплексного радіаційного обстеження забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи територій (за винятком території зони відчуження). Київ : Атіка, 2007. 60 с.

8. Методичні вказівки «Відбір проб, первинна обробка та визначення вмісту ^{90}Sr та ^{137}Cs в харчових продуктах» : наказ Міністерства охорони здоров'я України від 11.08.2007 р. № 446. Київ, 2007.

9. Методика измерения активности радионуклидов с использованием сцинтилляционного гамма-спектрометра с программным обеспечением «Прогресс». Менделеево : ВНИИФТРИ, 2004. 29 с.

ДОСЛІДЖЕННЯ РАДІОЛОГІЧНОГО СТАНУ ЛІСОВОЇ ПІДСТИЛКИ СОСНОВИХ ДЕРЕВОСТАНІВ БОРІВ ПРИРОДНОГО ЗАПОВІДНИКА «ДРЕВЛЯНСЬКИЙ»

Романчук Л. Д.
доктор сільськогосподарських наук, професор
Устименко В. І.
Діденко П. В.
Поліський національний університет

Постановка проблеми. Аварія на ЧАЕС стала однією з найбільших техногенних катастроф людства, внаслідок чого територія забруднена радіонуклідами становить надзвичайну цінність для дослідження радіологічного стану природних екосистем що постраждали внаслідок забруднення. Уже під час перших досліджень було відмічене більше радіоактивне забруднення лісових масивів в порівнянні з іншими екосистемами [1,2]. Встановлено, що лісові угіддя утримали на 20–30 % більше радіоактивних елементів порівняно з відкритою місцевістю [5].

Ліси Народицького району, де розташований природний заповідника(далі ПЗ) «Древлянський», не став виключенням, зокрема, площа лісів зі щільністю радіоактивного забруднення ґрунту становила понад 555 кБк/м2 на 14,9 тис. га та на площі 4,5 тис. га понад 1480 кБк/м2. З часу аварії на ЧАЕС минуло 35 років, інтенсивність дослідженнь радіоактивного стану територій в останні роки лишалась незначною. Попередні дослідження, вказують на те, що основними утримувачами радіоактивних ізотопів лишаються підстилка та верхні шари ґрунту (до 20см.), які і надалі впливають на темпи і характер міграції до інших компонентів екосистем. Зокрема, встановлено що лісова підстилка є основним вмістилищем радіоактивних елементів, у якій показники питомої активності ^{137}Cs та ^{90}Sr більші порівняно з іншими компонентами лісових екосистем, в 100 або, навіть 1000 разів. [4] Здатність лісової підстилки до утримування ^{137}Cs та ^{90}Sr залежить від її потужності, будови, складу, віку насаджень та трав'яно-чагарничкового покриву, а також наявності чи відсутності мохового покриву та його проективного покриття.

В соснових насадженнях формується потужний шар жорсткої лісової підстилки, що підвищує утримуючу здатність радіонуклідів більше, ніж у листяних. Тип лісової підстилки якій домінує в соснових лісах ПЗ «Древлянський» – мор. Мор (груба підстилка) формується в умовах анаеробного розкладу, переважно за участю грибів та анаеробних бактерій у хвойних насадженнях, на бідних ґрунтах в умовах холодного і вологого клімату[7]. Даний напівторф'яний шар крім іншого містить гіфи грибів та може бути пронизаний коренями рослин, зокрема брусниці, чорниці, вереса та інших. Груба підстилка відзначається найнижчою швидкістю розкладу, що обумовлено низкою чинників: бідністю мезофауни, зокрема відсутністю дощових черв'яків,

дефіцитом зольних елементів і азоту в опаді та кислою реакцією, що сприяє поширенню мохів-торфоутворювачів[7].

Для грубої підстилки є характерним різкий перехід до підзолистого горизонту ґрунту. Повільна мінералізація хвойно-мохового опаду (6–10 років) зумовлює міграцію незначної частини радіоактивних елементів до гумусовоелювіального горизонту. [3,6].

Понад 55% території природного заповідника «Древлянський» зайняті лісами. Саме тому необхідною є вивчення сучасних рівнів радіоактивного забруднення різних компонентів лісових екосистем, які приймають участь у вертикальній міграції радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr лісовою екосистемою.

Завдання та методика досліджень. ПЗ «Древлянський» знаходиться у Житомирський області, Народицькому районі на південь та південний схід від смт. Народичі. Територія заповідника характеризується типовими для регіону Полісся України складом біоценозів та відсутністю антропогенного тиску.

Відбір зразків відбувався на території заповідника в лісових ділянках соснових насаджень з найбільш типовими для заповідника типами лісорослинних умов (далі ТЛУ) протягом червня – серпня 2020 року, на території Мотейківського та Народицького відділення заповідника. Переважаючі типи ґрунту представлені дерново-підзолистими та дерново-сильнопідзолистими ґрунтами.

Відбір зразків ґрунту на глибині 0-20 см., для визначення ^{137}Cs, ^{90}Sr проводився згідно ДСТУ 4287:2004 «Якість ґрунту. Відбирання проб» та згідно «Методики комплексного радіаційного обстеження забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи територій (за винятком території зони відчуженняПідготовка та визначення концентрації ^{137}Cs та ^{90}Sr у ґрунті та підстилці проводилася спектрометричним методом з використанням сцинтиляційного гамма-спектрометра згідно ДСТУ 7868:2015 та ДСТУ 7867:2015.

Резудьтати досліджень. Для визначення того на якому етапі міграції знаходяться радіонукліди було визначено показники щільності забруднення верхнього шару ґрунту (0-20см.) та лісової підстилки, адже саме ці субстрати є первинними ланками в міграції радіонуклідів ґрунт-рослина-людина. Результати представлені в таблиці 1.

Досліджуванні ділянки представлені трьома основними рослинними формаціями: сосняк сфагновий, сосняк брусничний та сосняк брусничко-чорничний.

Піковий показник ^{137}Cs в ґрунті зафіксований в зразку Б5 і становить 511,9 кБк/м^2 що відповідає показникам зони гарантованого добровільного відселення, в підстилці – Б2 щільність забруднення якого становить 1815,1 кБк/м^2. Мінімальними є показники в зразку ґрунту Б3 38,9 кБк/м^2 та підтилки С4 33,9 кБк/м^2.

Максимальні показники щільності забруднення ^{90}Sr зафіксовані в зразках відібраних в суборах, а саме: максимальний показник для ґрунту становить 40,1 кБк/м^2. (С4), для підстилки – 16,7 кБк/м^2 (С5). Мінімальні показники зафіксовані в ТЛУ бори, в ґрунті – 0,13 кБк/м^2 (Б3) в підстилці – 6,1 кБк/м^2 (Б4).

Таблиця 1

Накопичення радіонуклідів в ґрунті та лісовій підстилці в різних типах лісорослинних умов

Шифр зразка	Тип лісорослин-них умов	Склад	Характеристика ділянки	Щільність забруднення ґрунту, кБк/м2		Щільність забруднення підстилки, кБк/м2	
				^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Б1	дуже сухий бір	10С3	Сосняк сфагновий, площа проективного покриття (далі – ПП)мохово-лишайникового покриву 75%	126,3	2,1	1734,7	13,9
Б2	сухий бір	10С3	Сосняк сфагновий, ПП мохового покриву 85%	76,2	1,9	1815,1	8,4
Б3	сухий бір	9С1Бп	Сосняк сфагновий, ПП мохового покриву 75%	38,9	0,13	374,6	9,4
Б4	свіжий бір	10С3	Сосняк брусничний, ПП мохового покриву 65%	83,7	2,1	355,6	6,1
Б5	вологий бір	10Сз+Бп	Сосняк брусничко-чорничний з незначною часткою берези повислої в складі, ПП мохового покриву 50%	511,9	1,6	815,5	7,6
С1	сухий субір	10Сз	Сосняк сфагновий, ПП мохового покриву 75%	66,1	1,5	254,4	9,2
С2	свіжий субір	10Сз	Сосняк брусничний, ПП мохового покриву 75%	291,5	2,1	509,7	6,4
С3	свіжий субір	8Сз2Бп	Сосняк брусничко-чорничний, ПП мохового покриву 25%	135,8	0,95	219,4	8,0
С4	вологий субір	5Сз5Бп	Мішаний сосново-березовий ліс. ПП мохового покриву 20%,	240,1	40,1	33,9	16,4
С5	вологий субір	9Сз1Бп	Сосняк брусничко-чорничний з домішками берези, ПП мохового покриву 15%	410,7	4,1	194,8	16,7

Розглядаючи співвідношення між щільністю забруднення ґрунту та підстилки від їх сумарної щільності забруднення відмічаються наступні особливості. Серед борів найменший частка ^{137}Cs в ґрунті зафіксована в дуже сухому(Б1) та сухому борах(б2) і становить 6,8 і 4% відповідно. Зі збільшенням

рівня вологості частка в ґрунті зростає і досягає пікового показника 38.6% у вологому борі (Б5) (Рис.1). В суборах теж відмічається тенденція до збільшення частки радіонуклідів у ґрунті зі збільшенням його зволоженості. Найменша частка 20,6% зафіксована у сухому суборі(С1), найбільша у вологому (С4) 87,6%.

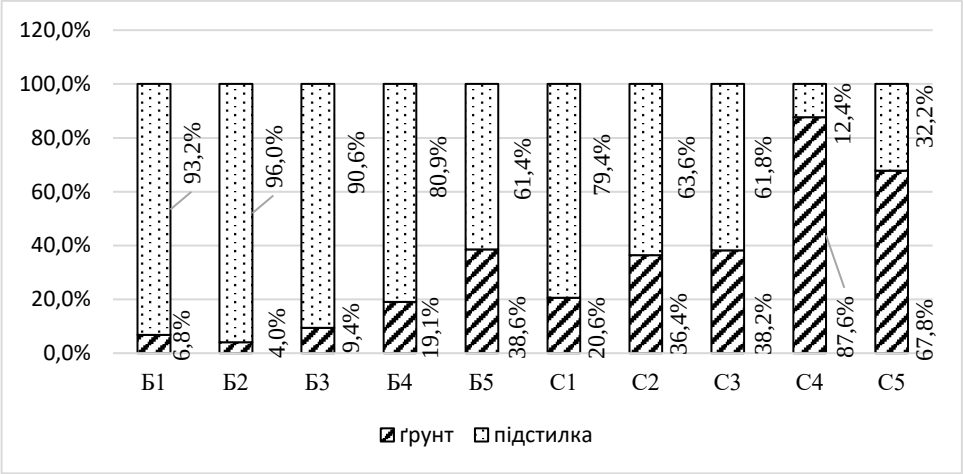


Рис. 1. Співвідношення щільності забруднення ^{137}Cs в зразках ґрунту та підстилки

Різниця між зразками С4 та С5, які розташовані у вологих суборах може бути зумовленою різницею в складі даних насаджень, а саме, значною часткою берези повислої в складі.

Найменша частка 90Sr в ґрунті в борах зафіксована в сухому борі (Б3) і становить лише 1,4%, а найбільша у свіжому(Б4) – 26,1%. Серед суборів мінімальний показник частки становить 10,7% в ТЛУ свіжий субір(С3), а максимальний – 71% в ТЛУ вологий субір(С3) (рис.3).

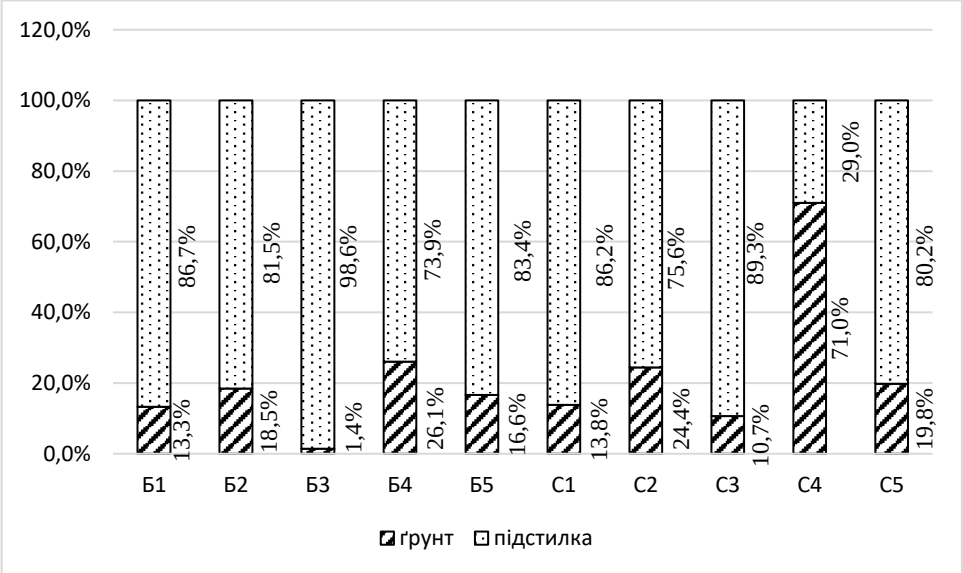


Рис. 2. Співвідношення щільності забруднення ^{90}Sr в зразках ґрунту та підстилки

Для 90Sr відсутня залежність збільшення частки сумарної щільності забруднення в ґрунті зі збільшенням вологості.

Висновки. Проведений аналіз щільності забруднення 137Cs та 90Sr в ґрунті та лісовій підстилці дає змогу зробити наступні висновки:

Основним джерелом радіоактивного забруднення лісових масивів ПЗ «Древлянський» лишається лісова підстилка, яка характеризується більшими показниками щільності забруднення та є основним депо радіонуклідів екосистеми серед досліджених авторами.

Зі збільшенням вологості ґрунту в типах лісорослинних умов бори та субори збільшується частка 137Cs в ґрунті у відношенні до підстилки.

Високий вміст радіонуклідів в лісовій підстилці є фактором небезпеки для екологічного стану лісів ПЗ «Древлнський» та оточуючих екотопів, адже існує загроза повторного радіаційного забруднення навколишніх територій у разі виникнення лісових пожеж.

Список використаних джерел

1. Давыдчук В. С., Зарудная Р. Ф., Михели С. В. и др. Ландшафты чернобыльской зоны и их оценка по условиям миграции радионуклидов. Киев : Наук. думка, 1994. 112 с.,
2. Козубов Г. М., Таскаев А. И., Игнатенко Е. И. и др. Радиационное воздействие на хвойные леса в районе аварии на Чернобыльской АЭС. Сыктывкар, 1990. 136 с,
3. Краснов В. П. Радіоекологія лісів Полісся України. Житомир : Волинь, 1998. 112 с.
4. Краснов В. П., Орлов А. А., Бузун В. А. и др. Прикладная радиоэкология леса / под ред. В. П. Краснова : монография. Житомир : Полісся, 2007. 680 с.
5. Мельник В. В. Особливості розподілу 137Cs у компонентах лісового біогеоценозу свіжих борів Українського Полісся» Вісник Полтавської державної аграрної академії, вип. 2, 2020, с. 88-98
6. Щеглов А. И., Цветнова О. Б., Кучма Н. Д. Распределение и запасы 137Cs в компонентах лесных экосистем Украинского Полесья. Проблемы экологии лесов и лесопользования в Полесье Украины. Житомир, 1999. Вып. 6. С. 12–25.
7. Вітер Р.М. Практикум з “Лісознавства” для студентів ІІІ курсу напряму підготовки 6.090103 “Лісове і садово-паркове господарство” / Р.М. Вітер. – Івано-Франківськ: Територія друку, 2015. – 186 с.

НАКОПИЧЕННЯ ^{137}CS У М'ЯЗОВІЙ ТКАНИНІ І ПЕЧІНЦІ СВИНЕЙ ЗА ВИКОРИСТАННЯ РІЗНИХ ДОЗ САПОНІТУ В РАЦІОНАХ

Савчук І. М.
доктор сільськогосподарських наук, старший науковий співробітник
Інститут сільського господарства Полісся НААН
Ящук І. В., аспірант
Поліський національний університет

Постановка проблеми. Забруднення навколишнього середовища високотоксичними радіонуклідами цезію, викинутими в атмосферу в результаті аварії на Чорнобильській АЕС і наступне їх надходження до організму тварин, вимагає застосування у тваринницькому виробництві технологій, що забезпечують необхідний рівень здоров'я тварин і екологічної безпеки вироблених продуктів харчування [1, 2]. Незважаючи на загальну тенденцію стабілізації радіаційного стану, слід зазначити, що рівні радіоактивного забруднення сільгосппродукції в окремих районах у десятки разів перевищують доаварійний рівень і в деяких випадках, особливо у селянських господарствах, залишаються значно вищими порівняно з існуючими нормативами.

З огляду на це, сьогодні значна увага приділяється природним адсорбентам. До таких речовин належать цеоліти, бентоніти, хумоліти, сапоніти, глауконіти, трепел, які володіють адсорбуючими, іонообмінними, каталітичними та іншими властивостями [3, 4]. Водночас для адекватного використання цих сорбентів у тваринництві потрібне детальне вивчення їх адсорбційної селективності у відношенні до конкретних умов та токсикантів.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Численними дослідженнями, проведеними вітчизняними і зарубіжними вченими та практиками, встановлено, що використання природних сорбентів у тваринництві дає можливість підвищити продуктивність, тобто реалізувати генетичний потенціал тварин, збільшити виробництво продукції та її рентабельність без додаткових витрат кормів. Фізико-хімічна здатність глиноземів зв'язувати токсичні речовини внаслідок їх високої сорбційної здатності – є важливим фактором підвищення біологічної повноцінності кормів за згодовування їх тваринам [5,6].

Сапоніт – це лужний алюмосилікат, що відноситься до групи бентонітових глин. Він має високі зв'язуючі, адсорбційні і катіонообмінні властивості, за сумарною ємністю обмінних катіонів і хімічним складом є джерелом більшості макро- та мікроелементів для тварин [7]. Найбільшими родовищами сапоніту на Україні є Варварівське та Ташківське в Хмельницькій області, запаси яких складають понад 100 млн. тонн [8].

Про позитивний вплив сапоніту на якість тваринницької продукції свідчать дослідження авторів [9, 10], у яких встановлено зниження питомої активності ^{137}Cs в молоці в 1,4-3,6 рази, яловичині – на 56,0-78,3%, а його вплив на продуктивність тварин був незначним.

Мета досліджень – встановити накопичення ^{137}Cs в м'язовій тканині і печінці молодняку свиней за використання в їх раціонах різних доз сапоніту.

Методика досліджень. Дослідження проведено в умовах фізіологічного двору Інституту сільського господарства Полісся НААН (с. Грозине Коростенського району Житомирської області). Для проведення науково-виробничого досліду відібрано молодняк свиней великої білої породи (28 гол.), сформований в 4 групи по 7 голів у кожній за методом збалансованих груп. Тривалість порівняльного і дослідного періодів становила 18 і 185 діб відповідно.

Молодняк I (контрольної) групи впродовж дослідного періоду отримував корми основного раціону, який складався із дерті ячмінної, пшеничної та горохової, буряка кормового, крейди та кухонної солі. Свиням II, III та IV дослідних груп до основного раціону задавали природний мінерал сапоніт у кількості 3%, 5 та 7% від маси концентрованих кормів відповідно. Поживність середньодобового раціону для годівлі піддослідних тварин складала 2,40 ЕКО, 24,05 МДж обмінної енергії з умістом 218 г перетравного протеїну, або 91 г на одну енергетичну кормову одиницю. Раціони молодняку свиней збалансовані за поживними та мінеральними речовинами, що забезпечували його потребу в основних елементах живлення.

Визначення питомої активності ^{137}Cs у кормах і продукції тваринництва проводили на спектрометрі СЕГ-0,5. Під час проведення досліджень дотримувалися правил, обов'язкових для виконання зоотехнічних дослідів щодо підбору та утримання тварин-аналогів у групах, технології заготівлі, використання та обліку спожитих кормів.

Результати досліджень. До організму молодняку свиней з кормами за добу в розрізі піддослідних груп надходила практично однакова кількість радіоцезію – 77,3-83,8 Бк. Водночас у раціонах тварин II, III та IV (дослідних) груп концентрація ^{137}Cs була більшою на 3,6%, 5,9 та 8,4% відповідно, ніж у контролі. Це зумовлено згодовуванням молодняку дослідних груп у складі раціонів природного мінералу сапоніту, питома активність ^{137}Cs в якому, за результатами наших досліджень, виявилася найбільшою і становила 43,1 Бк/кг (рис. 1).

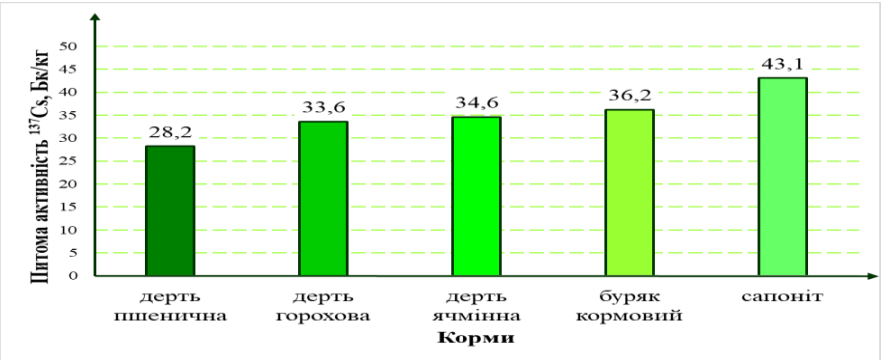


Рис. 1. Питома активність ^{137}Cs в кормах для годівлі піддослідних свиней, Бк/кг

За результатами досліджень встановлено несуттєву міжгрупову різницю за концентрацією ^{137}Cs в найдовшому м'язі спини і печінці піддослідного молодняку свиней (таблиця). Питома активність ^{137}Cs в найдовшому м'язі спини тварин коливалася по групах у межах 12,8 – 19,9 Бк/кг і не перевищувала допустимих рівнів (ДР-2006 = 200 Бк/кг). Водночас, за згодовування молодняку свиней у складі зерносуміші різних доз природного мінералу сапоніту, концентрація радіоцезію в м'язовій тканині відносно контролю знижується на 2,0-7,1 Бк/кг, або на 10,1-35,7%.

Таблиця

Питома активність ^{137}Cs в кормах раціону та продуктах забою свиней (n=3; M ± m)

Групи тварин	Концентрація ^{137}Cs			
	середньодобовий раціон, Бк	продукція, Бк/кг	± до контрольної групи	
			Бк/кг	%
Найдовший м'яз спини				
I – контрольна	77,3	19,9 ± 3,1	-	-
II – дослідна	80,1	17,9 ± 3,7	-2,0	-10,1
III – дослідна	81,9	14,5 ± 2,7	-5,4	-27,1
IV - дослідна	83,8	12,8 ± 5,2	-7,1	-35,7
Печінка				
I – контрольна	77,3	13,7 ± 3,9	-	-
II – дослідна	80,1	10,2 ± 2,2	-3,5	-25,6
III – дослідна	81,9	17,8 ± 2,1	+4,1	+29,9
IV - дослідна	83,8	15,7 ± 2,8	+2,0	+14,6

Кратність накопичення ^{137}Cs в найдовшому м'язі спини складала 0,153-0,257 і була більшою на 15,2-68,0% у молодняку свиней, які отримували зерносуміш без сапоніту, порівняно з використанням зерносумішей №2, №3 і №4 (3%, 5 і 7% за масою природного мінералу) (рис. 2).

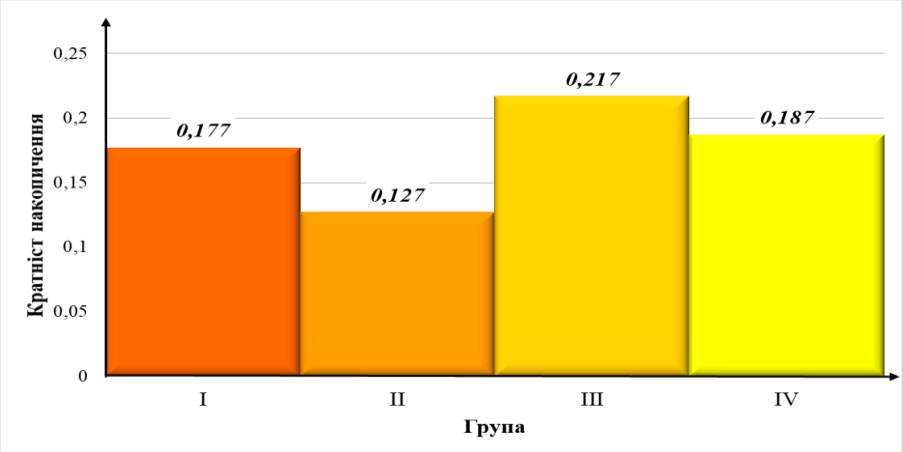


Рис. 2. Кратність накопичення ^{137}Cs в найдовшому м'язі спини свиней

Дещо інша закономірність спостерігалася за накопиченням ^{137}Cs в печінці піддослідного молодняку свиней – цей показник у тварин II групи був

найменшим (10,2 Бк/кг), а найбільшим – у аналогів III групи (17,8 Бк/кг). За питомою активністю радіоцезію в печінці підсвинки I IV груп займають проміжне положення – 13,7-15,7 Бк/кг. Порівняно із найдовшим м'язом спини, концентрація ^{137}Cs в печінці тварин I та II груп виявилася меншою на 31,2-43,0%, тоді як за використання для годівлі свиней підвищених доз сапоніту (5 і 7% від маси концкормів), цей показник виявився більшим на 22,7-22,8%.

Кратність накопичення ^{137}Cs в печінці піддослідних тварин варіювала у межах 0,127-0,187 і виявилася на 5,6-22,6% більшою у підсвинків III і IV (дослідних) груп порівняно з I (контрольною) групою (рис. 3).

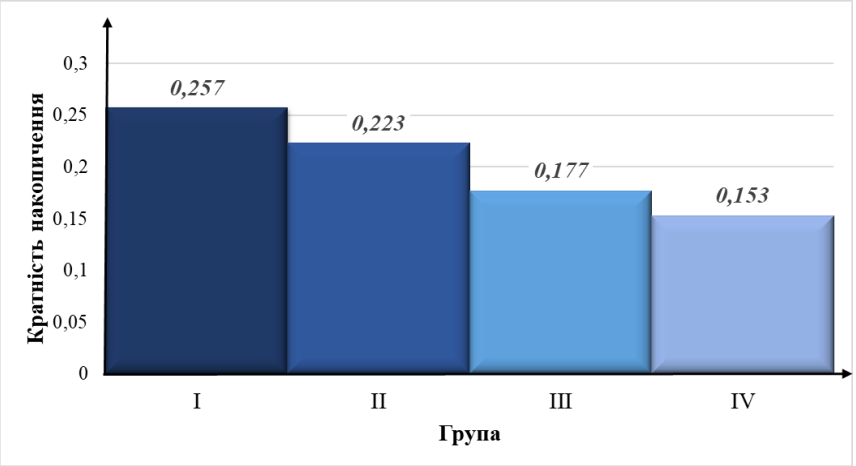


Рис. 3. Кратність накопичення ^{137}Cs в печінці свиней

Враховуючи викладене, можна стверджувати, що використання в складі зерносуміші 3%, 5 і 7% (за масою) природного мінералу сапоніту за відгодівлі молодняку свиней у III зоні радіоактивного забруднення призводить до несуттєвого зниження питомої активності ^{137}Cs у найдовшому м'язі спини та кратності накопичення.

Висновки. Застосування природного мінералу сапоніту в кількості 3%, 5 і 7% за масою концкормів у раціоні молодняку свиней зменшувало питому активність ^{137}Cs у найдовшому м'язі спини на 10,1-35,7%, сприяло зниженню кратності накопичення радіонукліду на 13,2-40,5%. За показником сорбційної ефективності найкращою виявилася доза 7% від маси концентрованих кормів у раціоні.

Список використаних джерел

1. Зубец М. В., Пристер Б. С., Алексахин И. М., Кашпаров В. А. Актуальные проблемы и задачи научного сопровождения производства сельськохозяйственной продукции в зоне радиоактивного загрязнения Чернобыльской АЭС. *Агроекологічний журнал.* 2011. №1. С.5–10.

2. Савчук І. М., Савченко Ю. І., Савченко М. Г. Виробництво тваринницької продукції в зоні техногенного навантаження. Житомир: Рута, 2014. 372 с.

3. Засуха Т. В. Нові дисперсні мінерали у тваринництві. Вінниця: Арбат, 1997. 224 с.

4. Батуревич О. О. Ефективність використання мінералів природного походження в раціоні самиць коропа. *Вісник Полтавської державної аграрної академії.* 2019. №3. С.132-138. https://doi.org/10.31210/visnyk2019.03.17.

5. Smith R. Zeolites present nutritionists with “exciting bad of trieks”. *Fcedstuffs.* 1980. Vol. 52. № 44. P. 9-10.

6. Бурлака В. А., Сукненко Т. М. Детергенти цеоліти та алуніти в раціонах свиней, їх вплив на мінеральний склад продуктів забою. *Вісник Державного агроекологічного університету.* 2005. №1. С.127-133.

7. Pshinko, G., Kobets, S., Bogolepov, A., Goncharuk, V. Treatment of waters containing uranium with saponite clay. *J. Water Chem. Technol.* 2010. Vol. 32. P.10-16. https://dx.doi.org/10.3103/S1063455X10010029.

8. Spivak, V., Astrelin, I., Tolstopalova, N., Atamaniuk, I. Ecological sorbent based on saponite mineral from Ukrainian clay-field. *Chemistry&Chemical Technology.* 2012. Vol. 6. Nr. 4. P.451-457.

9. Высокос Н. П., Солодкий С. Н., Савченко И. Г. Влияние сапонита на состояние радиоактивного загрязнения молока при скармливании лактирующим коровам. *Проблемы сельскохозяйственной радиоэкологии – 10 лет спустя после аварии на Чернобыльской АЭС*: вторая межд. конф., 12-14 июня 1996 г.: тезисы докл. Житомир, 1996. С. 104-105.

10. Савченко Ю. І., Савчук І. М., Савченко М. Г., Приймачук Т. Ю. Використання мінералів-сорбентів при виробництві яловичини в зоні радіоактивного забруднення. *Вісник аграрної науки*. 2004. № 12. С. 46-49.

ВПЛИВ НАСЛІДКІВ АВАРІЇ ЧАЕС НА ЕКОНОМІЧНИЙ ПОТЕНЦІАЛ ЛІСОГОСПОДАРСЬКИХ ПІДПРИЄМСТВ

Пиршін М. І.
аспірант,
Поліський національний університет

Постановка проблеми. Сучасний етап розвитку суспільства має характерну рису щодо постійного зростання техногенного впливу на довкілля, що зумовлюється ірраціональним підходом людей до підприємницької діяльності. Як наслідок, господарська діяльність формує низку глобальних екологічних проблем. Водночас, екологічні проблеми, які створюються різними видами господарської діяльності, неможливо вирішити на рівні національної економіки окремо взятої країни. Економічні збитки від втрат людських життів, погіршення здоров`я і, як наслідок, зниження працездатності населення, що

працює, знищення рекреаційних зон, погіршення умов існування флори і фауни надзвичайно складно вирахувати. Після аварії на ЧАЕС надзвичайно гостро стоїть проблема забруднення лісів, особливо в північних районах нашої країни і Житомирської області. Лісова галузь в цих районах є основним бютжетоутворювачем територіальних громад та забезпечення їх самодостатності. Для місцевого населення ліси також є основним джерелом доходу, а лісогосподарські підприємства переважним місцем працевлаштуванням.

Саме тому з нашої точки зору проблема економічних наслідків забруднення лісів потребує детального розгляду та пошуку шляхів вирішення проблем які виникають в ході діяльності лісогосподарських підприємств на радіаційно забруднених територіях.

Аналіз останніх досліджень та публікацій. Вивчення впливу наслідків аварії ЧАЕС на економічну діяльність лісогосподарських підприємств на сьогодні недостатньо досліджується.

Починаючи з 2016 року коли в Україні було повністю припинено фінансування лісового господарства з Державного бюджету України, зупинилися і наукові дослідження впливу наслідків аварії ЧАЕС на економічний потенціал лісогосподарських підприємств. Це унеможливило виконання в повному обсязі державних завдань щодо ведення лісового і мисливського господарства, охорони і захисту лісів, лісовпорядкування, обліку, інвентаризації, моніторингу лісів, створення захисних лісових насаджень [2].

На складність ситуації, яка виникла в лісовому господарстві на території аварії ЧАЕС в останні роки в основному звертають увагу тільки працівники-практики. Зокрема, Горбик В.М. відмічає, що через відсутність коштів на проведення повторного радіаційного обстеження лісів, на сьогодні наявні лише матеріали радіоактивного обстеження лісів, проведеного ще у 1992 року [1].

У зверненні профспілки працівників лісового господарства відмічається, що відсутність фінансування призвела до призупинення діяльності державних лісогосподарських підприємств з обмеженим природним ресурсом [2].

Саме на сьогодні, вище згадані економічні питання в цій сфері залишаються недостатньо вивченими.

Мета дослідження. У процесі дослідження передбачається оцінити вплив наслідків аварії ЧАЕС на економічний потенціал лісогосподарських підприємств, вивчити теоретичні засади оцінки збитків та визначити підходи до необхідності бюджетного фінансування лісогосподарського комплексу на територіях аварії на ЧАЕС.

Завдання та методика досліджень. Виходячи із мети дослідження завданням роботи є обґрунтування необхідності бюджетного фінансування наслідків впливу аварії ЧАЕС на економічний потенціал лісогосподарських підприємств. В процесі роботи використовувалися методи аналізу, узагальнення та класифікації.

Результати досліджень. Оцінка економічного потенціалу лісових ресурсів в лісогосподарських підприємствах – це грошове вираження їхньої народногосподарської цінності, яка враховує всі витрати на їх відтворення і охорону (поточні та капітальні), а також результат економічної ефективності використання. Оцінка лісових ресурсів за економічними підходами використовується для наступних потреб:

- обґрунтування системи ціноутворення на окремі компоненти лісогосподарської галузі або їх сукупність;
- бюджетування господарської діяльності при використанні лісових ресурсів;
- моделювання державних бюджетних програм економічного і соціального розвитку на рівні держави і територіальних громад.

Цінність лісових ресурсів в умовах ринкової економіки визначається за ціною товарів, які створюються в процесі діяльності підприємств лісогосподарського комплексу.

При цьому до об’єктів вартісної оцінки лісових ресурсів можуть бути віднесені: сукупність компонентів лісових ресурсів, яка формується з деревини, не деревної рослинності, живиці, деревних соків, лісових плодів, тваринного світу, рекреаційних, захисних, охоронних та інших корисних властивостей лісу; земельних ділянок лісогосподарських підприємств; мисливських угідь та медоносних угідь і дикоросів (під якими зазвичай розуміють їстівні плоди, горіхи і насіння рослин, лікарські трави, гриби, кленовий і березовий сік тощо, які виросли в природному дикому середовищі, а не культивовані людиною).

Якість одержаної деревини в зоні аварії ЧАЕС значно впливає на формування і так дуже низький обсяг доданої вартості, що створюється в лісогосподарському комплексі України (табл. 1).

Таблиця 1

Формування доданої вартості в сфері лісогосподарського комплексу на прикладі Польщі та Україні (млрд. дол. США)*

Процеси виробництва	Напрями діяльності	Україна	Польща
Вирубка лісу	Реалізація первинної деревини	0,52	2,42
Первинна обробка деревини	Виробництво продукції	1,97	2,17
	Експорт продукції	1,49	5,12
	Імпорт продукції	0,30	2,01
Вторинна обробка деревини	Виробництво меблів	0,94	13,97
	Експорт меблів	0,63	12,51
	Імпорт меблів	0,32	2,55
Разом		6,17	40,75

* Джерело: Національна економічна стратегія-2030. URL: https://www.kmu. gov.ua/npas/pro-zatverdzhennya-nacionalnoyi-eko-a179

Вартісна оцінка лісових угідь може здійснюватися за двома підходами. Першій підхід є затратна концепція, яка використовується для оцінки незімкнутих лісових культур і молодняків. Цінність таких лісових угідь визначається не споживчою вартістю окремих компонентів лісових ресурсів, а результатами затрат праці на їх відтворення. При визначені споживчої вартості окремих компонентів лісових ресурсів із зростанням віку лісових насаджень виникає об`єктивна необхідність здійснювати їх переоцінку. При цьому використовуються не за затратами суспільної праці на відтворення, а величина одержаного економічного ефекту, який дає той чи інший компонент, тобто одержаний потенціал.

Вартість запасів деревини у лісі на окремих ділянках розраховується за допомогою урахування:

- ціни лісопродукції, яку можна одержати з деревини;
- витрат, що формують повну собівартість лісопродукції, яка буде виготовлена з деревини в лісі;
- транспортних витрат на доставку лісопродукції в пункт реалізації;
- необоротних і оборотних активів, що необхідні на заготівлю лісопродукції в лісі та її транспортування у пункт реалізації;
- банківського відсотку при залучені лісогосподарським підприємствами кредитних ресурсів.

При розрахунку економічних збитків, які були завдані лісогосподарським підприємствам внаслідок аварії на ЧАЕС, слід користуватися наявними нормативно-правовими документами. Нормативно-правові документи передбачають, що загальний обсяг збитків від наслідків надзвичайних ситуацій розраховується як сума основних локальних збитків. При цьому основні види збитків визначаються для кожного типу та виду надзвичайних ситуацій залежно від їх рівня. Водночас, для розрахунку збитків визначено нормативний перелік заподіяних або очікуваних збитків залежно від рівня надзвичайних ситуацій. Цей перелік необхідно обов`язково враховувати у практичних розрахунках [3].

В загальному до основних економічних збитків, які завдаються лісогосподарським підприємствам внаслідок аварії на ЧАЕС можна віднести:

- витрати від пошкодження майнових необоротних та оборотних активів та одержаної продукції;
- припинення підприємницької діяльності і, як наслідок, неодержання можливої продукції;
- втрати корисних властивостей лісу.

Наслідки аварії відчутно впливають на бюджет лісогосподарських підприємств в яких введено спеціальний режим ведення лісового господарства. Лісогосподарські підприємства внаслідок аварії недоотримують прибуток від ведення лісового господарства, тому що попит на деревину з зон забруднення низький. Таким чином, кожного року аварія завдає збитки лісогосподарським

підприємствам, територіальним громадам, населенню і державі. Одержані збитки потребують відповідного фінансування на розвиток лісогосподарської галузі в зоні аварії ЧАЕС.

Висновки. Проаналізувавши наслідки яких завдала аварія на ЧАЕС лісовому господарству, можна зробити висновок: підприємства лісового господарства зазнали економічний втрат, тому що попит на деревину з зони відчуження низький, внаслідок цього держава та місцеві бюджети недоотримують кошти.

Список використаних джерел

1. Горбик В.М. Проблеми та напрями вдосконалення державної політики управління збалансованим розвитком лісогосподарського потенціалу регіонів. URL: https://cutt.ly/vx85Adk

2. Звернення профспілки працівників лісового господарства до прем'єр-міністра України. URL: https://www.openforest.org.ua/157129/

3. Методика оцінки збитків від наслідків надзвичайних ситуацій техногенного і природного характеру: Постанова Кабінету Міністрів України № 175 від 15 лютого 2002 р. URL: // http: //zakon.rada.gov.ua

АКТИВНІСТЬ ҐРУНТОВОЇ МІКРОФЛОРИ ЗА РІЗНИХ РІВНІВ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ

Іллєнко В. В.
кандидат біологічних наук,
Національний університет біоресурсів і природокористування України
Волкогон І. В.
аспірант,
Національний університет біоресурсів і природокористування України
Клепко А. В.
кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник, Національний університет біоресурсів і природокористування України
Лазарєв М. М.
кандидат біологічних наук, доцент,
Національний університет біоресурсів і природокористування України
Гудков І. М.
доктор біологічних наук, професор,
Національний університет біоресурсів і природокористування України

Постановка проблеми. Ліквідація наслідків масштабної радіаційної аварії на Чорнобильській АЕС, що сталася 35 років тому в Україні, наглядно показала не лише реальну небезпеку від «мирного» атому, але й довела, що людству не лишається вибору у тому, що жити доводиться з постійною присутністю у навколишньому середовищі надлишкових кількостей штучних радіонуклідів. За цей час накопичений величезний досвід, зокрема науковий, щодо розробки та

проведення практичних протирадіаційних заходів. На міжнародних Чорнобильських форумах доведено, що дози опромінення населення за допомогою таких заходів знижені удвічі. Завдяки неймовірних зусиль у гострий період розвитку аварії не було допущено перевищення аварійних доз опромінення населення м. Прип'ять і майже 100 населених пунктів зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення. Тобто у практичному застосуванні наукових знань, що були накопичені у доаварійний період, було досягнуто великих успіхів. Щодо фундаментальних досліджень, то слід відмітити, що не дивлячись на намагання багатьох наукових центрів і провідних науковців, досягнення у цьому плані більш скромні. Причиною тому є не лише прорахунки напрямів досліджень, але й у тому, що багато часу було приділено саме практичній роботі, спрямованій на захист населення. Методичні фундаментальні дослідження з впливу радіаційного фактору на окремих представників біоти, у тому числі мікробіоти, навіть у зоні відчуження проводяться дуже в обмеженому об'ємі і поки ще не систематизовані й не гармонізовані методично. За останній час у біологічній науці відбувся певний методичний прорив у глибину біологічних процесів, що досліджуються на молекулярному й генетичному рівні, та дозволяють спостерігати за змінами в організмі у наслідок впливу мінімальних негативних навантажень на біоту. До сьогоднішнього часу немає однозначної відповіді на проблему впливу малих доз радіації на біоту, а саме за таких умов проживають сьогодні люди на територіях, забруднених штучними радіонуклідами після аварій на Чорнобильській АЕС і АЕС «Фукусіма. Не дивлячись на накопчений досвід ліквідації радіаційних аварій передчасно вважати проблему радіаційного забруднення довкілля вирішеною. Саме тому пропонується розширити фундаментальні дослідження, що спрямовані на виявлення закономірностей у стані целюлозоруйнуючої мікрофлори на радіоактивно забруднених територіях Українського Полісся та оцінку їх ґрунтоутворювальної активності, використовуючи радіоактивно забруднену територію як полігон до фундаментальних досліджень.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Вивчення стану мікробіоти на радіоактивно забруднених територіях (у тому числі з великим радіаційним навантаженням) знаходиться на початковому рівні, навіть не зважаючи на інтенсивний розвиток таких досліджень після радіаційної аварії у Японії групою дослідників з Університету Токіо під керівництвом професора Т. Такахаші (Tadao Takahashi). Слід відмітити, що в Україні спробу дати комплексну оцінку стану мікробного ценозу в ґрунтах, забруднених радіонуклідами внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС, було здійснено З.В. Калашніковою та ін. (1996), Л. В. Григор'євою та ін. (1999). Вони визначали чисельність певних груп мікроорганізмів: аутохтонну й алохтонну мікрофлору, серед яких, головним чином, були представлені амоній - та нітрифікатори [1, 2]. Було відзначено

зменшення кількості фізіологічних груп мікроорганізмів при збільшенні щільності забруднення понад 10 Кі/км^2 (555 кБк/м^2). І.К. Кравченко та ін. (1999) реєстрували значне зниження кількості ґрунтових бактерій у забруднених радіонуклідами ґрунтах, яке позитивно корелювало зі зменшенням радіусу віддалення до ЧАЕС [3].

У світі дослідження спрямовані в основному на вивчення потенціалу мікроорганізмів щодо перетворення фізико-хімічних форм радіоактивних речовин. Так, велику увагу приділяють мікроорганізмам, виділеним з уранових шахт, та інших природних середовищ з підвищеним вмістом радіонуклідів. Провідною науковою групою є Ейвері та співавтори, зусиллями яких було зібрано і детально описано різні шляхи фізико-хімічного перетворення сполук цезію і урану, що відбуваються під дією мікробіоти. Поряд з мікроорганізмами, істотний вплив на руйнування сполук целюлози мають мікроміцети. Вплив підвищених доз іонізуючого опромінення на метаболізм на мікроміцети і зміни в популяціях була детально досліджена групою Н. М. Жданової, а пізніше і Т .І. Тугай. Дослідники показали підвищення синтезу меланіну, радіотропізм та стимуляцію розвитку мікроміцетів під впливом іонізуючого випромінювання [4, 5].

Мета, завдання та методика досліджень. Метою даної роботи було вивчення стану целюлозоруйнуючої мікрофлори радіоактивно забруднених ґрунтів Українського полісся та оцінка її активності.

Для реалізації мети були поставлені наступні завдання:

1. У зоні відчуження і зоні безумовного (обов'язкового) відселення ЧАЕС відібрати експериментальні полігони з врахуванням необхідності існування градієнту за радіоактивним забрудненням, відповідно дозовим навантаженням на мікрофлору та провести їх радіологічне обстеження.
2. Виміряти активність радіонуклідів у ґрунті відібраному з полігонів. Розрахувати поглинуті дози іонізуючого опромінення ґрунтової мікрофлори на обраних експериментальних майданчиках.
3. Закласти рослинний матеріал для визначення целюлозоруйнуючої активності мікрофлори при різни рівнях радіонуклідного забруднення.

У відібраних пробах ґрунту активність ^{137}Cs визначали за допомогою γ-спектрометрії, ^{90}Sr та TUE виділяли з проб за допомогою радіохімічних методів, а їх активності потім вимірювали шляхом β- та α-спектрометрії відповідно. Для визначення швидкості процесів розкладання органічної речовини мікрофлорою використано стандартизований у світовій практиці метод Tea Bag Index (TBI) [6]. Суть методу полягає у використанні чайних пакетиків TM Lipton двох видів – зеленого чаю (EAN8722700055525 або EAN8714100770542) та ройбушу (EAN8722700188438), як стандартизованого рослинного матеріалу. Дозового навантаження на біоту визначили за допомогою сучасного програмного

забезпечення, валідованого ICRP – BiotaDC. Активність мікробіологічних процесів та загальну чисельність мікроорганізмів у ґрунті визначали за загальноприйнятими мікробіологічними методами.

Результати досліджень. Для проведення досліджень ми обрали дві дослідні ділянки – перша на межі з зоною Відчуження (Народицький район, Житомирська область) та друга безпосередньо в зоні Відчуження поблизу АЕС. Обидві ділянки характеризуються достатньо значимим градієнтом радіонуклідного забруднення та мають ґрунт однорідний за агрохімічними показниками. На першому полігоні обрано три точки з питомою активністю ґрунту за ^{137}Cs – 600±45, 2900±80, 4600±110 Бк/кг і за ^{90}Sr – 33±4, 180±15, 270±12 Бк/кг відповідно. На другому полігоні, що розташований у зоні відчуження, на відібраних мікромайданчиках питома активність ґрунту за ^{137}Cs складала: 25000±2000, 170000±1500, 490000±1000 Бк/кг відповідно. Також була порахована потужність поглинутої дози для мікроорганізмів на обох ділянках – 0,20; 1,00; 1,57 та 12,79; 137,44; 226,84 мкГр/год відповідно.

На момент підготовки матеріалів до публікації були отримані перші результати активності целюлозоруйнуючих мікроорганізмів у радіоактивно забрудненому ґрунті для першої ділянки (Народицький район, Житомирська область). Так, розраховані коефіцієнти S та k для зразків чаю, що були в ґрунті 88 днів при найнижчій активності радіоактивних ізотопів складають 0,588±0,020 та 0,0105±0,0026, при середній активності – 0,494±0,001 та 0,0175±0,0059, та при найвищій активності – 0,474±0,002 та 0,0110±0,0004 відповідно.

Також для першої ділянки проведений облік чисельності мікроорганізмів на різних селективних середовищах. Чисельність представників усіх еколого-трофічних груп мікроорганізмів (ґрунтовому агарі, середовищі Чапека, Імшенецького-Солнцевої, Муромцева, Ешбі та Гільтая) є найвищою у варіанті з найвищою радіоактивністю (за виключенням амоніфікаторів). На другому місці за чисельністю більшості досліджених мікроорганізмів – варіант з найнижчою радіоактивністю і найменшу чисельність відмічено для варіанту з проміжною радіоактивністю.

Найвищу активність біологічних процесів (емісія CO_2, потенційна активність денітрифікації, потенційна активність азотфіксації, співвідношення N_2O/CO_2) спостерігали у зразку з найвищим рівнем радіонуклідного забруднення. У пробі з середнім рівнем забруднення відмітили найменшу активність процесів. Складається враження, що у варіанті середнім рівнем радіонуклідного навантаження процеси або приглушені, або ж у варіанті з найвищим рівнем забруднення вони стимулюються. Варіант з найнижчим рівнем забруднення радіонуклідами займає проміжне положення, проте більшою мірою наближається до варіанта з середнім рівнем забруднення.

Висновки. Отже, зафіксовані зміни коефіцієнтів целюлозолітичної активності мікрофлори (TBI) підтверджують вплив іонізуючого випромінювання на активність мікрофлори ґрунту. Найвищу активність розкладання зафіксовано на ділянці з найвищим рівнем радіонуклідного забруднення. Також для цієї ділянки відмічена найвища чисельність усіх груп мікроорганізмів та значна активність біологічних процесів. Разом з тим ці процеси потребують подальшого дослідження, зокрема аналізу зразків з другої ділянки зі значно вищими рівнями забруднення.

Список використаних джерел

1. Григор'єва Л.В., Корчак Г.И., Єрусалимска Л.Ф. Вплив різних рівнів радіаційного забруднення ґрунту на індикаторні та патогенні мікроорганізми. *Довкілля та здоров'я.* 1999. № 1. С. 53–56.

2. Калашникова З.В., Корчак Г.И., Карачев И.И. та ін. Оценка доступности радионуклидов растениям при разных условиях жизнедеятельности микробиоценозов почвы. *Проблемы Чернобыльской зоны отчуждения.* 1996. Т. 3. С. 168–174.

3. Кравченко И. К., Семенов А.М., Дедыш С.Н. та ін. Анализ природных популяций микроорганизмов в почвах, подвергнутых воздействию аварии на ЧАЭС. *Биоиндикация радиоактивных загрязнений*. 1999. С. 313–322.

4. Жданова Н.Н., Василевская А.И., Захарченко В.О. Микромицеты почв, загрязненных в результате чернобыльской катастрофы, и их вклад в процессы миграции радионуклидов. *Биоиндикация радиоактивных загрязнений*. М. : Наука, 1999. С. 352–356.

5. Тугай Т.И., Жданова Н.Н., Желтоножский В.А. та ін. Ответные реакции грибов, выделенных из различных по уровню радиоактивного загрязнения помещений объекта "укрытие", на действие ионизирующего излучения. *Збірник наукових праць інститут ядерних досліджень*. 2005. С. 128–136.

6. Keuskamp, J.A., Dingemans, B.J.J., Lehtinen, T., Sarneel, J.M. and Hefting, M.M. (2013), Tea Bag Index: a novel approach to collect uniform decomposition data across ecosystems. Methods Ecol Evol, 4: 1070-1075. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12097

Дякуємо Національному фонду наукових досліджень за підтримку у проведенні вказаного напрямку наукового пошуку.

ПЕРСПЕКТИВИ ВИКОРИСТАННЯ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ ЗЕМЕЛЬ В ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ В УМОВАХ ВІДКРИТТЯ РИНКУ ЗЕМЛІ

Данкевич Є. М.
доктор економічних наук, професор
Данкевич В. Є.
доктор економічних наук
Поліський національний університет

Постановка проблеми. Земельна реформа для України є вкрай важливою та спрямованою на пошук ефективного землекористувача, вирішення соціальних проблем сільських територій та покращення добробуту сільського населення. За увесь період реформування, що триває вже майже три десятиліття, так і не вдалося поєднати в одній особі ефективного власника землі і землекористувача, підвищити ефективність землекористування, забезпечити науково обґрунтоване використання земельних ресурсів.

Наразі є близько 7 млн власників земельних паїв та понад 48 тисяч агроформувань, що здійснюють сільськогосподарську діяльність [4]. Водночас, сільськогосподарські паї так і не стали тим ключовим ресурсом аграрного сектора економіки, який би сприяв економічному розвитку сільських територій та підвищив би благополуччя їх власників. Наразі значні сподівання є на завершення земельної реформи, відкриття ринкового обігу сільськогосподарських угідь та залучення інвестицій у аграрний сектор [9].

Завершення земельної реформи очікують також неподалік від Чорнобильської АЕС у зоні відчуження. Місцеві жителі сподіваються отримати можливість розвивати сільське господарство та змінити статус земель, які наразі вважаються радіоактивними та мають законодавчі обмеження щодо їх використання [1,5].

Метою дослідження є окреслення перспектив використання сільськогосподарських земель в зоні відчуження в умовах відкриття ринку землі.

Методологічною основою дослідження стали загальноекономічні засади системного вивчення специфіки сільськогосподарського землекористування в умовах запровадження ринку землі. Визначення основних проблем дослідження та шляхів їх розв’язання засновано на комплексному підході опрацювання наукових доробок вітчизняних і зарубіжних вчених, вивчення аспектів розвитку земельних відносин, нормативно-правових актів та законопроектів щодо відчуження або передачі у приватну власність земельних ділянок.

Результати дослідження. З метою дослідження специфіки використання сільськогосподарських угідь в умовах відкриття ринкового обігу земель у Поліському національному університеті на базі програмного середовища

ArcGIS, використовуючи сучасний інструментарій, зокрема космічні та геоінформаційні інструменти і технології, проведено соціологічне дослідження.

Фокус даного дослідження сконцентровано на питанні специфіки використання сільськогосподарських земель в умовах відкриття ринку землі. У результаті проведеного соціологічного дослідження опитано 1381 респондент (1325 респондентів з Житомирської області), 1171 з яких є землевласниками та мають земельні паї (рис.1).

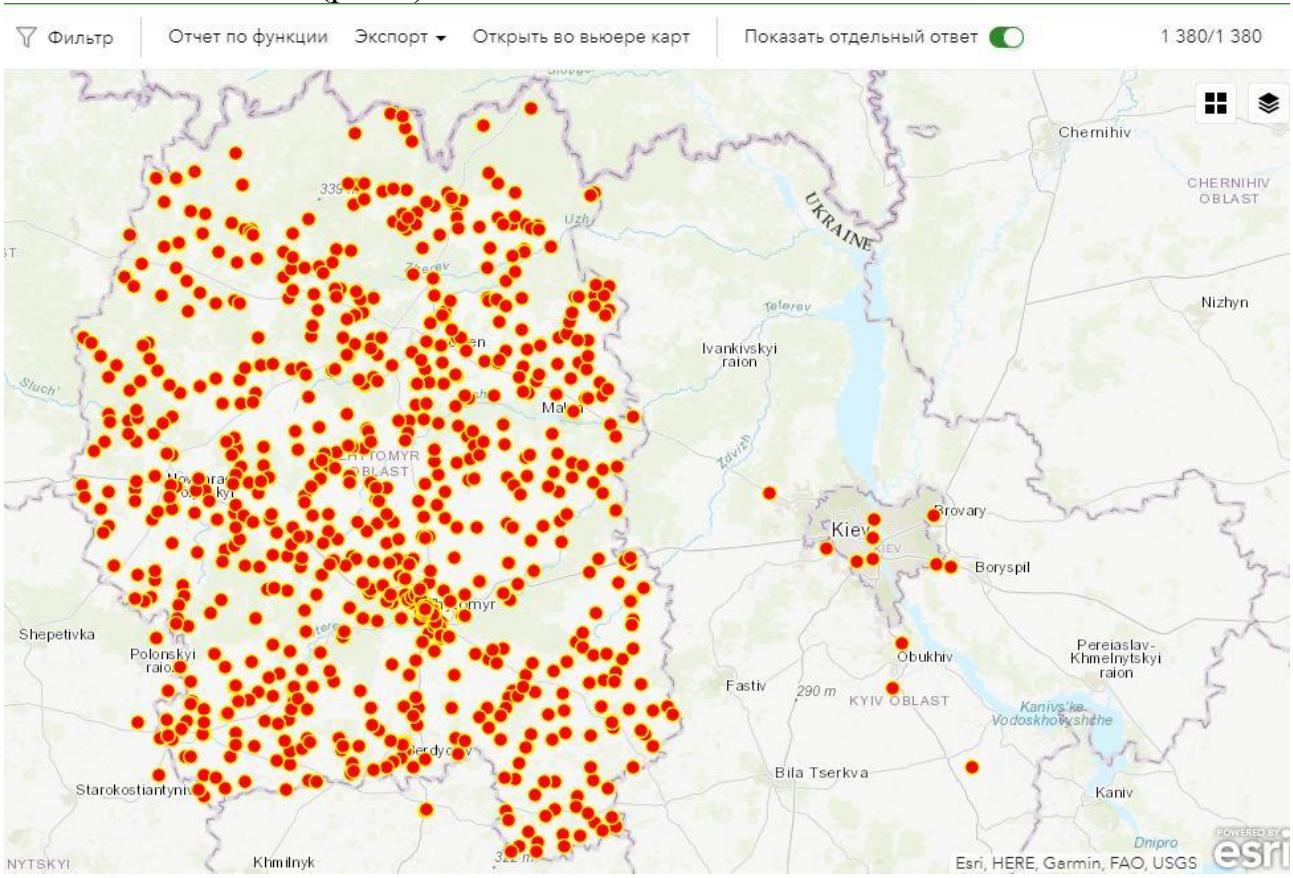


Рис. 1. Вибірка респондентів соціологічного опитування власників земельних паїв Житомирської області

Проведене дослідження дозволило встановити, що середній розмір земельних паїв в Житомирській області становить 2,76 га. У результаті проведеного соціологічного дослідження встановлено, що більшість родин Житомирської області власні земельні паї здають в оренду (66 %). Частина землі використовується самостійно власниками (10 %), а 14 % респондентів частину землі використовують самостійно і частину здають в оренду [4]. У природно-кліматичній зоні Лісостепу більш родючі сільськогосподарські угіддя, тому вони користуються кращим попитом в орендаторів (рис. 2).

Аналізуючи наміри землевласників щодо використання земельних паїв в Житомирській області в умовах відкриття ринкового обігу сільськогосподарських угідь встановлено, що у районах з низьким станом матеріального забезпечення населення (Романівський, Черняхівський,

Олевський, Пулинський та Лугинський райони) 26% власників земельних паїв мають намір їх продати (рис. 3).

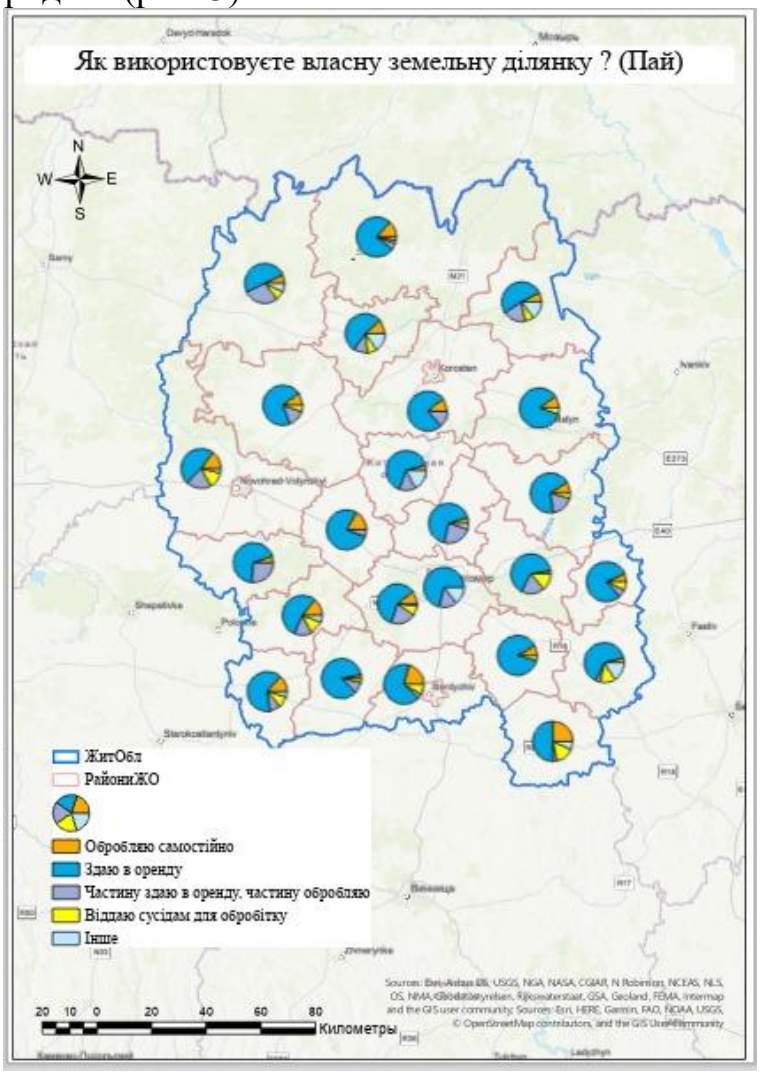


Рис. 2. Стан використання земельних паїв Житомирської області

Відповідно наявних даних обстеження ґрунтів, значні площі орних земель у зоні Полісся мають низьку родючість ґрунтів. Враховуючи вищезазначене, ефективність сільськогосподарського виробництва у даному регіоні нижча (Олевський, Малинський, Лугинський райони). Встановлено, що в окремих районах Житомирської області виявлено земельні паї, які залишаються поза сільськогосподарським обробітком, що також зумовлено віднесенням даних територій до другої зони відчуження.

Друга зона радіоактивного забруднення, а саме територія в радіусі 120-140 км від ЧАЕС, в яку потрапили і райони Житомирської області, підлягає безумовному відселенню. Вищезазначене зафіксовано у відповідних нормативно правових документах [2,4,7].

Відповідно до наявних нормативно-правових актів, офіційно у районах, які потрапили до другої зони радіоактивного забруднення не можна вести

сільськогосподарську діяльність [6]. Водночас, на даній території значна кількість населених пунктів, де залишилися люди. Сільськогосподарські угіддя навколо даних населених пунктів обробляються місцевими сільськогосподарськими та фермерськими господарствами, які виробляють та реалізують власну продукцію [8].

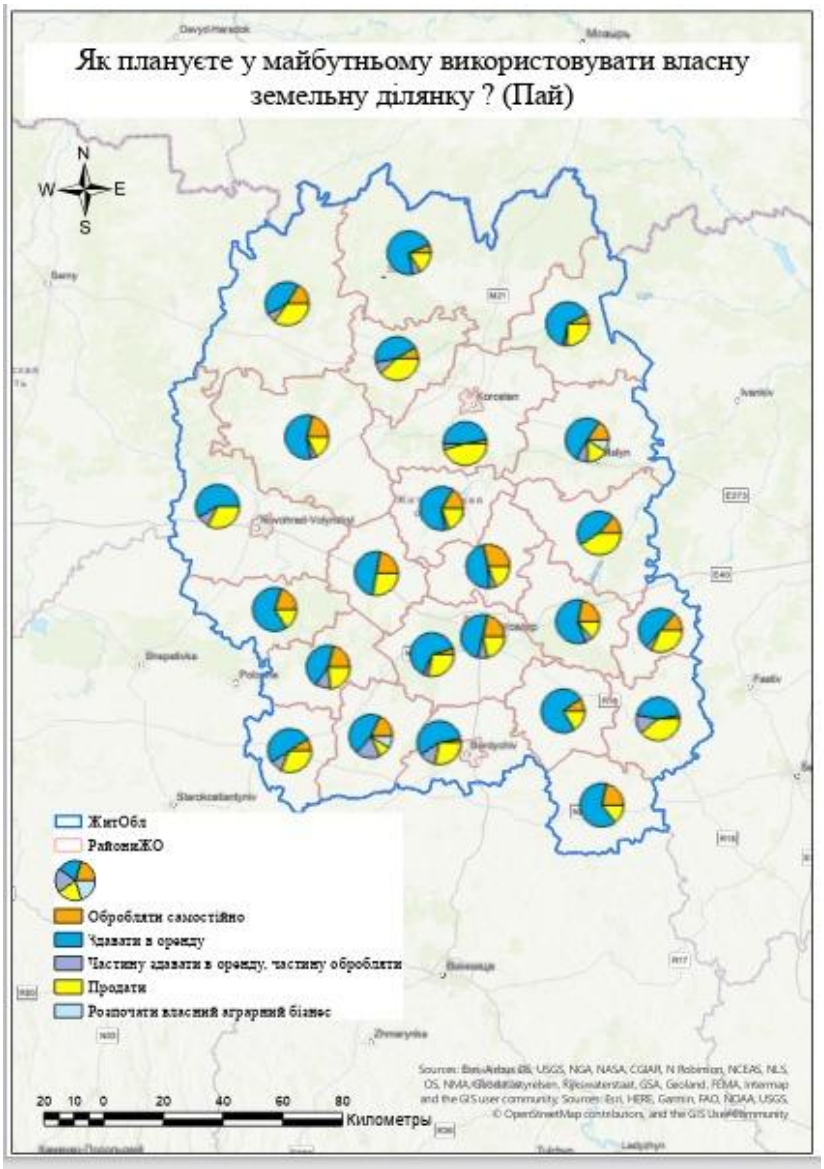


Рис. 3. Наміри щодо використання земельних паїв в Житомирській області в умовах відкриття ринкового обігу сільськогосподарських угідь

Частина з мешканців даних районів змогла отримати у результаті розпаювання земельні паї, водночас враховуючи статус другої зони відчуження наразі можуть здавати дані паї лише в оренду. І навіть при відкритті ринкового обігу земель чинне законодавство заборонятиме їм здійснювати відчуження цих паїв. Щоб змінити статус даних земель потрібно провести відповідні екологічні дослідження стану земель та внести зміни у чинне законодавство.

Висновки. Використання сільськогосподарських земель в Україні наразі не є ефективним та екологічно збалансованим. Земельна реформа, яка спрямована на пошук ефективного землекористувача, вирішення соціальних проблем сільських територій та покращення добробуту сільського населення, так і не завершена.

Проведені дослідження на прикладі Житомирської області показали, що значна частка родин Житомирської області власні земельні паї здають в оренду (66 %). Сільськогосподарські угіддя зони Полісся мають низьку природну родючість ґрунтів, що суттєво впливає на ефективність сільськогосподарської діяльності (Олевський, Малинський, Лугинський райони). Як наслідок, в окремих районах Житомирської області виявлено земельні паї, які залишаються поза обробітком, що також зумовлено віднесенням даних територій до другої зони відчуження.

Власники земельних паїв зони відчуження очікують завершення земельної реформи. Місцеві жителі сподіваються отримати можливість розвивати сільське господарство та змінити статус земель, які наразі вважаються радіоактивними. Відповідно до земельного кодексу сільськогосподарські угіддя зон відчуження та безумовного відселення, що зазнали радіоактивного забруднення внаслідок аварії на ЧАЕС не можуть передаватись у приватну власність.

Список використаних джерел

1. Булигін С.Ю. Щодо програми безпечного ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених радіонуклідами внаслідок Чорнобильської катастрофи. Вісник аграрної науки. 2012. № 5. С. 53–57.
2. Галич М.А. Агроекологічні основи використання земельних ресурсів Житомирщини. Житомир: Волинь, 2004. 181 с.
3. Данкевич Є. М., Данкевич В.Є. Екологічні особливості ведення сільськогосподарського виробництва на забруднених радіонуклідами територіях з використанням японського досвіду Вісн. ЖНАЕУ. 2016. № 1 (55). т. 3. С. 24–37.
4. Житомирщина. Інвестиційний портал [Електронний ресурс]. Режим доступу: http://www.zt-invest.org/index.php?option=com_content&view
5. Комплексна програма розвитку сільського господарства Житомирської області у 2009–2010 роках та на період до 2015 року. М. М. Дейсан. Житомир: Рута, 2009. 304 с.
6. Ліга: Закон [Електронний ресурс]. Режим доступу: http://www.ligazakon
7. Наукові основи агропромислового виробництва в зоні Полісся і західного регіону України / редкол. В. М. Зубець та ін. К.: Аграрна наука, 2010. 944 с.
8. Національна доповідь України “25 років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього”. К.: КІМ, 2011. 395 с.
9. Togamura Y. Reducing radionuclide contamination of forage crops. Intern. Sci. Sympos. on Combating Radionuclide Contamination in Agrosoil Environment (Japan, Fukushima, 8–10 March 2012). Materials. Tokyo : MAFF, 2012. P. 319–328

МАТЕМАТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ ЯК ЗАСІБ РЕАБІЛІТАЦІЇ РАДІАЦІЙНО ЗАБРУДНЕНИХ АГРОЛАНДШАФТІВ

Чоботько Г. М.
доктор біологічних наук, професор
Райчук Л. А.
кандидат сільськогосподарських наук
Швиденко І. К.
кандидат сільськогосподарських наук
Інститут агроекології і природокористування НААН

Постановка проблеми. Впродовж 35 років, що пройшли після аварії на Чорнобильської АЕС, відбувся перерозподіл умісту радіонуклідів у компонентах різних екосистем та, відповідно, продуктах харчування мешканців постраждалих регіонів. Унаслідок припинення проведення науково-обґрунтованих контрзаходів радіоекологічна ситуація на Поліссі залишається доволі складною. Впродовж післяаварійного періоду було виконано велику кількість наукових досліджень міграції радіологічно значущих радіонуклідів у різних типах ґрунтів. Поряд із тим, комплексній оцінці винесення полютантів із сільськогосподарською продукцією з агроландшафтів різних типів приділено недостатньо уваги. Ця інформація вкрай важлива для оцінювання можливості реабілітації радіаційно забруднених земель та розроблення стратегії реабілітації постраждалого регіону, в т. ч. шляхом відновлення повномасштабного агропромислового виробництва. Зважаючи на значні об’єми накопиченої за післяаварійний період інформації, вирішувати вказану проблему доцільно методами математичного моделювання.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Питанню математичного моделювання міграції радіонуклідів у наземних екосистемах присвячено низку досліджень як вітчизняних [3, 8], так і закордонних науковців [2, 7–8, 10–12], але у переважній більшості із них проблема розглядають невеликі адміністративні території чи цілком конкретні умови. Окрім того, за основу цих робіт взято дані моніторингу щонайменше 15–20 – річної давнини. Останні вітчизняні способи реконструкції та прогнозу забруднення екосистеми радіонуклідами [4, 6] містять деякі недоліки, як то врахування відносно незначної кількості чинників, які впливають на міграцію радіонукліду в межах певної екосистеми, що пояснюється об’єктивною складністю модельованих екосистем, а також обмеження лише певним типом екосистем без урахування міжекосистемної міграції радіонукліду. У деяких випадках витрата людино-годин та коштів для отримання вихідних даних є доволі значною [5].

Мета, завдання та методика досліджень. Метою дослідження було розробити математичну модель винесення ^{137}Cs з агроландшафтів Українського Полісся у віддалений період після аварії на ЧАЕС, яка б дала змогу планувати

проведення протирадіаційних заходів і, як результат, розробити стратегію реабілітації радіоактивно забруднених земель і відродження агропромислового виробництва на радіоактивно забруднених територіях. Для реалізації мети було поставлено такі основні завдання: дослідити перерозподіл ^{137}Cs в елементах агроландшафтів; оцінити ступінь радіоактивного забруднення сільськогосподарської продукції; виявити особливості винесення ^{137}Cs з агроландшафтів різних типів; розробити математичну модель винесення ^{137}Cs з агроландшафтів Полісся.

У моделі ми розглядали агроландшафт досліджуваного регіону як сукупність чотирьох макрокомпартментів (екосистем), що є елементами модельованого агроландшафту: «лісова екосистема», «польова екосистема», «лукопасовищна екосистема» та «садова екосистема». Кожен із них має власну структуру і кілька підтипів залежно від особливостей міграції ^{137}Cs його мікрокомпартментами. Основними ґрунтами у нашій моделі є: дерново-слабопідзолисті та дерново-середньопідзолисті, лугові та дернові, торфово-болотні та торфовища. Інформацію для побудови концептуальної моделі міграції радіонуклідів у лісових екосистемах було отримано з досліджень [2, 7–8, 10–12] та результати проведених нами досліджень на території Київської, Житомирської, Чернігівської, Рівненської та Волинської областей, розпочаті у 1993 р. Як додаткові джерела інформації були використані дані наукової літератури, матеріали, отримані з лісгоспів, Державної агенції лісових ресурсів України, місцевих державних адміністрацій. Математична формалізація моделі має вигляд системи лінійних диференціальних рівнянь першого порядку зі сталими коефіцієнтами. Комп'ютерну реалізацію моделі було виконано в математичному пакеті MAPLE (version 10).

Результати досліджень. За ступенем зменшення накопичення радіонуклідів у рослинах ґрунти можна розташувати у такій послідовності: дерново-підзолисті супіщані, дерново-підзолисті суглинкові, сірі лісові, чорноземи і т.д. Перезволожені луки і пасовища, лісові масиви, а також агроекосистеми на органогенних ґрунтах є найбільш критичними екосистемами з погляду рівня винесення радіонуклідів із продукцією і мають важливий вплив на спряжені ландшафти. Так, залежно від характеристик ґрунту, вміст ^{137}Cs в рослинах може змінюватися в середньому в 10–15 разів [2]. Встановлено, що відносний вміст радіонуклідів в основній і побічній сільськогосподарській продукції визначається, перш за все, їхніми ботаніко-біологічними особливостями, але залежить і від умов вирощування. Надходження ^{137}Cs у травостій на луках і пасовищах визначається характером їх розподілу у ґрунтовому профілі та особливостями будови дернини. Щодо лісових екосистем, то тут теж особливості виносу радіонуклідів залежать від видових особливостей рослин. Серед компонентів лісових екосистем найвищим накопиченням ^{137}Cs характеризуються гриби (25,1–296,1 кБк/кг) та лишайники (32,3–44,1 кБк/кг).

Типовий агроландшафт регіону характеризується мозаїчним поширенням полів серед деревної рослинності, диференційованим вирощуванням сільськогосподарських культур, інтенсивним застосуванням мінеральних добрив і засобів захисту рослин. Він може бути умовно поділений на субландшафти: польовий, лукопасовищний і садовий. Однак, доцільно розглядати агроландшафт як сукупність взаємопов'язаних і взаємозалежних агроекосистем і природних екосистем, що мають безпосередній вплив одна на одну і перебувають у постійній взаємодії. Встановлено, що, окрім спільних для усіх критичних екосистем Українського Полісся чинників, які впливають на інтенсивність переходу ^{137}Cs в рослини (характеристики ґрунтів та фітоценозів), для лісових екосистем істотний вплив мають гриби та лишайники, для лукопасовищних – характеристики дернини, вид та інтенсивність використання, для польових – особливості агротехнологій. Окремо слід виділити садові екосистеми, оскільки вони, на відміну від лісових насаджень, передбачають застосування агрозаходів та систематичне винесення ^{137}Cs з урожаєм [1]. Використовуючи особливості та показники швидкості переходу ^{137}Cs між блоками досліджуваних агроландшафтів Українського Полісся у віддалений період після аварії на ЧАЕС ми розробили математичну модель винесення ^{137}Cs поза межі агроландшафтів різних типів регіону Українського Полісся. В основу моделювання агроландшафтів покладено біогеохімічний цикл, в якому враховано горизонтальні і вертикальні потоки радіонукліду. Ми відштовхувалися від припущення, що відповідні контрзаходи проводились постійно і у повному обсязі. Модель здатна працювати у різних математичних пакетах програм і тому розрахована на широке коло користувачів. Верифікація моделі шляхом обрахунку відповідних статистичних показників показала відсутність *упередженості при оцінюванні* та високу точність прогнозів**.**

Розроблену модель записано у вигляді системи звичайних диференціальних рівнянь типу:

$$\frac{dQ_i}{dt} = \sum_{\substack{i,j=1 \\ i \neq j}}^{N} (a_{ji} Q_j + a_{ij} Q_i) + F_i(t) - \lambda Q_i$$

де індекс j – номер компартмента, в який направлено потік ^{137}Cs; індекс i – номер компартмента, з якого цей потік витікає; $F(t)_i$ – надходження ^{137}Cs у компартмент i ззовні за одиницю часу (Бкм$^{-2}$t^{-1}); $Q_i(t)$ – вміст ^{137}Cs у компартменті з номером i (Бк/м^2); α_{ji} - ймовірність переходу ^{137}Cs із компартменту j в компартмент i за одиницю часу (t^{-1}); λ – швидкість напіврозпаду ^{137}Cs [9].

У моделі зберігається експоненційна тенденція до повільного спаду вмісту ^{137}Cs в усіх її компартментах (рис.). Відмінною рисою моделі є врахування в польовій, садовій та лукопасовищній екосистемах обробітку ґрунту, внесення добрив та поливу.

На відміну від лісу, у компартментах садової екосистеми вміст ^{137}Cs сягає свого максимуму на кілька років раніше, що можна пояснити, в першу чергу, відсутністю підстилки та підліску, які традиційно зменшує темпи міграції забруднювача у ґрунт. Також застосування агротехнічних заходів уповільнюють надходження ^{137}Cs у компартмент «Дерево». Моделювання підкомпартменту лукопасовищних екосистем передбачає періодичне поліпшення луків. Максимум забруднення радіонуклідом сільгоспкультур у підкомпартменті «Польова екосистема» простежується у перші вісім років після аварії, що пояснюється початком активного надходження ^{137}Cs не лише аерально, але і з ґрунту.

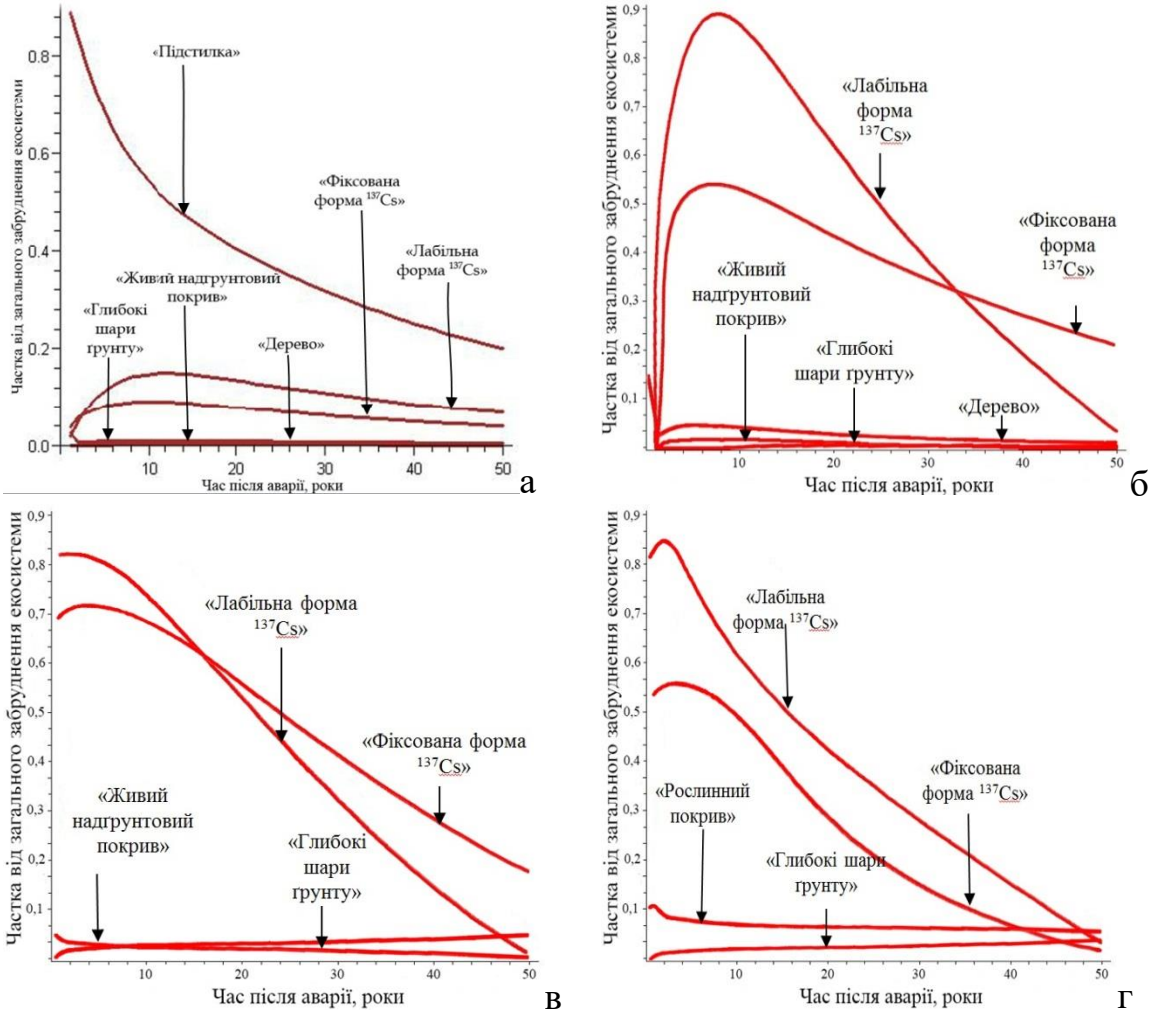


Рис. Динаміка забруднення ^{137}Cs компартментів екосистем: а – лісової; б – садової; в – лукопасовищної; г – польової

Висновки. Основними відмінностями створеної математичної моделі винесення ^{137}Cs з основних агроландшафтів Українського Полісся є: використання актуальних показників переходу радіонукліду з ґрунту в рослини, урахування антропогенного впливу на агроекосистеми, а саме протирадіаційні заходи (удобрення, обробіток ґрунту, полив, поліпшення пасовищ і луків),

виокремлення садових екосистем в окремий компартмент.

Відповідно до аналізу результатів моделювання, найбільш радіологічно небезпечними, з погляду винесення ^{137}Cs з продукцією, є лісові масиви, перезволожені луки і пасовища, а також баштани на органогенних ґрунтах. У віддалений період після аварії на ЧАЕС без здійснення системи спеціальних контрзаходів на забруднених радіонуклідами землях ризик отримання сільськогосподарської продукції, вміст радіонуклідів у якій перевищуватиме чинні гігієнічні нормативи, зберігатиметься ще впродовж десятиліть. Однак, за умови проведення рекомендованих агрозаходів відновлення ефективного аграрного виробництва можливе практично на всій території Українського Полісся.

Отримані результати наукових досліджень є основою для вирішення практичних завдань мінімізації наслідків аварії на ЧАЕС і відродження агропромислового виробництва на радіоактивно забруднених землях Українського Полісся.

Список використаних джерел

1. Рекомендації зі зниження виносу радіонуклідів з агроландшафтів / Г. М. Чоботько, В. П. Ландін, М. Г. Василенко, М. Д. Кучма, Л. А. Райчук, І. К. Швиденко, М. Ю. Тараріко, М. С. Уманський, В. П. Фещенко, О. Р. Тетерук, В. Л. Соломко, М. Ф. Коміна. К.: ДІА, 2019. 42 с.

2. Василенков С. В. Технологии и технические решения по реабилитации радиоактивно загрязненных цезием территорий: автореф. дис. … до-ра техн. наук. М., 2017. 51 с.

3. Екомодель: динамічна модель для радіоекологічної ситуації / В. А. Гірій, В. Р. Заїтов, В. А. Онищук, І. І. Ясковець // Агроекологія й біотехнологія. 1999. № 3. С. 25–34.

4. Патент України на корисну модель 101677. МПК C02F 101/00, G09B 25/00, G01V 9/00. Кутлахмедов Ю. О., Матвєєва І. В., Кравець М. О., Явнюк А. А., Петрусенко В. П., Боруль Н .В. Спосіб реконструкції та прогнозу забруднення екосистеми полютантами. Опубл. 25.09.2015. Бюл. № 18.

5. Патент України на корисну модель 31886. МПК G01T G06Q 50/00. Кутлахмедов Ю. О., Криворотько В. М., Родіна В. В., Матвєєва І. В., Петрусенко В. П., Галяткіна Т. М., Тихенко О. М. Спосіб визначення параметрів стану екологічної безпеки екосистеми. Опубл. 24.04.2008. Бюл. № 8.

6. Патент України на корисну модель 73581. МПК G09B 25/00, G06Q 50/00, G01V 9/00. Кутлахмедов Ю. О., Матвєєва І. В., Родіна В. В., Бевза А. Г. Спосіб визначення надійності біоти екосистеми. Опубл. 25.09.2012. Бюл. № 18.

7. Прикладная радиоэкология леса: [В. П. Краснов, А. А. Орлов, В. А. Бузун и др.]; под ред. д-ра с.-х. наук В. П. Краснова. Монография. Житомир: Полісся, 2007. 680 с.

8. Результаты динамического моделирования радиоэкологической обстановки в Украинском Полесье и сравнение их с данными измерений /

И. И. Ясковец, В. А. Гирий, В. А. Онищук, Л. И. Шпинар // Агроекологічний журнал. 2001. № 2. С. 62–67.

9. Чоботько Г. М., Райчук Л. А., Швиденко І. К., Кучма М. Д. Математична модель винесення ^{137}Cs з агроландшафтів Українського Полісся у віддалений період після аварії на ЧАЕС. Агроекологічний журнал. 2020. № 1. С. 12-18.

10. Mamikhin S. V. A simulation model of 3D migration of Cs-137 in soils / S.V. Mamikhin, W.M. Badawy // Вестник Московского университета. 2011. № 4. С. 32–36.

11. Maskalchuk L. Modeling of ^{137}Cs migration from soil to plants after usage of chemical matters / L. Maskalchuk, A. Baklay, T. Leontieva // World Journal of Nuclear Sciences & Engineering. 2014. Vol. 1, No. 1. P. 1–7.

12. Model-directed sampling in Chernobyl forests: general methodology and 1994 sampling program / [W. R. Schell, I. Linkov, V. Remkevich et al.] // The Sience of the Total Environmental. 1996. No 180. P. 119–240.

СТАН ОКИСНОГО МЕТАБОЛІЗМУ ТА ОСМОТИЧНА РЕЗИСТЕНТНІСТЬ ЕРИТРОЦИТІВ РУДОЇ НОРИЦІ (*Myodes glareolus)* ІЗ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ ЧАЕС З РІЗНИМ РІВНЕМ РАДІОНУКЛІДНОГО ЗАБРУДНЕННЯ

Гриневич Ю. П.
кандидат біологічних наук,
Липська А. І.
доктор біологічних наук, старший науковий співробітник,
Телецька С. В.
молодший науковий співробітник,
Бурдо О. О.
молодший науковий співробітник,
Шитюк В. А.
головний інженер,
Ніколаєв В.І.
молодший науковий співробітник,
Інститут ядерних досліджень НАН України

Постановка проблеми. Сучасний екологічний стан навколишнього середовища характеризується багатофакторністю впливів, що поєднують дії чинників різного техногенного походження, зокрема радіаційного різної потужності та тривалості. Аварія на ЧАЕС започаткувала новий етап у розвитку радіобіологічних досліджень, а саме вивчення закономірностей розвитку біологічних наслідків дії малих доз іонізуючого випромінювання (ІВ) у ссавців. В цьому контексті важливим вбачається з’ясування і порівняння реакції-відповіді організму тварин референтних видів за показниками окисного

метаболізму та осмотичної резистентності еритроцитів за умов їх перебування на територіях з різним рівнем радіаційного забруднення.

Водночас, дослідження впливу екологічних факторів на біоту повинно відбуватися з урахуванням здатності організму до адаптації, що встановлює норму реакції та обумовлено вихідним рівнем метаболічних процесів, залежних від кисню, перетворень, що пов'язані з вільно радикальними реакціями. Вільні радикали (ВР), що утворюються в цих процесах,є важливим складовим регулятором процесів у живих клітинах, але одночасно і причиною пошкодження клітинних структур, і тригером, що запускає каскад реакцій самознищення [1, 2, 3].

Під дією радіаційних навантажень в організмі посилюються окиснювальні процеси, порушується збалансованість антиоксидантно-прооксидантної їх ланки, внаслідок чого розвивається оксидативний стрес, який може сприяти як підвищенню адаптаційних можливостей організму тварин, так і бути однією із головних причин серйозного пошкодження їх здоров'я, навіть загибелі. І. Морозов вважає, що «Іонізуюча радіація (ІР) викликає значні зміни функціонального стану біологічних систем різного рівня організації, досить сильно впливає на структуру мембран клітин крові, зокрема, еритроцитів які є показником функціонального стану організму людини та тварин» [4].

Фізико-хімічні властивості мембран еритроцитів (МЕ), а також їх стійкість до дії різноманітних ксенобіотиків, зокрема, і РВ, визначає їх осмотична резистентність (ОРЕ). Зміни ОРЕ можуть відбуватися внаслідок порушень структурних (фізико – хімічних) і функціональних властивостей їх мембран, що є, як правило, наслідком стресів, дії ІР, несприятливої екологічної ситуації, інтоксикацій, тощо. Науковець стверджує, що «система осмотичного гомеостазу є однією із критичних мішеней радіаційного, ультразвукового, кислотного і теплового ураження клітин» [4].

Оцінити стан окисного метаболізму за прооксидантно-антиоксидантним співвідношенням, антирадикальною активністю всієї суми природних антиоксидантів, що знаходяться в біологічному матеріалі, без попереднього їх виділення у крові опромінених тварин за їх життя дозволяє метод хемілюмінесценції (ХЛ) [5]. Результати ХЛ - реакції реєструються у вигляді ХЛ-грам з наступною їх автоматизованою обробкою за відповідними програмами на ПК [6].

Провідна роль у формуванні і розвитку радіогенно зумовлених фізико-хімічних, біохімічних та фізіологічних змін опроміненого організму належить чинникам антиоксидантної системи (АОС), за дисбалансу яких формується оксидативний стрес [7, 8] з надмірним утворенням активних форм кисню (АФК) на ранніх етапах впливу радіації та за умов функціональної "інертності" або зниженої активності АОС, зокрема, динамічної зміни вмісту окремих її складових. Є факти впливу зовнішніх радіаційних чинників у сублетальних та

летальних дозах на процеси перекисного окиснення ліпідів як на окремі органи, тканини, клітини, так і на організм у цілому. Вплив ІВ на динаміку та інтенсивність вільнорадикальних процесів (ВРП) у крові ссавців, за дії малих доз радіації досліджувався мало. Відомості щодо цього питання, як і до вивчення механізмів адаптації організму в природних умовах, є досить обмеженими за чисельністю публікацій, або зовсім відсутні. Окрім того, експериментальні дослідження із застосуванням гризунів проводяться у лабораторних умовах, які не відображають стан довкілля і значно відрізняються від природних умов існування тварин. Вивчення змін в системі ВРП – антиоксидантний захист за надходження до організму інкорпорованих радіонуклідів досі залишається актуальним напрямком сучасної радіобіології.

Мета роботи – інтегральна оцінка стану окисного гомеостазу у крові та ОРЕ природних популяцій індикаторних видів мишоподібних гризунів, місцем перебування яких є території з різним рівнем радіонуклідного забруднення

Матеріали і методи. Як тест-об'єкт радіоактивного забруднення нами була вибрана нориця руда (*Myodes glareolus* (Schreber 1780)), яка широко представлена в чорнобильській зоні відчуження. Дослідними полігонами були Янів (потужність дози зовнішнього γ випромінення 5,0 – 21,0 мкЗв/год) та Дитятки (потужність дози зовнішнього γ випромінення 0,2–0,22 мкЗв/год). Щільність забруднення грунту ^{137}Cs у Дитятках складала 0,003–0,025 МБк/м^2 та 20–25 МБк/м^2 у Янові, тоді як забруднення ^{90}Sr складало 0,0008– 0,0015 МБк/м^2 у Дитятках та 6-8 МБк/м^2 у Янові.

У контрольну групу входили *Myodesg lareolus* із територій парку Чернечий ліс, між селами Ходосівка і Лісники (Київська область), з радіаційним фоном 10-12 мкР/год. В дослідах були використані тварини 2-3 місячного віку. Інтенсивність ВРП досліджували в гемолізатах крові методом ХЛ [5]. Аналізували прооксидантно–антиоксидантне співвідношення (Σ_{300}); загальну кількість ВР, що утворюються впродовж часу вимірювання (300 сек), вміст у біологічних зразках ВР ($I_{макс}$); антиоксидантів ($I_{кін}$), про- і антиоксидантів($T_{макс}$, сек) середню швидкість утворення ВР. Типова хемілюмінограма гемолізату – це крива з одним максимумом та характерним періодом затухання реакції [6]. ОРЕ оцінювали за ступенем гемолізу еритроцитів у розчинах NaCl різної концентрації порівняно зі ступенем гемолізу зразка із дистильованою водою відповідно до методик [9, 10].

Результати дослідження. Будь-які екзо- та ендогенні впливи на організм викликають кількісні та якісні фізико-хімічні зміни в крові - одній із найважливіших систем організму, що підтримує його гомеостаз [11] і є найчутливішим індикатором його стану. ХЛ-грами гемолізатів *Myodes glareolus* не мають індукційного періоду, характеризуються одним максимумом з наступним спадом впродовж 5 хвилин до фонових значень та відрізняються між собою кінетичними параметрами ХЛ-реакції: амплітудою максимальної інтенсивності світіння ($I_{макс}$), значенням прооксидантно-антиоксидантного

співвідношення (Σ_{300}), вмістом антиоксидантів ($I_{кінц}$), середньою швидкістю утворення ВР та прооксидантним статусом. (t_{max}, с) (таблиця).

Встановлено відмінності кінетичних параметрів ХЛ-реакції у *Myodes glareolus* з двох полігонів за практично однакового значення прооксидантно-оксидантного співвідношення (Σ_{300}), дані яких представлено в табл. 1.

Таблиця 1

Хемілюмінесцентні показники крові мишоподібних гризунів, місце перебуванням яких є території з різним рівнем радіонуклідного забруднення

Полігон	S імп•300с*10^3	I_{max} імп/с*10^2	$I_к$ імп/с*10^2	t_{max}.сек	Середня швидкість утворення ВР
Янів	274,126±28,6	5,92±0,31	0,021±0,003	10,6±0,81	$4,8*10^{-3}$ $\pm0,39*10^{-3}$
Дитятки	264,770±24,8	3,50±0,29	0,032± 0,017	4,2±0,38	$6,6*10^{-3}$ $\pm0,47*10^{-3}$
Контроль	665,803±15,4	3,99±0,24	0,041±0,011	24,8±0,4	$7,70*10^{-3}$ $\pm0,62*10^{-3}$

Підвищення рівня інтенсивності перекисних процесів (I_{max}) у крові нориць із полігону Янів відбувається за наявності меншого вмісту (1,5 рази) антиоксидантів ($I_к$) з одночасним збільшенням прооксидних складових ($T_{макс}$) в його регуляції, внаслідок чого, очевидно, і зменшується швидкість утворення ВР ($v/s = 4,8 \cdot 10^{-3}$). У крові *Myodes glareolus* із полігону Дитятки, нижчі значення показників Σ_{300}. та I_{max} пояснюються більшим вмістом в крові цих тварин антиоксидантів ($I_к$) і зменшенням частки прооксидантних чинників ($T_{макс}$), в результаті чого зменшується середня швидкість утворення ВР ($v/s = 6,6 \cdot 10^{-3}$).

Натомість, ХЛ-грами крові контрольної групи *Myodes glareolus* характеризуються підвищеними значеннями фізико-хімічних показників, порівняно із групами тварин із радіаційно забруднених територій

Такий «розкид» ХЛ-показників у *Myodes glareolus* є результатом складного перебігу біохімічних та біофізичних процесів в організмі тварин, що визначаються їх фізіологічним станом, і характеризують індивідуальний антиоксидантний статус [12], а також рівнем радіонуклідного забруднення і обумовленого ним тривалого внутрішнього опромінення, його сумарною дозою, умовами проживання тварин та харчуванням. З антиоксидантним статусом пов'язана також чутливість тварин до дії техногенних забруднювачів довкілля, серед яких важливе місце належить ІВ, важким металам, тощо [13]. Згідно із нашими даними, антиоксидантний статус у тварин із полігону Дитятки вищий приблизно в 1,5 рази, ніж із полігону Янів.

ВРО ліпідних структур, зумовлене РВ та підвищеним рівнем утворення ВР у мембранах, може бути однією із важливих причин зміни проникності МЕ та ініціації їх підвищеного гемолізу. Так, «у нориці рудої із полігону Янів початок гемолізу еритроцитів (мінімальний гемоліз) фіксувався за концентрації розчину NaCl 0,55 %, та закінчувався (максимальний гемоліз) за концентрації - 0,45 %. У тварин із полігону Дитятки мінімальний гемоліз еритроцитів відмічався за концентрації NaCl 0,50 %, тоді як максимальний – за концентрації - 0,35 %» [3].

Аналіз процентного співвідношення проміжних концентрацій NaCl, за яких відбувався гемоліз, дає підставу стверджувати, що МЕ нориць із полігону Дитятки є більш стійкими, ніж у тварин із полігону Янів. Така ОРЕ *Myodes glareolus* обумовлена вищими рівнями тривалого зовнішнього та внутрішнього опромінення та відповідно накопиченою поглиненою дозою. Слід відмітити, що питома активність інкорпорованих радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у тушках тварин із різних полігонів ЧЗВ суттєво різнилась. Середні значення вмісту ^{137}Cs (кБк/кг) у групах тварин з полігону Янів та Дитятки були 82,5 і 1,4 відповідно. Середня питома активність ^{90}Sr у скелеті тварин з полігону Янів становила 295 кБк/кг, а Дитятки – 0,43 кБк/кг.

Висновки. Суттєві зміни у системі окисного метаболізму тварин за рахунок зростання інтенсивності перекисних процесів реєструються у *Myodes glareolus*, що мешкали на полігоні Янів з високим рівнем радіонуклідного забруднення та вирізнялись високим вмістом інкорпорованих радіонуклідів. Для даної групи тварин було характерне зниження ОРЕ, що є наслідком радіаційно-індукованих змін структурних і функціональних властивостей мембран еритроцитів. У тварин із полігону Дитятки, де радіаційний фон незначно перевищував природній, не виявлено достовірних змін в ХЛ- реакції та ОРЕ від контрольних значень.

Список використаних джерел

1. Гривенникова В. Г., Виноградов А. Д. (2013) Генерация активных форм кислорода митохондриями. Успехи биологической химии. 53. 245–296.
2. Пожилова Е. В., Новиков В. Е., Левченкова О. С. (2015) Активные формы кислорода в физиологии и патологии клетки. Вестник Смоленской государственной медицинской академии. 14(2). 13–22.
3. Владимиров Ю. А., Проскурнина Е. В. (2009) Свободные радикалы и клеточная хемилюминесценция. Успехи биологической химии. 49. 341–388.
4. Морозов И. И. (2010) Осмотический гомеостаз как одна из критических мишеней поражения клеток некоторыми факторами внешней среды. Радиобиология и радиоэкология. 50 (5). 514–522.
5. Серкиз Я. И., Дружина Н. А., Хриенко А. П. (1989). Хемилюминесценция крови при радиационном воздействии. К.: Наук. думка. 176 с.
6. Гриневич Ю. П., Липська А. І., Дрозд І. П. та ін. Перекисні процеси у крові щурів за разового введення різних активностей ^{131}I. Ядерна фізика та енергетика. 2014. 14 (4). 353–358.

7. Moskovitz J., Vim M. B., Clock P. B. (2002). Free radicals and disease. ArchivBiochem. Biophys. 397 (2). 354–359.

8. Jutteridge J. M, Hallwell B. (2000) Free radicals and antioxidants in the year (2000). A historical look to future Ann. N. V. Acad. Sci. 899. 136–137.

9. Калмышников В. С. Справочник по клинико-биохимическим исследованиям и лабораторной диагностике. М.: Мед. Пресс-информ. 2004. 589 с.

10. Горшкова М. А., Миллер Д. А., Егорова Е. Н., Федотова Т. А. (2008) Способ определения осмотической резистентности эритроцитов. Патент РФ № 2328741. 10.07.2008.

11. Гжегоцький М. П., Заячківська В. П. (2001) Система крові: фізіологічні та клінічні основи. Львів: Світ. 385 с.

12. Шишкина Л. Н., Кушнирева Е. В., Беспалько О. Ф., Полякова Н. В. Роль антиоксидантного статуса в формировании последствий биологического действия низкоинтенсивного излучения в малой дозе. Радиац. биол., Радиоэкология. 2000. 40(2). С. 162–167.

13. Задира С. В., Лукашов Д. В. (2013) Сезонна динаміка продуктів перекисного окиснення ліпідів у печінці рудої нориці *Myodes glareolus* в умовах забруднення довкілля важкими металами. Укр. Біохім. Журн. 85(5). С. 163–169.

ЗАБРУДНЕННЯ РАДІОНУКЛІДАМИ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ УГІДЬ ЖИТОМИРСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Ковальова С. П.
кандидат сільськогосподарських наук, старший дослідник
Ільніцька О. В.
Рубан І. М.
Шикирава Н. В.
Малявська М. В.
Житомирська філія ДУ «Держгрунтохорона»

Постановка проблеми. Екологічна ситуація в Житомирській області характеризується як напружена. Інтенсивне забруднення ґрунтів сільськогосподарських угідь радіоактивними елементами відбулося в 1986 році в наслідок катастрофи на ЧАЕС.

Найбільшу радіоактивну небезпеку являють довгоживучі радіоізотопи цезію-137 і стронцію-90, які мають період напіврозпаду близько 30 років і включаються в процеси біологічної міграції. І хоча процес міграції відбувається повільно, все ж його наслідки небезпечні, ці радіонукліди добре утримуються живими організмами. Цезій-137 замінює у м’яких тканинах натрій та калій, а стронцій-90 – замінник у кістках кальцію [1, 2].

Майже уся територія Житомирської області піддалася впливу штучних та природних радіонуклідів та зазнала радіоактивного забруднення внаслідок аварії на ЧАЕС. Дев'ять сільськогосподарських адміністративних районів області, міста Коростень та Малин, загальною площею 977 тис. га із населенням майже 500 тис. осіб потрапили під небезпечний вплив радіації. Відповідно до нормативних актів та законів України «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи», землі, забруднені цезієм-137 до 1 Кі/км^2 та стронцієм-90 до 0,02 Кі/км^2 можна використовувати для вирощування сільськогосподарської продукції. На територіях, де радіоактивне забруднення значно вище, необхідно проводити вапнування кислих ґрунтів, вносити підвищені дози калійних добрив та ін. [7].

Аналіз останніх досліджень і публікацій. В. М. Самойленка у своїх наукових працях дав оцінку комплексному районуванню територій радіоактивного забруднення [9]. Л. Д. Романчук, яка дослідила радіоекологічну оцінку формування дозового навантаження мешканців сільськогосподарських територій Полісся України [8]. Втім, важливі просторово-часові аспекти поширення та акумуляції забруднювачів потребують детальних вивчень.

Метою досліджень було проведення паспортизації сільськогосподарських угідь Житомирської області.

Завдання досліджень включало визначення щільності забруднення сільськогосподарських угідь Житомирської області радіонуклідами (^{137}Cs та ^{90}Sr).

Матеріали та методика досліджень. Дослідження проводилися на сільськогосподарських угіддях Житомирської області на площі 845,8 тис. га впродовж 2011−2015 років (X тур агрохімічного обстеження). За цей період на замовлення товаровиробників було проведено обстеження, у тому числі і радіологічне, із видачею агрохімічного паспорта поля на землях усіх районів області.

Ґрунтові зразки відбирали за допомогою радіологічного буру на глибині до 20 см з попереднім проведенням гамма-зйомки приладом ДРГ-01Т згідно методики радіологічного обстеження земель [6].

Вимірювання питомої активності радіонуклідів цезію-137 та стронцію-90 у відібраних ґрунтових зразках проводилося у атестованій вимірювальній лабораторії Житомирської філії державної установи «Інститут охорони ґрунтів України» спектрометричним методом на сучасних радіологічних приладах (Гамма-Плюс, СЕБ-01-70) з використанням сцинтиляційного гамма- та бета-спектрометрів згідно діючих нормативних документів з відповідною пробопідготовкою [3−5].

Ґрунтові зразки висушували до повітряно-сухої маси, розмелювали на млині Емліх і набирали у посудини Маринеллі при визначенні ^{137}Cs, а при визначенні ^{90}Sr – у вимірювальні кювети. Після цього зразки ґрунту зважували і ставили у прилади для визначення питомої активності радіонуклідів. Далі

розрахунковим методом визначали щільність забруднення сільськогосподарських угідь досліджуваних територій.

Результати досліджень. За результатами X туру агрохімічного обстеження встановлено, що площі обстежених ґрунтів по щільності забруднення радіонуклідами знаходяться у межах допустимих рівнів, тобто угіддя із щільністю забруднення ^{137}Cs більше 15 Кі/км^2 та ^{90}Sr більше 3 Кі/км^2 не виявлені.

За рівнями забруднення ґрунту ^{137}Cs обстежені сільськогосподарські угіддя розподілилися наступним чином. За результатами досліджень встановлено, що ґрунти із щільністю забруднення ^{137}Cs до 1 Кі/км^2 займають 754,7 тис. га (89,2 %) обстежених угідь, із яких 701,8 тис. га займає рілля, 51,0 тис. га становлять луки та пасовища, 1,9 тис. га – багаторічні насадження.

Сільськогосподарські угіддя із щільністю забруднення ^{137}Cs *у межах* від 1 до 5 Кі/км^2 виявлені у семи районах області (Народицький, Коростенський, Лугинський, Ємільчинський, Олевський, Овруцький, Малинський) та займають 87,3 тис. га (10,3 %), із яких 70,8 тис. га − рілля, 15,9 тис. га – луки та пасовища, багаторічні насадження – 0,6 тис. га.

Площі обстежених сільськогосподарських угідь із щільністю забруднення ^{137}Cs у межах від 5 до 15 Кі/км^2 виявлені у ґрунтах Народицького, Коростенського, Лугинського та Олевського районів та займають 3,8 тис га (0,5 %), із яких 2,8 тис. га − рілля, 1,0 тис. га – луки та пасовища. Найбільше сільськогосподарських угідь із вищезазначеною щільністю забруднення зафіксовано у Коростенському районі – 2,2 тис. га.

Середньозважений показник вмісту ^{137}Cs становить 0,37 Кі/км^2 у ґрунтах сільськогосподарських угідь Житомирської області. А у розрізі районів цей показник знаходиться у широких межах від 0,04 до 1,60 Кі/км^2. Найнижчий середньозважений показник ^{137}Cs встановлено у ґрунтах Любарського, Романівського та Чуднівського районів, де він становить 0,04 Кі/км^2. Найвищий середньозважений показник ^{137}Cs встановлено у ґрунтах Овруцького, Коростенського, Лугинського та Народицького районів, де він дорівнює 1,16; 1,49; 1,60 та 1,93 Кі/км.

Що стосується забруднення обстежених угідь ^{90}Sr, то встановлено, що 621,4 тис. га (73,5 %) земель мала щільність забруднення цим радіонуклідом нижче 0,02 Кі/км^2. Щільність забруднення ^{90}Sr на обстежених угіддях площею 213,3 тис. га (25,2 %) варіювала у межах 0,02–0,15 Кі/км^2. Така щільність забруднення встановлена у сільськогосподарських угіддях двадцяти районів області.

Дослідженнями встановлено, що щільність забруднення ґрунтів ^{90}Sr у межах 0,15–3,0 Кі/км^2 знаходиться на 11,1 тис. га (1,3 %) обстежених угідь, серед яких 9,0 тис. га займає рілля та 2,1 тис. га становлять луки та пасовища. Найбільше сільськогосподарських угідь із такою щільністю забруднення ^{90}Sr встановлено у Народицькому районі, площа яких становить 3,5 тис. га.

Середньозважений показник ^{90}Sr у обстежених ґрунтах області становить 0,024 Кі/км^2. У розрізі районів цей показник варіює від 0,012 до 0,094 Кі/км^2. Найвищий середньозважений показник ^{90}Sr встановлено в ґрунтах Лугинського, Овруцького та Народницького районів, де він становить 0,072; 0,090 та 0,094 Кі/км^2 відповідно по районах. Найнижчу щільність забруднення ґрунтів ^{90}Sr відмічено у ґрунтах Попільнянського, Ружинського, Андрушівського, Житомирського та Черняхівського районів. Цей показник варіює від 0,012 до 0,013 Кі/км^2.

Найвищий середньозважений показник ^{90}Sr виявлено у ґрунтах сільськогосподарських угідь Овруцького, Лугинського та Народицького районів. Цей показник становить 0,089; 0,093 та 0,094 Кі/км^2 відповідно по районах.

Таким чином у результаті проведення агрохімічного обстеження встановлено, що усі обстежені площі сільськогосподарських угідь можна використовувати для ведення сільськогосподарського виробництва.

Висновки. 1. Подальші дослідження потрібно зосередити у напрямку проведення на державному рівні суцільного радіологічного моніторингу на усіх забруднених землях для більш конкретних результатів щодо щільності забруднення сільськогосподарських угідь у віддалений після аварії період.

2. За результатами X туру агрохімічного обстеження угідь Житомирської області (2011–2015 рр.) встановлено, що відсутні сільськогосподарські угіддя із щільністю забруднення ^{137}Cs більше 15 Кі/км^2 (555 кБк/м^2) і ^{90}Sr більше 3 Кі/км^2 (111 кБк/м^2). Однак, і досі залишаються найбільш забрудненими території Народницького, Коростенського, Овруцького, Лугинського районів.

3. На територіях радіоактивного забруднення необхідно забезпечити бездефіцитний баланс елементів живлення, що, у свою чергу, знизить забруднення радіонуклідами продукції рослинництва.

Список використаних джерел

1. Малиновський А. С. Радіоекологічна оцінка території зони безумовного (обов'язкового) відселення Житомирської області (20 років після аварії на ЧАЕС): монографія. Житомир, 2006. 72 с.

2. Малиновський А. С. Еколого-економічні та соціальні аспекти Чорнобильської катастрофи. Київ: IAE, 2001. 92 с.

3. Методика агрохімічної паспортизації земель сільськогосподарського призначення /під ред. Яцюка І. П., Балюка С. А. Київ: Вікпринт, 2013. 104 с.

4. Методика измерения активности радионуклидов с использованием сцинтилляционного бета-спектрометра с программным обеспечением «Прогресс». Менделеево /ГННЦ «ВНИИФТРИ», 2005. 26 с.

5. Методика измерения активности радионуклидов с использованием сцинтилляционного гамма-спектрометра с программным обеспечением «Прогресс». Менделеево/ ГННЦ «ВНИИФТРИ», 2004. 29 с.

6. Методика комплексного радіаційного обстеження забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи територій (за винятком території зони

відчуження) // О. В. Кашпаров, Л. В. Калиненко, Г. П. Перепелятніков та ін. Київ: Атіка-Н, 2007. 59 с.

7. Надточій П. П., Трембіцький В. А., Мартенюк О. М. Радіологічний стан ґрунтового покриву радіоактивно забруднених внаслідок аварії на ЧАЕС земель сільськгосоподарського призначення Житомирської області. Житомир: Вісник ДАУ, №1, 2007. С. 32–43.

8. Романчук Л. Д. Радіоекологічна оцінка формування дозового навантаження у мешканців сільських територій Полісся України. Житомир: Полісся, 2015. 300 с.

9. Самойленко В. М. Комплексне районування радіоактивно забруднених територій Полісся і півночі Лісостепу за гідрологічно-ландшафтними умовами та можливими радіо-екологічними наслідками місцевого водо- і ресурсокористування. Київ: Ніка-Центр, 1999. 280 с.

ОСОБЛИВОСТІ НАКОПИЧЕННЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ҐРУНТІ ПРИ ВИРОЩУВАННІ СИЛЬФІЯ ПРОНИЗАНОЛИСТОГО

Можарівська І. А.
кандидат сільськогосподарських наук
Матвійчук Н. Г.
кандидат сільськогосподарських наук
Матвійчук Б. В.
кандидат сільськогосподарських наук
Поліський національний університет

Постановка проблеми. Наслідки аварії на ЧАЕС призвели до забруднення радіонуклідами та важкими металами сільськогосподарських угідь дванадцяти областей України. Радіаційному контролю підлягають 50 тисяч гектарів найродючіших земель.

Забруднення навколишнього середовища важкими металами створило серйозні проблеми для безпечного сільськогосподарського використання ґрунтів. Згідно з прогнозами, у перспективі важкі метали можуть стати більш небезпечними, ніж відходи атомних електростанцій і поділити перше місце з пестицидами. За останні роки забруднення ними навколишнього середовища збільшилося у 2,5–3 рази [4].

З метою раціонального використання та реабілітації забруднених ґрунтів необхідно розробляти нові комплексні заходи, що спрямовані на вирощування культур, продукція яких відповідає стандартам.

Сильфій пронизанолистий є перспективною багаторічною кормовою культурою різнобічного господарського використання, яка є невибагливою до ґрунтових і кліматичних умов. Її вирощують на зелений корм, для приготування

силосу та трав'яного борошна. Завдяки низькому вмісту клітковини і великій кількості вітамінів зелена маса цієї рослини є цінною сировиною для заготівлі вітамінного трав'яного борошна, яка за якістю не поступається борошні з бобових трав[1].

Аналіз останніх досліджень і публікацій. На техногенно забруднених територіях вміст важких металів у ґрунті та продукції рослинництва є додатковим до радіоактивного негативним фактором, спільна дія яких в даний час мало досліджена. Вивчення даної проблематики відображено у наукових працях С. М. Рижука, І. Т. Слюсара, В. А. Вергунова, А. М. Русанова, Е. В. Блохіна, Н. Н. Зеніна, Е. А. Милякова, А. Н. Ратнікова, Т. Л. Жигарьова, Д. Г. Свириденко, Г. І. Попова [2, 3].

Поведінка важких металів в ланці «ґрунт–рослина» визначається багатьма факторами, а саме: їх концентрацією і формою вмісту в ґрунті, вмістом гумусу, механічним і мінералогічним складом ґрунту, pH, рівнем окислювально-відновного потенціалу, біологічними особливостями рослин. Зважаючи на різноманіття чинників та їх поєднання в агросфері, накопичення важких металів у рослинах вивчені недостатньо.

Відзначимо, що період напіврозпаду та напівочищення ґрунту від радіонуклідів та важких металів складає десятки років. За результатами досліджень вміст важких металів у зонах забруднення може досягати тисяч міліграмів на 1 кг ґрунту, що перевищує допустимі рівні у сотні й тисячі разів.

Такі території не можна використовувати в сільськогосподарських цілях без попереднього проведення оздоровчих заходів.

Тому, наразі першочерговим завданням багатьох вчених безсумнівно, є пошук засобів та заходів для фітореабілітації ґрунтів. Систематичне сільськогосподарське використання земельного фонду Житомирської області потребує наявного контролю за станом його родючості, ступенем еродованості, рівнем забруднення важкими металами, радіонуклідами, пестицидами.

Відтак, актуальним завданням у цьому напрямі залишається проведення систематичних аналітичних досліджень ґрунтів радіоактивно забруднених територій внаслідок аварії на ЧАЕС, а також поглиблене вивчення їх структури з урахуванням сучасних антропогенних змін.

Метою наших досліджень було агроекологічне обґрунтування вирощування сильфія пронизанолистого на радіоактивно забруднених територіях Українського Полісся. Визначення вмісту рухомих сполук важких металів у ґрунті та концентрацію валових форм важких металів у фітомасі сильфія пронизанолистого.

Завдання досліджень. Для досягнення поставленої мети вирішувалися такі завдання:

- встановити вміст рухомих сполук важких металів у ґрунті при вирощуванні сильфія пронизанолистого (*Silhium perfoliatum* L.);

- визначити концентрацію важких металів у фітомасі рослин сильфія пронизанолистого.

Методика досліджень. Дослідження проводили у стаціонарних польових умовах в населеному пункті с. Христинівка Народицького району Житомирської області на дерново-підзолистих ґрунтах. Дослідну ділянку зі щільністю забруднення ґрунту ^{137}Cs у межах 925 кБк/м^2 було закладено на землях, виведених з сільськогосподарського користування внаслідок аварії на ЧАЕС у 1986 році.

Для досліджень був вибраний сильфій пронизанолистий *(Silhium perfoliatum* L.*)* – сорт Переможець.

Дослід було закладено у 6-кратній повторності, розміщення повторень в один ярус, варіантів – систематичне. Сильфій пронизанолистий вирощували на одному фоні удобрення:

1. Без добрив (контроль);
2. $N_{50}P_{50}K_{50}$.

Послідовна схема відбору проб ґрунту для визначення важких металів здійснювалася згідно ДСТУ ISO 10381-2:2004 Якість ґрунту. Відбирання проб. Частина 2. Настанови з методів відбирання проб.

Лабораторні дослідження ґрунтових зразків на вміст рухомих сполук важких металів визначали у буферній амонійно-ацетатній витяжці з pH 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрометрії на атомно-абсорбційному спектрофотометрі С115-1М в сертифікованій лабораторії згідно діючих ДСТУ: мідь – ДСТУ 4770.6:2007; цинк – ДСТУ 4770.2:2007; свинець – ДСТУ 4770.9:2007; кадмій – ДСТУ 4770.3:2007.

Підготовку рослинних зразків енергетичних культур для визначення важких металів здійснювали методом сухої мінералізації згідно з ДСТУ 7670:2014 та ДСТУ 8123:2015. Масову концентрацію важких металів у продукції визначали атомно-абсорбційним методом на атомно-абсорбційному спектрофотометрі С115-1М згідно ГОСТу 30178-96.

Перед закладанням досліду вміст рухомих форм важких металів у ґрунті на дослідних ділянок становив: свинцю – 1,12 мг/кг, кадмію – 0,058, міді – 0,103 та цинку – 2,73 мг/кг.

Результати досліджень. За результатами наших досліджень встановлено, що важкі метали накопичувалися у ґрунті незалежно від щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs при вирощуванні сильфія пронизанолистого та не перевищували ГДК: свинець – 6,0, кадмій 0,7 мг/кг, мідь – 3,0, цинк – 23,0 мг/кг. Досліджено, що при вирощуванні сильфія пронизанолистого у варіанті без добрив, концентрація свинцю була нижчою на 0,08 мг/кг, ніж при використанні добрив і становила 0,79 мг/кг. Величина показника вмісту кадмію у зразках ґрунту дослідних ділянок при вирощуванні культури варіювала в межах від 0,037 на контролі до 0,040 мг/кг на ділянках де вносили мінеральні добрива.

Такі хімічні елементи, як цинк та мідь знаходились у мінімальних кількостях і виступали в якості мікроелементів, необхідних для фізіологічних процесів росту та розвитку рослин. При накопиченні цих елементів більше потреби вони стають шкідливими токсичними металами і гальмують ріст і розвиток рослин.

Лабораторними дослідженнями встановлено, що вміст рухомих форм міді у ґрунті досліджуваних ділянок був на дуже низькому рівні забезпеченості (<0,1 мг/кг), вміст цинку складав 2,1−3,0 мг/кг. Вміст рухомих сполук цинку у варіанті без добрив був на рівні 2,18 мг/кг, що на 11 % нижще аналогічних показників ґрунту із застосуванням добрив.

Вченими встановлено позитивний зв’язок між вмістом рухомих сполук важких металів у ґрунті та нагромадженням їх у рослинах [2]. Тому, завданням було визначення валових форм важких металів у фітомасі сильфія пронизанолистого, що вирощувався на радіоактивно забруднених територія.

Результати лабораторних досліджень зеленої маси сильфія пронизанолистого не показали перевищення встановленого нормативу по вмісту важких металів для кормів. Валовий вміст на контрольному варіанті склав: свинцю – 2,65; кадмію – 0,234; міді – 5,79 та цинку – 32,83 мг/кг.

Також встановлено, що у варіантах із застосуванням мінеральних добрив спостерігався несуттєво підвищений вміст важких металів у фітомасі у порівнянні із вирощуванням культури без добрив: свинцю на 0,24; кадмію – 0,019; міді – 0,19 та цинку – 1,67 мг/кг відповідно.

Висновки. Аналіз вмісту важких металів у ґрунтах є репрезентативним показником екологічного стану території. За результатами наших досліджень встановлено, що в ґрунтах дослідних ділянок, на яких вирощувався сильфій пронизанолистий, вміст важких металів, а саме рухомих сполук свинцю, кадмію, міді та цинку знаходилися у межах гранично допустимих концентрацій. Також досліджено, що при внесенні добрив їх вміст дещо підвищувався.

Концентрація важких металів у рослинах сильфія пронизанолистого при вирощуванні на території радіоактивного забруднення знаходилася у межах гранично допустимих концентрацій. Найнижчу концентрацію токсикантів відмічено при вирощуванні без добрив.

Отже, вирощування сильфія пронизанолистого призводить до зменшення вмісту важких металів у радіоактивно забруднених дерново-підзолистих ґрунтах Житомирського Полісся при цьому не накопичуючи їх в зеленій масі вище ГДК.

Список використаних джерел

1. Можарівська І. А. Агроекологічна оцінка вирощування енергетичних культур в умовах радіоактивного забруднення Полісся України : автореф. дис. к. с.-г. н.: 03.00.16. м. Житомир, 2020. 26 с.

2. Продуктивность сельскохозяйственных культур и накопление в урожае ^{137}Cs и тяжелых металлов на почвах нечерноземной зоны /

А. Н. Ратников, Т. Л. Жигарева, Д. Г. Свириденко, Г. И. Попова. *Вестник РУДН.* 2003. № 9. С. 188–191.

3. Рижук С. М., Слюсар І. Т., Вергунов В. А. Агроекологічні особливості високоефективного використання осушуваних торфових ґрунтів Полісся і Лісостепу. Київ: Аграр. наука, 2002. 136 с.

4. Романчук Л. Д. Радіоекологічна оцінка формування дозового навантаження у мешканців сільських територій Полісся України: монографія. Житомир: ЖНАЕУ, 2015. 300 с.

СТАН ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ «САМОПОСЕЛЕНЦІВ», ЩО ПРОЖИВАЮТЬ НА РАДІАЦІЙНО ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЯХ

Валерко Р. А.
кандидат сільськогосподарських наук, доцент
Герасимчук Л. О.
кандидат сільськогосподарських наук, доцент
Поліський національний університет

Постановка проблеми. Внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС, яка сталася у квітні 1986 року, та є наймасштабнішою катастрофою XX ст., було забруднено 3,5 млн га сільськогосподарських угідь України, забруднено 1167000 га лісу, 1687 населених пунктів, життєдіяльність яких була порушена. Не зважаючи на те, що з моменту цієї аварії минуло уже 35 років, її негативні наслідки ще довго будуть нагадувати своїм впливом на довкілля [1].

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Проблемі забруднення довкілля внаслідок Чорнобильської катастрофи присвячено велику кількість досліджень як вітчизняних, так і зарубіжних учених. Значна кількість таких досліджень відноситься, в основному, до післяаварійного періоду. Проте, наразі не втрачає актуальності стан екологічної безпеки населення, особливо так званих «самопоселенців» [2], що проживають на радіаційно забруднених територіях та піддаються постійному ризику для здоров'я [3-5].

Мета, завдання та методика досліджень. Таким чином, метою статті є оцінка радіаційного стану в місцях проживання «самопоселенців».

Для цього необхідним було виконання таких завдань:

- провести радіометричні вимірювання у садибах;
- визначити питому активність радіонуклідів у питній воді та продуктах харчування власного виробництва;
- дослідити щільність забруднення ґрунтів та присадибних ділянках.

Проведення відбору зразків проходило відповідно до «Регламенту моніторингу місць несанкціонованого проживання «самопоселенців» у зоні

відчуження. Дослідження проводились Державним агентством України з управління зоною відчуження у 2018 році (рис. 1).

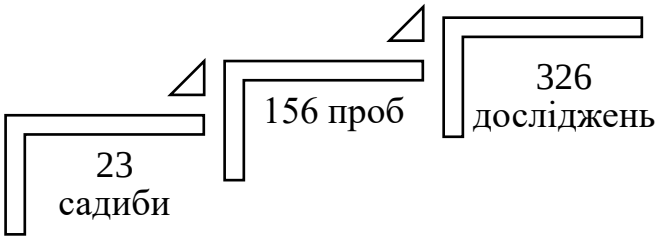


Рис. 1. Схема проведення досліджень

Радіометричному обстеженню підлягали двір, хлів, веранда, кухня. Щільність бета-потоку вимірювалась в дровах, пічному попелі, на поверхні одягу та взуття.

Результати досліджень. Станом на 01 січня 2019 року у зоні відчуження проживало 114 осіб: у Чорнобилі 74 особи, у 9 селах зони відчуження – 46 осіб. Рівні потужності експозиційної дози гамма-випромінювання в садибах у 2018 році були в межах 12–20 мкР/год. Щільність бета-потоку на робочому одязі та взутті становила 6–16, дровах - 5–33 β част/(хв×см^2). Найбільші рівні поверхневого забруднення бета-випромінюючими радіонуклідами зафіксовані у пічному попелі - 45-180 β част/(хв×см^2).

Щільність забруднення ґрунтів присадибних ділянок наведено у табл. 1.

Таблиця 1

Щільність забруднення ґрунтів присадибних ділянок, на яких проживають «самопоселенці»

№ з/п	Радіонуклід	Щільність забруднення, кБк/м^2
1.	^{137}Cs	16 - 180
2.	^{90}Sr	6,5 - 53
3.	^{238}Pu	0,05 - 1,6
4.	$^{239+240}$Pu	0,15 – 2,3
5.	^{241}Am	0,30 – 5,5

Найбільші рівні питомої активності радіонуклідів у поверхневому шарі ґрунту зафіксовані в м. Чорнобиль та с. Луб'янка, найменші – в с. Теремці. За даними 2018 року, вміст ^{137}Cs в овочевих культурах перевищував допустимі рівні в с. Купувате від 4 до 7 разів, ^{90}Sr – від 1,5 до 7 разів в усіх населених пунктах.

У пробі води, відібраній з криниці за адресою: провулок Ливарний, 16, м. Чорнобиль, зафіксовано перевищення допустимих рівнів вмісту ^{90}Sr в 2,4 рази. В інших населених пунктах результати визначень питомої активності ^{90}Sr у питній воді знаходились в межах зафіксованих протягом останніх двох-трьох років і становили 0,01–1,8 Бк/л. Питома активність ^{137}Cs у воді не перевищувала допустимі рівні і знаходилась в діапазоні 0,003–0,18 Бк/л. Державні гігієнічні

нормативи «Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді» обмежують вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr в питній воді рівнем 2 Бк/л [1].

Вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr в грибах, рибі та в м'язах диких тварин, в переважній кількості відібраних зразків, перевищував допустимі рівні (в окремих випадках до 80 разів).

Проведені розрахунки по оцінці харчових продуктів «самопоселенців» на предмет їх придатності показали, що в 2018 році майже 40 % продукції, що вироблялась в підсобних господарствах «самопоселенців», не відповідала критеріям радіаційної безпеки [1].

Висновки. Отже, у результаті проведених досліджень, які стосувались радіаційного стану несанкціонованих місць проживання «самопоселенців» у зоні відчуження, встановлено таке: найбільші рівні забруднення ґрунтового покриву зафіксовані у м. Чорнобиль та с. Луб'янка; у с. Купувате зафіксовано перевищення вмісту ^{137}Cs та ^{90}Sr у овочах; перевищення допустимих рівнів ^{90}Sr у питній воді у 2,4 рази зафіксовано у м. Чорнобиль.

Список використаних джерел

1. Державне агентство України з управління зоною відчуження. URL : http://dazv.gov.ua.

2. Довгалюк С. В., Нагорнюк В. М., Валерко Р. А. Оцінка радіаційного стану в місцях проживання «самопоселенців». *«Сучасні екологічні проблеми урбанізованих територій»* : мат-ли ІІІ-ї Всеукр. наук.-практ. конф., 15 листопада 2020 р., Житомир : Поліський національний університет. С. 30-32.

3. Оцінка якості життя та радіаційної безпеки сільського населення радіоактивно забруднених територій : монографія / Л. Д. Романчук [та ін.] ; за заг. ред. Л. Д. Романчук ; ЖНАЕУ. Житомир : Графіум, 2017. 268 с.

4. Herasymchuk L. O., Martenyuk G. M., Valerko R. A., Kravchuk M. M. Demographic and onco-epidemiological situation in radioactive contaminated territory of Zhytomyr Oblast. *Regulatory Mechanisms in Biosystems*. 2019. 10(1). doi:10.15421/021905.

5. Valerko R. A., Herasymchuk L. O. Assessment of ecological integral index of rural settlements development in the radioactively contaminated territory based on drinking water quality indicators. Actual problems of natural sciences: modern scientific discussions. Riga : Izdevniecība "Baltija Publishing", 2020. pp. 80-97. DOI https://doi.org/10.30525/978-9934-588-45-7.5.

ЗМІНИ ЛІПІДНОГО СКЛАДУ КРОВІ КОРІВ В УМОВАХ ЗАБРУДНЕННЯ РАДІОНУКЛІДАМИ ЧОРНОБИЛЬСЬКОГО ПОХОДЖЕННЯ

Чала І. В.,
кандидат біологічних наук, доцент
Дубова О. А.,
кандидат ветеринарних наук, доцент
Згозінська О. А.,
кандидат сільськогосподарських наук, доцент
Фещенко Д. В.,
кандидат сільськогосподарських наук, доцент
Солодка Л.О.,
кандидат сільськогосподарських наук, доцент
Поліський національний університет

Постановка проблеми. Іонізуюче випромінювання належить до факторів, які суттєво впливають на метаболізм в організмі тварин навіть за низької сили їх дії. Зокрема, постійне перебування у зоні дії так званих «низьких доз» призводить до розвитку вільнорадикальних процесів, утворення активних форм кисню (АФК). Вільні радикали, зокрема супероксид-радикал активно взаємодіють з різними молекулами, у першу чергу з ліпідами клітинних мембран. Ненасичені жирні кислоти, що входять до мембранних фосфоліпідів є найпоширенішим субстратом, з яким взаємодіють АФК. У результаті такої взаємодії подвійні зв'язки ненасичених жирних кислот легко розриваються, утворюються перекиси жирних кислот, ліпідний шар зазнає деструктивних змін.

Аналіз останніх досліджень. Проблема впливу низьких доз іонізуючого випромінювання на живі організми залишається актуальною на сучасному етапі, ряд досліджень присвячено первинним біохімічним процесам, що лежать в основі патологічних змін, викликаних вільнорадикальнними процесами. За даними науковців, дія низьких доз випромінювання призводить до розвитку кардіоваскулярних патологій, порушенню обміну холестерину та розвитку атеросклеротичних явищ [3, с. 1637]. Подібні зміни ліпідного обміну, а саме - збільшення частки холестерину ліпопротеїдів низької та дуже низької щільності було виявлено у працівників атомних електростанцій [1, с 30, 31]. Низку специфічних порушень обміну речовин при дії іонізуючої радіації було описано у дослідженнях, які включали порушення функцій імунної системи, ендокринної та інших систем, зокрема серцево-судинної системи [6, с. 1]. Власні дослідження виявили зменшення резервів антиоксидантної системи крові ВРХ при паразитарних патологіях, що ускладнює патологію [2, с. 177]. Таким чином, тривала дія низькоінтенсивного іонізуючого випромінювання призводить до розвитку низки патологічних змін практично усіх ланок метаболізму.

Метою даних досліджень було встановлення змін ліпідного профілю крові лактуючих корів, що постійно знаходились у зоні, забрудненій радіонуклідами Чорнобильського походження.

Завданням було визначення концентрації тригліцеридів, фосфоліпідів та холестерину у крові корів, що зазнали тривалого впливу низьких доз іонізуючого випромінювання.

Матеріали та методи. Для експерименту було сформовано дві групи корів чорно-рябої породи, що утримувались у приватному секторі. Кожна група корів включала 10 особин, віком 3-5 років, 3-4 місяць лактації. Тварини контрольної групи утримувались в Андрушівському районі, де потужність експозиційної дози (гамма-фон) коливався в межах 11 – 27 мкР/год. Тварини дослідної групи утримувались у с. Селець Народицького району Житомирської області, гамма-фон коливався від 18 до 35 мкР/год, на окремих ділянках пасовищ – до 45 мкР/год. Кров у корів відбирали вранці натще з дотриманням правил асептики і антисептики. Лабораторні дослідження проводили на кафедрі паразитології, ветсанекспертизи та зоогігієни Поліського національного університету. У сироватці крові визначали концентрацію тригліцеридів, холестерину та фосфоліпідів.

Концентрацію тригліцеридів сироватки крові визначали ферментативним колориметричним методом (РАР), набір реагентів фірми “Diagnosticum” (Hungary). Тригліцериди розщеплювали ферментом ліпопротеїнліпазою до гліцеролу і жирних кислот. Екстинцію утвореної сполуки вимірювали за довжини хвилі 505 нм. Концентрацію фосфоліпідів сироватки крові визначали шляхом екстракції ліпідної фракції ізоаміловим спиртом, послідуючою мінералізацією. Неорганічний фосфор при взаємодії з молібдатом амонію утворює фосфомолібденову кислоту, оптичну густину якої вимірювали за довжини хвилі 630 нм. Концентрацію холестерину визначали модифікованим методом Ілька. Одержані результати статистично опрацьовували, для встановлення відмінностей між групами використовували критерій Стьюдента.

Результати досліджень. Тригліцериди є основною резервною формою ліпідів, більша частина даної фракції знаходиться у крові у складі ліпопротеїдів різної щільності та хіломікронах. Результати досліджень вмісту тригліцеридів, фосфоліпідів та холестерину наведені у таблиці.

Таблиця

Концентрація тригліцеридів, фосфоліпідів та холестерину у сироватці крові корів, M±m, n=10

Групи тварин	Фракції ліпідів		
	Тригліцериди, ммоль/л	Фосфоліпіди, ммоль/л	Холестерин, ммоль/л
Контрольна	0,15±0,08	2,6±0,37	3,2±0,71
Дослідна	0,21±0,1	1,8±0,52	4,1±1,35

Концентрація тригліцеридів та холестерину у сироватці крові корів дослідної групи перевищувала таку у контролі, однак була в межах референтних значень. Збільшення вмісту даних фракцій може призвести до розвитку певних патологій, у першу чергу, серцево-судинних. Поряд з цим, концентрація фосфоліпідів сироватки крові дослідних тварин була на 30,8% меншою за таку у контролі. Одержані результати співпадають з іншими дослідженнями [5, с. 793], зменшення вмісту фосфоліпідів у тварин дослідної є результатом напруженості процесів антиоксидантного захисту, виснаження резервів відновних сполук [2, с. 175]. Особливо небезпечними є модифіковані форми фосфоліпідів, що містять продукти перекисного окислення жирних кислот.

Проблема впливу низьких доз іонізуючого випромінювання потребує подальших досліджень, зокрема дослідження змін ліпопротеїдного складу крові корів та вплив останнього на показники життєдіяльності та продуктивності корів.

Висновки. У корів, що утримувались в зоні дії низьких доз іонізуючого випромінювання встановлено збільшення концентрації тригліцеридів і холестерину і зменшення – фосфоліпідів, що є результатом змін метаболізму ліпідів.

Список використаних джерел

1. Безрукова Г. А., Громова Л. Д., Спирин В. Ф. Влияние «малых доз» внешнего хронического облучения на состояние липидного обмена и риск развития атеросклероза у работников атомных электростанций. *Фундаментальные исследования.* 2006. № 9. С. 27-33.

2. Чала І. В., Фещенко Д. В., Згозінська О. А., Русак В. С. Особливості перекисного окиснення ліпідів в організмі інвазованої великої рогатої худоби на території, забрудненій радіонуклідами. *Чорнобильська катастрофа. Актуальні проблеми, напрямки та шляхи їх вирішення : зб.тез Міжнар. наук.-практ. конф. (26-27 квіт. 2018р.). Житомир*. 2018. С. 174–178.

3. Baselet B., Rombouts C., Benotmane A.M., Baatout S., Aerts A. Cardiovascular Diseases Related to Ionizing Radiation: The risk of Low-Dose Exposure (Review). *International Journal of Molecular Medicine.* 2016.Vol. 38. Is. 6. P. 1623-1641. doi: 10.3892/ijmm.2016.2777.

4. Reisz J. A., Bansal N., Qian J., Zhao W. & Furdui C. M. Effects of Ionizing Radiation on Biological Molecules – Mechanisms of Damage and Emerging Methods of Detection. *Antioxid Redox Signal.* 2014. Vol. 21. (2). P. 260-292. doi: 10.1089/ars.2013.5489.

5. Sammad A, Wang Y. J., Umer S. Nutritional Physiology and Biochemistry of Dairy Cattle under the Influence of Heat Stress: Consequences and Opportunities. *Animals (Basel)*. 2020. Vol. 10 (5). P. 793. doi:10.3390/ani10050793

6. Shink U., Sungmin L., Kang H., Kim J., Kim K., Youn H., Jin Y. W., Seo S. & Youn B. Organ-Specific Effects of Low Dose Radiation Exposure: A Comprehensive Review. *Frontiers in Genetics.* 2020. Vol 11. doi: 10.3389/fgene.2020.566244.

ЗМІНИ ПЛОЩІ ТА ЕКВІВАЛЕНТНОЇ ТОВЩИНИ ЛИСТКІВ ОЧЕРЕТУ ЗВИЧАЙНОГО В УМОВАХ ХРОНІЧНОГО РАДІАЦІЙНОГО ОПРОМІНЕННЯ

Ганжа Д. Д.,
кандидат біологічних наук, член географічного товариства
Івано-франківське відділення Українського географічного товариства
Ганжа Д. Д.,
аспірант
Інститут гідробіології НАН України
Назаров А. Б.,
інженер
Державне спеціалізоване підприємство "Чорнобильский спецкомбінат"

Постановка проблеми. В умовах забруднення техногенними радіонуклідами виникає потреба експрес-оцінки якості довкілля, що перебуває під впливом хронічного радіаційного опромінення. Для цього перспективним є тестування, що базується на оцінці морфометричних параметрів вищих рослин, зокрема в гідроморфних та водних екосистемах. У вищих рослин найбільш чутливим органом де відбувається фотосинтез і обмін речовин є листки, які першими реагують на зміни якості довкілля. Зміни, що відбуваються в листках рослин дозволяють оперативно – протягом вегетаційного періоду оцінити якість довкілля в місцях спостережень. Найменшими щодо затрат праці та найпростішими у інструментальному забезпеченні є морфометричні параметри листків.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. При радіаційному опроміненні рослин, як насіння на стадії проростання та на різних стадіях вегетативного розвитку спостерігаються морфологічні наслідки, крім іншого, що проявляються на висоті та біомассі всієї рослини та впливають на довжину, площу та форму листків, як травянистих так і у деревних рослин [1,2,3,4]. Крім того опромінення листків рослин в період від цвітіння до визрівання призводить до змін у тому числі морфологічних ознак на наступний рік після опромінення [4]. Морфологічні зміни рослин виникають внаслідок втрати у клітин здатності до поділів яка унеможливлює нормальне формотворення, і внаслідок виниклих обмежень у просторовому нагромадженні нових клітин виникають потворні форми органів – радіоморфози. Причиною радіоморфозів є проліферативна загибель окремих клітин, статистично розсіяних у твірних тканинах [5].

Трапляються нерегулярні та регулярні радіоморфози. Регулярні – характеризуються різкими відхиленнями за розмірами чи формою від норми, але зберігають регулярність структури, зустрічаються як у деревних, так і у трав'янистих рослин. При цьому від ступеня забруднення залежить частота прояву регулярних морфозів, а не характер морфологічних змін. Частота трапляння цих морфологічних аномалій на більш забруднених радіонуклідами

територіях є вищою ніж при менших дозових навантаженнях. Така особливість прояву регулярних радіоморфоз дає підстави віднести їх до стохастичних ефектів опромінення [5]. Тепер, через 35 років після Чорнобильської катастрофи, вочевидь маємо справу із довготривалим хронічним опроміненням рослин з проявами регулярних радіоморфозів, що утворюються внаслідок спадкового у ряду поколінь опромінення насіння, зимуючих бруньок, кореневої системи, а також опромінення на стадії проростання та вздовж всього вегетаційного періоду. На прояви радіоморфозів впливає як зовнішнє, так і внутрішнє опромінення рослин від інкорпорованих у них радіонуклідів. При цьому доза внутрішнього опромінення укорінених рослин, вочевидь перевищує дозу від зовнішнього [6].

Метою дослідження є оцінка зміни площі та густини листків очерету в умовах хронічного радіаційного опромінення від інкорпорованих ^{90}Sr і ^{137}Cs.

Для досягнення поставленої мети необхідно виконати наступні **завдання**:

1) Дослідити рослини відібрані у різних умовах дозового навантаження, виміряти їх питому активність за вмістом ^{90}Sr та ^{137}Cs та обчислити дозу внутрішнього опромінення;

2) Виміряти площу та густину досліджуваних листків;

3) Оцінити реакцію листків рослин у залежності від дозового навантаження та етапа вегетаційного періоду.

У Чорнобильській зоні відчуження (ЧЗВ), у шести водних екосистемах із різними рівнями радіонуклідного забруднення протягом 2011-2019 рр. були відібрані листки, у середньому по 30 рослин в кожен срок відбору, які відповідали трьом періодам вегетації: період росту – травень початок червня; період зрілості – червень, липень; старіння – серпень. Також були відібрані окремі цілі рослини очерету звичайного (Phragmites Australis (Cav.) Trin. Ex Steud). У цілих рослинах вимірювали питому активність ^{90}Sr та ^{137}Cs, із застосуванням спектрометру енергії бета-випромінювання СЕБ 01-150 (Україна). Невизначеність спектрометрії ^{90}Sr не перевищувала 18%, ^{137}Cs – 15%. У листках щодо яких проводили морфометричний аналіз вимірювали сумарну активність ^{90}Sr та ^{137}Cs із застосуванням радіометра комбінованого КРК-1 (Росія). Відносна невизначеність при проведенні бета-радіометрії не перевищувала 30%. Якщо активність виміряна на КРК-1 суттєво відрізнялась від сумарної активності ^{90}Sr та ^{137}Cs виміряних на СЕБ 01-150, проби листків відправляли на додатковий спектрометричний аналіз.

Всі обчислення питомої активності радіонуклідів в зразках проводили відносно повітряно сухої маси рослин. Дозу внутрішнього опромінення від інкорпорованих ^{90}Sr та ^{137}Cs обчислювали відносно сирої ваги рослин згідно існуючих рекомендацій [7]. Зібрані цілі листки очерету звичайного розділяли навпіл по довжині, сканували та обчислювали площу зображень листків, ($S_{лст}$, см^2/листок) із застосуванням графічного прикладення ImageJ. Відскановані листки висушували, важили, та обчислювали їх еквівалентну товщину ($h_{лст}$,

г/см^2). Також обчислювали коефіцієнт відношення площі листка до кола в яке вона вписується (K_{SL}) [8].

Статистичний аналіз результатів вимірювань за методом Монте-Карло проводили з використанням программного додатку Past 3.19. Для пар вибірок даних за досліджуваними параметрами використовували коефіцієнт корреляції Спірмена (rS). Для порівняння медіан двух вибірок використовували тест Манна-Уітні (MW). Вибірки перевіряли на подібність коефіцієнтів кореляції (CV) за допомогою тесту Флігнера-Кіліна.

Невизначеність вимірювання, обчислювали згідно існуючих рекомендацій (JCGM 100: 2008, 2008) як стандартне відхилення, декількох послідовних вимірювань одної проби.

$$u,\% = \frac{\sqrt{\sum u_c^2}}{\bar{x}} \cdot 100 \quad ,$$

де u_c^2 – стандартне відхилення параметрів при обчисленні невизначеності; x – середнє значення вимірюваних параметрів

Результати досліджень. За дозовим навантаженням від інкорпорованих радіонуклідів рослини очерету звичайного відібрані в місцях спостережень розподілилися від фонових зібраних у Чорнобильському створі р. Прип'ять до найбільш забруднених – в екосистемі оз. Глибоке (табл.).

Таблиця

Медіанні значення дози, морфологічних параметрів та еквівалентної товщини листків очерету звичайного протягом періоду спостережнь, 2011-2019 рр.

Водойма	n_1	мкГр/год.				n_2	$S_{лст}$	K_{SL}	u%	$h_{лст}$	u%
		^{90}Sr	u,%	^{137}Cs	u,%						
Оз. Азбучин	11	0,080	100	0,036	68	182	33	0,039	86	0,48	130
Водойма охолодник	16	0,006	53	0,077	110	289	33	0,040	87	0,37	138
Оз. Глибоке	17	0,037	120	0,102	130	267	22	0,040	85	0,38	90
Оз. Далеке	10	0,015	83	0,135	80	142	23	0,031	101	0,25	72
Янівський затон	11	0,006	130	0,045	150	172	33	0,040	43	0,25	148
Створ р. Припять	13	0,0003	87	0,004	160	238	28	0,045	87	0,20	132

Примітка: n_1 – кількість вимірювань концентрації радіонуклідів n_2 – кількість морфометричних вимірювань; $S_{лст}$ - площа зображень листків; K_{SL} - відношення площі листка до кола в яке вона вписується; $h_{лст}$ - еквівалентна товщина.

Медіанне значення концентрації ^{90}Sr у листках очерету звичайного зібраних в травні відноситься щодо листків з червня-липня із коефіцієнтом 0,4, щодо серпня – 0,3. Те саме, відносно концентрації ^{137}Cs – спостерігається з коефіцієнтами 0,3 та 0,5, відповідно. Таким чином найбільша концентрація ^{90}Sr та ^{137}Cs у листках очерету спостерігається у період зрілості і старіння рослин, при незначному відносному зменшенню концентрації ^{137}Cs у листках очерету в серпні.

Аналіз медіанних значень площі листків очерету у місцях спостережень показує, що найменші за площею листки утворюються в екосистемах водойм з найбільшим дозовим навантаженням. Порівняння площі листків зібраних у чорнобильському створі р. Прип'ять із листками оз. Азбучин, водойми охолодника та янівського затону показує, що при середніх дозових навантаженнях у замкнутих водоймах з більш багатими на поживні речовини донними відкладеннями, утворюються листки з більшою площею ніж у проточній водоймі із біднішими донними відкладеннями, навіть при фоновому дозовому навантаженні. Порівняння площі листків зібраних у травні із іншими вегетаційними періодами показує, що у червні-липні зростання площі листків прискорюється при відношенні площі листків травня до червня-липня яке дорівнює 0,6. У серпні знову спостерігається відставання у розвитку листків з коефіцієнтом площі травня до серпня – 1.

Аналіз розподілу значень коефіцієнту відношення площі листка до кола (K_{SL}) показує, що найбільшу відносну площу мають листки при фоновому дозовому навантаженні. При середньому та сильному дозовому навантаженні значення K_{SL} - приблизно однакові із помітним зменшенням в екосистемі оз. Далеке, що вочевидь викликано додатковими несприятливими факторами довкілля. Відношення значення K_{SL} листків очерету зібраних на етапі росту (травень) до проб зібраних у червні-липні та серпні складає 1,5 та 1,8 відновідно. Отримані результати показують, що відносна площа листків очерету протягом вегетаційного періоду послідовно зменшується на етапах зрілості та старіння рослин, що вочевидь є результатом дії хронічного дозового навантаження.

Значення еквівалентної товщини листків очерету зростає по мірі збільшення дозового навантаження. Відношення еквівалентної товщини листків очерету зібраних в період росту до листків зібраних в період зрілості та старіння складає 2,5 та 4,5 відповідно. При цьому, втрата еквівалентної товщини листків очерету в умовах фонового дозового навантаження суттєво більша наприклад на етапі старіння рослин - в 9 разів, порівняно із втратою еквівалентної товщини в умовах середнього та максимального дозового навантаження – в 4 рази. Неоднорідність сезонного розподілу значень еквівалентної товщини листків очерету більша порівняно з їх площею, у півтора рази судячи за співвідношенням невизначеності обох параметрів (табл.).

Статистичний аналіз зв'язку дозового навантаження із площею та еквівалентною товщиною листків очерету показав, що за всіма сроками спостережень має місце однаковість коефіцієнту варіації між порівнюваними

вибірками, що показує дозове навантаження як основний чинник який впливає на флуктуації досліджуваних параметрів листків очерету.

Висновки. Кореляційний аналіз показав, що на етапі росту рослин, переважно, на площу листків та їх еквівалентну товщину впливає доза від ^{90}Sr, при цьому площа листків зменшується по мірі збільшення дозового навантаження, а еквівалентна товщина зростає. На етапі старіння – знайдено сильний зворотній кореляційний зв'язок між дозовим навантаженням від ^{90}Sr та ^{137}Cs з площею листків. Щодо K_{SL} та $h_{лст}$ надійного зв'язку із дозовим навантаженням не знайдено.

Спостереження показали, що найбільша концентрація ^{90}Sr та ^{137}Cs у листках очерету спостерігається у період зрілості і старіння рослин, у ці ж періоди також має місце прискорене зростання площі листків із наступним відставанням росту, відповідно. Спостерігається середній та сильний вплив дозового навантаження на листки очерету, що проявляється у зменшенні площі та збільшенні еквівалентної товщини листків.

Список використаних джерел

1. J.E. Olsen, S.B.Dineva (2017) Effects of Chronic Ionizing Radiation and Interactions with Other Environmental and Climatic Factors on Plant Growth and Development. eJournal of Applied Forest Ecology (eJAFE), Vol.5, No.1. 31-53

2. K. Gregoriou, K. Pontikis (2007) Effects of reduced irradiance on leaf morphology, photosynthetic capacity, and fruit yield in olive (Olea europaea L.). PHOTOSYNTHETICA 45 (2): 172-181

3. Н.М. Рашидов С.В. Литвинов (2016) Изменение параметров морфогенеза Arabidopsis Thaliana l. при хроническом облучении семян и проростков малыми дозами редкоионизирующей радиации. Фактори експериментальної еволюції організмів. Т. 18. 51-55

4. Б.С. Пристер (2008) Проблемы сельскохозяйственной радиоэкологии и радиобиологии при загрязнении окружающей среды молодой смесью продуктов ядерного деления. Ин-т проблем безопасности АЭС НАН Украины. 320 с.

5. Д.М. Гродзинський (2010) Радіоактивні ізотопи і життя. Вісник харківського національного аграрного університету Серія біологія вип. 2 (20). 6-18

6. Ganzha, D.D, Ganzha, D.D., Nazarov, A.B. (2020) The tensile breaking strenght of Phragmites Australis (CAV.) TRIN. EX STEUD. leaves as a chronic irradiation effect. RAP Conference Proceeding 4. 103–107

7. Levchuk S. (2016) Handbook of basic methods for determining the activity of radionuclides. National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine, Kyiv, 119.

8. Ганжа Д. (2012) Морфологічна реакція листків тополі в різних умовах урботехногенного навантаження. Львівський національний університет імені Івана Франка. Вісник Львівського університету. Серія біологічна 60, Львів. 163–170

ПРОДОВОЛЬЧА БЕЗПЕКА В ПОЛІСЬКОМУ РЕГІОНІ – КРИТЕРІЙ ЯКІСНОГО ПРОДОВОЛЬЧОГО ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ НАСЕЛЕННЯ

Котелевич В. А.,
кандидат ветеринарних наук, доцент
Поліський національний університет
Галайба А. Б.,
директор
Житомирська регіональна державна лабораторія Державної служби з питань безпечності харчових продуктів та захисту споживачів

Постановка проблеми. Продовольча безпека – базовий критерій ефективності державної стратегії якісного продовольчого забезпечення. Вона гарантує охорону здоров'я та збільшення тривалості життя населення і забезпечується за рахунок продовольчої безпеки в кожному її регіоні, що обумовлено особливістю природнокліматичних умов, рівнем виробничо-економічного розвитку, соціально-демографічною ситуацією тощо [1; 3; 6]. На актуальність цього питання вказують дані Житомирського обласного лабораторного центру: з досліджених впродовж 2019 року 1575 зразків харчових продуктів на вміст ^{137}Cs у 3% (48 проб) були перевищення і найбільш забрудненими були дари лісу, м'ясо дичини та молоко. Відсоток перевищень у грибах становив 15,8%: у Коростенському районі він сягав 34,6%, в Овруцькому – 18,9%). Не відповідали вимогам ДГН 6.6.1.1 – 130-2006 з 18 досліджених проб ягід у Овруцькому районі 38,8%, а з 16 проб у Коростенському – 18,7%; у зразках м'яса дичини з Малинського району – 16,7% проб та з Коростенського – 7,7%.

Аналіз останніх досліджень та публікацій. Особливо гостро питання продовольчої безпеки для населення постає на радіоактивно забруднених внаслідок аварії на ЧАЕС територіях Поліського регіону [1; 3; 6; 7]. Як наголошують вчені, нині і в майбутньому, як і раніше, ^{137} Cs, буде залишатися основним радіонуклідом, що впливає на стан здоров´я людей, які проживають в цих районах [2; 4; 6]. Період напіврозпаду цього радіонукліда становить 29,7 років. Крім ^{137}Cs небезпеку для здоров'я населення становлять стронцій-90 (період напіврозпаду 28 років), америцій – 241 (період напіврозпаду 432,2 років) і плутоній – 239 (період напіврозпаду 24000 років). Ці радіонукліди потрапляють в організм як у складі харчових продуктів, так і з повітряними потоками у разі виникнення лісових пожеж і горіння трави. Після аварії на Чорнобильський АЕС відбулися значні зміни в рівнях забрудненості довкілля, продуктів харчування [1; 2; 6]. Однак, у формуванні сумарної дози опромінення населення радіоактивно забруднених територій Житомирської області переважаючим є внесок внутрішнього опромінення від ^{137} Cs та ^{90} Sr, що надходить саме з харчовими продуктами місцевого виробництва та дарів лісу [1; 3; 6; 7]. Маючи хімічні властивості подібні до калію та кальцію,^{137}Cs і ^{90}Sr інтенсивно включаються в системі «ґрунт-рослина» в біогенну міграцію, накопичуючись у

продукції рослинного й тваринного походження і, у подальшому, надходять в організм людини [2; 3; 6]. Провідними вченими (Прістер Б. С., Гудков І. М, Кашпаров В. О., Лазарєв М. М., Скидан О.В., Романчук Л. Д. та ін.) проведено доволі великий обсяг наукових досліджень з вивчення міграції ^{137}Cs і ^{90}Sr в об'єктах аграрного виробництва та їх накопичення у продовольчій продукції [1; 2; 4-6]. Однак, «проживання населення на радіоактивно забруднених територіях зумовлює необхідність проведення постійного моніторингу радіаційної ситуації, з'ясування процесів і закономірностей міграції ^{137}Cs і ^{90}Sr трофічними ланцюгами» [3-6].

Мета досліджень. Провести моніторингові дослідження якості і безпечності харчових продуктів за останні 3 роки в Поліському регіоні.

Матеріали і методи досліджень. Матеріалом для дослідження була звітна документація державних лабораторій ветсанекспертизи продовольчих ринків північних районів Житомирської області за останні 3 роки та зразки харчових продуктів. Дослідження включали: статистичні, органолептичні та радіологічні.

Результати дослідження. За результатами аналізу звітної документації ДЛВСЕ Житомирської області у 2018 році 50% проб сухих грибів з Овруцького району перевищували допустимі рівні: 2529-5000 Бк/кг. Відповідно 5,8% з Ємільчинського (2544-2923 Бк/кг), 7,2% з Народичів (3971-29022 Бк/кг). З досліджених ДЛВСЕ 69 проб свіжих грибів не відповідали нормативним вимогам у Новоград-Волинську 11,6% (866-1310 Бк/кл), Ємільчино – 8,75% (526-894 Бк/кг та Лугини 1,4 % (504 Бк/кг). З досліджених у 2018 році 7246 проб харчових продуктів 16 зразків перевищували гранично допустимі рівні за вмістом ^{137} Cs. В т.ч., питома активність зразка дичини з Овруцького району становила 464 Бк/кг, Лугинського – 634 Бк/кг і Народицького – 1531 Бк/кг. Гриби свіжі – питома активність 5 зразків з Овручцького району була на рівні 509,1-3375 Бк/кг, проба з Народичцького – 1956 Бк/кг та 3 зразки на Житньому ринку м.Житомира– 2328-2345 Бк/кг.Гриби сухі – питома активність зразка з Овручцького району становила 8329 Бк/кг та Олевського 2814 Бк/кг, 2 зразки з Народицького – 4330 Бк/кг і 4987 Бк/кг. Вміст радіонуклідів у грибах, ягодах, дичині та продуктах власного виробництва у північних регіонах в більшості випадків значно перевищував допустимі рівні.

За результатами власних досліджень у 2019 році зразків риби, молока, м'яса, грибів та ягід, відібраних на Житньому ринку м. Житомир встановлено, що всі вони, крім ягід, відповідали нормативним вимогам за вмістом ^{137} Cs. Вміст ^{137}Cs в зразках ожини становив 450 ± 0,15 Бк/кг, журавлини – 138 ± 0,13 Бк/кг, тобто перевищення ДГН 6.6.1.1 – 130--2006 у пробах ожини були у 6,4 разів, а журавлини – у 1,9 разів.

Аналіз звітної документації ДЛВСЕ радіоактивного забруднення об'єктів ветеринарного нагляду Житомирської області станом на 1.07.2020 року показав, що з досліджених 63954 зразків на вміст цезію-137 відповідно до вимог Державних гігієнічних нормативів «Допустимі рівні вмісту

радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді» 14 проб значно перевищували допустимі рівні, зокрема: 2 зразка м´яса дичини у Малині показали відповідно 800 Бк/кг та 1400 Бк/кг (при ДР 400 Бк/кг); гриби свіжі: 3 проби у Малині були на рівні 631 Бк/кг - 830 Бк/кг, 1 проба у Народичах – 834 Бк/кг та 2 проби у Овручі – 516 БК/кг і 635 Бк/кг при нормі 500 Бк/кг; гриби сухі: 5 зразків у Ємільчино показали 2608 Бк/кг -2903 Бк/кг, 2 проби у Овручі - 2820 БК/кг та 2850 Бк/кг (при ДР 2500 Бк/кг); 1 зразок меду у Овручі – 1920 Бк/кг (при ДР 600 Бк/кг). Отже, питома активність м'яса дичини, сушених грибів та меду є дуже високою.

Висновки. Встановлено, що вміст радіонуклідів у м'ясі диких тварин, грибах, лісових ягодах та продуктах бджільництва у північних районах Житомирської області залишається на високому рівні, що формує великі дози внутрішнього опромінення і негативно впливає на стан здоров´я населення та вимагає негайного вирішення шляхом ефективної політики з боку держави.

Доведено, що для нівелювання ризиків, пов'язаних зі споживанням продуктів харчування слід удосконалювати процес контролю за сировиною, що використовують для її виробництва, за показниками безпеки на всіх етапах створення «від лану – до столу».

Список використаних джерел

1. Гудков І. М., Кашпаров В. О. Актуальні завдання і проблеми сільськогосподарської радіоекології через чверть століття після аварії на Чорнобильській АЕС. *Вісник ЖНАЕУ*. 2012. № 1, Т. 1. С. 27–36.

2. Кашпаров В. О. Поліщук С. В., Отрешко Л. М. Радіологічні проблеми ведення сільськогосподарського виробництва на забрудненій в результаті Чорнобильської катастрофи території України. *Чорнобильський науковий вісник. Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення*. 2011. № 2 (38). С.13–30.

3. Котелевич В. А. Актуальні проблеми якості та безпечності харчових продуктів в контексті забезпечення продовольчої безпеки в Житомирському регіоні. *Наук. вісник ЛНУВМБТ ім. С. З. Гжицького*. 2019. Т. 21, № 93. С. 155–159.

4. Лазарєв М. М., Левчук С. Є., Косарчук О. В., Можар А. О. Проблеми забруднених радіонуклідами сільськогосподарських територій на сучасному етапі. *Вісник ЖНАЕУ*. 2016. № 1 (55), Т 3. С. 191–201.

5. Прістер Б. С. Проблеми радіаційного захисту населення на територіях, забруднених у наслідок аварії на Чорнобильській АЕС *Вісник НАН України*. 2011. № 4. С. 3–11.

6. Романчук Л. Д. Вплив грибів на формування внутрішнього опромінення населення Північної частини України. *Вісн. аграр. науки*. 2011. № 3. С. 44–47.

7. Скидан О. В., Романчук Л. Д., Довженко В. А. Оцінка рівня харчування сільського населення радіоактивно забруднених територій у контексті гарантування продовольчої безпеки. *Наукові горизонти*. 2019. № 3 (76). С. 3–9.

ВПЛИВ ТКАНИННОГО ПРЕПАРАТУ НА ПЕРЕБІГ РАНОВОГО ПРОЦЕСУ ТА СКЛАД КРОВІ У ВЕЛИКОЇ РОГАТОЇ ХУДОБИ В РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНІЙ ЗОНІ

Ковальчук Ю. В.,
кандидат ветеринарних наук, доцент
Грищук Г. П.,
кандидат ветеринарних наук, доцент
Євтух Л. Г,
кандидат ветеринарних наук, ст. викладач
Поліський національний університет

Постановка проблеми. Вивчення патогенезу та лікування ран і їх ускладнень є однією із основних проблем ветеринарної хірургії. Це пов'язано із тим, що дана патологія значно поширена та завдає значних економічних збитків тваринницьким господарствам [1, с. 1; 3, с. 181].

Рановий процес є складним і тривалим. Загоювання ран супроводжується морфологічними, фізіологічними та біохімічними змінами, тому вивченню різних аспектів патогенезу і лікування ран присвячено багато праць [2, с. 1; 5, с. 1; 6, с. 70].

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Складний радіоекологічний стан у світі та особливо в Україні визначає необхідність урахування особливостей перебігу ранового процесу в умовах дії радіації.

На перебіг ранового процесу в тварин у зоні Полісся України має суттєвий вплив сумісна дія, як етіологічних екологічних факторів, так і прояви малоінтенсивного іонізуючого випромінювання, яке є наслідком аварії на ЧАЕС [4, с. 5–6].

Вивчення у великої рогатої худоби перебігу ранового процесу в умовах підвищеного рівня радіаційного забруднення має теоретичне та практичне значення і дасть можливість виявити зміни в організмі та їх вплив на загоювання ран.

Метою нашої роботи було вивчити вплив тканинного препарату на перебіг природного ранового процесу та склад крові за випадкових ран у великої рогатої худоби в 2-й зоні (15–20 Кі/км^2) забруднення радіонуклідами внаслідок аварії на ЧАЕС.

Дослідження проводились в період з весни до осені 2020 року в умовах СТОВ «Зоря» смт Народичі Житомирської області, що належить до 2-ї зони, забрудненої радіонуклідами внаслідок аварії на ЧАЕС.

Дослідження проведено на 10 нетелях, у яких діагностували випадкові шкірно-м'язеві рани в різних ділянках тіла. Тварини у весняно-літній період знаходилися в літньому таборі, де їх випасали на природних пасовищах.

Нетелей із ранами було розділено на контрольну і дослідну групи по 5 голів у кожній. Тваринам дослідної групи вводили тканинний препарат зразу після

виявлення ран, потім через 8 і 16 діб. Препарат виготовляли за методикою Філатова, із матки тільних корів із її вмістимим і вводили із розрахунку 5 $см^2$ на 100 кг живої маси.

Результати досліджень. Протягом першої доби після виявлення ран у нетелей та в наступні дні під час руху тварин на пасовищах первинна біологічна злипка та згустки крові розривалися, рани сильно зяяли і забруднювалися. Під час перебігу ранового процесу рани забруднювалися сторонніми предметами, розмивалися дощем та піддавалися впливу інших факторів навколишнього середовища.

Набряк тканин, який локалізувався в межах 4 см навколо ран, та болючість виникали у перші 12 годин після їх виявлення і зберігались в середньому протягом 6–8 діб. Наприкінці четвертої доби в нижніх кутах ран утворювалися незначні кишені, у яких накопичувався ексудат жовтувато-сірого або кров'янистого кольору. На сьому добу ексудація припинялася, у ранах утворювалися нестійкі струпи, які на 11-у добу закривали рани і зберігались до 15-16-ї доби перебігу ранового процесу. На 17-18-у добу струпи самостійно відокремлювалися, при цьому оголюючи рубці рожевого кольору.

Розміри і форма ран були від лінійних до витягнутих, так як вони були нанесені різними травмуючими предметами. Скорочення їх країв, зменшення ранового дефекту, стягування і зміни форми, відбувались рівномірно, оскільки їх вісь не пересікалася із лініями Лангера.

Коливання температури, пульсу та дихання тварин не виходили за фізіологічні межі і вказували на те, що рани не впливають на загальний стан організму.

Такі зміни, що зумовлювалися постійною рухливістю тварин та силою напруження травмованих тканин, забезпечували загоювання ран за типом концентричного рубцювання із утворенням струпа.

Отже, загоювання поверхневих випадкових ран у великої рогатої худоби за літньо-табірного утримання із щільністю їх забруднення радіонуклідами у межах 29–34 мкР/год відбувається за типом первинного натягу під струпом в середньому протягом 19–20 діб.

При дослідженні крові у тварин із випадковими ранами до введення тканинного препарату у обох групах вірогідної різниці за умістом еритроцитів та гемоглобіну не було виявлено (табл. 1), а уміст лейкоцитів в тварин дослідної групи був вищим, ніж в контрольних ($P<0,05$).

Різницю за умістом лейкоцитів можна вважати як індивідуальну властивість організму, оскільки їх кількість не виходить за рамки норми (табл. 1). Через 8 днів після введення тканинного препарату кількість еритроцитів збільшилась ($P>0,05$) як в контрольних (5,82–6,32 Т/л), так і у дослідних тварин (5,12–6,40 Т/л), а концентрація гемоглобіну залишалась стабільною. Кількість лейкоцитів збільшилась у контрольній (9,46–10,4 Т/л) і зменшилась в дослідній (11,2–10,8

Г/л). Коливання кількості еритроцитів та лейкоцитів відбулось у фізіологічних межах.

У наступні 8 діб уміст еритроцитів знизився в незначних межах, але все ж був вищим, ніж до введення тканинного препарату.

Концентрація гемоглобіну вірогідно не змінилася. В дослідних тварин кількість лейкоцитів на 16 добу залишилася такою ж як і на 8-му добу (10,08±0,29 Т/л) тобто знизилась і була стабільною, а в порівнянні із контролем – вірогідно збільшилась (9,8±0,2–10,76±0,4 Т/л).

Таблиця 1

Динаміка морфологічних показників крові (M±m)

Показники	До введення тканинного препарату		Через 8 діб після виявлення ран		Через 16 діб після виявлення ран	
	контроль n=5	дослід n=5	контроль n=5	дослід n=5	контроль n=5	дослід n=5
Еритроцити, Т/л	5,82±0,27	5,12±0,19*	6,32±0,14	6,40±0,11	6,08±0,2	5,68±0,19
Лейкоцити, Г/л	9,46±0,38	11,2±0,26*	10,4±0,33	10,08±0,29	9,8±0,2	10,76±0,4*
Гемоглобін, г/л	68,8±3,61	68,0±1,67	68,8±2,24	66,8±2,8	71,2±1,96	69,2±1,5

Примітка: *– $p<0,05$

Біохімічні показники крові теж мають певні коливання. Так, концентрація загального білку (табл. 2) у контрольних тварин майже стабільна (72,7–72,1–70,8 г/л), а в дослідних знижується (71,4–71,2–71,1 г/л) після введення тканинного препарату в порівнянні із початком досліду, але дещо вища ніж в контрольних тварин (71,1–70,8 г/л).

Резервна лужність крові в контрольних тварин протягом досліду зростає, а у дослідних тварин після першої ін’єкції тканинного препарату зростає (500–520 мг%), після другого в порівнянні із першим – знижується (520–516 мг%), але в порівнянні із контрольними вища (500–516 мг%).

Уміст каротину в крові контрольних та дослідних тварин коливався у фізіологічних межах, але після застосування тканинної терапії концентрація його зменшилась у обох групах тварин майже наполовину. Такий стан умісту каротину не є результатом впливу тканинного препарату, тому що зменшення його концентрації наступило в обох групах тварин і вказує на вміст поживних речовин у раціоні для тварин.

Концентрація загального кальцію у крові обох груп тварин на початку досліду була в межах норми, а після введення тканинного препарату знижується на 10,4 % по відношенню до початкового показника і була стабільною до кінця досліду.

Була також занижена концентрація неорганічного фосфору як в дослідних (3,10 мг%), так і у контрольних тварин (2,90 мг%). Після введення тканинного

препарату на 8-му добу відмічалось незначне коливання його вмісту в бік збільшення.

Таблиця 2

Динаміка біохімічних показників крові, (M±m)

Показники	До введення тканинного препарату		Через 8 діб після виявлення ран		Через 16 діб після виявлення ран	
	дослідні	контрольні	дослідні	контрольні	дослідні	контрольні
Загальний білок, г/л	71,4±0,06	72,7±0,01*	71,2±0,14	72,1±0,11	71,1±0,2	70,8±0,19
Резервна лужність, мг%	500±8,94	496±7,48	520±8,94	516±7,48	516±7,48	524±7,48
Каротин, мг%	0,65±0,08	0,65±0,08	0,44±0,09	0,48±0,08	0,38±0,04	0,31±0,04
Загальний кальцій, мг%	9,60±0,33	9,84±0,26	8,60±0,09	8,64±0,07	8,80±0,09	8,84±0,07
Неор-ний фосфор, мг%	3,10±0,19	2,90±0,19	3,0±0,22	3,10±0,19	3,10±0,19	2,90±0,19

Примітка: *– $p<0,05$; **– $p<0,01$.

Концентрація загального кальцію у крові обох груп тварин на початку досліду була в межах норми, а після введення тканинного препарату знижується на 10,4 % по відношенню до початкового показника і була стабільною до кінця досліду.

Була також занижена концентрація неорганічного фосфору як в дослідних (3,10 мг%), так і у контрольних тварин (2,90 мг%). Після введення тканинного препарату на 8-му добу відмічалось незначне коливання його вмісту в бік збільшення.

Отже, підсумовуючи можна сказати, що тканинний препарат, виготовлений із матки тільних корів, не вплинув на вміст в крові дослідних тварин еритроцитів і гемоглобіну, але мав корегувальну дію на вміст лейкоцитів, що виявилося у зменшенні їх кількості як в порівнянні із початком досліду (11,2–10,71 Г/л), так і й з контролем в кінці досліду (9,8–10,76 Г/л, $P<0,05$).

Застосування тваринам тканинного препарату призводить до вирівнювання обміну загального білку і кальцію, неорганічного фосфору, каротину та резервної лужності.

Висновки

1. При утриманні великої рогатої худоби в літньому таборі зі щільністю забруднення його території радіонуклідами у межах 29–34 мкР/год поверхневі шкірно-м'язеві випадкові рани загоюються під струпом в середньому протягом 19-20 діб.

2. Підшкірні ін'єкції тваринам тканинного препарату із матки тільних корів із її вмістимим 2 рази по 15–20 $см^3$ з інтервалом 8 діб не впливає на перебіг ранового процесу і тривалість загоювання випадкових ран у нетелів при літньо-табірному утриманні.

3. Тканинний препарат не впливає на вміст в крові дослідних тварин еритроцитів і гемоглобіну, але має корегувальну дію на вміст лейкоцитів, що виявилося у зменшенні кількості лейкоцитів як в порівнянні із початком досліду, так і й з контролем в кінці досліду.

4. Застосування тваринам тканинного препарату призводить до вирівнювання обміну загального білку і кальцію, неорганічного фосфору, каротину та резервної лужності.

Список використаних джерел

1. Венгерович Н. Г. Патогенетическое обоснование применения биоактивных наноматериалов при раневом процессе : экспериментальное исследование : автореф. дис. на соискание научн. сттепени канд. мед. наук : 14.03.03. Санкт-Петербург, 2011. 26 с.

2. Гєрдєва А. О. Клініко-експериментальне обґрунтування застосування бурштинової кислоти за гнійних ран у собак : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. вет. наук : 16.00.05. Біла Церква, 2019. 19 с.

3. Киричко Б. П. Патоморфологічні зміни при гнійних ранах у великої рогатої худоби за різних схем лікування. *Зб. наук. праць Луганського національного аграрного університету.* 2006. № 69/92. С. 181–187.

4. Ковальчук Ю. В. Перебіг ранового процесу у великої рогатої худоби під впливом тканинного препарату в умовах радіаційного забруднення. *Вісник Національного аграр. ун-ту*. 2001. № 42. С. 119–122.

5. Підборська Р. В. Застосування озонотерапії у собак із гнійними ранами : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. вет. наук : 16.00.05. Біла Церква, 2011. 18 с.

6. Сучасні підходи до лікування гнійних ран. Невирішені проблеми. В. О. Шапринський та ін. *Шпитальна хірургія. Журнал імені Л. Я. Ковальчука.* 2015. № 3. С. 70–73.

ВПЛИВ РЕГУЛЯТОРІВ РОСТУ НА НАКОПИЧЕННЯ РАДІОЦЕЗІЮ В БУЛЬБАХ КАРТОПЛІ

Трембіцька О. І.,
кандидат сільськогосподарських наук
Климено Т. В,
кандидат біологічних наук
Кропивницький Р. Б.,
кандидат біологічних наук
Журавель С. В.,
кандидат біологічних наук
Федорчук С.В.,
кандидат сільськогосподарських наук
Поліський національний університет

Постановка проблеми. Природний цезій представлений одним стабільним ізотопом Cs-133, вміст якого в земній корі рівно $3,7 \cdot 10^{-4}$%. В склад продуктів ділення входять два радіоізотопу цезію: Cs-137 і Cs-134, що відносяться до числа біологічно рухомих в сільськогосподарських ланцюгах. Викид в навколишнє середовище пари радіонуклідів Cs-134 і Cs-137, що мають однаковий атомний номер, відбувається, як правило, в певній пропорції, тому рівень забруднення території прийнято характеризувати щільністю випадінь «довгоживучого» Cs-137 [1].

Cs-137 – один з основних дозоутворюючих радіонуклідів серед продуктів ділення. Період напіврозпаду Cs-137 близько 30 років, він -β- і γ-випромінювач з максимальною енергією β-випромінювання. Більша рухливість Cs-137 визначається тим, що це радіоізотоп лужного елементу, хімічний аналог біогенно важливого елементу калію (К), що є в природних системах хімічним носієм Cs-137.

Ґрунтовий покрив не завжди є первісною ланкою, в яку надходять радіонукліди. Однак, як правило, радіонукліди швидко осідають на ґрунтовий покрив, що має велику ємність поглинання радіонуклідів [2].

Сорбція радіонуклідів ґрунтом має двояке значення для їх міграції в сільському господарстві. З одного боку, закріплення їх в верхніх горизонтах ґрунту забезпечує існування в природі тривало діючого джерела радіонуклідів для кореневого накопичення рослинами. З іншого боку, сильна сорбція твердою фазою ґрунту радіонуклідів обмежує їхнє засвоєння через кореневу систему рослин [3]. Таким чином, акумуляція радіонуклідів, а саме Cs-137, рослинами з ґрунту визначає вхідні масштаби включення радіонуклідів в харчові ланцюги. З цим пов’язане важливе значення ланки ґрунт-рослина в загальному циклі колообігу радіонуклідів в сільськогосподарському виробництві [3].

Для цезію, як і для більшості радіонуклідів, поглинання його ґрунтом визначається процесами його розподілу між двома основними фазами - твердою і рідкою і здійснюється в основному за рахунок процесів сорбції-десорбції,

осадження-розчинення важкорозчинних сполук і коагулювання-пептизації колоїдів.

Радіонукліди, як правило, знаходяться в грунтах в ультромікроконцентраціях: при вмісті $3,7 \cdot 10^{10}$ Бк/км^2 масова концентрація цезію-137 в орному шарі грунту складає $3,9 \cdot 10^{-12}$% [1,4].

Мета і завдання дослідження. Метою досліджень було встановити ефективність різних доз та видів регуляторів росту рослин на продуктивність картоплі, рівень радіоактивного забруднення в агроекологічних умовах.

Для досягнення поставленої мети досліджень передбачалось вирішити наступне завдання: визначити особливості дії регуляторів росту рослин на питому активність бульб картоплі, коефіцієнт переходу та кратність його зниження;

Методика досліджень. Нами були проведенні дослідження щодо впливу стимуляторів росту на накопичення радіоцезію в бульбах картоплі в агроекологічних умовах ТОВ ВП «Полісся» с. Радчиці Овруцького району Житомирської області.

Ґрунт в досліді дерново-підзолистий супіщаний, який характеризується слідуючими агрохімічними показниками:

гумус – 1,4 %,
Рн (KCl) – 5,9,
P_2O_5 – 90 мг/кг грунту,
K_2O – 100 мг/кг ґрунту.

З метою вивчення міграції радіоцезію в системі ґрунт-рослина при використанні видів регуляторів росту рослин досліди були закладені по слідуючій схемі:

Схема досліду

1.Контроль.
2.Обробка рослин регулятором росту Біосил, 15 мл/га.
3. Обробка рослин регулятором росту Потейтін, 15 мл/га.

Добрива, які вивчалися відповідно схемі досліду вносилися під весняну оранку в дозі 40 т/га гною+$N_{90}P_{80}K_{90}$.

В досліді використовували картоплю сорту – Луговська. Цей сорт виведений в інституті картоплярства УААН.

У ґрунті визначали обмінний та загальний цезій на гамма–спектрометрі АК–01С. Обмінну форму радіоцезію визначали методом ґрунтової витяжки з використанням екстрагенту 1н KCl.

Результати досліджень. Одним із критеріїв виробництва чистої продукції в біологічному землеробстві є більш повне використання біологічного потенціалу рослин. Враховуючи це, одним із ефективних способів використання резервів рослинного організму є застосування способу регуляції його функцій за

допомогою регуляторів росту рослин, в конкретному випадку Біосил та Потейтін.

При використанні цих препаратів не виявлено ніяких шкідливих наслідків як для рослин картоплі так і для навколишнього середовища. Навіть технологія виробництва даного препарату є екологічно чиста, що видно із характеристики препарату.

Біосил – є покращеним аналогом регулятора росту рослин Агростимуліну. Він є комплексним регулятором росту природного походження, синтетичних аналогів фітогормонів і біогенних мікроелементів. Прозорий безбарвний водно-спиртовий розчин [2].

Науково-обґрунтоване використання даних препаратів у технології вирощування картоплі дозволить більш якісно та економно витрачати майже всі види ресурсів від засобів захисту рослин та мінеральних добрив до зменшення використання прийомів агротехніки і відповідно енергетичних затрат.

Звідси також випливає і енергетична ефективність використання даних препаратів, тому що при зменшенні застосування насамперед пестицидів та фунгіцидів скорочуються і пов’язані з цим ланцюги технології (обприскування, протруєння та ін.).

Завдяки дії дослідних факторів дозволило підвищити врожайність картоплі та в деякій мірі знизити використання мінеральних добрив, що в даний час є актуальним не тільки з економічної точки зору, а також і в зв’язку зі зменшенням антропогенного навантаження на навколишнє середовище.

За результатами наших досліджень видно, що позакоренева обробка рослин картоплі Біосилом та Потейтіном сприяла зниженню питомої активності бульб з 29,2 до 6,4 – 2,1 Бк/кг (табл. 1). Найкращим виявився варіант із застосуванням Потейтіна і становив 2,1 Бк/кг, варіант з використанням Біосилом дещо поступився і становив 6,4 Бк/кг.

Таблиця 1

Вплив видів і доз регуляторів росту рослин на питому активність бульб картоплі

№ п/п	Варіанти досліду	Питома активність, Бк/кг	Похибка, %
1	Контроль (без стим.)	29,2	9,6
2	Біосил	6,4	10,7
3	Потейтін	2,1	25,0

Відомо, що коефіцієнт переходу Cs-137 дозволяє більш точно спрогнозувати міграцію радіонукліду в системі ґрунт – рослина. Тому в своїх дослідах ми розрахували цей показник в залежності від доз і видів добрив за слідуючою формулою:

$$КП = \frac{\text{Активність рослин, Бк/кг}}{\text{Щільність забруднення грунту, кБк/м}^2}$$

Виходячи з табл. 2, коефіцієнт переходу при вирощуванні картоплі без застосування регуляторів росту рослин на ґрунтах зі щільністю забруднення 200 кБк/м^2, склав 0,15.

Таблиця 2

Залежність коефіцієнтів переходу Cs-137 від видів і доз регуляторів росту рослин

№ п\п	Варіанти досліду	Щільність забруднення, кБк\м^2	Активність Бк/кг	КП
1	Контроль (без стим.)	200	29,2	0,15
2	Біосил	200	6,4	0,03
3	Потейтін	200	2,1	0,01

При використанні Біосилу спостерігаємо коефіцієнт переходу 0,03, а застосування Потейтіну сприяло ще більш значному зниженню коефіцієнту переходу Cs–137.

Висновки. Перехід радіоактивного ізотопу цезію-137 із ґрунту в рослини залежить від вмісту в ґрунті обмінного калію, насиченості ґрунтово-поглинаючого комплексу основами, реакції ґрунтового розчину, гранулометричного складу та вмісту гумусу. При покращенні агрохімічних показників ґрунту, зокрема при збільшенні вмісту обмінного калію в ґрунтах від 2,3 мг/100 г ґрунту до 14,8 мг/100 г ґрунту питома активність радіоцезію в рослинах зменшується до 3,4 рази.

Встановлено, що позакореневе обприскування рослин картоплі Біосилом та Потейтіном сприяла кратності зниження коефіцієнту переходу ^{137}Cs.

Список використаних джерел

1. Агроекологічний стан Житомирського Полісся та вплив систем удобрення на родючість ґрунтів, забруднених радіонуклідами : монографія / Трембіцька О. І. та ін. ; за ред. О. І. Трембіцької. Житомир : Вид-во Поліського ун-ту, 2020. 168 с.

2. Зінченко В. О. Деребон І. Ю., Бугайчук В. Р. Вплив стимуляторів росту рослин на продуктивність картоплі при різних рівнях родючості ґрунту в умовах радіоактивного забруднення. *Вісн. ДААУ*. 2000. Вип. 1. С. 80–85.

3. Кашпаров В.А, Лазарев Н.М, Полищук С.В. Проблемы сельскохозяйственной радиологии в Украине на современном этапе // *Агроекологічний журнал*, 2005, №3, с.31-41.

4. Пристер Б. С., Омельяненко Н. П., Перепелятникова Л. В. Миграция радионуклидов в почве и переход их в растения в зоне аварии на ЧАЭС. *Почвоведение*. № 10. 1992. С. 51–60.

МОРФОЛОГІЧНІ ПОРУШЕННЯ СКЕЛЕТУ МОЛОДІ ГІРЧАКА ЄВРОПЕЙСЬКОГО (ACTINOPTERYGII) З ОЗЕРА ГЛИБОКЕ У ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ

Ганжа Х. Д. ,
кандидат біологічних наук
Гудков Д. І. ,
доктор біологічних наук, професор
Абрам'юк І. І. ,
кандидат біологічних наук
Каглян О. Є. ,
кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник
Інститут гідробіології Національної академії наук України

Скелетні розлади становлять серйозну проблему для подальшого розвитку молоді риб, впливаючи на їхню морфологію, темпи росту та виживання. І хоча спонтанні скелетні відхилення трапляються у природних популяціях, але вони є відносно рідкісними [4-5]. Висока частота відхилень впливає на нормальну життєдіяльність риб і може бути викликана різними зовнішніми та внутрішніми чинниками. Іонізуюче випромінювання є одним з основних антропогенних чинників, що впливає на представників водних екосистем у Чорнобильській зоні відчуження (ЧЗВ). Внаслідок недостатньої вивченості причин та механізмів виникнення аномалій розвитку, оцінка прояву радіаційних ефектів у скелеті молоді риб є достатньо важливим предметом досліджень.

Зовнішні фактори в основному впливають на розвиток скелета личинок та риб ювенальної стадії і включають, у першу чергу, несприятливі екологічні умови [4-6, 12]. Це може бути наявність забруднюючих речовин і/або мутагенів, а також несприятливі умови для розвитку. Дослідження свідчать, що вади розвитку, викликані на ранніх стадіях під час ембріонального та личинкового періодів життя, можуть призводити до скорочення чисельності популяції риб [2, 4-6, 8-12].

Метою роботи було виявлення та вивчення якісних і кількісних характеристик основних форм аномалій розвитку осьового скелета молоді риб з оз. Глибоке у ЧЗВ.

Представлене дослідження сприятиме отриманню знань щодо відхилень скелета риб на ранніх стадіях розвитку, які можуть виникати внаслідок радіоактивного забруднення. Виявлення таких аномалій може слугувати біологічним індикатором впливу несприятливих умов навколишнього середовища в районах, які зазнали інтенсивного радіонуклідного забруднення.

Існує значна кількість методів дослідження структури скелету, але всі вони дотримуються загальноприйнятих принципів фіксації, освітлення, фарбування та збереження біологічного матеріалу [1, 3, 7, 13-15]. У нашому випадку, в якості основних, використовували методи фарбування кісткової і хрящової тканини,

розроблені М. Якубовскі (1970), а також Potthof (1984) в адаптації у S. Helland, Nofima Marin (2009).

Вибірки молоді риб були представлені особинами на D_2 та G стадіях розвитку. Досліджували вибірки гірчака європейського *Rhodeus amarus* з озер Підбірна (референтне озеро) та Глибоке.

Відібраних і зафіксованих у 4% формаліні риб відмивали від фіксуючого розчину у проточній воді. Знебарвлення проводили у 3-5% H_2O_2 з додаванням аміаку протягом 1–2 діб. Після знебарвлення риб переносили у 3% розчин КОН на 10-15 діб. Для фарбування скелету використовували 3% розчин КОН з додаванням 1-2 мл концентрованого розчину алізарина S. Риб витримували у фарбуючому розчині 1–2 доби і потім переносили послідовно до КОН на декілька годин, 50% гліцерину на 1-2 доби, та 75 і 90% розчину гліцерину на декілька днів до повного просвітлення тканин. Гліцерин розбавляли 3% розчином КОН. Зберігали просвітлені пофарбовані екземпляри у 99% гліцерині з додаванням кристаликів тимолу (рис. 1).

Рис. 1. Осьовий скелет після фарбування

На сучасному етапі головними дозоутворювальними радіонуклідами для риб ЧЗВ є ^{90}Sr та ^{137}Cs. Середня потужність поглиненої дози для досліджуваних батьківських особин в оз. Глибоке становила близько 58 мкГр/год. Доза опромінення риб з референтного озера не перевищувала 0,07 мкГр/год.

Серед спостережених аномалій у молоді риб зафіксовано переважання порушень будови елементів хвостового та черевного відділів. Виявлені такі аномалії, як додаткові гілки невральних та гемальних відростків та їх розгалуження, часткове або повне злиття хребців, деформації хребців та останнього хребця хвостового відділу тощо (рис. 2).

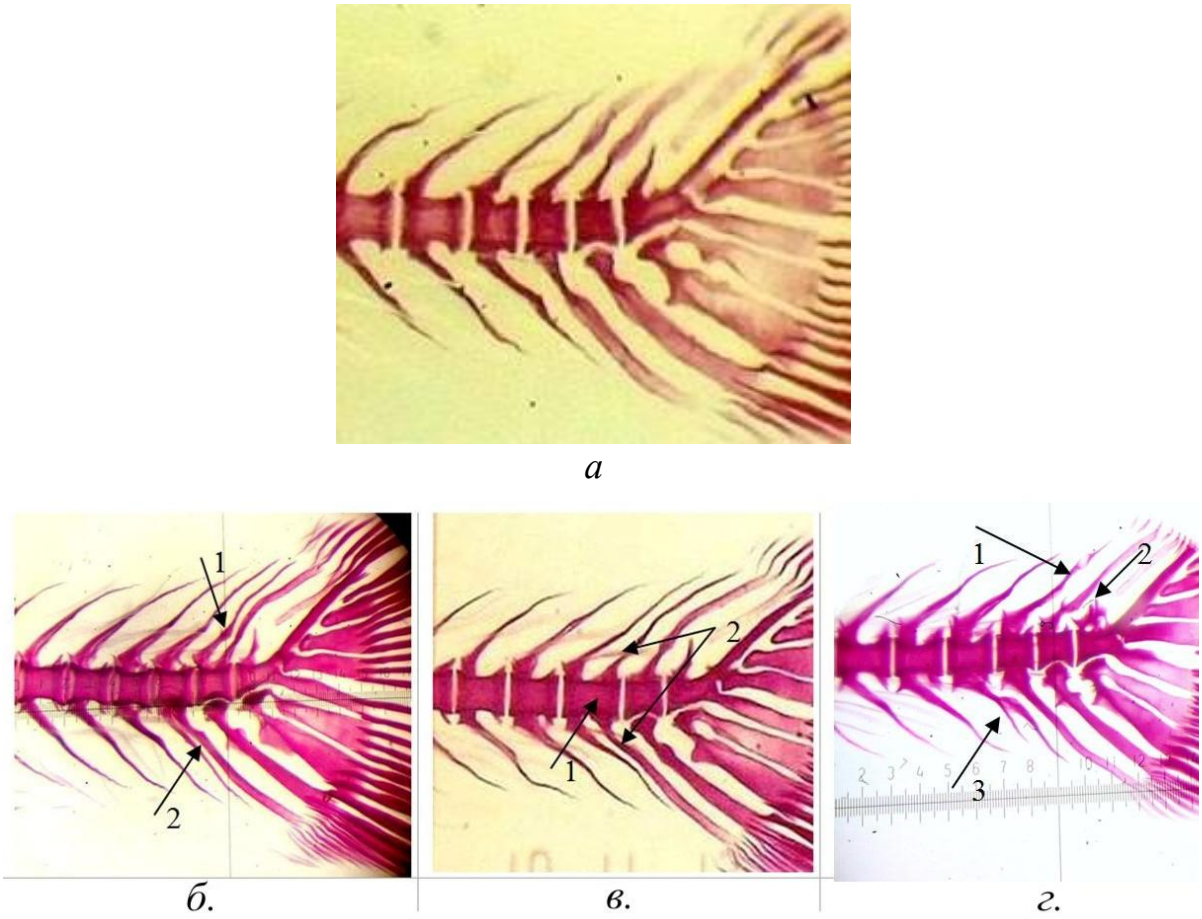
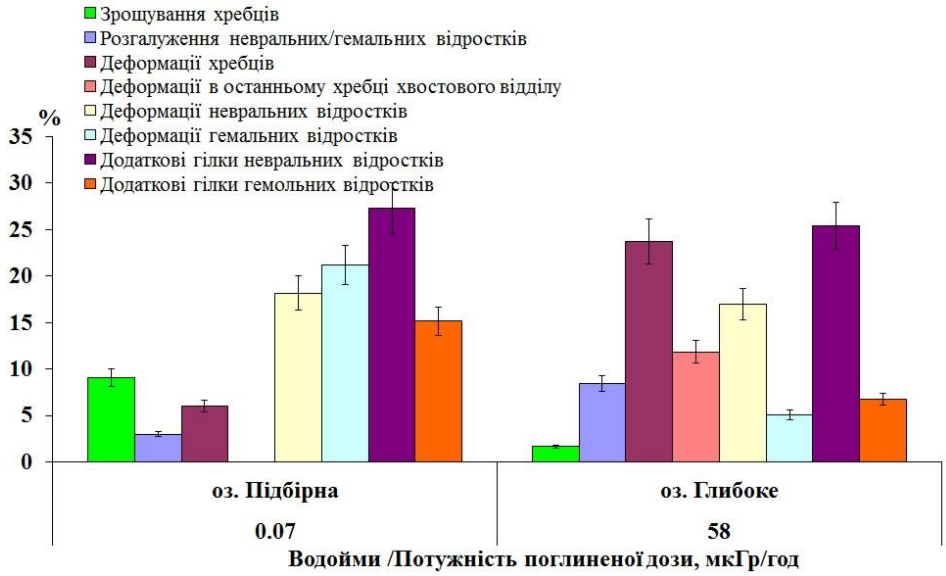
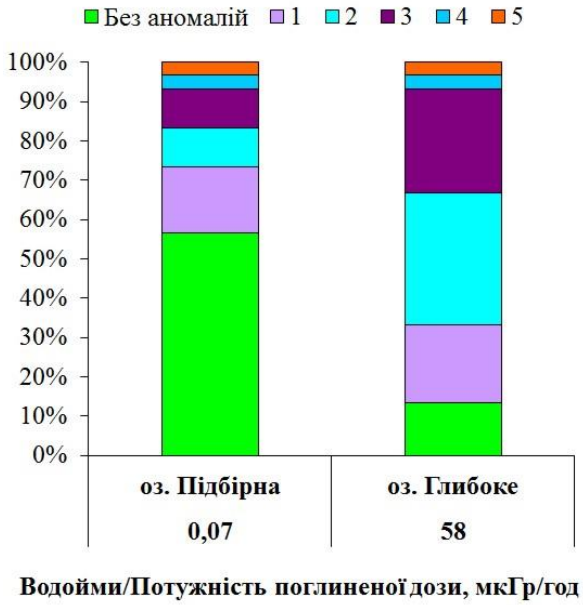


Рис. 2. Каудальні хребці заднього відділу осьового скелету: *а* - норма; *б* - додаткові гілки невральних відростків (1) і розгалуження гемального відростка (2); *в* - злиття хребців (1) та додаткові гілки невральних та гемальних відростків (2); *г* - деформації невральних відростків (1) і останнього хребця (2), розгалуження гемального відростка (3).

В результаті досліджень *R. amarus* було виявлено 33 випадки проявів аномалій у риб з оз. Підбірна та 59 з оз. Глибоке. У зразках *R. amarus* з референтного озера найпоширенішими аномаліями є деформації невральних та гемальних дуг, додаткові гілки невральних відростків - 18, 21 та 27% відповідно (рис. 3, *а*). Додаткові гілки невральних відростків, деформації хребців та деформації невральних дуг переважають у риб оз. Глибоке - 25, 24 та 17% відповідно. Прояв інших досліджених аномалій не перевищував 12%. 10-17% досліджуваних риб з оз. Підбірна мали від 1 до 3 аномалій на особину (рис. 3, *б*). Для риб оз. Глибоке цей параметр був значно вищим і сягав 20-33%.



а



б

Рис. 3. Аномалії осьового скелета (*а*) та кількість аномалій на особину (*б*) у молоді *R. amarus* з озер Підбірна та Глибоке.

За результатами досліджень порушень осьового скелета у молоді *R. amarus* було виявлено 8 типів аномалій, локалізованих у двох основних частинах скелета. Серед спостережених аномалій у молоді риб зафіксовано переважання порушень будови елементів хвостового та черевного відділів. Найбільша частота прояву таких аномалій, як додаткові гілки невральних відростків, деформації хребців та деформації невральних дуг (25, 24 та 17%, відповідно) зареєстрована у риб з оз. Глибоке. В оз. Підбірна зустрічали переважно деформації невральних та гемальних дуг, додаткові гілки невральних відростків (18, 21 та 27%,

відповідно). Частота прояву аномалій на особину у забрудненому озері досягала 20-33%, в той час як у референтному озері не перевищувала 17%.

Список використаних джерел

1.Борхвардт В. Г., Караваева К. Ю. Методика очистки и окраски скелетов мелких позвоночных / Русский орнитологический журнал. 2006, Том 15, Экспресс-выпуск 316: 377-378.

2.Ю. В. Чеботарева, Ю. Г. Изюмов, В. В. Крылов Особенности строения позвоночника сеголеток плотвы Rutilus rutilus (Cyprinidae) после раздельного и совместного воздействия магнитного поля и повышенной температуры на эмбрионы и их связь с размерными показателями рыб / Вопросы ихтиологии. 2016, том 56, № 3, С. 345–355.

3.Яблоков Н. О. Морфологические аномалии скелета у молоди рыб р. Качи (бассейн Среднего Енисея) в градиенте техногенной нагрузки / Вестник Томского государственного университета. Биология. 2018. № 41. С. 156–173.

4.Boglione C., Gagliardi F., Scardi M., Cataudella S. Skeletal descriptors and quality assessment in larvae and post-larvae of wild-caught and hatchery-reared gilthead sea bream (Sparus aurata L. 1758) / Aquaculture. Elsevier. 2001. V. 192. P. 1 – 22.

5.Boglione C., Gavaia P., Koumoundouros G., Gisbert E., Moren M., Fontagne S. and Eckhard Witten P. Skeletal anomalies in reared European fish larvae and juveniles. Part 1: normal and anomalous skeletogenic processes / Reviews in Aquaculture. 2013. 5 (Suppl. 1), P. 99–120.

6.Boglione C., Gisbert E., Gavaia P., Eckhard Witten P., Moren M., Fontagne S. and Koumoundouros G. Skeletal anomalies in reared European fish larvae and juveniles. Part 2: main typologies, occurrences and causative factors / Reviews in Aquaculture. 2013. 5 (Suppl. 1), P. 121–167.

7.Bogutskaya N. G., Zuykov M.A., Naseka A.M. and E.B. Anderson Normal axial skeleton structure in common roach Rutilus rutilus (Actinopterygii: Cyprinidae) and malformations due to radiation contamination in the area of the Mayak (Chelyabinsk Province, Russia) nuclear plant / Journal of Fish Biology. 2011. P. 991-1016.

8.Cheng D., Md Mahbubul Hassan, Ma Zh., Yang Q. and Qin Jian G. Skeletal Ontogeny and Anomalies in Larval and Juvenile Crimson Snapper, Lutjanus erythropterus Bloch, 1790 / Pakistan J. Zool., vol. 50(3). 2018. P. 799-807.

9.Costa J. M., Sartori M. M. P., Nivaldo F. do Nascimento, Kadri S. M., Ribolla P. E. M., Danillo Pinhal, and Pezzato L. E. Inadequate dietary phosphorus levels cause skeletal anomalies and alter osteocalcin gene expression in zebrafish / International J. Mol. Sci. 2018, 19, 364.

10.Fernandez I., Darias M., Andree K. B., Mazurais D., Zambonino-Infante J. L., Gisbert E. Coordinated gene expression during gilthead sea bream skeletogenesis and its disruption by nutritional hypervitaminosis A / BMC Developmental Biology 2011, 11:7.

11.Fragkoulis S., Printzi A., Geladakis G., Katribouzas N. & Koumoundouros G. Recovery of haemal lordosis in Gilthead seabream (Sparus aurata L.) / Scientific reports. 2019. P. 1-11.

12.Kiharaa M., Ogatab Sh., Kawano N., Kubota I., Yamaguchi R. Erratum to ‘‘Lordosis induction in juvenile red sea bream, Paragus major, by high swimming activity’ / Aquaculture 212. 2002. P. 149–158.

13.Potthoff T. Clearing and staining techniques. Ontogeny and Systematics of Fishes. / Allen Press Lawrence, American Society of Ichthyologists and Herpetologists, 1984. p. 35–37.

14.Trofimov A.G., Vershinina S.D. About the Applicability of Bone and Cartilage Acid-free Staining for Anura / Amphibian and Reptiles Anomalies and Pathology. KnE Life Sciences. 2018. P. 156–160.

15.Yablokov N. O. Skeletal Anomalies in Juveniles of Siberian Grayling Thymallus arcticus (Pallas, 1776) from the Mana River (Middle Yenisei River System) under Articial and Natural Reproduction / Journal of Siberian Federal University. Biology. 2017 10(3). P. 343-357.

СОЦІАЛЬНО-ПСИХОЛОГІЧНІ НАСЛІДКИ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ КАТАСТРОФИ В УКРАЇНІ

Шевченко О. М.,
кандидат психологічних наук, доцент
Мельничук В. В.,
кандидат філософських наук
Поліський національний університет

Постановка проблеми. Подія, яка трапилася у квітні 1986 р. на четвертому енергоблоці Чорнобильської АЕС стала наймасштабнішою в історії ядерної енергетики. 26 числа цього місяця через вибух було вщент знищено реактор. Цей факт має вагоме суспільно-політичне значення для жителів України та людства загалом. Аварія спричинила забруднення великої території України, Білорусі та Росії. Чисельність постраждалих можливо встановити тільки наближено. Жителі 30-кілометрової зони довкола ЧАЕС унаслідок аварії були вимушені залишити свої помешкання. Невідповідність щодо звичного соціального оточення стала причиною низки проблем – соціальних, матеріальних і психологічних.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Наслідки соціологічних досліджень щодо соціально-психологічних ефектів після чорнобильської аварії та нинішньої масової свідомості жителів України опубліковували О. Злобіна, І. Мартинюк, Н. Соболєва, В. Тихонович. Експертне оцінювання лікувально-профілактичних заходів на території зони гарантованого добровільного відселення реалізували В. Прилипко, А. Мишковська, Ю. Озерова.

Мета: сформулювати колегіальне сприймання щодо наслідків Чорнобильської катастрофи через 35 років в екологічній, психологічній, соціальній та подібних сферах. Запропонувати висновки та рекомендації щодо застосування їх владою та особами, які відповідають за вирішення подолання результатів аварії на національному та міжнародному рівнях. Випродукувати спільне розуміння сучасної ситуації, щодо наслідків катастрофи, і про контрзаходи, необхідні у майбутньому.

Завдання та методика дослідження. Своїм завданням ми вважаємо оцінювання віддалених наслідків аварії на ЧАЕС для теренів України та її жителів. Незважаючи на систематичність вимірювань за 35-річний період, цікавою є оцінка даних із дискретністю у 10 років (1986, 1996, 2006 і 2016 р.), а також існуючих архівних даних за 1985 р. – рік до аварії на ЧАЕС. При підготовці цієї публікації нами використані такі методи досліджень як: соціологічні, статистичні, бібліометричні, інструментальні, теоретичний та структуро-логічний аналіз.

Катастрофа на ЧАЕС і мінімізація наслідків від неї мають суттєвий відбиток не лише у свідомості постраждалих від аварії, а й усіх жителів України. Мусимо констатувати, що чорнобильська проблема стає об’єктом громадської уваги, як правило, періодично та актуалізується у загальнолюдському вимірі лише у річниці аварії на ЧАЕС) і, на жаль, іншим часом ця проблема перебуває у затінку.

Слід відзначити, що на територіях 2-ї та 3-ї зон радіоактивно забруднених територій, у динаміці поставарійного періоду, сформувалися спільноти, які різняться між собою за ставленням до радіаційної ситуації, особливостями поведінки самозбереження, соціальною активністю. Як рівень сприйняття радіаційної ситуації, так і занепокоєність станом власного здоров’я та здоров’ям дітей, значимо нижчі у населення зони обов’язкового відселення порівняно з населенням 3-ї зони (зони гарантованого добровільного відселення) [3, 152].

Важливим є те, що інший стиль життя, економічні та соціальні зміни сучасного суспільства істотно корегують репродуктивну поведінку людей. Зокрема, виокремивши фактори, що перешкоджають зростанню числа дітей у родині, з’ясувалося, що найвищий щабель займає екологічно-соціальний (погіршення екологічного стану через радіаційне забруднення, ймовірні негативні впливи на нащадків). Щодо умовно чистих територій актуальним є соціально-економічний фактор (низький рівень доходів, невпевненість у завтрашньому дні, низька соціальна захищеність дітей). Синтез даних соціального самопочуття допоміг виявити низку соціальних потреб, що мають суттєвий вплив на формування інтегрального індексу соціального стану жителів радіоактивно забруднених територій. Динаміка за роками свідчить про реальне зниження числа респондентів із середнім рівнем показників соціального самопочуття та зростання із підвищеним та високим рівнями. Покращання соціального самопочуття засвідчує плавне вороття жителів до життєдіяльної активності, спроможності вирішувати наявні повсякденні справи. Слід

відзначити, що показники психодіагностичного тестування та самооцінки здоров'я свідчать про поліпшення психічного та фізичного благополуччя жителів цих територій [3, 153]. Опрацьовані дані з Опитувальника загального здоров'я вказують на те, що типові загальні показники глибини малих психічних розладів та середні показники шкал соматизації, тривоги, соціальної дисфункції та депресії, мають виражену тенденцію до покращання у жителів 3-ї зони радіоактивно забруднених територій у динаміці 1993–2013 рр. Звертаємо увагу на те, що у поставарійний період найвагомішою є шкала соматизації. Результати соціологічних досліджень свідчать, що починаючи з 1993 року, у жителів превалюють питання соціально-економічного спрямування. Друге місце – за шкалою соціальної дисфункції, а третє місце має шкала тривоги [3, 154].

Серед вагомих чинників щодо впливу на соціально-психологічний стан населення слід виокремити медичне забезпечення. Порядок надання лікувальної допомоги мешканцям радіоактивно забруднених територій має свою інфраструктуру. Як суттєву проблему у цій сфері слід зазначити вагомі кадрові питання на фоні релятивного покращання фінансового забезпечення. Загальновідомим є те, що ефективність діяльності лікувальних інституцій визначається комплексом факторів, частка яких знаходиться у площині соціально-економічних питань України. Цілком зрозуміло, що доступність медичного обслуговування для жителів постраждалих територій суттєво залежить від його фінансової спроможності. На жаль, останнє свідчить про істотну невдоволеність населення. Результати соціологічних опитувань свідчать що абсолютний індекс щодо задоволеності роботою закладів охорони здоров'я стрімко знизився за останній час. Найбільші нарікання у людей викликають брак потрібних спеціалістів, забезпеченість діагностичним оснащенням, зокрема кабінетів у клініках та потрібними медпрепаратами. Кардинальний вплив щодо мінімізації ефективності медичного забезпечення має недостойне фінансування програм щодо здійснення цільової диспансеризації, негідна соціальна захищеність, неналежне висвітлення засобами масової інформації досвіду медичних спеціалістів щодо медичних наслідків катастрофи на ЧАЕС.

Ми вважаємо, що урядові заходи та прийоми, що акцентуються на збереженні й покращанні ситуації щодо здоров'я жителів, що постраждали внаслідок Чорнобильської аварії мають орієнтуватися на: оптимізацію правової бази стосовно ліквідації наслідків Чорнобильської аварії; константне інформаційне забезпечення спеціалістів та управлінців, які дотичні до здійснення заходів щодо ліквідації наслідків аварії на всіх щаблях; поновлення систематичності оперативного інформування жителів через освітні та лікувальні заклади стосовно радіаційного стану та радіаційного захисту; вироблення такого стилю проживання, який орієнтований на збереження здоров'я людей на радіоактивно забруднених територіях.

На нашу думку, основними напрямами покращення системи надання медичної допомоги населенню цих територій є: покращання фінансування

низової ланки медико-санітарної підтримки; придбання специфічного лікувально-діагностичного устаткування; вирішення питання кадрового забезпечення медичними працівниками; закупівля лікувальних препаратів; формування у населення міркувань щодо потреби неухильного стеження за власним здоров'ям, істинне розуміння значущості здоров'я; належне ознайомлення жителів стосовно особливостей функціонування при проживанні на територіях, що зазнали радіоактивного забруднення.

Результати досліджень та висновки. За результатами дослідження у межах моніторингу соціально-психологічних наслідків Чорнобильської катастрофи фахівцями підготовлені поради для управлінців місцевих органів виконавчих та поселенських громад стосовно упорядкованого ознайомлення місцевих общин щодо вдосконалення безпеки буття та стабільного обміну позитивним досвідом відновлення, регенерації та розвитку. Нами ретельно проаналізована та адаптована для місцевих керівників концепція стратегії багатогранного партнерства щодо підвищення суспільної активності у вирішенні проблем

Висновки. Як висновок слід зазначити, що багатьом людям властиве упереджене сприймання ситуації щодо радіологічного стану та існуючих через це ризиків. Таке ставлення певним чином заважає належній реабілітації на забруднених територіях. Ми поділяємо думку фахівців-дослідників, що спеціалізуються на цих проблемах, стосовно необхідності концентрації уваги на виробленні еталонної системи у сфері оповіщення жителів щодо радіаційної ситуації. Важливо зазначити що за соціально-психологічними і радіологічними показниками має місце необхідність переформатування стратегії щодо неодмінної еміграції жителів із зон радіоактивного забруднення. Урядовим інституціям, які дотичні до прийняття рішень стосовно політики на забруднених територіях, варто форматувати свої пропозиції та дії у відповідності зі створенням оптимальних умов для реального економічного відродження і соціальної реабілітації громад на теренах, що постраждали від аварії на ЧАЕС.

Список використаних джерел

1. Прилипко В. А. Експертна оцінка лікувально-профілактичних заходів на території зони гарантованого добровільного відселення. *Проблеми радіаційної медицини та радіобіології*. Київ. 2013. Вип.18. С. 133–143.

2. Шевченко О. М. Соціально-психологічні аспекти наслідків Чорнобильської катастрофи. *Чорнобильська катастрофа. Актуальні проблеми, напрямки та шляхи їх вирішення:* матеріали Міжнар. наук.-практ. конф. (Житомир, 26-27 квітня 2018 р.). Житомир: ЖНАЕУ, 2018. С. 87–92.

3. Національна доповідь «Тридцять років чорнобильської катастрофи: радіологічні та медичні наслідки». URL: http://dazv.gov.ua/novini-ta-media/periodichni-vidannya-dazv/natsionalna-dopovid-tridtsyat-rokiv-chornobilskoji-katastrofi-radiologichni-ta-medichni-naslidki.html (дата звернення: 09.03.2021).

НАКОПИЧЕННЯ РАДІОНУКЛІДУ ^{137}Cs КОРМОВИМИ КУЛЬТУРАМИ НА ОСУШУВАНИХ ТОРФОВИХ ҐРУНТАХ ЗАХІДНОГО ПОЛІССЯ

Зосимчук М. Д.,
кандидат сільськогосподарських наук
Зосимчук О. А,
кандидат сільськогосподарських наук
Данилицький О. А.
Сарненська дослідна станція Інституту водних проблем і меліорації НААН
Лукашук В. П.,
кандидат сільськогосподарських наук
Інституту водних проблем і меліорації НААН

Постановка проблеми. Осушувані торфові ґрунти в зоні Західного Полісся України займають близько 300 тис.га і становлять важливий резерв для організації на них високопродуктивного кормовиробництва. Однак значна їх частина зазнала радіоактивного забруднення внаслідок аварії на ЧАЕС. В радіологічному плані торфові ґрунти є критичними, оскільки навіть за відносно невисокої щільності забруднення трапляються випадки перевищення чинних нормативів вмісту радіонуклідів у рослинницькій продукції. При створенні лукопасовищних угідь на радіоактивно забруднених торфовищах дуже гостро постає проблема запобігання надмірному нагромадженню у травах радіонуклідів, оскільки надходження останніх у рослини відбувається інтенсивніше порівняно з угіддями на мінеральних грунтах. Досить важливе значення також мають видові відмінності рослин в накопиченні цезію-137 [1, 2, 3].

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Багаторічними дослідженнями встановлено, що при вирощуванні на одному і тому ж ґрунті показники вмісту радіонукліда ^{137}Cs та коефіцієнт переходу (КП) можуть відрізнятись в 10 і більше разів [5, 7, 9]. Щільнокущові злаки, як правило, накопичують більше радіонуклідів, ніж кореневищні. При формуванні культурних травостоїв в умовах радіоактивного забруднення важливе значення потрібно надавати ще й господарським факторам [7, 8, 9].

Метою досліджень було встановлення показників забрудненості рослинницької продукції багаторічних трав, одно- та багаторічних кормових культур радіонуклідом ^{137}Cs та визначення коефіцієнтів переходу в ланці ґрунт-рослина при вирощуванні на осушуваних торфових ґрунтах Західного Полісся.

Методика досліджень. Для вивчення питань поставлених у роботі на осушуваних торфових грунтах Сарненської дослідної станції протягом 2011-2015 рр. у дослідах з вивчення потенціалу продуктивності одно- та багаторічних кормових культур було проведено аналіз проб рослинницької продукції на визначення активності та визначення КП радіонукліда ^{137}Cs в ланці ґрунт-рослина. Вміст радіонуклідів в ґрунті та рослинницькій продукції визначали методом гамма-спектрометрії в радіологічній лабораторії станції спектрометром СЕГ-0,5 з сцинтиляційним детектором БДЕГ-63К-01, в геометрії Марінеллі об’ємом 1 л при експозиції 3600 секунд.

Результати досліджень. Проведений спектрометричний аналіз показав доволі істотну різницю в показниках накопичення радіонукліда ^{137}Cs різними видами багаторічних трав. Так, в середньому за 4 роки найвищі показники накопичення радіонукліда ^{137}Cs було у таких видів багаторічних трав як костриця овеча, костриця червона та лисохвіст лучний – 398-478 Бк/кг, найнижчими ці показники були у пажитниці багаторічної – 84 Бк/кг.

Проведений спектрометричний аналіз показав доволі істотну різницю в показниках накопичення радіонукліда ^{137}Cs різними видами багаторічних трав. Так, в середньому за 4 роки найвищі показники накопичення радіонукліда ^{137}Cs було у таких видів багаторічних трав як костриця овеча, костриця червона та лисохвіст лучний – 398-478 Бк/кг, найнижчими ці показники були у пажитниці багаторічної – 84 Бк/кг (табл. 1).

Таблиця 1

Накопичення радіонукліда ^{137}Cs у сухій масі багаторічних трав на осушуваних торфових ґрунтах, Бк/кг

Вид трав	Активність радіонукліда ^{137}Cs у сухій масі багаторічних трав, Бк/кг					Коефіцієнт переходу радіонукліда ^{137}Cs з ґрунту в рослину				
	2011 р.	2012 р.	2013 р.	2014 р.	середнє	2011 р.	2012 р.	2013 р.	2014 р.	середнє
Злакові										
костриця овеча	786	405	408	298	474	16,2	8,3	8,4	6,1	9,8
костриця червона	444	394	407	381	407	9,1	8,1	8,4	7,9	8,4
лисохвіст лучний	483	381	365	362	398	9,9	7,9	7,5	7,5	8,2
стоколос безостий	304	303	287	257	288	6,2	6,3	5,9	5,3	5,9
грястиця збірна	156	290	272	267	246	3,2	6,0	5,6	5,5	5,1
бекманія звичайна	323	114	137	170	186	6,6	2,4	2,8	3,5	3,8
костриця лучна	143	134	140	239	164	2,9	1,7	2,9	4,9	3,1
очеретянка звичайна	152	138	150	158	150	3,1	2,9	3,1	3,3	3,1
тимофіївка лучна	114	106	114	136	118	2,3	2,2	2,3	2,8	2,4
мітлиця біла	129	110	88	137	116	2,6	2,3	1,8	2,8	2,4
тонконіг болотний	76	100	99	127	101	1,6	2,1	2,0	2,6	2,1
пажитниця багаторічна	60	77	92	105	84	1,2	1,6	1,9	2,2	1,7
Бобові										
конюшина гібридна	150	98	90	218	139	3,1	2,0	1,9	4,5	2,9
лядвенець рогатий	119	130	184	180	153	2,4	2,7	3,8	3,7	3,2
лядвенець болотний	106	107	123	162	125	2,2	2,2	2,5	3,3	2,6

- Щільність забруднення ґрунту 53,4 кБк/м^2 або 1,44 Кі/км^2

В цілому слід зазначити, що по при відносно невисокий рівень забрудненості торфового ґрунту радіонуклідом ^{137}Cs його накопичення в рослинах багаторічних трав було досить значним. До того ж відмічено доволі істотну різницю в показниках накопичення радіонукліда ^{137}Cs між різними видами багаторічних трав, що обумовлено їх біологічними особливостями. Так

різниця в цих показниках між окремими видами багаторічних трав сягала до 10 разів.

В середньому за 4-х річний цикл досліджень, за показником накопичення радіонукліду ^{137}Cs багаторічні трави розмістились (у порядку зростання) наступним чином: пажитниця багаторічна > тонконіг болотний > мітлиця біла > тимофіївка лучна > очеретянка звичайна > костриця лучна > бекманія звичайна > грястиця збірна > стоколос безостий > лисохвіст лучний > костриця червона > костриця овеча.

В Західному Поліссі поширені торфово-болотні ґрунти, КП радіоцезію в рослини з яких в багато разів вищий, ніж на мінеральних. Ці ґрунти в регіоні, в основному, використовуються для лукопасовищного та польового кормовиробництва. Саме це і спричиняє високий рівень забруднення продукції кормовиробництва і, як наслідок, продукції тваринництва. Без вживання належних заходів на даній території можна очікувати на довготривале і значне радіоактивне забруднення молока та м'яса – основних дозоутворюючих харчових факторів [7, 9].

Як показали проведені дослідження з однорічними кормовими культурами а також їх сумішками (пайза, редька олійна та вика яра) при вирощуванні на осушуваних торфових грунтах відзначалась незнаним накопиченням радіонукліда ^{137}Cs (табл. 2).

Таблиця 2

Накопичення ^{137}Cs однорічними кормовими культурами та коефіцієнти переходу радіонуклідів з ґрунту в рослини

Культура	Активність, Бк/кг				КП			
	2011 р.	2012 р.	2013 р.	середнє	2011 р.	2012 р.	2013 р.	середнє
Пайза	16	15	16	16	0,30	0,28	0,30	0,29
Редька олійна	18	16	11	15	0,34	0,30	0,21	0,28
Вика яра	21	20	22	21	0,39	0,37	0,41	0,39
Сумішка №1	8	8	10	9	0,15	0,15	0,19	0,16
Сумішка №2	19	18	21	19	0,36	0,34	0,39	0,36
Сумішка №3	11	12	14	12	0,21	0,22	0,26	0,23

- Щільність забруднення ґрунту 53,4 кБк/м^2 або 1,44 Кі/км^2

Проведений спектрометричний аналіз показав, що накопичення радіоцезію у вегетативній масі однорічних кормових культур та їх сумішей було невисоким і коливалось у межах 9-21 Бк/кг. Найвищі показники накопичення радіонукліда ^{137}Cs у вегетативній масі було одержано за вирощування вики ярої – 21 Бк/кг, а найменшими – за вирощування редьки олійної – 15 Бк/кг.

Таким чином одержану вегетативну масу пайзи, редьки олійної, вики ярої, а також їхніх сумішей в даних умовах радіоактивного забруднення можна використовувати для згодовування тваринам без обмежень.

Проведений спектрометричний аналіз накопичення радіоцезію у вегетативній масі багаторічних кормових культур та їх сумішок показав, що ці

показники були вищими порівняно з однорічними кормовими культурами (табл. 3).

Таблиця 3

Накопичення ^{137}Cs багаторічними кормовими культурами та коефіцієнти переходу радіонуклідів з ґрунту в рослини

Культура	Активність, Бк/кг				КП			
	2011 р.	2012 р.	2013 р.	середнє	2011 р.	2012 р.	2013 р.	середнє
Козлятник східний	5	28	21	18	0,08	0,51	0,39	0,33
Тимофіївка лучна	10	53	35	33	0,19	0,99	0,65	0,61
Стоколос безостий	81	137	117	111	1,52	2,56	2,18	2,08
Травосумішка 1	6	46	33	28	0,10	0,85	0,62	0,52
Травосумішка 2	70	110	102	94	1,30	2,06	1,91	1,76
Травосумішка 3	24	91	71	62	0,44	1,69	1,32	1,15

- Щільність забруднення ґрунту 53,4 кБк/м^2 або 1,44 Кі/км^2

Як показав проведений спектрометричний аналіз накопичення радіоцезію у вегетативній масі багаторічних кормових культур та їх сумішей було у межах 18-111 Бк/кг. Найвищі показники накопичення радіонукліда ^{137}Cs у вегетативній масі було одержано за вирощування стоколосу безостого – 111 Бк/кг, а найменшими – за вирощування козлятнику східного – 18 Бк/кг. Серед травосумішок найнижчим накопиченням радіоцезію у вегетативній масі відзначалась травосуміш 1 (тимофіївка лучна та козлятник східний).

Досліджуваними однорічними кормовими культурами та їх сумішками накопичення ^{137}Cs та КП радіонуклідів з ґрунту в рослини при щільності забруднення ґрунту 53,4 кБк/м^2 були незначними і не перевищують допустимих рівнів (табл. 4).

Найвищий вміст радіоцезію був у зеленій масі пайзи та кормових бобів 24 (2015 р) і 16 (2014 р) Бк/кг відповідно, також і значення КП з ґрунту в зелену масу цих культур були найбільші – 0,44 та 0,30. Та сама закономірність спостерігається і в сумішках до складу яких входять пайза чи кормові боби. Так в сумішці №5 (пайза 70% і кормові боби 30%) активність ^{137}Cs становила 14 Бк/кг, в сумішці №1, (кукурудза 50 % та пайза 50%) вміст радіоцезію становив 13 Бк/кг. Відповідно КП в цих сумішках становив 0,27 та 0,25.

Вцілому вміст радіоцезію у вегетативній масі досліджуваних видів кормових культур і їх сумішей був незначним, що дозволяє використовувати її для тваринництва без обмежень.

Таблиця 4

Накопичення ^{137}Cs однорічними кормовими культурами, сумішками та КП радіонуклідів з ґрунту в рослини, середнє за 2014-2015 рр.

Культура	2014		2015	
	Активність, Бк/кг	КП	Активність, Бк/кг	КП
Пайза	19	0,36	24	0,44
Редька олійна	1	0,01	0	0,00
Кормові боби	16	0,30	15	0,29
Кукурудза	3	0,06	5	0,10
Сумішка 1, (кукурудза 50% + пайза 50%)	11	0,21	13	0,25
Сумішка 2, (кукурудза 70% + редька олійна 30%)	0	0,00	0	0,00
Сумішка 3, (кукурудза 70% + кормові боби 30%)	5	0,10	8	0,16
Сумішка 4, (пайза 70% + редька олійна 30%)	4	0,07	1	0,02
Сумішка 5, (пайза 70% + кормові боби 30%)	14	0,27	11	0,21

Висновки. Дослідженнями встановлено, істотну (до 10 разів) різницю в показниках накопичення радіонукліда ^{137}Cs між різними видами багаторічних трав, що обумовлено їхніми біологічними особливостями. Найбільше його накопичували такі види, як костриця овеча, костриця червона та лисохвіст лучний.

Список використаних джерел

1. Артеменко В.І. Довідник з використання осушених земель / В.І. Артеменко, С.Т. Вознюк, Г.С. Потоцький і ін. – К.: Урожай, 1987 – 196 с.

2. Боговін А.В Підвищення продуктивності луко-пасовищних угідь на осушених низинних торфовищах Полісся / А.В. Боговін, В.Ф. Сайко, М.М. Пташник. // Зб. Землеробство – К.: Урожай, 2012. – С. 11-17.

3. Демянчик Б.І. Ефективність мінеральних добрив на багаторічних сіножатях на торфоболотних ґрунтах / Б.І. Демянчик // Землеробство. – 1969. – №19. – С. 82-88.

4. Кияк Г.С. Луківництво / Г.С. Кияк. – К.: Вища школа., 1974. – 367 с.

5. Как снизить содержание радионуклидов в кормах. [Подоляк А.Г., Арастович Т.В., Тимофеев С.Ф., Мышлен Т.А.]. – Белорус. сел. хоз-во, 2003. – № 9. – С. 20-21.

6. Подбор травосмесей – эффективная мера снижения накопления радионуклидов в кормах. [Подоляк А.Г., Арастович Т.В., Одинцова Л.Е., Ивашкова И.И.]. – Агрохимический весник, №3. – 2005. – С. 24-26.

8. Подоляк А.Г. Переход цезия-137 и стронция-90 в травостои низинных лугов на торфяно-болотных почвах. / Подоляк А.Г., Тимофеев С.Ф., Персикова Т.Ф. – Агрохимия, №11. – 2004. – С. 63-70.

9. Реабилитация сельскохозяйственных территорий, загрязненных при аварии на ЧАЭС. [Пристер Б.С., Кашпаров В.А., Перепелятникова Л.В., Лазарев Н.М.]. – Вісник аграрної науки. – Спецвипуск – квітень, 2001. – С. 69-77.

СУЧАСНА РАДІАЦІЙНА ЗАБРУДНЕНІСТЬ ЛІСОВИХ ПРОДУКТІВ У ЖИТОМИРСЬКІЙ ОБЛАСТІ ПОРІВНЯНО З 2010 РОКОМ

Малімон З. В.,
кандидат ветеринарних наук
Прокопенко Т. О.,
науковий співробітник,
Гусак Л. М.,
молодший науковий співробітник,
Кочетова Г. С.,
молодший науковий співробітник,
Державний науково-дослідний інститут з лабораторної діагностики та ветеринарно-санітарної експертизи
Давиденко Л. М.,
в.о. завідувача радіологічного відділу
Житомирська регіональна державна лабораторія Держпродспоживслужби

Актуальною проблемою сьогодення є вивчення радіаційної ситуації на забруднених радіонуклідами територіях, оскільки довгоживучі радіонукліди складають біологічний ланцюг рослина-тварина-людина. Пріоритетними завданнями, пов'язаними зі зменшенням вразливості складових навколишнього середовища до надзвичайних ситуацій є дослідження та аналіз особливостей функціонування екосистем під впливом радіоактивного забруднення. Лісові екосистеми Полісся, що найбільше постраждали внаслідок аварії на Чорнобильській атомній електростанції (ЧАЕС) залишаються надзвичайною проблемою тому, що лісова продукція є одним із основних джерел внутрішнього опромінення населення на забруднених територіях

За даними науковців [1–2] приорітетною задачею сучасної науки і практики є обмеження потрапляння у їжу людини продуктів харчування, які містять радіонукліди та інші небезпечні речовини. Основним джерелом надходження в організм людини довгоживучих техногенних радіонуклідів (^{137}Cs, ^{90}Sr) переважно є продукти харчування, особливо лісового походження, корми і питна вода [3]. З моменту аварії пройшло понад тридцять років, проте високі рівні забруднення радіонуклідами харчових продуктів спостерігаються до сьогоднішнього дня. Збільшення обсягів заготівлі і споживання харчових продуктів лісового походження та продаж їх за межами забрудненої території (так званий «експорт дози») є фактором у формуванні дози внутрішнього опромінювання населення [4]. У Житомирській області 38,918 тис. гектарів лісів виявились найбільш забрудненими радіонуклідами, як за щільністю, так і за площею [6]. Забруднення харчових продуктів радіонуклідами за рахунок автореабілітаційних процесів (радіоактивний розпад, фіксація та перерозподіл радіонуклідів у ґрунті), а також проведення певних контрзаходів з роками знижується [5]. Але радіаційна ситуація у лісах залишається критичною.

Більшість жителів радіоактивно забруднених територій у своєму раціоні харчування постійно споживають дикорослі гриби та ягоди [7]. Тому, проведення постійного радіоекологічного моніторингу харчових продуктів на територіях зон радіоактивного забруднення буде сприяти отриманню безпечних продуктів харчування та охороні здоров'я населення.

Метою було проаналізувати звітність Житомирської регіональної державної лабораторії Держпрдспоживслужби за 2010 та 2020рр. щодо забрудненості радіонуклідами харчових продуктів, охарактеризувати динаміку радіоактивного забруднення лісових харчових продуктів

Для аналізу застосовані загальноприйняті статистично-аналітичні методи, звітність радіологічного відділу Житомирської регіональної державної лабораторії Державної служби з питань безпечності харчових продуктів та захисту споживачів; радіометричні та спектрометричні методи визначення вмісту радіонуклідів.

Аналіз звітної документації показав, що за 2010 рік у державних лабораторіях Держпродспоживслужби Житомирської області проведено 327948 радіологічних дослідження на вміст цезію −137(^{137}Cs) та стронцію −90 (^{90}Sr) за всіма видами харчових продуктів. У 396 зразках було виявлено перевищення допустимого рівня (ДР) ^{137}Cs. 7161 радіологічних досліджень склала частка лісових грибів, ягід (свіжих та сушених) від загальної кількості досліджень, при цьому у 293 зразках зафіксовано перевищення допустимих рівнів ^{137}Cs, що становить близько 74% випадків від загальної кількості перевищень ДР ^{137}Cs за всіма видами харчових продуктів. З 23 районів Житомирської області перевищення цезію −137 зафіксовано у Новоград Волинському, Ємільчинському, Лугинському, Малинському, Народицькому, Овруцькому, Олевському районах та м. Житомир. Серед усіх виявлених перевищень ДР мінімальна активність^{137}Cs у свіжих грибах та ягодах із семи районів та м. Житомир зафіксована у Ємільчинському районі – 1500 Бк/кг, в сухих – 5073 Бк/кг у Олевському районі, а максимальна активність в свіжих грибах та ягодах – 16389 Бк/кг, в сухих – 10800 Бк/кг у Народицькому районі.

У 2020 році державними лабораторіями Держпродспоживслужби проведено 208883 радіологічних дослідження на вміст тих самих радіонуклідів за всіма видами харчових продуктів, що і у 2010 році та встановлено перевищення ДР ^{137}Cs у 85 зразках. Лісової продукції, а саме грибів, ягід (свіжих та сушених) досліджено 395 зразків, з яких виявлено 61 позитивний зразок, що становить близько 71,8% випадків від загальної кількості перевищень ДР ^{137}Cs. Знов, як і у 2010 році, у Ємільчинському районі зафіксовано, за всіма перевищеннями ДР, мінімальну активність ^{137}Cs в свіжих грибах та ягодах – 761 Бк/кг, проте в сухих – 2850 Бк/кг виявлено у Овруцькому районі на відміну з 2010 роком де зазначався Олевський район. Народицький район залишається лідируючим за максимальної активність в свіжих грибах та ягодах - 2000 Бк/кг, і в сухих - 3450 Бк/кг. В загалі у 2020 році перевищення ДР ^{137}Cs спостерігається

у тих же районах, що і в 2010 році: Новоград Волинському, Ємільчинському, Лугинському, Малинському, Народицькому, Овруцькому, Олевському, крім м. Житомир.

Перевищень ДР за вмістом радіонукліду ^{90}Sr у харчових продуктах за 2010 та 2020 роки не виявлено. Отже, харчові продукти лісового походження становлять найбільшу частку перевищень ДР ^{137}Cs від загальної кількості позитивних зразків, виявлених у зоні радіоактивного забруднення за вказаний період.

Ааналізуючи дані звітності в Житомирській області слід зазначити, що кількість зразків, які надходять на дослідження радіонуклідів має тенденцію до зменшення. Про це свідчать значні коливання кількості досліджуваних зразків, як за найменуваннями харчових продуктів, так і за роками. При цьому також спостерігається зменшення кількості випадків перевищення допустимих рівнів вмісту ^{137}Cs у лісових харчових продуктах, але виявлення перевищень ДР ^{137}Cs за районами області залишається майже незмінним. За 2010 та 2020 роки перевищення ДР ^{137}Cs у лісових грибах та ягодах (свіжих та сушених) має певні коливання, це пов'язано з екологічними умовами і різноспрямованою міграцією техногенних радіонуклідів у лісових ґрунтах. Питома активність ^{137}Cs у лісових грибах та ягодах (свіжих та сушених) в забруднених районах Житомирської області залишається на високому рівні. Тому в опромінені населення значну роль може відігравати вживання продуктів лісового походження з перевищенням ДР ^{137}Cs, навіть в незначних кількостях. В зв'язку з цим необхідно посилити здійснення подальшого радіологічного контролю харчових продуктів лісового походження на радіоактивно забруднених територіях, що сприятиме забезпеченню споживання безпечної продукції, а також подальшому вивченню тенденції щодо забруднення лісових екосистем.

Список використаних джерел

1. Котелевич В.А. Ветеринарно-санітарна оцінка якості та безпеки харчових продуктів у Житомирському регіоні. *Науковий вісник Львівського університету ветеринарної медицини та біотехнологій ім. С.З. Ґжицького*. 2017. Т. 19, №78. С. 58−61.

2. Котелевич В. А. Актуальні проблеми продовольчої безпеки харчових продуктів в постчорнобильський період в Рівненський області. *Органічне виробництво і продовольча безпека:* матеріали доповідей учасників VII Міжнар.наук.-практ. конф. ЖНАЕУ, 2019. С 243−247.

3. Likhtarev I.A., Kovgan L.N., Vavilov S.E., Gluvchinsky R.R.,Perevoznikov O.N., Litvinets L.N., Anspaugh Lynn R., Kercher J.R., Bouville A. Internal exposure from food contaminated after the Chernobyl accident. *Health Physics*. 1996. Vol. 70, No. 3. P. 298–310.

4.Фурдичко О. І. Радіоекологічна безпека аграрних і лісових екосистем у віддалений період після аварії на ЧАЕС. *Агроекологічний журнал*. 2016. Вип. 1. С. 6–14.

5.Мартенюк О. М., Мартенюк Г. М. Сучасний стан подолання наслідків аварії на ЧАЕС в АПК Житомирської області. *Вісн. Харків. нац. аграр. ун-ту ім. В. В. Докучаєва*. 2011. № 2. С. 214–220.

6. Малиновський А.С., Дідух М.І., Романчук Л.Д. та ін. Радіоекологічна оцінка території зони безумовного (обов'язкового) відселення Житомирської області (20 років після аварії на ЧАЕС): монографія. Житомир: Видавництво „Державний агроекологічний університет", 2006. 76 с.

7. Омельянець М. І. , Півень Н. В., Гунько Н. В., Короткова Н. В., Срібна В. Д. Стан радіоактивного забруднення продуктів харчування та особливості їх споживання жителями найбільш радіоактивно забруднених територій України у віддалений період ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи. Проблеми радіаційної медицини та радіобіології. 2014. Вип. 19. С. 126-135.

АНАЛІЗ ВПЛИВУ НОВИХ СПОРУД НА РАДІАЦІЙНІ УМОВИ МАЙДАНЧИКА, ЯКИЙ МЕЖУЄ З КОМПЛЕКСОМ НБК ОУ

Хоменко Д. О.
Павловський Л. І.
Єгоров В. В.
Інститут проблем безпеки АЕС НАН України

Постановка проблеми. Діяльність по перетворенню об'єкта «Укриття» (ОУ) на екологічно безпечну систему (ЕБС) направлена на ліквідацію наслідків Чорнобильської катастрофи. Вона включає комплекс робіт по демонтажу нестабільних конструкцій (ПК- 2), часткове вилучення паливовмістних матеріалів (ПВМ) і супутніх радіоактивних відходів (РАВ) із ОУ, а також поводженню з ними. Як один із варіантів вибору місця розташування об'єктів інфраструктури по поводження з радіоактивними відходами розглядається промисловий майданчик та прилеглі території комплексу Нового безпечного конфайнмента об'єкта «Укриття» (НБК ОУ).

Методика досліджень Для виконання поставленої задачі виконані виміри потужності дози (ПД) і кутового розподілу інтенсивності гама-випромінення.

По отриманим результатам побудовані картограми розподілу гама-випромінення (див. рис. 2 і 4). Виконано аналіз впливу нових споруд комплексу НБК на радіаційний стан. Проведено порівняльний аналіз із результатами радіаційних досліджень за 2004 рік.

Результат досліджень. Фахівцями ІПБ АЕС НАНУ в 2020 році були проведені радіаційні дослідження промислового майданчика НБК ОУ [1]. Результати досліджень дозволили отримати розподіл інтенсивності гама-випромінення та визначити напрямки на найбільш інтенсивні джерела які формують ПД.

В рамках реалізації комплексу робіт (ПК-1) територія була очищена від поверхневого забруднення, на рисунку 1 приведена картограма розподілу ПД на промисловому майданчику ОУ до початку робіт по підготовці території під будівництво НБК станом на 2004 рік [2]. На рисунку 2 наведена картограма розподілу ПД на промисловому майданчику після встановлення НБК у проектне положення станом на 2020 рік.

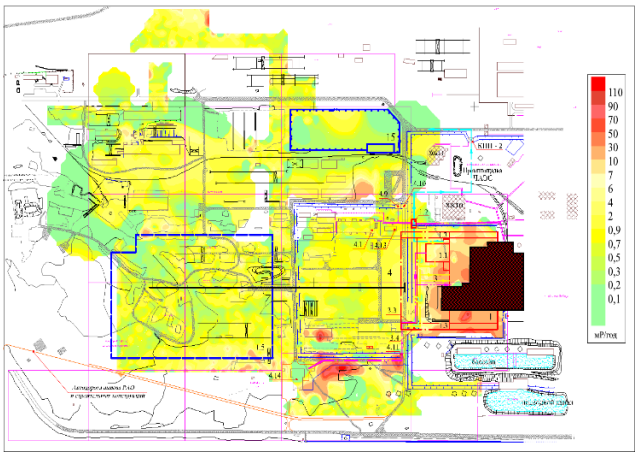


Рис. 1. Картограма ПД на промисловому майданчику ОУ до початку робіт по підготовці території, 2004 р., мР/год

Рис. 2. Картограма ПД на промисловому майданчику НБК ОУ, 2020 р., мкЗв/год

Із даних наведених на рисунку 2 видно зниження ПД на промисловому майданчику НБК ОУ при віддалені від основних джерел іонізуючого випромінення (ДІВ), які знаходяться в об'ємі НБК ОУ. Виходячи з цього, основний вплив іонізуючого випромінення формують ПВМ і високоактивні відходи які знаходяться в ОУ.

Результати досліджень показують, що починаючи від осі 53+265 у західному напрямку величини ПД не перевищують 4 мкЗв/г. Тому, згідно вимогам документу [3] територія, де величини ПД не перевищують 7,5 мкЗв/г., відноситься то території вільного режиму. Тобто, на цій території потенційно можливо розміщення об'єктів інфраструктури по поводженню із відходами демонтажних робіт (у рамках ПК-2) і відходами від діяльності по переводу ОУ на ЕБС

На рисунках 3 [2] та 4 зображені інтенсивності від визначених джерел, які формують радіаційні умови в точках досліджень у період 2004 та 2020 років відповідно.

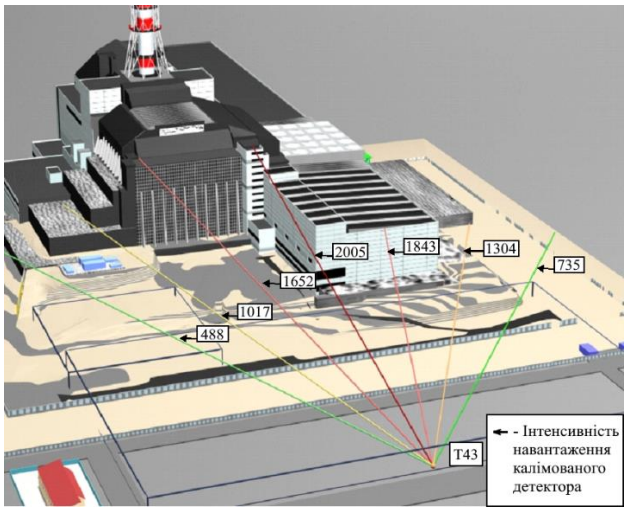


Рис. 3. Основні напрямки на джерела, що формують ПД в точці Т43 станом на 2004 рік

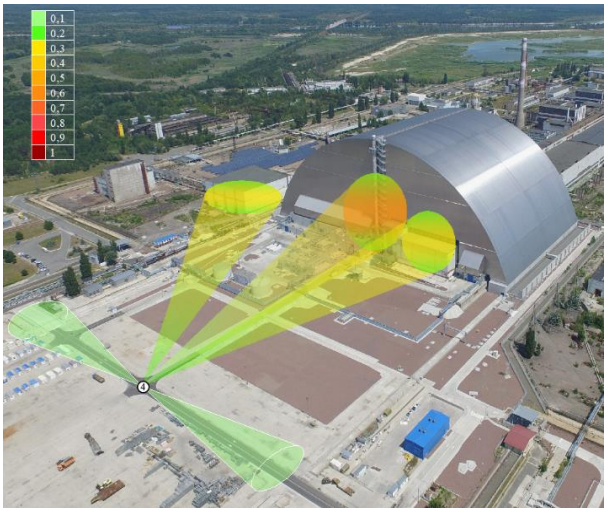


Рис. 4. Основні напрямки на джерела, що формують ПД в точці К4 станом на 2020 рік

Точка К4 (Т43) розташована між осями Л, 53+265.

Візуалізація напрямків на основні джерела гама-випромінювання наведені на рисунках 3 та 4. Східний напрямок, ДІВ, які знаходяться на верхніх відмітках ОУ, південно-східний, обумовлений впливом ДІВ, які знаходяться на верхніх відмітках і покриттю деаераторної етажерки (ДЕ) та машинного залу (МЗ), північно-східний, сформований внаслідок впливу будівлі сховища твердих і рідких радіоактивних відходів (СТРРВ). Станом на 2020 рік в інших напрямках відстежуються фонові значення.

Порівняльний аналіз показує, що ПД та кутовий розподіл гама-випромінювання змінився. Значення ПД у 2004 р. становило 23 мкЗв/год, а у 2020 р. воно складає 4 мкЗв/год., що в 5,8 разів менше. Інтенсивність випромінювання станом на 2020 рік у північно-східному напрямку на СТРРВ стало більш помітною. Основною причиною є значне зменшення інтенсивності випромінення у точці дослідження внаслідок спорудження нових конструкційних елементів комплексу НБК, які екранують вплив від основного ДІВ – ОУ.

Згідно отриманих результатів був виконаний розріз ОУ з ДІВ по осі Л, який дозволяє побачити вплив нових споруд комплексу НБК на радіаційні умови промислового майданчика, розріз наведено на рисунок 5.

На рисунку 5 відображені ДІВ, які знаходяться в ОУ. Основні скупчення ПВМ та ВАВ знаходяться в завалах центрального залу та підреакторних приміщеннях. Окремі скупчення знаходяться на верхніх відмітках. У зв’язку з тим що основні ДІВ локалізовані в бетонних приміщеннях, їх вплив на радіаційні умови майданчика менш суттєвий. В цій роботі розглядаються вплив ДІВ, які знаходяться на верхніх відмітках. Вплив технологічної будівлі та

огороджуючого контуру на радіаційний стан промислового майданчика чітко відслідковується в точці К2.

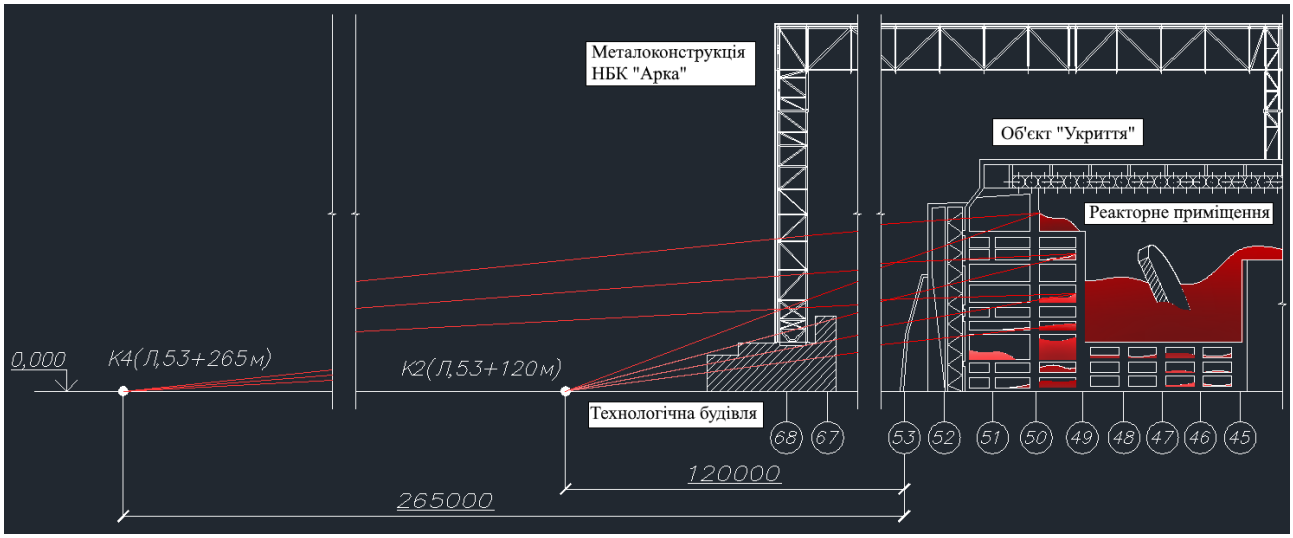


Рис. 5. Вплив споруд комплексу НБК на радіаційний стан промислового майданчика по осі Л

Висновки. У всіх зонах після установки НБК в проектне положення зафіксовано зниження величини ПД від 5 до 15 раз. Це відбулося в результаті видалення під час будівництва всіх локальних ДІВ з території промислового майданчика, а також зведення нових споруд: технологічна будівля, західна стіна огороджуючого контору НБК.

Аналіз даних кутового розподілу інтенсивності гама-випромінення на майданчику показує, що внесок від ДІВ, які розташовані у приміщеннях ОУ, ДЕ, МЗ значно зменшився. Станом на теперішній час став помітний вплив від СТРРВ.

За результатами виконаної роботи визначено, що територія, яка знаходиться західніше осі 53+265 вважається умовно чистою, значення ПД не перевищує контрольні рівні, тому на ній можливе розміщення об’єктів інфраструктури.

Список використаних джерел

1. Комплексна оцінка сукупних впливів на навколишнє середовище радіаційно-небезпечних об’єктів чорнобильської зони відчуження / Звіт про НДР (заключний), ІПБ АЕС НАН України, Чорнобиль, 2020 р.

2. План осуществления мероприятий на объекте «Укрытие», задача 1: Измерения надземных полей гамма-излучения, Фаза 2. Отчет по измерениям, SIP K 01 21 310 MR2 003 01, 03.06.2004 г.

3. Контрольні рівні радіаційної безпеки на Чорнобильській АЕС. 41П-С.

РОЗПОДІЛ ЩІЛЬНОСТІ ЗАБРУДНЕННЯ ^{137}CS В РІЗНИХ ТИПАХ ЛІСОРОСЛИННИХ УМОВ НА ТЕРИТОРІЇ ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМ ПРИРОДНОГО ЗАПОВІДНИКА «ДРЕВЛЯНСЬКИЙ»

Мартиненко В.В.,
аспірант, Інститут агроекології і природокористування НААН
старший науковий співробітник, ПЗ «Древлянський»

Постановка проблеми. Після аварії на ЧАЕС значна площа лісів Полісся зазнала радіоактивного забруднення, внаслідок якої значна кількість радіоактивних частинок потрапила в навколишнє середовище. При попаданні в навколишнє середовище радіоактивні частинки потрапляють на земну поверхню, а потім проходить вертикальна міграція. Однак величина питомої активності залежить від щільності забруднення поверхні ґрунту, що в свою чергу залежить від різноманітності флори на певній території. Величина різноманітності території є тип лісо рослинних умов, який залежить від ґрунту.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. В більшості наукових працях автори наводять результати дослідження міграції радіонуклідів в шарах ґрунту, а також сумарної активності як в кожному шарі ґрунту так і в ягодах та грибах. Проте на даний розподіл та сумарну активність впливає щільність забруднення радіонуклідами. Наприклад, в роботі Мельник В.В. [1] представлено міграцію радіонуклідів та сумарну активність ^{137}Cs в шарах ґрунту. Також було вказано, місце де проводилися дослідження, і за даними лісо таксації можна встановити щільність забруднення і провести . Красновим В.П. та іншими за результатами досліджень в 1990-ті та 2012 роках розподіл радіонуклідів в шарах ґрунту та сумарна активність в ґрунті та в ягодах та грибах в залежності від щільності певної території [2,3].

Мета. Розподілити щільність забруднення ^{137} Cs між типами лісо рослинних умов Заповідника для дослідження вертикальної міграції радіонуклідів в залежності від щільності забруднення та типу лісо рослинних умов.

Завдання. Для досягнення мети поставлено наступні завдання: встановити типи лісо рослинних умов, що знаходяться на території Заповідника; встановити щільність забруднення території лісових екосистем Заповідника; розподілити кількість таксаційних виділів між типами лісо рослинних умов та щільністю ^{137}Cs. Розподілення таксаційних виділ (їх кількість) відбувається по причині, що площа щільності забруднення і типу лісо рослинних умов мають різну площу, а потрібно встановити кількісний показник.

Методика дослідження. Для проведення розподілу таксаційних виділів використовувався таксаційний опис лісового фонду Заповідника 2018 року лісовпорядкування. Проте щільність забруднення території наводиться за даними 2009 року, які розраховані на основі матеріалів вимірювання, які проводилися на території лісового фонду області в 1991 році [4].

Результати досліджень. Згідно розподілу території Заповідника за типами лісо рослинних умов, встановлено що вони представлені 13 типами. Понад третини території представлено свіжим бором (35,29%) та дубово-сосновим субором (33,96%) [5]. Майже вся територія Заповідника має щільність радіоактивного забруднення понад 15,0 Кі/км^2 та значно менше 10,1-15,0 Кі/км^2. Розподіл території лісового фонду (таксаційних виділів) представлений в таблиці.

Таблиця

Розподіл кількості таксаційних виділ за щільністю забруднення ^{137}Cs та типами лісо рослинних умов природного заповідника «Древлянський»

Щільність забруднення ^{137}Cs / ТЛУ	2,1-5,0 Кі/км^2	5,1-7,0 Кі/км^2	7,1-10,0 Кі/км^2	10,1-15,0 Кі/км^2	понад 15,0 Кі/км^2	Всього, шт./%
А1С		2		2	149	153/4,00
А2С	5	12	3	32	1298	1350/35,29
А3С					10	10/0,26
А4С					2	2/0,05
В1ДС					6	6/0,16
В2ДС	1	9	6	79	1204	1299/33,96
В3ДС	1	3	5	47	541	597/15,61
В3ДСО					4	4/0,10
В4ДС		3	2	5	108	118/3,08
В4ДСО					2	2/0,05
В5БС			2		5	7/0,18
С2ГДС				6	31	37/0,97
С3ГД					3	3/0,08
С3ГДС				2	34	36/0,94
С4ВЛО				2	4	6/0,16
С4ВЛЧ			1	24	159	184/4,81
С4ГДС			1		5	6/0,16
С5ВЛЧ				2	3	5/0,13
Всього, шт./%	7/0,18	29/0,76	20/0,52	201/5,25	3568/93,28	3825/100,0

Як видно із таблиці, найбільша щільність по кількості представництву таксаційних виділів у свіжому бору. Такий розподіл між свіжими боровими та суборовими умовами може пояснюватися живим надґрунтовим покривом території, так як в борових умовах ґрунтовий покрив представлений моховою рослинністю [6]. Проте, щільність ^{137}Cs зменшується в середньому до 2% щороку. І тому, через певний проміжок часу розподіл таксаційних виділів за щільністю радіаційного забруднення буде в основному сконцентрований в межах 7,1-10,0 та 10,1-15,0 Кі/км^2, що в свою чергу надасть більших можливостей перебувати в певному місці більшу кількість часу [8].

Висновки. При проведенні радіологічних досліджень по міграції, сумарної активності і т.д., потрібно вказувати щільність забруднення території, так як з

роками проходить процес напіврозпаду і щільність території знижується що в майбутньому надасть можливість проводити динаміку рівня активності ^{137}Cs у різних радіологічних досліджень.

Список використаних джерел

1. Мельник В.В. Сучасний вертикальний розподіл цезію-137 у ґрунтах свіжих бору та субору Українського Полісся. Науковий вісник НЛТУ України. 2018, т. 28, № 10. С. 71-75. . https://doi.org/10.15421/40281015.

2. Краснов В.П., Курбут Т.В., Корбут М.Б., Бойко О.Л. Розподіл 137Cs у лісових екосистемах Полісся України. Агроекологічний журнал 2016. № 1. С. 82-87.

3. Краснов В.П., Орлов А.А., Бузун В.А., Ландин В.П., Шелест З.М. Прикладная радиоэкология леса. Житомир: «Полисся», 2007. 679 С.

4. Ведення лісового господарства в умовах радіоактивного забруднення. Веб-сайт. URL: http://dklg.kmu.gov.ua/forest/control/uk/publish/article?art_id=101209&cat_id=32885 (дата звернення 01.03.2021).

5. Мартиненко В.В., Коніщук В.В. Типологічна характеристика вкритих лісовою рослинністю деревостанів природного заповідника «Древлянський». Агроекололгчний журнал, 2020, № 3. С. 33-40. DOI: https://doi.org/10.33730/2077-4893.3.2020.211524.

6. Ландін В.П., Краснов В.П., Курбут Т.В., Орлов О.О., Савущік М.П., Давидов М.М. Результати радіоекологічних досліджень у лісових екосистемах України, забруднених аварійними викидами Чорнобильської АЕС. Агроекологічний журнал, 2011, №1. С, 53-57.

7. Про затвердження державних санітарних правил "Основні санітарні правила забезпечення радіаційної безпеки України": наказ Міністерство охорони здоровя України №54 від 02.02.2005. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0552-05#Text.

СУЧАСНИЙ РАДІОЛОГІЧНИЙ СТАН СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ УГІДЬ ТА ЗАХОДИ З РЕАБІЛІТАЦІЇ ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЙ ЗАХІДНОГО ПОЛІССЯ УКРАЇНИ

Крупко Г. Д.,
головний інженер-ґрунтознавець,
Рівненська філія державної установи «Інститут охорони ґрунтів України», с. Шубків

Постановка проблеми. Особливістю радіоактивного забруднення агроландшафтів внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС є нерівномірний характер радіоактивних випадінь, а внаслідок цього – велика строкатість забруднення ґрунтового покриву [5, 6, 8]. На таких ґрунтах коефіцієнти переходу 137Cs в системі «ґрунт – рослина» можуть перевищувати відповідні значення на дерново-підзолистих у 4–30 разів [1].

Мета дослідження – визначити щільності забруднення 137Cs і 90Sr через обстеження сільськогосподарських угідь Рівненської області в післяаварійний період та оцінка ефективності контрзаходів.

Об’єкти досліджень – ґрунти території Рівненської області.

Результати досліджень. Загальновідомо, що внаслідок аварії на ЧАЕС радіоактивного забруднення зазнала територія Березнівського, Володимирецького, Дубровицького, Зарічненського, Рокитнівського та Сарненського районів. За узагальненими результатами радіологічних досліджень під час першого великомасштабного обстеження, яке проведено у 1989–1992 рр., встановлено, що площа орних земель з рівнем забруднення 137Cs понад 37 кБк/м2 становила 82,8 тис. га (43,1%) орних земель зони Полісся.

У 1996–2000 рр. із обстежених 335,3 тис. га щільність забруднення 137Cs понад 37 кБк/м2 мали 34,9 тис. га орних земель, що складає 22,1% площ зони Полісся. В ході обстеження в 2001–2005 рр. із загальної площі ріллі 368,8 тис. га площа ріллі із рівнем забруднення 137Cs понад 37 кБк/м2 становила 28,3 тис. га, що складає 21,7% площ зони Полісся. У радіоактивно забрудненій зоні було обстежено 130,9 тис. га орних земель.

На окремих територіях вищеназваних районів спостережено забруднення ґрунтів 90Sr. Так, рівень забруднення ґрунтів коливається у межах 0,37–6,29 кБк/м2. В тім, більшість площ мають щільність забруднення 0,37–1,11 кБк/м2. Із обстеженої площі 62,5 тис. га щільність забруднення 90Sr до 0,74 кБк/м2 мали ґрунти на площі 44,6 тис. га, 0,74–5,55 кБк/м2 – 17,5 тис. га і більше 5,55 кБк/м2 – 0,3 тис. га. Максимальні рівні забруднення 90Sr виявлено у ґрунтах зони Полісся. У зоні Лісостепу забруднення радіостронцієм знаходиться у межах 0,37–1,48 кБк/м2. Слід значити, що основна частина забруднених земель, які

потрапили в ракурс дослідження, має щільність від 37 до 74 кБк/м2. Встановлено, що найменш забрудненим з північних районів є Березнівський. У Володими-рецькому, Зарічненському та Сарненському районах площа орних земель зі щільністю забруднення понад 37 кБк/м2 складає відповідно 13,6; 17,9 та 12,6 % обстежених орних земель.

Агрохімічна паспортизація земель сільськогосподарського призначення була проведена у 2019 році на території Березнівського, Костопільського, Рокитнівського та Сарненського районів.

Відповідно до проведених досліджень було встановлено, що вся досліджена площа 54,3 тис га має рівень забруднення сільськогосподарських угідь обстежуваних районів області 137Cs, що не перевищує 185 кБк/м2 і згідно групування ґрунтів за щільністю забруднення відноситься до умовно чистої зони [9].

Ґрунтів із щільністю забруднення 137Cs більше 185 кБк/м2 на територіях досліджуваних районів не виявлено.

Також вся досліджена площа 54,3 тис га має рівень забруднення сільськогосподарських угідь обстежуваних районів області 90Sr, що не перевищує 5,55 кБк/м2 і згідно групування ґрунтів за щільністю забруднення відноситься до умовно чистої зони.

Ґрунтів із щільністю забруднення 90Sr більше 5,55 кБк/м2 на територіях досліджуваних районів не виявлено. Встановлено, що «внаслідок фізичного розпаду радіонуклідів 137Cs і 90Sr за 35 років після катастрофи їхній вміст в ґрунті знизився приблизно на 35–38 %». З'ясовано, що «Горизонтальна й вертикальна міграція цих радіонуклідів не викликала значного перерозподілу їх у природних і штучних ландшафтах». Доведено, що «З більшою інтенсивністю Cs мігрує в торфових ґрунтах, збіднених на глинисті мінерали. На таких ґрунтах 1–2 % 137Cs розповсюдилось по профілю до метрової глибини» [2-4].

Порівняння результатів радіологічних обстежень дає змогу стверджувати, що щільність забруднення ґрунтового покриву 137Cs поступово знижується унаслідок природного розпаду цього елемента, винесення з урожаєм, вертикальної та горизонтальної міграцій. На противагу цьому щільність забруднення ґрунтового покриву 90Sr залишається майже незмінною.

Пріоритет в розробці системи протирадіаційних заходів на забруднених територіях необхідно надавати заходам, що сприяють зниженню коефіцієнтів переходу радіонуклідів з ґрунту в рослини, що використовуються в їжу та на корм худобі. Це в свою чергу приведе до зниження доз опромінення населення, що проживає на цих територіях. До таких заходів перш за все відносяться вапнування кислих ґрунтів, внесення органічних та підвищених доз фосфорно-

калійних добрив, створення культурних пасовищ та сінокосів для худоби приватного і громадського сектору, використання радіопротекторів в раціоні годівлі тварин. Таким чином, добір культур і їх сортів для вирощування на забруднених територіях є найбільш простим способом зниження вмісту радіонуклідів у продукції рослинництва.

Застосування мінеральних добрив є суто агрохімічним заходом. Раціональне застосування добрив в умовах господарств є основним фактором, спрямованим на розв'язання двох найважливіших проблем землеробства в радіаційне небезпечних зонах: забезпечення виробництва необхідної кількості продуктів харчування при дотриманні вимог їх екологічної чистоти та радіаційної безпеки і підвищення родючості ґрунтів.

Внесення органічних і місцевих добрив знижує перехід радіонуклідів з ґрунту в рослини і, першочергово це стосується ґрунтів з низьким вмістом гумусу (дерново-підзолисті та сірі лісові). У тих місцях, де є можливість добувати нетрадиційні органічні добрива (сапропель і торфокомпости), доцільно використати їх поряд з гноєм. Сапропелі слід вносити на мінеральних ґрунтах під посіви картоплі й овочів для дитячого харчування на половині площ цих культур, що забезпечить підвищення врожайності і зниження надходження радіонуклідів.

Висновки. Проведення широкомасштабного радіологічного обстеження території що зазнала радіаційного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи дозволить інвентаризувати угіддя за щільністю забруднення, скласти відповідні картограми і сівозміни, визначити площі, де можливе вирощування конкретних культур, виробництво кормів, харчових продуктів, сировини для технічної переробки. Встановлення територій, які залишаються в критичному стані і потребують першочергово застосування контрзаходів у кожному забрудненому районі області.

Проведення дослідження с/г продукції, що виробляється в особистих підсобних господарствах, дозволить встановити рівні перевищення вмісту радіонуклідів відносно нормативних, визначить критичні ланки виробництва. Це дасть змогу вносити пропозиції щодо зниження значень контрольних рівнів до економічно доцільних.

Повна оцінка радіаційної ситуації дозволить розробити довгострокові та короткострокові прогнози радіаційного стану відповідної території.

Список використаних джерел

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.Гродзинский Д. М. Радиационное поражение растений в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЕС / Д. М. Гродзинский, И. Н. Гудков // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2006. Т. 46. № 2. С. 189–199.

3.Гудков І. М. Особливості ведення сільськогосподарського виробництва на забруднених радіонуклідами територіях Лісостепу України / І. М. Гудков – К. : Алефа, 2003. Т. 1. С. 747–775.

4.Гудков И. Н. Основы общей и сельскохозяйственной радиобиологии / И. Н. Гудков. К. : Изд-во УСХА, 1991. 327 с.

5.Иванов Ю. Л. Динамика мобильных форм цезия-137 выпадений аварийного выброса ЧАЭС в почвах / Ю. А. Иванов, Н. А. Лощилов, Л. А. Орешич [м др.] // Проблемы с.-х. радиологии. Сб. науч. тр. Вып. 2. К., 192. С. 43–56.

6.Кашпаров В. А. Оценка и прогнозирование обстановки при радиоактивных авариях с выбросами частиц облученного ядерного топлива : автореф. дис. На соискание науч. степени д-ра биол. н. Науч. спец. 09.00.08 / ВНИИСХРАЭ. Обнинск, 2000. 48 с.

7.Лопатюк О. В. Оцінка екологічних та соціально-економічних умов проживання сільського населення Полісся України у віддалений період після аварії на ЧАЕС : дис., канд. с.-г. наук : 03.00.16 / Житомирський національний агроекологічний університет, Житомир, 2020. 226 с.

8.Пристер Б. С. Основные факторы, определяющие поведение радионуклидов в системе почва-растение / Б. С. Пристер, Л. В. Перепелятникова, В. И. Дугинов [и др.] // Проблемы с.-х. радиологии. Сб. науч. тр. Вып. 2. К., 1992. С. 108–117.

9.Про внесення змін та визнання такими, що втратили чинність, деяких законодавчих актів України : Закон України від 28 грудня 2014 року № 76–VIII.

10.Рідей Н.М., Кіцно В.О., Наумовська О.І., Сквірська Д.В. Оцінка радіологічних показників при екологічній паспортизації сільськогосподарських угідь // Агроекологічний журнал. 2007. № 4. С. 35–37.

ЗАСТОСУВАННЯ ЛІКАРСЬКИХ РОСЛИН ПРИ РАДІОГЕННИХ ЗАХВОРЮВАННЯХ

Стоцька С. В.,
кандидат сільськогосподарських наук, доцент
Мойсієнко В. В.,
доктор сільськогосподарських наук, професор,
Коткова Т. М.,
кандидат сільськогосподарських наук, доцент
Панчишин В. З.,
кандидат сільськогосподарських наук,
Поліський національний університет

Постановка проблеми. У наш час великих екологічних катастроф, коли під загрозу знищення поставлене життя мільйонів людей, коли щодня назавжди зникає один-два види рослинного і тваринного світу, все більшого визнання у всіх країнах дістає народна медицина та багатющий досвід фітотерапевтів. Багатовіковий досвід народів ліг в основу наукової лікувальної медицини, що понині користується речовинами з лікарських рослин, властивості яких були відкриті найраніше народом [5, с. 3].

Чорнобильська трагедія зламала життя мільйонам людей, які до цього часу перебувають на забрудненій радіонуклідами території і вживають продукти вироблені у цій зоні, ліквідаторам аварії на ЧАЕС та тим хто був переселений у різні регіони України. Ні одна людина, яку торкнулась ця трагедія, не може жити спокійно, не хвилюючись за завтрашній свій день та за життя і здоров'я своїх дітей. Дана проблема в Україні існує з часу аварії на ЧАЕС і понині. Із досвіду народної медицини ми використовуємо лікарські рослини, які з успіхом застосовуються при малокрив'ї, у відновленні молекул метгемоглобіну в гемоглобіні та для лікування лейкозів. Організму людини допоможуть лікарські рослини, які відомі в народній медицині як загальнозміцнюючі, охолоджуючі та які продовжують життя.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Трагедії, які стались в Японії (Хіросіми і Нагасакі) та в Україні (аварія на ЧАЕС) заставили усіх по-іншому звернути увагу на характер і дію радіоактивних елементів. Велика кількість людей отримала зовнішнє і внутрішнє опромінення у високій дозі. При внутрішньому опроміненні радіонукліди потрапляють в організм людини через ушкоджену шкіру, органи дихання та шлунково-кишковий тракт [4, с. 5].

Комплексні дослідження, проведені фармакологами, хіміками, ботаніками, рослинниками, дозволили виявити нові цінні в лікувальному відношенні рослини та використовувати їх в медичній практиці як у формі галенових препаратів, але й у вигляді індивідуальних речовин, виділених з них. На даний час у нашій країні із лікарської сировини виготовляється біля 45 % лікувальних препаратів [2, с. 8; 3, с. 3].

Слід відмітити, що не всі лікарські рослини безпечні для здоров'я людини, деякі з них мають отруйні речовини, тому при застосуванні обов'язково потрібно знати протипоказання при їх використанні та суворо дотримуватись рекомендованих доз. Застосовуючи багатокомпонентні збори лікарських рослин, необхідно пам'ятати і знати, що при поєднанні деяких діючих речовин їхній вплив може по-різному діяти на окремий організм [6, с. 5].

Існує цілий ряд доступних лікарських рослин та ягідних культур, які можна включати до протирадіаційних зборів, готуючи їх у домашніх умовах. До них належать: лопух великий (коріння), полин звичайний (коріння), пирій повзучий (кореневище), береза біла (молоді гілки), кропива дводомна (квітки), малина (листя), ожина сиза (трава), горобина звичайна (плоди), смородина чорна (плоди), шипшина звичайна (плоди), виноград (листя), череда трироздільна (трава), суниця лісова (трава). Правильно підібраний склад збору сприяє виведенню радіонуклідів з організму людини [3, с. 151]

Зміна вмісту різних корисних діючих речовин в окремих органах і тканинах лікарських рослин залежить від кліматичних факторів, умов вирощування, генетичних особливостей, сортового і видового різноманіття, фази розвитку. У деяких лікарських рослин відмічається значна різниця у кількості ароматичних речовин, уміст яких коливається від 1 до 10 % і більше (насіння ажгону, анісу, фенхелю) [1, с. 6; 7, с. 158].

Досвід народної медицини свідчить, що лікарські рослин ефективні у застосуванні при отруєнні радіонуклідами, які відносяться до важких металів. При цьому найменша доза радіаційного ураження може стати канцерогенною і викликати небезпечну хворобу рак. Для профілактики і лікування раку у народній медицині давно застосовують лікарські рослини.

Після аварії на ЧАЕС зросла кількість хворих на радіогенну лейкемію, рак щитовидної залози, рак грудей, серцево-судинні захворювання. У дітей виявлені радіогенні захворювання з хронічними патологіями, хворобами центральної нервової системи та з цукровим діабетом.

Метою наших досліджень є виявлення найбільш поширених видів лікарських рослин, які застосовуються у протирадіаційній фітотерапії.

Результати досліджень. Узагальнюючи напрацьовані здобутки наукової та народної медицини, нами виявлені лікарські рослини, препарати яких можна застосовувати для зменшення зовнішнього і внутрішнього опромінення людини та профілактики різних захворювань. Це валеріана лікарська, буркун лікарський, звіробій звичайний, м'ята перцева, ромашка лікарська, полин звичайний, деревій звичайний, чистотіл звичайний. Їх можна використовувати у лікуванні таких найбільш поширених хвороб, як рак різної локалізації, лейкоз, нервові розлади, малокрів'я, поверхневі пухлини, збільшення щитоподібної залози, як сечогінний і потогінний засіб.

Кореневища з коренями валеріани лікарської (Valeriana officinalis L.) містять такі біологічно активні речовини: ефірну олію (0,5–2 %); спирти; ефіри

мурашиної, оцтової і масляної кислот; алкалоїди (валерін, хатінін); глікозиди (валерид); дубильні речовини, цукри, органічні кислоти. Препарати цієї рослини застосовують при таких захворюваннях, як рак різної локалізації, рак прямої кишки, при збільшенні щитоподібної залози, нервових розладах, як загальнозміцнюючий та сечогінний засіб.

У буркуну лікарського (Melilotus officinalis (L.) Pall.) з лікувальною метою використовують траву, зібрану під час бутонізації – на початку цвітіння рослин, бо травостій їх швидко грубіє. У надземній масі буркуну міститься ароматична речовина – кумарин (в листках – 0,9%, у стеблах – 0,4%), мелілотин, кумарова і мелілотова кислоти, похідні пурину, глікозид мелілотозид, білок (17,6%), жироподібні речовини (4,3%), ефірна олія (0,01%). Верхня частина рослини з квітками у вигляді настою і відвару застосовується при опроміненні, для нормального складу крові (збільшує кількість лейкоцитів), при збільшенні щитоподібної залози, нервових розладах, як сечогінний засіб.

У протирадіаційній фітотерапії використовують також траву звіробою звичайного (Hypericum perforatum L.), яку за період вегетації можна збирати двічі. Сировину заготовляють у період цвітіння травостою до появи стиглих плодів. Зрізують верхню частину стебел з квітучими суцвіттями 25-30 см завдовжки. Лікарська сировина містить флавоноїдні глікозиди, дубильні речовини, ефірну олію, смоли, антибіотики, вітаміни С, Р, РР, каротин, гіперицин тощо. Застосовують при раку печінки, шлунку, яєчників, молочної залози, мастопатії, поверхневих пухлинах, лейкозах, малокрів'ї, нервових розладах, як послаблююче та сечогінне.

Квітки нагідок лікарських (Calendula officinalis L.) містять близько 3 % каротиноїдів, ефірну олію, сапоніни, смолисті і дубильні речовини, слиз, флавоноїди, інулін, фітостерини, ферменти, гірку речовину календен, вітамін С, алкалоїди та тритерпендіоли, органічні кислоти. Квіткові кошики нагідок збирають у період цвітіння, коли вони вже повністю розкрилися. Препарати (настій, настоянку, мазь) застосовують при таких захворюваннях: рак молочної залози, матки, яєчників, печінки, стравоходу, шлунку, рак шкіри, нервових розладах і як сечогінний засіб.

М'ята перцева (Mentha piperita L.). цвіте з червня по серпень. Для виготовлення ліків використовують траву (Herba Menthae piperitae) і листя (Folia Menthae piperitae) м'яти перцевої, заготовляють сировину, коли половина квіток у суцвітті вже розпустилася, а решта ще перебуває в стадії бутонізації [2]. Листя м'яти перцевої містить до 2,75% ефірної олії, урсолова і олеанолова кислоти, флавоноїди, каротин, гесперидин, бетаїн, дубильні речовини та мікроелементи. Листя у вигляді настою використовують при нервових розладах, збільшенні щитоподібної залози, як сечогінний і потогінний засіб.

Ромашку лікарську (Chamomilla recutita L.) збирають у фазі цвітіння. Лікарською сировиною її є квіткові кошики, які містять 0,3–1,0% ефірної олії, до складу якої входять азулен, терпен, капринова та ізовалеріанова кислоти, а також

наявні гіркоти, слизи, каротин. Застосовують квітки у вигляді настою при таких захворюваннях, як рак матки, при збільшенні щитоподібної залози, нервових розладах і як потогінний засіб.

Полин звичайний (Artemisia vulgaris L.) цвіте в липні–серпні місяці. Саме у цей період заготовляють траву, зрізуючи ножами верхівки та бокові гілки завдовжки до 35 см, товщиною не більше 5 мм, а також м'ясисті бокові корені. Трава полину містить глікозиди (абсинтин і анабсинтин), аскорбінову кислоту, ефірну олію, фітонциди, каротин, дубильні речовини, смоли, жирну олію тощо. Використовується вся рослина з корінням. Застосовують при таких хворобах: рак шлунку, прямої кишки, матки, сечового міхура, зовнішніх пухлинах, як протиотруту при різних отруєннях, нервових розладах.

Лікарську сировину деревію звичайного (Achillea millefolium L.) збирають у фазі цвітіння двічі за вегетацію, коли вміст ефірної олії найбільший. Зрізають суцвіття і верхню частину стебел з листками (до 15–20 см завдовжки). Цвіте з другої половини травня і до кінця літа. Листки містять вітамін К (0,05%), ефірну олію (0,8%), мурашину, оцтову та ізовалеріанову кислоти, метилбетаїн (0,05%), гірку речовину ахілеїн, складні ефіри і спирти. Із суцвіть виділено сесквітерпенові лактони. Застосовують при раку різної локалізації, лейкозах, малокрив'ї, нервових розладах, нормалізує обмін речовин і як тонізуючий засіб.

Серед цієї групи рослин важливе значення має чистотіл звичайний (Chelidonium majus L.). Лікарська сировина – надземні частини рослини (трава), яку збирають під час цвітіння. Із свіжої трави отримують сік для лікувального застосування. Рослина містить алкалоїди хелідонін, гомохелідонін; трава – до 1,87% алкалоїдів, до 171 мг% ефірної олії, вітамін С, каротин, хелідонову, яблучну, лимонну кислоти, флавоноїди, сапоніни. Використовують всю рослину з коренем у вигляді відвару при таких захворюваннях: рак різної локалізації, рак шкіри і шлунку, нервових розладах, як сечогінний і послаблюючий засіб.

Висновки. Отже, для лікування і профілактики радіогенних захворювань доцільно використовувати, на забруднених радіонуклідами територіях, наступні лікарські рослини: валеріана лікарська, буркун лікарський, звіробій звичайний, м'ята перцева, ромашка лікарська, полин звичайний, деревій звичайний, чистотіл звичайний, буркун лікарський. У домашніх умовах можна готувати протирадіаційні збори, включаючи до них різні структурні частини лікарських та ягідних рослин.

Список використаних джерел

1. Дудченко Л. Г., Козьяков А. С., Кривенко В. В. Пряно-ароматические и пряно-вкусовые растения : Справочник. Киев : Наук. думка, 1989. 304 с.

2. Лікарські рослини: Енциклопедичний довідник / Л-56 Відп. ред. А. М. Гродзінський. К.: Видавництво «Українська Енциклопедія» ім. М. П. Бажана, Український виробничо-комерційний центр «Олімп», 1992. 544 с.

3. Мойсієнко В. В. Лікарські рослини у ветеринарній медицині. Житомир : Рута, 2020. 168 с.

4. Ніколайчук Л. В. Рослини: протирадіаційне харчування. Тернопіль : Навч. книга–Богдан, 2008. 184 с.

5. Носаль М. А., Носаль І. М. Лікарські рослини і способи їх застосування в народі : у 2-х кн. Вид. 2-ге, допов. і випр. Житомир : Полісся, 1991. Кн. 1. 96 с.

6. Сафонов М. М. Повний атлас лікарських рослин. Тернопіль : Навч. книга–Богдан, 2008. 384 с.

7. Стоцька С. В. Вплив елементів технології вирощування на урожайність насіння фенхелю звичайного. *Інноваційні технології у рослинництві: проблеми та їх вирішення* : матеріали Міжнар. наук.-практ. конф. (7-8 червня 2018 р.). Житомир, 2018. С. 158–160.

ПОВЕРХНЕВИЙ СТІК ТА ЙОГО ВПЛИВ НА ДИНАМІКУ ВМІСТУ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ В ҐРУНТІ ТА ПИТОМУ АКТИВНІСТЬ CS^{137} НА РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ЛАНДШАФТАХ

Піціль А. О.,
кандидат сільськогосподарських наук,
Поліський національний університет
Буднік І. П,
кандидат сільськогосподарських наук,
Малинський лісотехнічний коледж
Коткова Т. М.,
кандидат сільськогосподарських наук,
Поліський національний університет

Постановка проблеми. Актуальність питання впливу поверхневого стоку на міграцію та визначення ступеня забруднення грунтів полютантами характеризується тим, що вони надходять в організм людей в основному, з продуктами рослинництва, а акумуляція хімічних речовин здійснюється, через грунтовий покрив, тому з’ясування природи динаміки міграції речовин при проходженні поверхневого стоку на радіоактивного забруднених ландшафтах є дійсно актуальним та цікавим питанням.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Трансформація полютантів має загальні закономірності надходження потоків речовин в агроландшафти, що прямо залежить від умов рельєфоутворення (улоговина, ухил, суходіл, балка) та наявність біофізичних бар’єрів (гідротехнічні споруди, захисні лісові насадження, ліс, тощо) [1, 2, 3, 4].

Гідродинамічні характеристики схилових водотоків, як і динамічні, піддаються змінам по довжині схилу і залежать також від змін природно – кліматичної ситуації і господарського використання земель. Серед динамічних характеристик найбільший вплив на вміст речовин в схилових водотоках та перенесення їх в ґрунті спричиняють фактори гідравлічного опору [1, 4].

Енергія руслового процесу в водотоках формується протягом всього шляху його проходження і видозмінюється по його довжині. Причому шляхи проходження води на одній і тій же ділянці досліджень з року в рік змінюються, оскільки мікрорельєф ділянок трансформується. Змінюються також і умови формування поверхневого стоку (висота снігового покриву і вологозапаси, глибина промерзання ґрунту, наявність льодяної кірки і відтанення ґрунту) [1, 4].

Мета, завдання та методика досліджень

Мета дослідження – встановити закономірність в розподілі важких металів та Cs^{137} по мікрострумковій мережі при проходженні дощового та талого стоку, та з'ясувати динаміку зміни полютантів; – визначити функції лісових насаджень та їх вплив на зміну динаміки концентрацій речовин в агроландшафтах.

На прикладі двох елементарних водозборів «Радча» (217 га) і «Отруби» (258 га), (Народицький район) було простежено поведінку радіо цезію та рухомих форм важких металів в динаміці накопичення та вмісту при горизонтальній міграції на шляху стікання поверхневого стоку.

Об'єктом дослідження – міграція рухомих форм важких металів (Cu; Pb; Cd; Zn), та радіоцезію (^{137}Cs) в 0 – 20 см шарі дерново – середньопідзолистого супіщаного грунту в зоні радіоактивного забруднення.

Методичною основою вимірювань стоку на схилах було вимірювання кількісних та якісних показників дощового та талого стоку, так і чинників акумуляції по довжинам схилу від вододілу до водозливу на трьох дослідних водозборах, два з яких розміщено в Народицькому районі в межах Норинської осушувальної системи, на прикладі горизонтальної міграції основних елементів живлення, валових форм важких металів, та враховуючи те, що два дослідні водозбори знаходяться в зоні радіоактивного забруднення було вирішено прослідковувати поведінку радіоцезію (^{137}Cs) в ґрунті за лініями проходження поверхневого стоку.

Результати досліджень

Як показують експериментальні дані, зміни величини забруднюючих речовин по довжині улоговини мають періодичний характер, але у всіх випадках чітко простежується одна закономірність – концентрація основних хімічних елементів та полютантів збільшується в місцях концентрації рідкого і акумуляції твердого стоку особливо там, де у створі розміщені лісові насадження (табл. 1; 2), [1].

Найбільша концентрація відмічається в лісових смугах, які розташовані в створах водозбірних площ, але знову ж за водозливом тенденція до зменшення зберігається (водозбір «Радча»). Після виявлення закономірностей розподілу основних елементів живлення в ґрунтовому покриві вздовж улоговин, було проведено дослідження відносно поведінки у ньому рухомих форм важких металів.

Для оцінки ступеня горизонтальної міграції важких металів, за довжиною улоговини, з одного боку необхідно мати точку початкового відліку, якою є

значення фонового вмісту елемента, а з другого – знати кінцеву концентрацію елемента в ґрунті на вихідному створі. Тому за контроль нами було прийнято вміст рухомих форм важких металів у полі на рівнинній частині водозборів, а за кінцеву – концентрація речовин на вихідному створі та за ним.

Як показали наші дослідження, динаміка змін показників рухомих форм важких металів характеризуються непостійний накопичувальним характером (табл. 1), [1] збільшення концентрацій їх починаючи з вершини улоговини поволі і досягає максимальних показників в локальних місцях локалізації рідкого й акумуляції твердого стоку, максимальних показників досягаючи в агролісомеліоративних насадженнях, які розташовані в створі водозбору, за водозливом їх вміст знижується.

Так як частина наших досліджень проводилася в Народицькому районі, який відноситься до території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи, було б доцільним звернути уваги на цю вкрай важливу екологічну проблему. Основними забруднювачам ґрунтів в цій частині Полісся є Cs^{137}, який осів в результаті Чорнобильської катастрофи.

Таблиця 1

Динаміка вмісту рухомих форм важких металів (Cu; Pb; Cd; Zn) на шляху проходження поверхневого стоку, середні значення

№ зразка	Місцерозташування, точка відбору зразка	Вміст важких металів в ґрунті (мг/кг)			
		Cu	Pb	Cd	Zn
Водозбір «Отруби», Народицький р-н,. (осушений гончарним дренажем)					
0	Польова частина (контроль)	1,1	4,4	0,09	3,8
1	Вершина улоговини	1,4	6,1	0,16	3,4
2	50 м вниз по улоговини	1,7	5,7	0,12	3,6
3	Те ж 100 м	2,2	7,6	0,19	4,3
4	Те ж 150 м	2,7	6,0	0,14	5,2
5	Шлейф акумуляції	2,9	5,3	0,12	4,1
Водозбір «Радча» (до водозливу), Народицький р-н					
0	Польова частина (контроль)	2,9	5,4	0,19	5,6
1	Вершина улоговини	2,9	6,9	0,20	7,0
2	50 м вниз по улоговині	2,2	6,5	0,16	6,9
3	Те ж 100 м	2,9	8,1	0,14	8,0
4	Те ж 150 м	-	-	-	-
5	Лісова смуга (шлейф акумуляції)	3,0	11,2	0,25	9,8
Водозбір Радча (за водозливом) зона відчуження					
0	Польова частина (контроль)	1,6	4,4	0,14	3,6
1	Лісова смуга (вершина улоговини)	2,2	5,4	0,08	3,7
2	50 м вниз по улоговині	1,0	4,1	0,13	2,7
3	Те ж 100 м	1,3	4,0	0,12	4,3
4	Те ж 150 м	1,7	5,1	0,15	4,3
5	Шлейф акумуляції	1,4	3,2	0,16	3,0

Джерело: [1].

На прикладі двох елементарних водозборів «Радча» і «Отруби», було простежено поведінку радіоцезію) за довжиною улоговини, за тією ж легендою, що і проводились дослідження горизонтальної міграції основних елементів живлення ґрунту та рухомих форм важких металів.

За результатами проведених досліджень (табл. 2) було встановлено, що питома активність в 0–20 см шарі ґрунту, синхронно змінюються із відстанню від улоговини, до збільшення концентрацій в присмужній зоні і сягає максимальних значень безпосередньо в лісовій смузі.

Розподіл елементів у верхніх шарах ґрунту по лініях ерозії на шляху проходження стоку і його змиву від вододільної лінії до гідрографічної мережі, має зв'язок з ерозійно-гідрологічним процесом і чинниками, що його характеризують.

Таблиця 2

Просторове розміщення питомої активності ґрунту в меліорованих водозборах лісоаграрних ландшафтів на шляху проходження поверхневого стоку, середні значення

№ зразка	Місцеположення, точка відбору зразка	Питома активність, щільність забруднення (шар 0-20 см)	
		Бк/кг	Кі/км^2
Водозбір «Отруби», Народицький р-н,. (осушений водозбір)			
0	Польова частина (контроль)	455	2,71
1	Вершина улоговини	583	3,47
2	50 м вниз по улоговини	578	3,44
3	Те ж 100 м	549	3,27
4	Те ж 150 м	281	1,67
5	Шлейф акумуляції	283	1,69
Водозбір «Радча» (до водозливу), Народицький р-н,			
0	Польова частина (контроль)	135	0,8
1	Вершина улоговини	330	2,06
2	50 м вниз по улоговини	707	4,21
3	Те ж 100 м	681	4,05
4	Те ж 150 м	845	5,03
5	Лісова смуга .(Шлейф акумуляції)	902	5,37
Водозбір «Радча» (за водозливом) Народицький р-н, зона відчуження.			
0	Лісова смуга (вершина улоговини)	1482	8,74
1	50 м вниз по улоговині	706	4,20
2	Те ж 100 м	735	4,37
3	Те ж 150 м	737	4,39
4	Шлейф акумуляції	1000	5,95
5	Польова частина	569	3,50
6	Теж	548	3,26
7	Теж	336	2,01

Джерело: [1].

Агролісомеліоративні насадження спричиняють великий вплив на якісні та кількісні характеристики дощового та талого стоку створюючи біофізичну межу на шляху міграції полютантів з продуктами стоку. Показники забруднювачів змінюються за точками розташування положень на водозборах, відбувається зміна в динаміці концентрацій полютантів (збільшення) за улоговинами та їх накопичення в пристворній зоні. Трансформацію полютантів на водозбірних площах ми повинні розглядати разом із визначенням максимальних показників вмісту речовин в гідрографічній мережі, при яких спостерігається максимальне надходження речовин з ґрунтового покриву, що визначає місце розташування з критичним впливом на ландшафт.

Як показали дослідження, енергією стоку транспортується основна маса твердого стоку і сорбованих елементів на дрібноземі ґрунтів по непостійних потоках (мікрострумкова мережа) і гідрографічною структурою (долини, улоговини, суходоли). За наявних характеристик, які забезпечують транспортування потоку (водорегулюючі гідротехнічні споруди разом з лісовими насадженнями), великий об'єм продуктів стоку з максимальними концентраціями в ньому як корисних так і шкідливих продуктів, можна локалізувати на водозборах не допускаючи їх потрапляння до гідрологічної мережі.

Висновки. 1. Радіоекологічна ситуація на лісоаграрних ландшафтах Полісся свідчить про вагомий вплив агролісомеліоративних насаджень на розподіл радіоцезію та рухомих форм важких металів, на шляху проходження стоку.

2. Велика роль у розподілі важких металів на водозборах належить його структурному складу, який зумовлює геохімію і часткове переміщення, на шляху проходження талих та дощових вод.

3. Динаміка зміни речовин по довжинам улоговин спостерігається накопичувальний характер, але у всіх елементах простежується особливість – локалізація полютантів в місцях концентрації поверхневого стоку, а особливо там, де у створах є наявні лісові насадження.

Список використаних джерел

1. Буднік І. П. Міграція важких металів в лісоаграрних ландшафтах Житомирського Полісся / І. П. Буднік, А. О. Піціль // Наукові читання – 2014 : наук.-теорет. зб. / ЖНАЕУ. – Житомир : ЖНАЕУ, 2014. – Т. 2. – С. 24–26.

2. Зубов О. Р. Використання і розміщення ґрунтозахисних заходів постійної дії в агроландшафті / О. Р. Зубов // Вісн. аграр. науки. – 2000. - № 11. – С. 60-62.

3. Зубов О. Р. Закономірності ерозійно–акумулятивних процесів в лісоаграрному ландшафті балкового водозбору / О. Р. Зубов // Меліорація і водне господарство. – 2000. – Вип. 87. – С.146–153.

4. Гаршинев Е.А., Васенков Г.И. Методические основы моделирования эрозионно-аккумулятивного процесса при стоке талых вод в полевом експеременте. – Науч. тр. ВНИАЛМИ. – 1987. Вып 11(90). – С. 125 – 132.

АКТУАЛЬНІ ПИТАННЯ РАДІОБІОЛОГІЇ У ГАЛУЗІ ВЕТЕРИНАРНОЇ МЕДИЦИНИ

Веремчук Я. Ю.,
кандидат ветеринарних наук, старший викладач
Ревунець А. С.,
кандидат ветеринарних наук, доцент
Поліський національний університет

Враховуючи ситуацію, що склалася в Україні після аварії на Чорнобильській атомній електростанції у 1986 р., необхідно реалізувати низку заходів для недопущення та зменшення ризиків прояву негативних наслідків дії іонізуючого випромінювання у трофічному ланцюгу ґрунт–рослина–тварина–людина. При цьому, обов'язковими є посилений радіологічний моніторинг ґрунтів та сільськогосподарської продукції і чітке дотримання рекомендацій з ведення сільськогосподарського виробництва, які суттєво покращили радіаційну ситуацію на забруднених територіях у порівнянні з раннім поставарійним періодом. Однак на основі результатів радіологічного контролю ґрунту, рослинницької та тваринницької продукції з'ясовано, що незважаючи на більш ніж 30 річний період з дня аварії на ЧАЕС у північних районах Житомирщини залишається небезпека зростання внутрішнього опромінення населення у зв'язку з вживанням забрудненої радіонуклідами продукції. Між тим, головну роль у формуванні дози опромінення, як і раніше, відіграє ^{137}Cs, значно меншу – ^{90}Sr [5, с. 4, 6].

Саме тому на сьогодні важливо проаналізувати існуючі проблеми радіобіологічного характеру, вирішення яких дозволить зменшити негативний вплив іонізуючого випромінювання на живі організми. Перш за все, це стосується ведення сільського господарства на забруднених радіонуклідами територіях у відповідності до вимог чинних нормативно-правих актів, зокрема у тваринництві потрібно дотримуватись не лише зоотехнічних та ветеринарних заходів, а й враховувати етологічні потреби тварин та вимоги до забезпечення їх благополуччя.

Крім того, не втрачає своєї актуальності проблема підготовки фахівців, компетентних у питаннях радіобіології та радіоекології, в тому числі у галузі ветеринарної медицини. Відповідно до освітньо-професійної програми «Ветеринарна медицина» другого (магістерського) рівня вищої освіти, майбутні лікарі ветеринарної медицини набувають необхідних компетентностей та досягають результатів навчання у даному напрямку, вивчаючи ряд дисциплін, основними з яких є «Ветеринарна радіобіологія», «Ведення тваринництва в умовах РАЗ», «Метаболізм радіонуклідів та методи його дослідження» [4]. Отримані знання стосовно токсикології та метаболізму радіонуклідів дозволять впровадити низку радіозахисних заходів при веденні сільського господарства на радіоактивно забруднених територіях.

Важлива роль у розвитку радіобіологічної та радіоекологічної освіти належить постійно діючим курсам підвищення кваліфікації на базі Українського радіологічного учбового центру для фахівців, які працюють в галузі подолання наслідків Чорнобильської катастрофи, а також у сферах радіометрії, радіоекології, ядерної та радіаційної безпеки, поводження з джерелами іонізуючого випромінювання та радіоактивними відходами. В перспективі одне із ключових завдань центру може полягати у підготовці спеціалістів з питань реабілітації земель забруднених радіонуклідами [1].

Учасники 7-й з'їзду Радіобіологічного товариства України у ході обговорення проблем сучасної радіобіології та радіоекології, зокрема питань молекулярної радіобіології, радіаційної біохімії, протеоміки і пігенетики, модифікації радіобіологічних ефектів та радіаційного захисту, формування генетичних ефектів опромінення, звертають увагу Міністерства освіти і науки України на те, що в країні, яка нещодавно пережила Чорнобильську катастрофу, має значну територію забруднену радіонуклідами та землі, вкриті великою кількістю неупорядкованих сховищ радіоактивних відходів і володіє потужною атомною енергетикою, необхідно значно більше уваги приділяти радіоекологічній та радіобіологічній освіті не лише у вищій школі, але і в загальноосвітніх закладах. Варто зазначити, що згідно з Рішенням з'їзду актуальним напрямком розвитку подальших досліджень є виявлення закономірностей формування адаптації в природних популяціях тварин та рослин на територіях радіоактивних забруднень [4].

За даними Літопису природи Чорнобильського радіаційно-екологічного біосферного заповідника за 2019 рік тваринний світ території зони відчуження досить різноманітний, а його видовий склад активно досліджують за допомогою фотопасток CCBetter та Reconyx Rapid Fire RC60 [1, с. 114, 127]. Це дає можливість фахівцям вивчати вплив іонізуючого опромінення не лише візуальним спостереженням за тваринами, а й визначити форми та зміни їх поведінки, слідкувати за їх чисельністю та активністю. До основних показників функціонування пасток належать кількість пастко-діб, які відпрацьовано фотопастками, кількість кадрів, кількість зафіксованих проходів тварин кожного виду, індекс рясноти – показник розрахований на 100 пастко-діб. Так, всього відпрацьовано 333 пастко-діб і одержано 414 знімки та 147 реєстрацій. Наприклад, у ході досліджень зафіксовано лише вовків одинаків з дослідницькою та локомоторною формами поведінки [1, с. 128].

Науковці Інституту сільського господарства Полісся НААН визначили основні методологічні підходи для організації землекористування на радіоактивно забруднених землях Полісся, зокрема рекомендовано розвивати тваринницький напрямок розвитку господарств [5, с. 10]. В цьому аспекті особливої уваги слід приділити умовам утриманням, годівлі та розведення тварин в зоні радіоактивного забруднення. Тому актуальними та важливими на сьогодні є дослідження щодо стану відтворення корів і впровадження одержаних

результатів в освітній процес для практичної підготовки фахівців ветеринарної медицини [3].

Крім того, одним із заходів вирішення проблем, котрі пов'язані з веденням сільського господарства на територіях забруднених радіонуклідами і знаходяться в комплексі заходів для послабленню наслідків аварії на ЧАЕС, є використання для годівля тварин кормових домішок та радіологічно безпечних кормів [5]. Позитивний ефект отримано при згодовуванні адсорбентів (імпрегнована глина, фероцин, сапоніт) і їх суміші сухостійним коровам в умовах мало інтенсивного радіоактивного забруднення. Встановлено, що в крові дослідних тварин достовірно зростає кількість лейкоцитів, еритроцитів та вмісту гемоглобіну. Так, з'ясовано, що імпрегнована глина сприяє достовірному зростанню кількості лейкоцитів ($P<0,01$) та концентрації гемоглобіну ($P<0,02$), фероцин стимулює синтез останнього, а суміш адсорбентів зумовлює в перші 18 діб зменшення вмісту гемоглобіну та кількості еритроцитів з подальшим їх зростанням [2, с. 169, 173].

Результати досліджень Dvorak P. та Toropil M. (2006) представляють концепцію ветеринарної радіобіології через 20 років після аварії на ЧАЕС, основною метою якої є забезпечення безпечними продуктами харчування. Відповідно такий підхід пов'язаний із захистом харчового ланцюга, включно з діагностикою та лікуванням гострих променевих захворювань у сільськогосподарських тварин. При цьому, в співпраці з гуманною медициною необхідно розробляти променеву терапію та досліджувати її наслідки. Додаткове значення надається вивченню технологій, які можуть зменшити радіоактивне забруднення харчових продуктів. Між тим, в області дослідження впливу іонізуючого випромінювання на живі організми рекомендують зосередити увагу на нових альтернативних біотестуваннях і дослідженнях впливу низьких доз опромінення та їх взаємодії з іншими негативними фізико-хімічними чинниками навколишнього середовища [6, с. 1].

Висновки. Вважаємо, що згідно з вищезазначеним важливого значення набуває підготовка не тільки висококваліфікованих лікарів ветеринарної медицини, які володіють сучасними знаннями щодо дії іонізуючої радіації на організм тварин, а й лікарів з ветеринарної гігієни, санітарії і експертизи, здатних здійснювати контроль та забезпечувати якість й безпечність харчових продуктів тваринного та рослинного походження. Крім того, необхідно впроваджувати у освітній процес передові досягнення радіобіології та радіоекології.

Список використаних джерел

1.Літопис природи за 2019 рік Чорнобильського радіаційно-екологічного біосферного заповідника. URL:https://zapovidnyk.org.ua/index.php?fn=litopys (дата звернення: 19.03.2021 р.).

2.Ревунець А. С. Вплив адсорбентів на цитологічний склад крові сухостійних корів в зоні радіоактивного забруднення. Вісник ДААУ. 2000. № 1. С. 169–173.

3.Ревунець А. С., Грищук Г. П., Ковальчук Ю. В. Відтворення корів в зоні радіоактивного забруднення. Чорнобильська катастрофа. Актуальні проблеми, напрямки та шляхи їх вирішення : зб. тез Міжнар. наук.-практ. конф., 26–27 квіт. 2018 р. Житомир, 2018. С. 96–99.

4.Рішення 7-й з'їзду Радіобіологічного товариства України. Київ, 1–4 жовт. 2019 р. URL : https://cutt.ly/rxRhDHt (дата звернення: 18.03.2021 р.).

5.Сучасний стан радіоактивно забруднених територій: ключові проблеми та шляхи їх вирішення / Кочик Г. М., Мельничук А. О., Гуреля В. В., Кучер Г. А. Наслідки аварії на ЧАЕС: Реалії сьогодення : зб. доп. учасн. Всеукр. наук.-практ. конф. з міжнар. участю, 25–27 берез. 2019 р. Житомир, ІСГП НААН. 2019. С. 3–16.

6.Dvorak P., Toropil M. Philosophy of veterinary radiobiology twenty years after the Chernobyl disaster. Koncepce veterinarni radiobiologie 20 let po cernobylske jaderne havarii. Slovakia : N. p., 2006. P. 1–3.

ОСОБЛИВОСТІ ТЕХНОЛОГІЇ ВИРОЩУВАННЯ ПРЯДИВНИХ КУЛЬТУР НА РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ҐРУНТАХ

Деребон І. Ю.,
кандидат сільськогосподарських наук, доцент
Саюк О. А.,
кандидат сільськогосподарських наук, доцент
Руденко Ю. Ф.,
кандидат сільськогосподарських наук, доцент
Поліський національний університет

Постановка проблеми. Близько 20% від радіоактивно забруднених ґрунтів Житомирщини мають щільність забруднення радіонуклідами 5-10 Кі/км^2 та у 5% щільність такого забруднення має рівень більше 15 Кі/км^2. Такі ґрунти виведені з сільськогосподарського користування, проте за вирощування окремих луб'яних та енергетичних культур, отримана продукція має низький вміст радіоцезію і до того ж така продукція не є продуктом харчування. До таких рослин відносяться насамперед льон, коноплі та деякі інші енергетичні культури.

В Україні, зокрема на Житомирщині, льон-довгунець здавна традиційна культура. Останній час сільгоспвиробники намагаються вирощувати льон олійний як заміну ріпаку або ж соняшнику. За даними державної служби статистики України, площі посіву льону-довгунця значно скорочені, а площа під олійний льон та деякі інші волокнисті культури зросла [1,2].

Радіоактивне забруднення сільськогосподарських рослин в значній мірі визначаються їх біологічними властивостями, ґрунтовими та погодними умовами періоду вегетації. Необхідно відмітити, що льон – одна із небагатьох

сільськогосподарських культур, яка характеризується низькими коефіцієнтами переходу радіоцезію.

Аналіз останніх публікацій. Збільшення площ посіву льону олійного багато в чому пояснюється і кліматичними змінами. Кліматичні та ґрунтові умови Центрального Полісся, задовольняють абіотичні фактори цієї культури і дозволяють отримати оптимальні врожаї сировини для подальшої переробки. Льон олійний - сировина для виробництва харчової та технічної олії [3, 4]. Ця культура як при вирощуванні так і при первинній переробці накопичує мінімальну кількість радіонуклідів [3, 4].

За комплексом біологічних особливостей та фізико-хімічних показників волокна і його відсоткового вмісту в стеблах льон кучерявець та льон-довгунець є подібними [6]. До таких культур слід віднести і коноплі та деякі інші технічні особливо енергетичні культури. Ці нішеві культури Полісся додатково дозволяють поліпшити і санітарний стан ґрунту. Слід також відзначити, що переробка насіння льону дозволяє отримати цінну та екологічно безпечну олію, що використовується як продукт харчування та сировина для промисловості [5,6].

Мета, завдання та методика досліджень. Завданням експерименту було виявлення росту і розвитку льону при забрудненні ґрунту радіонуклідами. Ми застосували сумісний посів льону та злакових трав які висівали 20-25 кг одночасно з насінням льону. Внаслідок чого треста виготовлялася на ґрунті з «зеленим покривом» з трав, при виготовленні трести застосовували також додаткову технологічну операцію – обертання.

Концентрацію радіонукліду в продукції льонарства встановлювали методом гамаспектрометрії, вміст радіонуклідів у зразках з низькою радіаційною активністю визначали на спектрометрі з германієвим детектором.

Результати проведених нами досліджень з визначення питомої активності льону-довгунця за цезієм-137 в умовах різної щільності радіоактивного забруднення ґрунтів представлені в табл. 1.

Дані таблиць дозволяють зробити висновок, що навіть в умовах радіоактивного забруднення сільськогосподарських угідь в межах 186-195 кБк/м^2 за всіх варіантів питома активність льону та накопичення ним радіоцезію впродовж вегетаційного періоду були незначні. Але на момент завершення мацерації, відбувається вторинне радіоактивне забруднення так як солома перетворюється в тресту на «голому грунті», вільному від рослинного покриву. Особливо негативно такі умови впливають на забруднення радіоцезієм льонопродукції, за росяного мочіння її на льонищі без трав'яного покриву, особливо в роки надмірного зволоження.

Таблиця 1

Нагромадження цезію-137 рослинами льону-довгунця в умовах різних рівнів радіоактивного забруднення, середнє за 2003-2005 рр.

Варіант	Питома активність рослин, Бк/кг		Коефіцієнт переходу, $10^3 \times$ кг/м^2	
	середня за вегетацію	за період мацерації	фаза сходів	період мацерації
Щільність забруднення ґрунту 35-38 кБк/м^2				
Чистий посів льону без обертання стрічок	>4	>6	0,11	0,14
Чистий посів льону з обертанням стрічок			0,11	0,14
Льон + пажитниця без обертання стрічок			0,08	0,11
Льон + пажитниця з обертанням стрічок			0,06	0,11
Льон + костриця без обертання стрічок			0,08	0,11
Льон + костриця з обертанням стрічок			0,08	0,08
Щільність забруднення ґрунту 186-195 кБк/м^2				
Чистий посів льону без обертання стрічок	>12	25	0,06	0,13
Чистий посів льону з обертанням стрічок		19	0,06	0,10
Льон + пажитниця без обертання стрічок	>13	21	0,07	0,11
Льон + пажитниця з обертанням стрічок		17	0,07	0,09
Льон + костриця без обертання стрічок	>12	18	0,06	0,10
Льон + костриця з обертанням стрічок		15	0,06	0,08

За вилежування льоносоломи на «килимі» з трави райграсу та костриці солома менше забруднювалася землею, тому зменшувалася її питома активність за 137-цезієм, порівняно до вилежування на “голому” ґрунті (табл.2).

З даних табл. 2 видно, як в першій так і в другій зоні виготовлення трести на травах сприяло зниженню забруднення її радіоцезієм на 28-50%, коефіцієнти переходу зменшились на 20–31 %. Найбільше зменшилася питома активність зазначеного радіонукліду в льонотресті у варіантах досліду з кострицею лучною за обертання. Таким чином, більшість 137Cs (дані наших дослідів), накопичувалася льоном-довгунцем в період мацерації, при чому питома цезієва активність волокна і костриці незначно змінилася за зростання щільності радіоактивного забруднення ґрунту за 137Cs від 36-38 до 186-195 кБк/м2.

Таблиця 2

Питома активність цезію-137 у льонотресті залежно від способів її виготовлення, середнє за 2003-2005 рр.

Варіант	Питома активність льонотрести при різній щільності радіо-активного забруднення ґрунтів				Коефіцієнт переходу при різній щільності радіоактивного забруднення ґрунтів			
	1*		2*		1		2	
	Бк/кг	% до конт-ролю	Бк/кг	% до конт-ролю	$10^3\times$ кг/м^2	% до конт-ролю	$10^3\times$ кг/м^2	% до конт-ролю
Льонище без трав і обертання соломи (контроль)	6	–	25	–	0,14	–	0,13	–
Льонище без трав з обертанням соломи	6	–	19	76	0,14	100	0,10	77
Льонище з пажитницею багаторічною без обертання соломи	4	75	21	80	0,11	79	0,10	77
Льонище з пажитницею багаторічною з обертанням соломи	4	75	17	72	0,11	79	0,09	69
Льонище з кострицею лучною без обертання соломи	4	75	18	72	0,11	79	0,10	77
Льонище з кострицею лучною з обертанням соломи	3	50	15	72	0,08	79	0,09	69

Примітка: 1* - щільність забруднення ґрунту 36-38 кБк/м^2 2* - щільність забруднення ґрунту 186-195 кБк/м^2

Висновки. У льонотресті, що виготовляли на травах за проведення обертання максимально зменшилася маса ґрунтових домішок, що дозволило отримати льонопродукцію з меншою питомою цезієвою активністю. Такий досвід можливо використовувати і за вирощування інших луб'яних та окремих технічних культур при їх виробництві на радіоактивно забруднених ґрунтах.

Список використаної літератури

1.Сільське господарство України. Статистичний збірник. –К.: Вид-во Державної служби статистики України, 2019.– 235с.

2.Ковальов В. Б. Вирощування луб'яних культур на радіоактивно забруднених ґрунтах / В. Б. Ковальов, І. Ю. Деребон, В. П. Фещенко // Наукові горизонти. – 2018. – № 7–8 (70). – С. 15–21.

3.Дідора В. Г. Біологічна мацерація льоносоломи. Особливості в зоні радіоактивного забруднення / І. Ю. Деребон, О.А. Саюк // Карантин і захист рослин. – 2008. – № 2. – С. 16–18.

4.Рой О.О. Аналіз фізико-механічних показників льону олійного /Проблеми легкої і текстильної промисловості. – 2008.–№1(13).–С. 74-75.

5.Ковальов В.Б. Якість олії лляної залежно від умов вегетаційного періоду та строків зберігання сировини / І. Ю. Деребон, К.Д. Бучко // Агропромислове виробництво Полісся. –2018– Вип. 11. – С. 22–25.

6.Дідора В.Г. Технологічні показники якості льону олійного залежно від елементів технології вирощування в умовах Полісся України / В.Г. Дідора, І. Ю. Деребон // Сільське господарство та лісівництво. –2017– № 6. – С. 71–79.

РИЗИК РАДІАЦІЙНОГО УРАЖЕННЯ ПОВІТРЯНО-ВОДНИХ РОСЛИН ОБУМОВЛЕНИЙ ВИПРОМІНЮВАННЯМ РАДІОНУКЛІДІВ ДОННИХ ВІДКЛАДІВ

Беляєв В. В.
кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник
Волкова О. М.
доктор біологічних наук, старший науковий співробітник
Пришляк С. П.
кандидат біологічних наук
Інститут гідробіології НАН України
Скиба В. В.
кандидат сільськогосподарських наук, старший науковий співробітник
Білоцерківський національний аграрний університет

Вступ. При оцінці розвитку біоти в радіоекології та суміжних областях можливо використання декількох визначень ризику. За своїм визначенням ризик – це ймовірність виникнення будь якої події. В радіаційній безпеці радіаційний ризик визначається, як вірогідність загибелі людини внаслідок іонізуючого опромінення [5, 8]. На основі значного обсягу досліджень захворювань (включаючи пухлини), які виникли внаслідок дії іонізуючого випромінювання, встановлена пропорційність між величинами поглиненої дози та ймовірністю смерті [8]. Ще одним важливим параметром вважається доза, яка вдвічі збільшує рівень генетичних порушень і складає 0,82±0,29 Зв (прийнято 1 Зв) [8]. Нагадаємо, що опромінення такою дозою призводить до виникнення променевої хвороби першого ступеню [3, 8].

Результати дослідження. Гідробіонтам різного рівня організації притаманний дуже великий інтервал LD50 – від кількох Гр у риб до тисяч Гр у синьо-зелених водоростей [4, 11]. Крім того відомо, що у загальних вибірках організмів з однієї водойми трапляються надзвичайно стійки до впливу забруднювачів антропогенного походження особини [6]. Крім того, доза організму формується за рахунок внутрішнього та зовнішнього опромінення. Внесок останнього у формування дози гідробіонтів залишається недостатньо визначеним. Відповідно, можливо застосування різних визначень терміну

«радіаційного ризику» для водної екосистеми. Тому метою роботи було визначити поняття «радіаційного ризику» водної екосистеми та оцінка потенційного радіаційного впливу випромінювання радіонуклідів донних відкладів на повітряно-водні рослини.

Для водних екосистем можна запропонувати наступні визначення радіаційного ризику: середній ризик загибелі виду; ризик загибелі радіаційно стійких особин виду; ризик загибелі радіаційно чутливих видів; ризик загибелі усіх тварин; ризик загибелі усіх живих організмів у водоймі. Однак такі визначення радіаційного ризику не застосовуються у практиці оцінки впливу іонізуючого випромінювання на водні екосистеми. Наразі використовуються більш прості визначення радіаційного ризику ураження гідробіонтів [12, 13], де ризики визначаються у якості відношення дозового навантаження на організм у водоймі до референтного рівню:

$$R = Dex/Dref \text{ або } R = Pex/Pref,$$

де Pex Dex – потужність дози або доза опромінення організмів у водоймі; Pref Dref – референтна потужність дози або доза.

Референтний рівень дозового навантаження для гідробіонтів [12, 13] встановлений за аналізом баз даних біологічних ефектів, що виникли внаслідок дії іонізуючого випромінювання. В першому наближенні цей рівень є межею прояву радіаційних ефектів. До недоліків такого підходу можна віднести те, що у загальному випадку залежність доза – ефект нелінійна. Крім того, за [12, 13], морфометричні показники повітряно-водних рослин прийняті такими самими, як у занурених; не враховуються горизонтальний та вертикальний градієнти вмісту радіонуклідів у донних відкладах. На нашу думку, найкраще враховує нелінійну залежність «доза – ефект» та значний розмах значень величин дози для гідробіонтів у водоймах шкала, яка була розроблена Г.Г. Полікарповим [14]. Запропонована автором шкала нелінійна і охоплює рівні від радіаційної недостатності до загибелі екосистеми (табл. 1)

Таблиця 1

Рівні радіаційного ураження

Зони радіаційного впливу	Гр/рік (мГр/доба)
можливої радіаційної недостатності	$<3{,}65\cdot10^{-5}$ $(1{,}0\cdot10^{-4})$
радіаційного благополуччя	$3{,}65\cdot10^{-5}$ $(1{,}0\cdot10^{-4})$–$3{,}65\cdot10^{-3}(1{,}0\cdot10^{-2})$
фізіологічного маскування	$3.65\cdot10^{-3}(1{,}0\cdot10^{-2})$–$3{,}65\cdot10^{-2}(1{,}0\cdot10^{-1})$
екологічного маскування	$3{,}65\cdot10^{-2}(1{,}0\cdot10^{-1})$– 3,65 (10)
ураження екосистем	>3,65 (10)

Джерело: [14].

Аналіз даних щодо радіонуклідного забруднення донних відкладів у водних екосистемах внаслідок аварії на ЧАЕС, а також врахування фізичних властивостей окремих радіонуклідів дозволяє припустити, що доза гідробіонтів за рахунок випромінювання зосереджених у донних відкладах радіонуклідів в основному формується ^{95}Zr+^{95m}Nb, ^{95}Nb, ^{106}Ru+^{106}Rb, $^{134,\,137}Cs$.

Для розрахунку величини дози опромінення вищих водних рослин розглянемо забруднення нескінченно тонкого верхнього шару донних відкладів, яке спостерігається безпосередньо після надходження радіонуклідів до водної екосистеми.

Ризик радіаційного ураження повітряно-водних рослин обчислювали для найбільш вірогідного відносного розподілу маси окремих органів, а саме, коли на корені припадає 15 % загальної маси рослини, на кореневища – 35 %, на надземні органи – 50 %. Прийнято, що рослини розвиваються на глибині 50 см, висота рослин над рівнем води складає 2 м.

Зовнішнє опромінення розраховували окремо для надводної та підводної частин надземних органів рослин, коренів і кореневищ, а дозове навантаження на весь організм – з урахуванням відносної біомаси відзначних вище органів. Крім того, при розрахунку поглиненої дози враховували наростання надземної та відновлення підземної фітомас. При постійній потужності опромінення коренів, кореневищ та надземних органів ($P_{кореней}$, $P_{кореневищ}$, $P_{над}$ Гр/доба), відновленні кореневищ за 3 роки, а коріння щорічно, річна поглинена доза ($D_{корней}$, $D_{корневищ}$, $D_{над}$ Гр/рік) описується виразами:

$$D_{кореней} = 0.63 * 365 * P_{кореней} \quad (1)$$

$$D_{кореневищ} = 0.84 * 365 * P_{кореневищ} \quad (2)$$

$$D_{подз} = 0.78 * 365 * P_{подз} \quad (3)$$

$$D_{над} = 133/180 * 180 * P_{над} = 133 * P_{над} \quad (4)$$

де 365 – річна кількість діб; 180 – кількість діб у вегетаційному сезоні.

Враховуючи співвідношення (1–4) можна визначити критичні рівні щільності забруднення (A_s) верхнього тонкого шару донних відкладів, при A_s – const: $A_s = 2D_k *(0,78*365a_1+133a_2)^{-1}$ (5)

де D_k – критична річна доза, Гр; a_1 – коефіцієнт переходу від щільності забруднення до потужності опромінення підземної частини, Гр/доба*(кБк/м^2)$^{-1}$ (для ^{137}Cs – $5.85\cdot10^{-9}$); a_2 – коефіцієнт переходу від щільності забруднення до потужності опромінення надземних органів, Гр/доба*(кБк/м^2)$^{-1}$ (для ^{137}Cs – $2{,}5\cdot10^{-9}$ при глибині 50 см).

Рівні щільності забруднення ^{137}Cs нескінченно тонкого шару донних відкладів, які забезпечують не перевищення максимальної потужності дози опромінення вегетуючих повітряно-водних рослин для різних зон прояву радіобіологічних ефектів наведені у таблиці 2. Слід враховувати, що при визначенні наведених величин виходили з величини дози, яку отримує організм упродовж доби. За цей час маса рослин істотно не змінюється, тобто ці величини не враховують збільшення надземної та відновлення підземної фітомас упродовж вегетаційного сезону. У разі прийняття до уваги зміни маси вегетуючих органів величини щільності забруднення донних відкладів будуть значно більшими (табл. 3).

Таблиця 2

Рівні щільності забруднення ^{137}Cs нескінченно тонкого шару донних відкладів для зон радіаційного впливу на повітряно-водяні рослини, розрахованих за потужністю дози, кБк/м^2

Зони радіаційного впливу	Діапазон
Можливої радіаційної недостатності	<24
Радіаційного благополуччя	24–2400
Фізіологічного маскування	2400–24000
Екологічного маскування	24000–2400000
Ураження екосистем	> 2400 000

Таблиця 3

Рівні щільності забруднення ^{137}Cs нескінченно тонкого шару донних відкладів для зон радіаційного впливу на повітряно-водяні рослини, розраховані за річною дозою, кБк/м^2

Зони радіаційного впливу	Діапазон
Можливої радіаційної недостатності	<36
Радіаційного благополуччя	36–3650
Фізіологічного маскування	3650–36500
Екологічного маскування	36500–3650000
Ураження екосистем	>3650000

Таким чином, виходячи з даних про рівні радіонуклідного забруднення водних екосистем України [1, 2, 7, 9, 10], повітряно-водні рослини більшості прісних водойм, зокрема Київського водосховища, розвиваються за умов зон радіаційного благополуччя та фізіологічного маскування, у деяких водоймах зони відчуження – за умов зони екологічного маскування.

Висновки. Термін «радіаційний ризик» розвитку водних екосистем необхідно наводити з величиною дози (або потужності дози), з якою він пов'язаний, або вказувати потенційні рівні ураження. Враховуючи те, що залежність «доза–ефект» не лінійна, найкраще відповідає різним рівням радіаційного ризику розвитку водних екосистем шкала розроблена Г.Г. Полікарповим. Розроблена методика розрахунку потужності дози (дози) повітряно-водних рослин, яка формується випромінюванням «тонкого» верхнього шару донних відкладів. Методика враховує різни умови опромінення надземних та підземних органів, поглинання іонізуючого випромінювання шаром води та донних відкладів, процеси розвитку надземних та підземних органів рослин. Розраховані рівні щільності забруднення ^{137}Cs нескінченно тонкого шару донних відкладів для різних зон радіаційного впливу на повітряно-водяні рослини. Показано, що критичні рівні, які розраховані за річною дозою з урахуванням розвитку біомаси, у 1,5 рази більші, ніж рівні, які розраховані за потужністю дози повітряно-водних рослин.

Список використаних джерел

1. Беляєв В. В. Формування дози опромінення очерету звичайного за умов водойми-охолоджувача ЧАЕС. Наук. записки Тернопільського нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Серія: Біологія. 2010. №2(43). С. 20–23.
2. Волкова О. М. Техногенні радіонукліди у гідробіонтах водойм різного типу: автореф. дис. … доктора биол. наук. Київ, 2008. 34 с.
3. Гудков І. М. Радіобіологія: підручник. Херсон: ОЛДІ-ПЛЮС, 2016. 504 с.
4. Кутлахмедов Ю. О., Корогодін В. І, Кольтовер В. К. Основи радіоекології. К.: Вища шк., 2003. 319 с.
5. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97); Державні гігієнічні нормативи. К.: Відділ поліграфії Українського центру держсанепіднагляду МОЗ України, 1997. 121с.

6. Потрохов О. С. Фізіолого-біохімічні механізми адаптації риб до змін екологічних чинників водного середовища: Автореф. дис. … доктора біол. наук. К., 2011. 43 с.
7. Пришляк С. П. Радіонуклідне забруднення вищих водяних рослин та роль гелофітів у міграції 137Cs у прісноводних водоймах: автореф. дис.. канд. биол. наук. К., 2019. 23 с.
8. Публикация 103 Международной Комиссии по радиационной защите (МКРЗ). Пер с англ. /Под общей ред. М.Ф. Киселёва и Н.К.Шандалы. М.: Изд. ООО ПКФ «Алана», 2009. 344 с.
9. Радіонукліди у водних екосистемах України / [М. І. Кузьменко, В. Д. Романенко, В. В. Деревець В.В. та ін.]. К.: Чорнобильінтерінформ, 2001. 318 с.
10. Тімченко В.М., Линник П.М., Холодько О.П. та ін. Абіотичні компоненти екосистеми Київського водосховища // За ред. д-ра геогр. наук., прф. В.М. Тімченка / НАН України, Ін-т гідробіології, К.: Логос., 2013.60 с.
11. Шеханова И.А. Радиоэколгия рыб. М.: Легк. и пищ. пром.,1983. 208с
12. ERICA Assessment Tool 1.0. The integrated approach seeks to combine exposure/dose/effect assessment with risk characterization and managerial considerations (Version November 2012) (http://www.erica-tool.com).
13. Handbook for assessment of the exposure of biota to ionising radiation from radionuclides in the environment / Ed. By J. Brown, P. Strand, Al. Hosseini. - Project within the EC 5th Framework Programme, Contract № FIGE-CT-2000-00102. - Framework for Assessment of Environmental Impact, 2003.

МОРФОЛОГІЯ СЕРЦЯ СОБАК ЗА УМОВИ ПОСТІЙНОГО МАЛОІНТЕНСИВНОГО ІОНІЗУЮЧОГО ОПРОМІНЕННЯ

Хоменко З. В.,
кандидат ветеринарних наук,
Поліський національний університет
Кот Т. Ф.,
доктор ветеринарних наук, професор,
Поліський національний університет

Постановка проблеми. Реакція серця на опромінення сублетальними дозами іонізуючого випромінювання проявляється досить рано, спостерігають порушення біохімічних та гістохімічних реакцій в міокарді та інші пошкодження [8 15]. Серед оболонок серця найбільшу радіочутливість має ендокард. При середніх та високих дозах радіації відмічають мофрофункціональні зміни у всіх ділянках серця – перикарді, епікарді, міокарді та ендокарді [15]. Актуальність дослідження впливу малоінтенсивного іонізуючого випромінювання на стан серцево-судинної системи викликає неабиякий інтерес у науковців, адже серцево-судинна система включає в себе різноманітний набір тканин (поперечно-посмугована м’язова, ендотеліальна, еластична, волокниста), які

відповідно мають і різну репаративну здатність та резистентність до дії іонізуючого опромінення.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. На процеси онтогенезу людини і тварини постійно впливають фактори навколишнього середовища. Живі організми зазнають не тільки сприятливого, але і негативного впливу антропогенних чинників, одним із таких є іонізуюче випромінювання [9, 13]. Досить добре вивчений вплив високих доз радіації на організм та зокрема, на серцево-судинну систему [5, 6, 7], що викликає пошкодження міокарду [13], судин серця, фіброзне запалення в перикарді, міокарді та мікросудинні пошкодження [10, 11, 14, 15]. Жодна із цих патологій не обмежується лише дією радіації і, звичайно, призводить до різних наслідків, наприклад, пошкодження мікросудин призводить до застійних явищ, а фіброз до розвитку серцевої недостатності [11, 15]. Важливу роль в модифікації числа біологічних ушкоджень відіграють також різні репараційні механізми. Відповідно прояви морфологічних змін в одному й тому ж органі можуть бути різними [1, 2, 3, 4]. Репараційні можливості міокарду незначні, і тому тривалий вплив іонізуючого випромінювання малих доз на організм людини і тварини [8, 10, 12], а зокрема, на тканини серця до кінця не з'ясований і відповідно є актуальним.

Мета. З'ясувати морфологію міокарда собак у нормі та при тривалому навантаженні малими дозами іонізуючого випромінювання.

Завдання та методика досліджень. Дослідження проводили на безпородних собаках статевозрілого віку (3-4 років) різної статті. Було сформовано дослідну та контрольну групи (n=5), тварин, які упродовж 2 місяців мали однаковий раціон. Дослідних собак утримували на території радіоактивного забруднення (Овруцький район) із радіоактивним фоном 35−43 (мкР/год), контрольних – на умовно чистій території (м. Житомир), де радіоактивний фон складав 11−15 (мкР/год). Гістологічні дослідження тканин міокарду здійснювали за загальноприйнятими методиками, зрізи фарбували гематоксиліном та еозином. Морфометричні показники кардіоміоцитів вираховували за допомогою окулярної сітки мікроскопу. Підрахунок результатів здійснювали використовуючи комп'ютерну програму "Microsoft Excel".

Результати досліджень. За результатами наших досліджень потужність експозиційної дози гамма-випромінювання у вольєрах, де утримували контрольних тварин становила 12−18 мкР/год, показники експозиційної дози гамма-випромінювання у вольєрах, де утримували дослідних тварин були в межах 35−45 мкР/год, що майже втричі вища від контрольних показників.

Питома активність продуктів за цезієм-137, що входили до раціону дослідних собак, у п'ять разів перевищувала аналогічний показник у контролі і становила відповідно 290−435 Бк/кг та 60−90 Бк/кг.

Серед радіоактивних ізотопів найбільшу тропність до внутрішніх органів та здатність кумулюватися в них, є радіоактивний цезій-137 та в меншій ступені стронцій-90.

Результати радіологічних досліджень показують, що питома активність серця за цезієм-137 у собак дослідної групи була вищою у 4,5 разів ($p < 0,001$) від аналогічного показника контрольної групи і відповідно становила 39,25 ± 2,78 Бк/кг та 8,61± 0,26 Бк/кг.

Показник питомої активності радіоактивного стронцію-90 в серці становив 20,43 ± 0,48 Бк/кг, що в 4 рази перевищував показник в контрольній групі 5,08 ± 0,16 Бк/кг.

За макроскопічного дослідженні серця собак обох груп відмічали, що будова серця відповідає нормі. Серце собак мало округлу форму, на ньому розрізняли широку основу, спрямовану дорсокраніально та звужену верхівку - направлену вентрокаудально. За органометричними дослідженнями абсолютна маса серця собак контрольної групи становила 113,1 ± 8,7 г, відносна маса відповідно складала 0,82 ± 0,04 %. У дослідних собак абсолютна і відносна маси серця становили 111,3 ± 9,4 г та 0,75 ± 0,04 %, що на 19,8 г та на 8,7 % відповідно менше, ніж у групі контрольних тварин.

На мікроскопічному рівні будова міокарду у контрольних собак представлена м’язовими волокнами різної товщини та довжини. Волокна оточені сарколемою, з вираженою поперечною і повздовжньою посмугованістю, що створюють міофібрили, які входять до складу саркоплазми м’язового волокна та розташовані переважно на його периферії. Ближче до центру волокон розташовані овальні, дещо сплюснуті ядра, Ядерний хроматин рівномірно розподілений в каріоплазмі являє собою дрібні та крупні зерна інтенсивно пофарбовані гематоксиліном в темно-синій колір. Прошарки між кардіоміоцитами заповненні пухкою сполучною тканиною, в ній розташовані кровоносні та лімфатичні судини, за рахунок яких відбувається живлення міокарду.

У міокарді дослідних собак відмічали наявність деяких ділянок волокон кардіоміоцитів, що погано профарбовувалися цитоплазматичним барвником − еозином. Світлі ділянки саркоплазми могли свідчити про низьку інтенсивність білоксинтезуючої функції ендоплазматичної сітки, яка в значній кількості має бути присутня у карідоміоцитах.

Крім того волокна кардіоміоцитів різнилися своїми розмірами. На одному фрагменті гістологічного рисунку можна було поряд із незміненими волокнами спостерігати різні пошкодження волокон у вигляді їх розпушення, фрагментації, порушення чіткості орієнтації волокон, гіпертрофії та атрофії. Пошкодженні волокна були слабопофарбовані, ділянки саркоплазми навколо ядер мали значно меншу інтенсивність забарвлення, ніж на периферії, а поперечна і повздовжня посмугованість майже не візуалізувалась. Форма та об’єм ядер кардіоміоцитів також мали свої відмінності, поряд із незміненими ядрами в одному полі зору мікроскопу спостерігали витягнуті (паличкоподібні) ядра, сплющенні (каріопікнотичні) або повністю лізовані ядра (рис. 1). Розміри змінених ядер відрізнялися від нормальних. Прошарки між м’язовими волокнами були

більшими ніж у міокарді контрольних тварин та заповнені сполучною тканиною із переважанням жирових клітин.

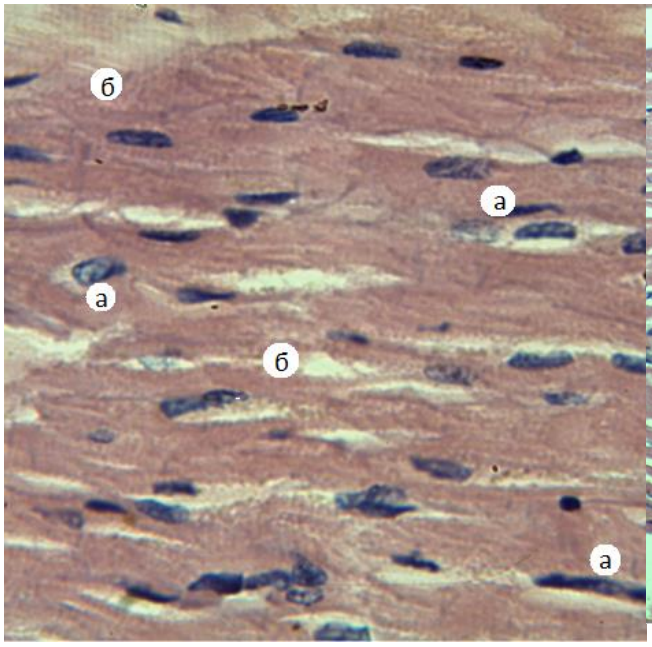


Рис. 1. Фрагмент мікроскопічної будови міокарда собаки 3-річного віку дослідної групи: а – різні за формою ядро кардіоміоцитів; б – фрагментація м'язових волокон міокарда. Гематоксилін та еозин. Х 400.

Рис. 2. Фрагмент мікроскопічної будови міокарда собаки 4-річного віку дослідної групи: а – некроз волокон серцевого м'язу. б – інфільтрація зони некрозу поліморфноядерними лейкоцитами та розростання фіброзної тканини в на місці некрозу. Гематоксилін та еозин. Х 120.

Навколо судин проміжної тканини відмічали периваскулярний набряк, виражене кровонаповнення судин та різні за величиною крововиливи. Циркуляторні розлади призводять до розвитку дистрофічних процесів у міокарді. Відмічали вогнища некрозу м'язових волокон без вираженої демаркаційної зони навколо них (рис. 2). На їх місці у віддалені терміни розростається фіброзна тканина, що призводить до зменшення розмірів серця, через втрату об'єму та маси м'язових волокон, про що свідчать наші органометричні та морфометричні дослідження.

Показники цитометричних досліджень міокарду у собак дослідної групи достовірно ($p< 0,001$) менші за такі у контролі. Так середній показник товщини кардіоміоцитів та їх ядер у собак дослідної групи становив10,4±0,20 мкм, та 100,44±2,68 мкм^3 , тоді як у контролі ці показники дорівнювали 13,1±0,18 мкм, та 174,94 ± 4,65 мкм^3 відповідно.

Таблиця

Цитометричні показники міокарда собак (n=5, M±m)

Групи тварин	Показники	
	Товщина кардіоміоцитів, мкм	Об'єм ядер кардіоміоцитів, мкм^3
Контрольна	13,1 ± 0,18	174,94 ± 4,65
Дослідна	10,4 ± 0,20***	100,44 ± 2,68***

Примітка: *** − p<0,001 − у відношенні до контрольної групи.

Висновки. 1. Середня потужність експозиційної дози гамма-випромінювання на території, де утримували дослідних тварин, майже втричі перевищувала такі показники із чистої відносно радіоактивного забруднення зони.

2. Питома активність продуктів за цезієм-137, та стронцієм-90, що були включені до раціону дослідних собак майже у 5 разів перевищувала такий показник у контрольній групі, а питома активність серця собак дослідної групи за цезієм-137 та стронцієм-90 була в 4,5 та 4 разів відповідно вищою, ніж даний показник у контролі.

3. Тривале надходження із повітрям, водою та кормом радіоактивних ізотопів в організмі тварин сприяло кумуляції цих елементів в органах і тканинах собак, зокрема, і у серці. Все це призвело до розвитку пошкоджень міокарда. Вони проявлялися фрагментацією волокон, дистрофічними змінами кардіоміоцитів, пікнозом та лізисом їх ядер, розвитком атрофічних процесів, на що вказують відхилення у морфометричних дослідженнях.

4. Зменшення органометричних показників серця і цитометричних показників міокарду у тварин дослідної групи доводить альтеруючий ефект іонізуючого випромінювання на міокард собак, зокрема, його хронічний вплив на організм тварин.

Список використаних джерел

1. Бодаченко Т.П. Последствия Чернобыльской катастрофы: смещение акцентов через 16 лет наблюдений. Вестн. неотложной и восстановительной медицины. – 2002. – №2. – С. 333–337.

2. Котеров А.Н. Молекулярно-клеточные закономерности, обуславливающие эффекты малых доз ионизирующего излучения Медицинская радиология и радиационная безопасность. – 2000. – Т. 45, №5. – С. 5–20.

3. Гуськова А.К., Надежина Н.М. Барабанова А.В. [и др.]. Острые эффекты облучения при аварии на Чернобыльской АЭС: непосредственные исходы заболевания и результаты лечения. Медицинские аспекты аварии на Чернобыльской атомной электростанции: материалы науч. конф. (11-13 мая 1988 г., г. Киев). – К.: Здоровья, 1988. – С. 143–155.

4. Хоменко З.В. Вплив малоінтенсивного іонізуючого випромінювання на паренхіиатозні органи собак : автореф. дис. канд. вет.наук : 16.00.02. Харк. держ.зоовет. акад. Харків, 2011. 20 с.

5. Baker JE, Fish BL, Su J , et al. 10 Gy total body irradiation increases risk of coronary sclerosis, degeneration of heart structure and function in a rat model. Int J Radiat Biol. 2009 ; vol. 85,12 (2009): 1089-100. doi:10.3109/09553000903264473

6. Baker JE, Moulder JE, Hopewell JW. Radiation as a risk factor for cardiovascular disease. Antioxid Redox Signal. 2011; 15(7):1945-1956. doi:10.1089/ars.2010.3742

7. Boerma M. Experimental radiation-induced heart disease: past, present, and future. Radiat Res. 2012;178(1):1-6. doi:10.1667/rr2933.1.

8. Gersh BJ, Simari RD, Behfar A, Terzic CM, Terzic A. Cardiac cell repair therapy: a clinical perspective. Mayo Clin Proc. 2009;84(10):876-892. doi:10.1016/S0025-6196(11)60505-3

9. Davis M, Witteles RM. Radiation-induced heart disease: An under-recognized entity? Curr Treat Options Cardiovasc Med 2014; 16:317.

10. DeBo RJ, Lees CJ, Dugan GO, et al. Late Effects of Total-Body Gamma Irradiation on Cardiac Structure and Function in Male Rhesus Macaques. Radiat Res. 2016;186(1):55-64. doi:10.1667/RR14357.1

11. Kiscsatári L, Sárközy M, Kővári B, Varga Z, Gömöri K, Morvay N, Leprán I, Hegyesi H, Fábián G, Cserni B, Cserni G, Csont T, Kahán Z. High-dose Radiation Induced Heart Damage in a Rat Model. In Vivo. 2016 09-10;30(5):623-31. PMID: 27566082.

12. Little, Mark P et al. “Systematic review and meta-analysis of circulatory disease from exposure to low-level ionizing radiation and estimates of potential population mortality risks.”Environmental health perspectives vol. 120,11 (2012): 1503-11. doi:10.1289/ehp.1204982

13. Ma C-X, Zhao X-K, Li Y-D. New therapeutic insights into radiation-induced myocardial fibrosis. Ther Adv Chronic Dis 2019; 10: 2040622319868383.

14. Taunk, Neil K et al. “Radiation-induced heart disease: pathologic abnormalities and putative mechanisms.” Frontiers in oncology vol. 5 39. 18 Feb. 2015, doi:10.3389/fonc.2015.00039

15. Tapio S. Pathology and biology of radiation-induced cardiac disease. J Radiat Res. 2016; 57(5):439-448. doi:10.1093/jrr/rrw064

МОРФОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ГІПОФІЗА ВЕЛИКОЇ РОГАТОЇ ХУДОБИ, ЯКА УТРИМУВАЛАСЬ НА РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНІЙ МІСЦЕВОСТІ

Заїка С.С.,
кандидат ветеринарних наук, доцент
Поліський національний університет
Гуральська С.В.,
доктор ветеринарних наук, професор
Поліський національний університет
Бездітко Л.В.,
кандидат ветеринарних наук, ст. викладач
Поліський національний університет

Постановка проблеми. Ендокринна система виробляє різні речовини, які називаються гормонами, які беруть участь в координації та контролі багатьох органів тіла. Гормони – це особливі біологічні речовини, секретуються ендокринними клітинами в міжклітинні сполучнотканинні простори, а потім переходять в кровотік. Гормони впливають на віддалені органи тіла [2].

Ендокринна система включає і гіпофіз, який вбудований в турецькому сідлі клиноподібної кістки. Гіпофіз – важливий ендокринний орган, який представляє дві відмінні області: нейрогіпофіз, що складається з нейросекреторних закінчень, головним чином від гіпоталамуса, і аденогіпофіз, що складається в основному з секреторних клітин [6]. У великої рогатої худоби ці ендокринні клітини організовані в групи, що виробляють різні гормони, і розташовані в певних областях аденогіпофіза. Гіпофіз іноді ще називають головною залозою організму, тому що він впливає на діяльність всіх залоз внутрішньої секреції та в цілому на організм [7].

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Перебування тварин на забрудненій радіонуклідами території, годівля кормами місцевого походження піддає їх організм постійному зовнішньому і внутрішньому опроміненню [3]. На сьогоднішній день нагромаджена велика кількість різноманітних даних, що детально висловлюють системні та молекулярні механізми реакції залоз внутрішньої секреції на вплив іонізуючого випромінювання в сублетальних і летальних дозах [3, 6]. Також триває дискусія і про тривалий вплив на організм малих доз радіації. Одні науковці вказують, що малі дози опромінення можуть спричинити шкідливий вплив на організм [1, 2], інші акцентують увагу на результатах, що доказують стимулюючий ефект на організм людей і тварин [4, 8].

Мета – провести морфологічні дослідження гіпофіза клінічно здорової великої рогатої худоби віком 3-4-х років, вирощеної в радіоактивно забрудненій зоні та дати адекватну оцінку виявленим змінам.

Завдання досліджень – провести гістологічне дослідження гіпофіза клінічно здорової великої рогатої худоби віком 3-4-х років, вирощеної в радіоактивно забрудненій зоні

Методика досліджень. Дослідження проводились на кафедрі анатомії і гістології факультету ветеринарної медицини Поліського національного університету. Матеріалом для дослідження був гіпофіз великої рогатої худоби, віком 3-4-х років, відібраний від клінічно здорових тварин, вирощених на радіаційно забрудненій місцевості (Овруцький район, смт. Ігнатпіль, ДСГП "Ігнатпільське"), де питома радіоактивність становила 25-30 Кі/км^2. Контролем служив гіпофіз, відібраний у аналогічних тварин, які утримувалися в умовно чистій від радіації зоні (Романівський район, смт. Миропіль, СТОВ "Хлібороб"), де питома радіоактивність становила до 5-ти Кі/км^2 [3].

В роботі використовували гістологічні методи дослідження. Після фіксації в 10 %-му водному розчині нейтрального формаліну матеріал промивали у проточній воді, проводили через спирти зростаючої концентрації і заливали в парафін. З парафінових блоків виготовляли гістологічні зрізи на санному мікротоми МС 2, товщиною не більше 10 мкм. Депарафіновані зрізи фарбували гематоксиліном Ерліха та еозином і заводили в бальзам згідно з загальноприйнятими методиками [3]. Мікрофотографування гістологічних препаратів проводили за допомогою відеокамери CAM V200, вмонтованої в мікроскоп Micros МС – 50 і цифрового фотоапарату.

Результати досліджень. При гістологічному дослідженні гіпофіз великої рогатої худоби дослідної групи, так як і у контрольної, на поздовжньому зрізі має три складові частки: передню, проміжну і задню. Найбільша із них – передня частка. Вона складається із різних аденоцитів (хромофільних і хромофобних). Хромофільні діляться на ацидофільні та базофільні. Ацидофільні аденоцити мають середні розміри, багатогранну або еліпсовидну форму. Базофільні аденоцити більші за розмірами, у порівнянні з ацидофільними. Їх форма овальна або яйцеподібна. Хромофобні аденоцити розміщені в глибині клітинних рядів, вони порівняно невеликі, і щільно прилягають один до одного.

Проміжна частка гіпофізу чітко виражена. На периферії вона переходить в передню частку. В центрі обидві частки розділяються щілиною. Проміжна частка має невеликі розміри, у вигляді смужки, яка міститься між передньою та задньою частками.

Задня частка гіпофізу утворює складні волокна. Тут містяться клітини веретеноподібної та зірчастої форми із численними тонкими.

Проте при аналізі гістопрепаратів гіпофізу великої рогатої худоби 3-4-х річного віку вирощеної на радіоактивно забрудненій території ми спостерігали деякі зміни його гістоархітектоніки та морфометричних параметрів у порівнянні з такими показниками у тварин вирощених в умовно чистій щодо радіонуклідів території [3]. Такі зміни можна, на нашу думку, розділити на два основних види розміщення клітин. Незначні відхилення гістоархітектоніки гіпофізу великої

рогатої худоби дослідної групи, відносно контролю, особливо виявлені в аденогіпофізі, які ми трактуємо як лише незначні різноманітні ступені варіацій, що залежить, напевно, від морфофункціонального стану тварин. Перший тип взаєморозміщення клітин характеризується компактною будовою залози, за другого типу спостерігається дискомплексація епітеліоцитів гіпофізу.

За компактної будови залози у всіх частках аденогіпофізу клітини в лунках щільно прилягають одна до одної. При цьому загальний вигляд гіпофізу має чітку трабекулярну структуру. Між трабекулами виявляються прошарки сполучної тканини, яка іноді знаходиться в стані гідропічного набряку.

Цитоплазма клітин ущільнена, окремі базофіли містять невеликі вакуолі. За своєю будовою та забарвленням клітини чітко диференціюються на еозинофільні, базофільні і хромофобні. Проте в задньо-бокових частках аденогіпофізу – зонах найбільшого розміщення еозинофілів – клітинний склад залозистих лунок на значній ділянці однорідний.

Аденоцити, які розміщуються між еозинофілами, тут майже не помітні. Однорідні за клітинним складом базофільні лунки зустрічаються поодиноко або невеликими групами під капсулою і в середніх відділах залози, а також містять поодинокі аденоцити. В інших частках гіпофізу залозисті лунки мають змішаний клітинний склад, в якому більш або менш переважають епітеліальні клітини.

За другого типу взаєморозміщення клітин (дискомплексація) останні у лунках розміщені віддалено одна від одної. Клітини зменшені за розмірами.

У гіпофізі великої рогатої худоби дослідної групи кількість колоїду зменшується.

Найбільш суттєві зміни гістоструктур гіпофізу у тварин дослідної групи, у порівнянні з контрольною, виявили за допомогою морфометричних досліджень.

Морфометричні показники гістоструктур гіпофізу у контрольних та дослідних тварин мають певні відмінності. Так, у дослідної групи тварин, порівняно з контрольною, спостерігається тенденція до зменшення площі передньої частки гіпофізу з 93,8±0,4 мм² до 96,7±0,7 мм² ($p < 0,01$). Істотної різниці між площею проміжної частки у тварин контрольної та дослідної групи не виявили.

Площа задньої частки у тварин однорічного віку, які утримувалися на радіоактивно забрудненій території, достовірно зменшується, порівняно із контролем і становить 19,8±0,5 мм².

Отже, проведені дослідження засвідчують гістологічні зміни в гіпофізі опромінених тварин, що відбуваються у більш віддалений термін.

Висновки.

1. У аденогіпофізі тварин дослідної групи, на відміну від контрольної, спостерігається два типи взаєморозміщення клітин: перший тип – компактне розташування; другий – дискомплексація епітеліоцитів.

2. У великої рогатої худоби 3-4-х річного віку дослідної групи спостерігається зменшення абсолютної та відносної маси гіпофізу, відносно показників у тварин контрольної групи ($p< 0,05$). Площа передньої частки гіпофізу достовірно зростає з 96,08±0,4 мм2 до 98,3±0,5 мм2 ($p< 0,01$), площа задньої частки, навпаки, зменшується ($p< 0,05$) і становить 19,8±0,5 мм2.

Список використаних джерел

1.Бобришева І.В. Ультраструктурна характеристика аденогіпофіза білих щурів на різних етапах постнатального онтогенезу. Морфологія. 2013 т. 3 (2). С. 27-32.

2.Дочи О., Кабея С., Хисайчи Х. К. Факторы, влияющие на репродуктивную функцию коров голштинской породы с высокой молочной продуктивностью. J. Reprod. Dev. 2010. т. 56 (1) с. 61–65.

3.Горальський Л.П., Хомич В.Т., Кононський О.І. Основи гістологічної техніки і морфофункціональні методи дослідження у нормі та при патології. Навчальний посібник. Житомир: «Полісся», 2005. 288 с.

4.Загальні етичні принципи експериментів на тваринах. Перший національний конгрес з біоетики, Київ, 2001 р. Ендокринологія. 2003. Т. 8, № 1. С. 142–145.

5.Заїка С.С. Гістохімічна характеристика гіпофіза великої рогатої худоби. Зб. наук. пр. Львівського нац. ун-ту ветеринарної медицини та біотехнологій імені С.З. Гжицького. Сер. Ветеринарні науки. 2016. № 2 (66). Т. 18. С. 79 – 82.

6.Кухар І.Д. Зміни питомої площі та об'ємної щільності ядер спонгіоцитів кори наднирників після впливу опіку і кріодеструкції на шкіру тварин. Вісник морфології. 2009 т. 8 (1). С. 29-30.

7.30 років Чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє: Національна доповідь України. – Київ : Атіка, 2016. – 219 с.

8.Suzuki T. Developmental changes in steroidogenic enzymes in human postnatal adrenal cortex: Immunohistochemical studies. Clin. End. 2010. Jun 5; 53(6). P. 739-747.

ОЦІНКА РІВНЯ ЗАБРУДНЕННЯ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ КУЛЬТУР ^{137}CS НА РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ЗЕМЛЯХ

Мельничук А. О.,
кандидат сільськогосподарських наук, старший науковий співробітник,
Інститут сільського господарства Полісся НААН.
Савчук О. І.,
кандидат сільськогосподарських наук, старший науковий співробітник,
Інститут сільського господарства Полісся НААН.
Кочик Г. М.,
кандидат сільськогосподарських наук,
Інститут сільського господарства Полісся НААН.
Кучер Г. А.,
науковий співробітник,
Інститут сільського господарства Полісся НААН.
Гуреля В. В.,
кандидат сільськогосподарських наук,
Поліський національний університет.
Тетерук О.О.,
кандидат сільськогосподарських наук

Постановка проблеми. Сьогодні постає актуальне питання щодо відновлення продукційних функцій радіоактивно забруднених земель та повернення їх у безпечне сільськогосподарське використання. Цьому передувало прийняття Верховною Радою законів, законодавчих актів, які змінили статус зони посиленого радіологічного контролю (Закон України № 76-VIII (7619) від 8.12.1914 р.), дозволили перевести у сільськогосподарське користування земель прилеглих до зони відчуження (Закону України «Про основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року». — м. Київ, 21 грудня 2010 р., № 2818-VI.) та забезпечили повернення земель територіальним громадам, що отримали, чи мають отримати раніше виведених з аграрного сектору через радіаційне їх забруднення (Указ президента України від 05.07.2018 р. № 196/2018 «Про додаткові заходи з відродження територій, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи і соціального захисту постраждалих осіб, безпечного поводження з радіоактивними відходами»).

Обов’язковою умовою радіаційно-екологічних підходів до раціонального використання сільськогосподарських угідь, забруднених радіонуклідами є радіаційно-екологічна критичність вирощеної товарної сільськогосподарської продукції [1 с. 193]. Вона гарантовано не має перевищувати граничних показників гігієнічного нормативу ГН 6.6.1.1-130-2006. Виходячи з цього, напрями використання забруднених земель умовно можна розділити на виробництво сільськогосподарської продукції, що використовується

безпосередньо на харчові потреби, корму для тварин і виробництво сільськогосподарської сировини для подальшої переробки [2 с. 26].

Тому **метою** наших досліджень було визначення рівня забруднення радіонуклідами продукції традиційних сільськогосподарських, технічних, біоенергетичних культур, вирощеної за щільності забруднення території $^{137}Cs \geq 20$ Кі/км^2.

Нині радіонукліди у ґрунтово-вбирному комплексі перебувають у обмінних і водорозчинних формах, входять до складу кристалічних ґраток мінералів, їх доступність рослинам залежить від гранулометричного складу ґрунту, реакції ґрунтового розчину, вмісту гумусу, суми ввібраних основ, системи удобрення та вологозабезпеченості впродовж вегетаційного періоду. Особливістю віддаленого періоду розвитку радіаційної ситуації є те, що включення радіонуклідів у трофічні ланцюги відбувається шляхом кореневого їх надходження з ґрунту в рослини [3 с. 33].

Завдання та методика досліджень. Головним завданням при використанні новоосвоюваних земель, що повертаються у сільськогосподарське виробництво, є отримання продукції з рівнем забруднення ^{137}Cs в межах гігієнічних нормативів. Для цього було закладено стаціонарний дослід з різними сільськогосподарськими культурами, для визначення напрямку використання продукції: на корм тваринам і як сировина для переробки. Схеми дослідів наведені у табл. 1,2.

Технології вирощування культур у досліді – загальноприйняті для зони Полісся.

Таблиця 1

Схема досліду з вирощування злакових, бобових, олійних культур

№ варіанту	Сільськогосподарська культура	Система удобрення	
1	Пшениця озима	Без добрив (контроль)	$N_{10}P_{60}K_{90}$
2	Кукурудза	Без добрив (контроль)	$N_{10}P_{60}K_{90}$
3	Суданська трава	Без добрив (контроль)	$N_{10}P_{60}K_{90}$
4	Редька олійна	Без добрив (контроль)	$N_{10}P_{60}K_{90}$
5	Ріпак	Без добрив (контроль)	$N_{10}P_{60}K_{90}$
6	Гірчиця	Без добрив (контроль)	$N_{10}P_{60}K_{90}$
7	Вика	Без добрив (контроль)	$N_{10}P_{60}K_{90}$
8	Козлятник	Без добрив (контроль)	$N_{10}P_{60}K_{90}$
9	Соняшник	Без добрив (контроль)	$N_{10}P_{60}K_{90}$
10	Льон довгунець	Без добрив (контроль)	$N_{10}P_{60}K_{90}$

Польові довгострокові стаціонарні досліди були закладені на території природного заповідника «Древлянський» в Народицькому районі Житомирської області поблизу с. Христинівка. (рис. 1). Дослідна ділянка розташована на лівому березі річки Уж, яка граничить з її заплавою. Мезорельєф має рівнинний характер з незначним (1,5-2^0) східним схилом. Ґрунтоутворюючою породою є відкладення флювіогляціального походження. Легкий механічний склад породи зумовлює незначну її зв`язність, високу водопроникність і низьку водоутримуючу здатність. Територія де проводились дослідження була виведена з сільськогосподарського використання у 1986 році, Щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs на ділянці стаціонарного досліду становила 925 кБк/м^2 (25 Кі/км^2).

Таблиця 2

Схема досліду з вирощування біоенергетичних культур

№ варіанту	Сільськогосподарська культура	Система удобрення	
1	Міскантус	Без добрив (контроль)	$P_{60}K_{90}$
2	Сильфій	Без добрив (контроль)	$P_{60}K_{90}$
3	Топінамбур	Без добрив (контроль)	$P_{60}K_{90}$
4	Сіда	Без добрив (контроль)	$P_{60}K_{90}$
5	Просо прутоподібне «Світчграс»	Без добрив (контроль)	$P_{60}K_{90}$
6	Просо прутоподібне «Зоряне»	Без добрив (контроль)	$P_{60}K_{90}$
7	Сорго цукрове «Ботанічне»	Без добрив (контроль)	$P_{60}K_{90}$
8	Суріпиця «Світанок»	Без добрив (контроль)	$P_{60}K_{90}$
9	Соя «Мрія»	Без добрив (контроль)	$P_{60}K_{90}$
10	Соя «Монада»	Без добрив (контроль)	$P_{60}K_{90}$
11	Соя «Горизонт»	Без добрив (контроль)	$P_{60}K_{90}$
12	Люпин	Без добрив (контроль)	$P_{60}K_{90}$
13	Щавнат «Бинар»	Без добрив (контроль)	$P_{60}K_{90}$
14	Щавнат «Румекс ОК 2»	Без добрив (контроль)	$P_{60}K_{90}$
15	Амарант«Грозинський»	Без добрив (контроль)	$P_{60}K_{90}$
16	Амарант «Кармен»	Без добрив (контроль)	$P_{60}K_{90}$
17	Амарант «Кремовий»	Без добрив (контроль)	$P_{60}K_{90}$

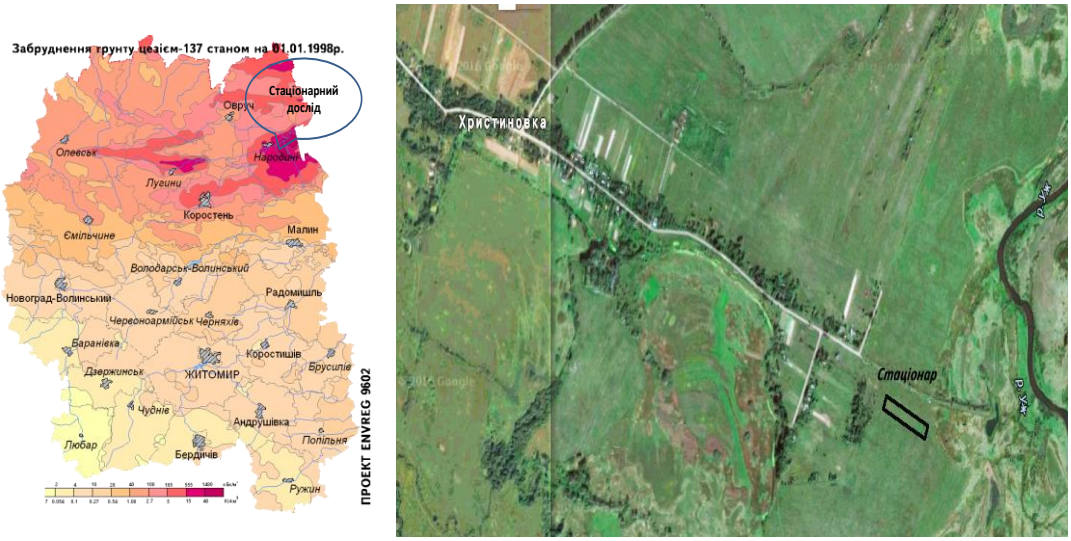


Рис. 1. Розміщення стаціонарного досліду ландшафтів

Відбір і підготовка зразків ґрунту, рослин, продукції для визначення питомої активності ^{137}Cs проводили за методиками Всеукраїнського науково-дослідного інституту цивільного захисту населення і територій від надзвичайних ситуацій техногенного та природного характеру МНС України (ВНДІ ЦЗ), Українського науково-дослідного інституту сільськогосподарської радіології НУБіП (УкрНДІСГР) та стандарту СОУ 74.14-37-425:2006. Обробка результатів польових досліджень проводилась за методикою Б.А. Доспєхова.

Результати досліджень. За результатами досліджень встановлено, що за однакових умов вирощування кількість накопиченого ^{137}Cs у зеленій масі різних видів рослин відрізняється у кілька разів (табл. 3). Мінімальне накопичення ^{137}Cs встановлено в кормових злакових культурах (зеленій масі проса, сорго, міскантуса, кукурудзи). Середнє – в культурах, що належать до родини хрестоцвітих (редька олійна, суріпиця, гірчиця, ріпак). Найвищі показники активності ^{137}Cs у зеленій масі мали амарант кремовий (1000 Бк/кг), галега східна (740 Бк/кг), вика (661 Бк/кг), гірчиця (408 Бк/кг). У **насінні** – люпина (3650 Бк/кг), суріпиці (1930 Бк/кг), гірчиці (1350 Бк/кг). Внесення рекомендованих норм добрив ($N_{10}P_{60}K_{90}$) посприяло зниження вмісту ^{137}Cs у зеленій масі та зерні на 17-26%, бульбах 18-29 % залежно від культури, але не забезпечило радіологічної ефективності щодо вимог нормативу ДР 2006. Продукція (зерно, насіння) вирощена за такої щільності забруднення ґрунту має істотні перевищення по вмісту ^{137}Cs і не придатна до використання для продовольчих цілей, проте її можна використати як сировину для переробки на борошно та виготовлення олії для технічних цілей.

Допустимих рівнів радіоактивного забруднення кормів в Україні немає. В таких випадках особливу роль приділяється раціону годування сільськогосподарських тварин, які мають не тільки забезпечувати високу продуктивність тварин, а й брати до уваги кількість радіонуклідів, яка

потраплятиме до їхнього організму. Враховуючи, що інтенсивність переходу ^{137}Cs з раціону в молоко є відносно постійною величиною (1 %), можна спрогнозувати максимально можливий його вміст у добовому раціоні для отримання гарантовано радіаційно безпечної продукції.

Таблиця 3

Рівень забруднення сільськогосподарських культур в умовах стаціонарного досліду, середнє за 2017-2020 рр., Бк/кг

Культура	Продукція	Питома активність ^{137}Cs		Відсоток зниження
		Без добрив	$\frac{N_{10}P_{60}K_{90}}{*P_{60}K_{90}}$	
Просо	зелена маса	87	*69	21
Сорго	зелена маса	192	*140	27
Сорго цукрове	зелена маса	101	*74	26
Редька олійна	зелена маса	291	247	16
Суданська трава	зелена маса	386	278	25
Амарант кремовий	зелена маса	1000	*750	25
Вика	зелена маса	661	535	20
Гірчиця	зелена маса	408	328	20
Льон довгунець	зелена маса	115	89	23
Міскантус	зелена маса	120	*100	17
Пшениця	зелена маса	174	136	22
Топінамбур	зелена маса	210	*166	20
Кукурудза	зелена маса	220	158	28
Соняшник	зелена маса	240	170	29
Ріпак	зелена маса	361	311	14
Козлятник	зелена маса	740	629	15
Просо	зерно	237	*187	21
Сорго	зерно	355	*288	18
Сорго цукрове	зерно	430	*357	17
Редька олійна	зерно	547	459	16
Суданська трава	насіння	741	563	24
Амарант кремовий	насіння	1170	*831	29
Вика	зерно	1250	975	22
Гірчиця	зерно	1350	999	26
Пшениця	зерно	111	92	17
Топінамбур	бульба	127	*97	23
Соняшник	насіння	167	127	24
Ріпак	насіння	675	537	21
Люпин	зерно	3650	2884	21

Примітка: *$P_{60}K_{90}$ удобрення під злакові й енергетичні культури; питома активність ^{137}Cs згідно ДР 2006 становить для зерна продовольчого, гороху, сої – 50 Бк/кг, соняшника, ріпака – 70 Бк/кг. [5 с.11, 13].

Отже, радіаційно екологічні підходи до раціонального використання забруднених сільськогосподарських угідь для організації кормовиробництва полягають у забезпечені раціону, вміст радіонукліду в якому не призведе до перевищення нормативів, установлених ДР 2006 до продукції тваринного походження (для виробництва молока 10 000 Бк, для виробництва м'яса – 5000 Бк). Можлива відгодівля бичків з раннього віку на будь-яких існуючих пасовищах, незалежно від рівня їх забрудненості та використання зелених кормів і зернофуражу. За два місяці до забою їх переводять на раціон, в якому вміст ^{137}Cs не перевищує 5000 Бк за добу. Це дасть змогу отримати м'ясо в межах ДР-2006 (200 Бк/кг) [4 с. 92].

Висновки На землях, які повертаються у сільськогосподарське використання спеціалізація виробництва повинна мати м'ясо-молочний напрямок. Злакові культури, що вирощуються на зелену масу (кукурудза, сорго цукрове, суданська трава) за внесення $P_{60}K_{90}$ можна використовувати на корм коровам і на відгодівлі бичків без обмежень. Бобові культури за своїми біологічними властивостями більше накопичують ^{137}Cs, їхню продукцію (зелену масу) рекомендується поєднувати в раціоні тварин за умови обмеження кількості радіонукліду в добовому раціоні при виробництві молока 10 000 Бк, при виробництві м’яса 5 000 Бк. Це дасть змогу отримати молоко та м'ясо в межах, що відповідає нормативу ДР-2006, відповідно 100 та 200 Бк/кг.

Зернофураж виготовлений за поєднання злакових і бобових культур рекомендовано використовувати на відгодівлі бичків з раннього віку незалежно від рівня його забрудненості. За два місяці до забою їх переводять на раціон, у якому вміст 137Cs не перевищує 5 000 Бк за добу. Продукцію олійних культур (соняшник, ріпак, редька олійна), яка має перевищення ДР 2006 слід використовувати на технічні цілі для виготовлення фарби.

Обов’язковою умовою при вирощуванні сільськогосподарських культур на землях, що повертаються у сільськогосподарське користування повинен бути радіологічний контроль за рівнем забруднення продукції радіонуклідами. Активність радіонуклідів у кінцевій продукції не повинна перевищувати граничних показників гігієнічного нормативу ГН 6.6.1.1-130-2006.

Список використаних джерел

1. Бондар О.І. Концептуальні підходи до напрямків можливого використання у агро виробництві відчужених радіоактивно забруднених земель /О.І Бондар, О.І.Дутов // Екологічні науки: науково-практичний журнал. К.: ДЕА. 2015. №1. С. 187-194.

2. Дутов О.І. Агроекологічні підходи до мінімізації доз опромінення населення у віддалений період розвитку радіологічної ситуації після аварії на ЧАЕС/ О.І. Дутов // Екологічні науки: науково-практичний журнал. К.: ДЕА, 2014. №1 (3) С. 24 –30.

3. Методика комплексного радиоэкологического и социально-экономического изучения сельских районов и хозяйств на загрязненной территории. К.: МинЧернобыль Украины. 1991. 56 с.

4. Дутов О.І. Радіаційно- екологічні підходи до раціонального використання забруднених земель для виробництва безпечної сільськогосподарської продукції / О.І. Дутов, С.Т. Абідов // Збалансоване природокористування 2015. №1. С. 89-93.

5. Гігієничні нормативи ГН 6.6.1.1-130-2006 «Допустимі рівні вмісту радіонуклідів 137Cs та 90Sr у продуктах харчування та питній воді» (ДР 2006). К.: 45 с.

ДЛЯ НОТАТОК

Наукове видання

ЧОРНОБИЛЬСЬКА КАТАСТРОФА. АКТУАЛЬНІ ПРОБЛЕМИ, НАПРЯМКИ ТА ШЛЯХИ ЇХ ВИРІШЕННЯ

Матеріали
Міжнародної науково-практичної конференції
(м. Житомир, 22-23 квітня 2021 р.)

Літературні редактори:
Куровська Н. О., Абрамова І. В., Котельницька Г. М.
Комп'ютерна верстка:
Куровська Н. О., Абрамова І. В.,
Котельницька Г. М.

За додатковою інформацією
та з питань придбання збірника звертатись за адресою:
Поліський національний університет,
Бульвар Старий, 7, м. Житомир, 10008
або на e-mail: chornobyl_2021@ukr.net

Підписано до друку 14.04.2021 р.
Папір друкарський. Друк офсетний.
Гарнітура Times New Roman.
Умов. друк. арк. 24,64. Формат 60x90/16.
Наклад 100 примірників. Зам. № 235.
Віддруковано з готових оригінал-макетів авторів.
Свідоцтво суб'єкта про державну реєстрацію ДК № 3402 від 23.02.2009 р.
Поліський національний університет, 2021
10008, м. Житомир, бульвар Старий, 7
Тел.: (0412) 22-85-97
Факс: (0412) 22-14-02
e-mail: chornobyl_2021@ukr.net