



ЖУРНАЛ
БЕЛОРУССКОГО ГОСУДАРСТВЕННОГО УНИВЕРСИТЕТА

ЭКОЛОГИЯ

JOURNAL
OF THE BELARUSIAN STATE UNIVERSITY

ECOLOGY

Издается с сентября 2017 г.
(до 2017 г. – «Экологический вестник»)
Выходит 1 раз в квартал

3

2022

МИНСК
БГУ

РЕДАКЦИОННАЯ КОЛЛЕГИЯ

Главный редактор

МАСКЕВИЧ С. А. – доктор физико-математических наук, профессор; директор Международного государственного экологического института им. А. Д. Сахарова Белорусского государственного университета, Минск, Беларусь.
E-mail: direktor@iseu.by

Заместитель главного редактора

ГЕРМЕНЧУК М. Г. – кандидат технических наук, доцент; заместитель директора по научной работе Международного государственного экологического института им. А. Д. Сахарова Белорусского государственного университета, Минск, Беларусь.
E-mail: germenchuk@iseu.by

Ответственный секретарь

ЛОЗИНСКАЯ О. В. – старший преподаватель кафедры общей биологии и генетики Международного государственного экологического института им. А. Д. Сахарова Белорусского государственного университета, Минск, Беларусь.
E-mail: aromia@rambler.ru

Батян А. Н.

Международный государственный экологический институт им. А. Д. Сахарова, Белорусский государственный университет, Минск, Беларусь.

Головатый С. Е.

Международный государственный экологический институт им. А. Д. Сахарова, Белорусский государственный университет, Минск, Беларусь.

Голубев А. П.

Международный государственный экологический институт им. А. Д. Сахарова, Белорусский государственный университет, Минск, Беларусь.

Гричик В. В.

Белорусский государственный университет, Минск, Беларусь.

Дардынская И. В.

Центр всемирного здоровья «Великие озера», Чикаго, США.

Дзятковская Е. Н.

Институт стратегии развития образования Российской академии образования, Москва, Россия.

Дроздович В. В.

Национальный институт рака, США, Бетесда.

Зафранская М. М.

Международный государственный экологический институт им. А. Д. Сахарова, Белорусский государственный университет, Минск, Беларусь.

Кильчевский А. В.

Национальная академия наук Беларуси, Минск, Беларусь.

Коноплев А. В.

Институт радиоактивности окружающей среды университета г. Фукусима, Япония.

Коровин Ю. А.

Обнинский институт атомной энергетики – Национальный исследовательский ядерный университет МИФИ, Обнинск, Россия.

Ленгфельдер Э.

Радиологический институт здоровья и окружающей среды им. Отто Хуга, Мюнхен, Германия.

Либератос Г.

Афинский технический университет, Афины, Греция.

Линге И. И.

Институт проблем безопасного развития атомной энергетики Российской академии наук, Москва, Россия.

Лукашенко С. Н.

Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии, Обнинск, Россия.

Логинов В. Ф.

Национальная академия наук Беларуси, Минск, Беларусь.

Медведев С. В.

ГНУ «Объединенный институт проблем информатики» Национальной академии наук Беларуси, Минск, Беларусь.

Набиев И. Р.

Реймский университет, Франция, Реймс.

Степанов С. А.

Международный независимый эколого-политологический университет, Москва, Россия.

Стожаров А. Н.

Белорусский государственный медицинский университет, Минск, Беларусь.

Тарутин И. Г.

ГУ «РНПЦ онкологии и медицинской радиологии им. Н. Н. Александрова», Минск, Беларусь.

EDITORIAL BOARD

Editor-in-chief	MASKEVICH S. A. , doctor of science (physics and mathematics), professor; director of the International Sakharov Environmental Institute of the Belarusian State University, Minsk, Belarus. E-mail: direktor@iseu.by
Deputy editor-in-chief	GERMENCHUK M. G. , PhD (engineering), docent; deputy director for research of the International Sakharov Environmental Institute of the Belarusian State University, Minsk, Belarus. E-mail: germenchuk@iseu.by
Executive secretary	LOZINSKAYA O. V. , senior lecturer at the department of general biology and genetics of the International Sakharov Environmental Institute of the Belarusian State University. E-mail: aromia@rambler.ru
<i>Batyan A. N.</i>	International Sakharov Environmental Institute, Belarusian State University, Minsk, Belarus.
<i>Golovaty S. E.</i>	International Sakharov Environmental Institute, Belarusian State University, Minsk, Belarus.
<i>Golubev A. P.</i>	International Sakharov Environmental Institute, Belarusian State University, Minsk, Belarus.
<i>Grichik V. V.</i>	Belarusian State University, Minsk, Belarus
<i>Dardynskaya I. V.</i>	Great Lakes Center for Occupational and Environmental Safety and Health, Chicago, USA.
<i>Dziatkovskaya E. N.</i>	Institute of Education Development Strategy of the Russian Academy of Education, Moscow, Russia.
<i>Drozdovitch V. V.</i>	Radiation Epidemiology Branch, DCEG (Division of Cancer Epidemiology and Genetics), National Cancer Institute, Bethesda MD.
<i>Zafranskaya M. M.</i>	International Sakharov Environmental Institute, Belarusian State University, Minsk, Belarus.
<i>Kilchevsky A. V.</i>	National Academy of Sciences of Belarus, Minsk, Belarus.
<i>Konoplev A. V.</i>	Environmental Radioactivity Institute, Fukushima University, Japan.
<i>Korovin Y. A.</i>	Obninsk Institute for Nuclear Power Engineering, Obninsk, Russia.
<i>Lengfelder E.</i>	Otto Hug Radiological Institute for Health and Environment, Munich, Germany.
<i>Lyberatos G.</i>	Athens Technical University, Athens, Greece.
<i>Linge I. I.</i>	Nuclear Safety Institute of the Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia.
<i>Lukashenko S. N.</i>	Russian Institute of Radiology and Agroecology, Obninsk, Russia.
<i>Loginov V. F.</i>	National Academy of Sciences of Belarus, Minsk, Belarus.
<i>Medvedev S. V.</i>	The United Institute of Informatics Problems of the National Academy of Sciences of Belarus, Minsk, Belarus.
<i>Nabiev I. R.</i>	University of Reims Champagne-Ardenne (URCA), France.
<i>Stepanov S. A.</i>	International Independent Ecological and Political University, Moscow, Russia.
<i>Stozharov A. N.</i>	Belarusian State Medical University, Minsk, Belarus.
<i>Tarutin I. G.</i>	N. N. Alexandrov National Cancer Centre of Belarus, Minsk, Belarus.

СОЦИАЛЬНО-ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ УСТОЙЧИВОГО РАЗВИТИЯ

SOCIAL AND ENVIRONMENTAL PROBLEMS OF SUSTAINABLE DEVELOPMENT

УДК 620.9

ВЛИЯНИЕ ЭКОНОМИЧЕСКИХ, ТЕХНОЛОГИЧЕСКИХ, СОЦИАЛЬНЫХ И ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ НА РАЗВИТИЕ ЭНЕРГЕТИКИ В РЕСПУБЛИКЕ БЕЛАРУСЬ

Т. Г. ЗОРИНА¹⁾

¹⁾Институт энергетики Национальной академии наук Беларуси,
ул. Академическая, 15/2, 220072, г. Минск, Беларусь

Изучается влияние экономических, технологических, экологических и социальных факторов на развитие энергетического сектора путем совершенствования методологии устойчивого энергетического развития. Под устойчивым энергетическим развитием автор понимает улучшение саморегулирующейся системы энергоснабжения и энергопотребления, обеспечивающей энергетическую безопасность, одинаково доступное удовлетворение энергетических потребностей и стремлений всех слоев общества к сохранению окружающей среды. Факторы устойчивого энергетического развития разделены по следующим критериям: по направлению воздействия (внешние и внутренние); по сфере, к которой они относятся (экономические, технологические, социальные и экологические); по принципам оценки устойчивого энергетического развития (доступность ресурсов, направления социально-экономического развития, спрос на энергоресурсы, энергетическая безопасность). При предлагаемом автором методе расчета интегрального показателя, характеризующего устойчивое энергетическое развитие, каждому из факторов (экономические, технологические, социальные и экологические) присваивается одинаковый вес. Проведен динамический анализ устойчивого энергетического развития Республики Беларусь в 2010–2019 гг., который в 2019 г. вырос на 4 % по сравнению с 2010 г. В разрезе отдельных факторов наблюдается следующая динамика:

1) экономические факторы: наибольшее значение было достигнуто в 2011–2012 гг. (0,432), наименьшее наблюдалось в 2013 г. (0,385);

Образец цитирования:

Зорина ТГ. Влияние экономических, технологических, социальных и экологических факторов на развитие энергетики в Республике Беларусь. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2022;3:4–11 (на англ.). <https://doi.org/10.46646/2521-683X/2022-3-4-11>

For citation:

Zoryna TG. The impact of economic, technological, social and environmental factors on the development of the energy sector in the Republic of Belarus. *Journal of the Belarusian State University. Ecology*. 2022;3:4–11. <https://doi.org/10.46646/2521-683X/2022-3-4-11>

Авторы:

Татьяна Геннадьевна Зорина — доктор экономических наук, профессор; заведующий сектором «Экономика энергетики».

Authors:

Tatyana G. Zoryna, doctor of science (economics), full professor; head of the energy economy department. tanyazorina@tut.by

2) технологические факторы характеризуются значительной степенью неравномерности: самое высокое значение было достигнуто в 2019 г. (0,418), наименьшее наблюдалось в 2014 г. (0,336);

3) уровень социальных факторов существенно не изменился: самое высокое значения в 2014 г. (0,949), самое низкое значение наблюдалось в 2010 и 2019 гг. (0,923);

4) экологические факторы устойчивого энергетического развития имели положительную динамику: их уровень увеличился в 2019 г. по сравнению с 2010 г. на 4,37 % с 0,559 до 0,585.

По результатам анализа сформулированы меры, направленные на устойчивое энергетическое развитие Республики Беларусь:

1) развитие электротранспорта. На сегодняшний день в стране эксплуатируется около 3100 транспортных средств с электрическим приводом;

2) использование электроэнергии в жилищном строительстве для отопления и горячего водоснабжения;

3) полная электрификация железнодорожного транспорта. В настоящее время этот показатель составляет около 25 %;

4) создание и развитие энергоемких отраслей промышленности (водородная энергетика, цементная промышленность, цветная металлургия, химическая промышленность и т. д.).

Ключевые слова: устойчивое энергетическое развитие; факторы; интегральный показатель; динамический анализ; меры.

THE IMPACT OF ECONOMIC, TECHNOLOGICAL, SOCIAL AND ENVIRONMENTAL FACTORS ON THE DEVELOPMENT OF THE ENERGY SECTOR IN THE REPUBLIC OF BELARUS

T. G. ZORYNA^a

^a*Institute of Power Engineering, National Academy of Sciences of Belarus,
15/2 Akademičnaja Street, Minsk 220072, Belarus*

The article is devoted to the study of the influence of economic, technological, social and environmental factors on the development of the energy sector by improving the methodology of sustainable energy development. By sustainable energy development, the author understands the development of a self-regulating system of energy supply and energy consumption, ensuring energy security, equally affordable satisfaction of energy needs and aspirations of all segments of society to preserve the environment. The factors of sustainable energy development are divided according to the following criteria: by the direction of impact (external and internal); by the sphere to which they relate (economic, technological, social and environmental); by the principles of assessing sustainable energy development (availability of resources, directions of socio-economic development, demand for energy resources, energy security). With the method proposed by the author for calculating the integral indicator characterizing sustainable energy development, each of the factors (economic, technological, social and environmental) is assigned the same weight.

A dynamic analysis of the sustainable economic development of the Republic of Belarus in 2010–2019 was carried out, which, in general, in 2019 increased by 4 % compared to 2010. In the context of individual factors, the following dynamics is observed.

1. Economic factors: the highest value was achieved in 2011–2012 (0.432), the lowest was observed in 2013 (0.385).

2. Technological factors are characterized by a significant degree of unevenness: the highest value was achieved in 2019 (0.418), the lowest was observed in 2014 (0.336).

3. The level of social factors has not changed significantly: the highest values in 2014 (0.949), the lowest value was observed in 2010 and 2019 (0.9234)

4. Environmental factors of sustainable energy development had positive dynamics: their level increased in 2019 compared to 2010 by 4.37 % from 0.559 to 0.585.

Based on the results of the analysis, measures aimed at sustainable energy development of the Republic of Belarus are formulated.

1. Development of electric transport. Currently, about 3,100 electric-powered vehicles are in operation in the republic.

2. The use of electricity in residential construction for heating and hot water supply.

3. Complete electrification of railway transport. Currently, this figure is about 25 %.

4. Creation and development of energy-intensive industries (hydrogen energy, cement industry, non-ferrous metallurgy, chemical industry, etc.).

Keywords: sustainable energy development; factors; integral indicator; dynamic analysis; measures.

Introduction

Energy consumption is a prerequisite for the existence of humanity. The energy available for consumption has always been necessary to meet human needs, increase the duration and improve the conditions of human life.

The main ways of energy impact on the environment are as follows.

1. The main volume of energy is still received by mankind using of non-renewable resources.
2. Pollution of the atmosphere: thermal effect, emission of gases and dust into the atmosphere.
3. Pollution of the hydrosphere: thermal pollution of water bodies, emissions of pollutants.
4. Pollution of the lithosphere during the transportation of energy carriers and the disposal of waste, during the production of energy.
5. Contamination by radioactive and toxic waste to environment.
6. Changes in the hydrological regime of rivers by hydroelectric power plants and, as a consequence, pollution on the territory of the watercourse [1].
7. Creation of electromagnetic fields around power lines.

In modern society, work to determine and implement a given quality of life is carried out through the introduction of standards (indices). Quality of life standards are a quantitative expression of qualitative categories.

The basic components of the quality of life include the following: income level of the population; development level of the consumer market; provision of housing to the population and the quality of housing condition; the state of the natural environment; provision of basic material benefits to the population; development level of health care and education; the state of the labor market and migration attractiveness.

Currently, there are many methods for assessing the population quality of life, their key difference in the composition of factors that determine the quality of life, and used to calculate the indicators. These methods have their advantages and disadvantages, but none of them is considered generally acceptable which indicates the need for further search and development of methods for assessing the quality of life.

Despite the lack of a single unified approach, it can be noted that almost all approaches partially take into account the environmental and energy components.

In the modern world, the number of countries striving for environmentally sustainable economic development is increasing. Therefore, considering of the impact of energy and the environmental factors, the use of indicators showing a complete and accurate reflection of the living quality of the population becomes relevant. In this regard, in our opinion, when assessing the quality of life, it is important to take into account the level of energy saving and the environmental and climatic components derived from it.

Ensuring socio-economic development, which can be assessed using such an indicator as the quality of life, should be based on reducing the level of resource consumption and, as a result, reducing the anthropogenic load on the natural environment [2].

The task of human development is to provide everyone with equal opportunities to realize their potential, to ensure access to a variety of resources for current generation development: information, natural, social and etc. As for the concept of human development, a person is considered both as an aim and as a means. This development, which puts a person at the center, requires for him and from him equally opportunities and responsibility.

Mankind everywhere looks for ways of profitable investment of funds (labor and investment) for profit and raising the quality of life of an individual or nation.

Research in the United States has shown that the impact of investments in infrastructure (energy, communications, utilities, transportation) on economic development manifests itself in unusually high (up to 60 %) rates of return [3].

Apparently for this reason, over the past 15 years in the world, the consumption of electricity and the number of telephone lines per capita in the household sector has doubled, and the access to the water supply network has increased by half. This progress contributes significantly to increased productivity and improved living standards.

The energy sector has potential opportunities to exert a strong and positive influence on the trajectory of overcoming the crisis and the further development of the country's economy, especially under favorable external condition. The rapid economic growth of the Third World countries observed in recent years will inevitably be accompanied by high demand for energy, in particular for oil and gas.

The standard of life of the country's population is most clearly reflected in the volume and the structure of consumption expenditures. After the recovery of the expenditure structure, which had degraded during the years of the crisis, its further change will take place in accordance with global trends towards a decrease in the share of food and an increase in the share of spending on housing and services.

In September 2015, the UN members adopted the 2030 Agenda for Sustainable Development [4]. It contains a number of goals to eradicate poverty, preserve the resources of the planet and ensure prosperity for everybody. One of the goals is to provide general access to affordable, reliable, sustainable and modern energy sources for all. Each of the 17 goals contains a number of indicators to be reached within 15 years.

In the context of energy development until 2030, in particular, this entails:

- ensuring universal access to affordable, reliable and modern energy services;
- substantially increasing the share of renewable energy in the global energy mix;
- doubling the global rate of improvement in energy efficiency;
- enhancing international cooperation to facilitate the access to clean energy research and technology including renewable energy, energy efficiency and advanced and cleaner fossil-fuel technology, and to promote investment in energy infrastructure and clean energy technology;

– expanding infrastructure and upgrade technology for supplying modern and sustainable energy services for all in developing countries.

The notion and the methodology to assess the sustainable energy development

There are a number of interpretations of this notion. We believe that the simplest and most accurate is the following: the sustainable energy development is the development of a self-regulating system of energy supply and energy consumption providing energy security, equally accessible satisfaction of energy needs and aspirations of all social strata about conservation of the environment.

This definition shows that sustainable energy development is a wider concept than energy security, for the reason that in addition to economic, technological and political factors it also includes ecological and social ones. Besides, energy supply and energy consumption are considered as interdependent parts of one system capable of self-regulation.

Moreover, sustainable development is subject to significant influence of a number of global energy risks, including:

- expansion of the energy system scale;
- threat of an imbalance between energy demand and supply, especially in terms of oil fuel;
- high level and instability of the world oil prices, the end of the cheap oil and gas era;
- disproportions in the world energy infrastructure because of hydrocarbon resources – concentration in the areas remote from the main centers of consumption;
- 90 % of the world GDP is produced in the countries importing energy resources;
- risks of natural and technogenic catastrophes and system accidents, in part because of – terrorist and subversive actions;
- negative environmental impact of energy;
- wide scale of energy poverty which means 2 billion people lacking the opportunity to use energy services in acceptable commercial and technological conditions [5].

The theory and practice of applying the concept of sustainable development in energy have various approaches to understand and methods to assess the condition of the given sector from the point of view of sustainable development. The issues of sustainable energy development were considered in the studies conducted by such experts as D. L. Green [6], I. Dincer [7], S. Connors [8], M. V. Myasnikov [9], K. Prandecki [10], H. Rogall [11], G. W. Frey [12], etc. The methodologies for assessment of sustainable energy development were worked out by the World Energy Council [13], Georgia Institute of Technology, USA [14] etc.

At the same time, the existing approaches are focused on the determination of separate elements and factors characterizing sustainable energy development rather than on comprehensive consideration of this phenomenon.

Based on an analysis of the studies carried out by national and foreign scientists, we have identified the indicators of sustainable energy development.

All these factors can be divided into the following categories:

- 1) by the direction of influence – into external and internal ones;
- 2) by the sphere they relate to – into economic, technological, social, and ecological ones;
- 3) by the assessment principles of the sustainable energy development – into availability of resources, the directions of social and economic development, demand for energy resources, energy security.

A method to calculate the indicators of sustainable energy development is presented in table 1.

Table 1

Classification and the method to calculate the indicators characterizing sustainable energy development

Factor	Indicator	Explanations concerning calculation
Economic	Availability of credit resources	Difference of 1 and the average interest rate for the credits and deposits of banks in national currency
	Share of energy in GDP	Ratio of the sum of the energy industries output to the total output
	Return on energy sales	Ratio of the sum of the energy industries gross profit to the total energy industries gross revenue
	Share of non- dominant energy resources in the total energy resources import	Difference of 1 and the share of the dominant energy resource in the total energy resources import
Technological	Share of own energy resources in the total energy consumption	Difference of 1 and the share of the imported energy resources in the total energy consumption
	Share of investment in energy	Ratio of investment into the energy industries to the total investment
	Energy-GDP ratio	Difference of 1 the ratio of energy consumption in national currency to GDP
	Share of capacities not involved in the energy industry	Difference of 1 and the ratio of the sum of primary oil refining volume, electricity production, gas through gas pipelines transportation volume and oil through oil pipelines transportation volume converted to uniform measurement units, to the total capacities for primary oil refining, electricity generating capacities, gas pipelines capacity and oil pipelines capacity converted to uniform measurement units

Ending table 1

Factor	Indicator	Explanations concerning calculation
Social	Employment rate	Difference of 1 and the share of the unemployed in the total labor force
	Education	Difference of 1 and the share of the uneducated in the total labor force
	Availability of fuel and energy for population	Difference of 1 and the relation of fuel and energy expenses to the total expenses of households
	Population electrification rate	Share of the population having access to electricity
Ecological	Forest area level	Share of the forest area in the total land area of the country
	Life expectancy	Share of the population seeking medical care
	Coefficient of reducing energy resources consumption	Difference of 1 and the ratio of energy resources consumption for the reporting period to that in the previous year
	CO ₂ emissions caused by energy consumption per capita	Difference of 1 and volume of CO ₂ emissions from energy consumption divided by the population number

The weight of the indicators is determined by the method of group expert assessment at direct estimation. At the same time, each expert establishes preferences of indicators when comparing all possible pairs, i.e. considering all possible pairs of indicators the expert establishes in each of them the reason, which, according to their opinion, exerts a greater influence on the result [12].

According to the concept of sustainable development [4] and taking into account the specific features of energy distinguishing it from other industries (involvement in provision of the national security, mandatory generating capacity reserve, etc.), the economic, technological, social and ecological aspects are equivalent. In this regard, the identical weight equal to 0.25 is assigned to each of the factors.

In this stage, the index is calculated according to the following formula 1:

$$I = \sum_{j=1}^k z_j \sum_{i=1}^m x_{ij} f_{ij}, \quad (1)$$

where I – index of sustainable energy development;

z_j – weight of j factor;

x_{ij} – weight of i indicator for j factor;

f_{ij} – value of i indicator for j factor;

k – number of factors; m – number of indicators.

The following formula is carried out to reduce values of each indicator to a uniform range normalization of basic data:

$$x_{i,0-1} = \frac{x_i - x_{\min}}{x_{\max} - x_{\min}}, \quad (2)$$

where $x_{i,0-1}$ – normalized value of x_i indicator;

x_i – reference value of an indicator;

$x_{\min}$ – the minimum value of an indicator among basic data;

$x_{\max}$ – the maximum value of an indicator among basic data.

The analysis of the level of sustainable energy development of the Republic of Belarus

On the basis of the given methodology, the index of sustainable energy development for the Republic of Belarus in 2010–2019 was calculated (table2). Sources of information for calculating the index were the data of the National Statistical Committee of the Republic of Belarus, the Ministry of Energy of the Republic of Belarus, as well as information from open sources.

Table 2

Initial data and calculation results of the index of sustainable energy development for the Republic of Belarus in 2010–2019

Indicator	Weight	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
<i>Group indicators characterizing economic factors</i>	0.250	0.421	0.432	0.432	0.385	0.411	0.397	0.394	0.421	0.421	0.423
Availability of credit resources	0.285	0.908	0.864	0.805	0.809	0.785	0.737	0.771	0.877	0.894	0.895
Share of energy in GDP	0.194	0.177	0.220	0.221	0.157	0.108	0.116	0.110	0.105	0.111	0.100
Return on energy sales	0.306	0.075	0.106	0.151	0.085	0.124	0.100	0.092	0.087	0.082	0.098
Share of non- dominant energy resources in the total energy resources import	0.215	0.488	0.514	0.529	0.459	0.595	0.623	0.580	0.577	0.558	0.553

Ending table 2

Indicator	Weight	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
<i>Group indicators characterizing technological factors</i>	0.250	0.356	0.366	0.353	0.369	0.336	0.346	0.379	0.389	0.374	0.418
Share of own energy resources in the total energy consumption	0.267	0.150	0.150	0.130	0.145	0.150	0.142	0.147	0.154	0.155	0.165
Share of investment in energy	0.276	0.114	0.155	0.122	0.124	0.134	0.163	0.213	0.243	0.204	0.200
Energy-GDP ratio	0.285	0.790	0.790	0.790	0.806	0.808	0.817	0.814	0.814	0.811	0.830
Share of capacities not involved in the energy industry	0.172	0.343	0.335	0.348	0.383	0.168	0.176	0.286	0.282	0.263	0.480
<i>Group indicators characterizing social factors</i>	0.250	0.923	0.929	0.934	0.941	0.949	0.946	0.945	0.943	0.943	0.923
Employment rate	0.210	0.993	0.994	0.995	0.995	0.995	0.990	0.992	0.995	0.995	0.980
Education	0.198	0.812	0.817	0.820	0.820	0.837	0.837	0.841	0.841	0.838	0.860
Availability of fuel and energy for population	0.372	0.896	0.910	0.922	0.941	0.951	0.947	0.942	0.934	0.936	0.880
Population electrification rate	0.220	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000
<i>Group indicators characterizing ecological factors</i>	0.250	0.559	0.561	0.561	0.564	0.577	0.579	0.570	0.569	0.569	0.585
Forest area level	0.404	0.425	0.427	0.429	0.431	0.416	0.417	0.421	0.422	0.423	0.463
Life expectancy	0.138	0.763	0.765	0.767	0.768	0.818	0.829	0.832	0.837	0.838	0.838
Coefficient of reducing energy resources consumption	0.156	0.000	0.000	0.000	0.011	0.083	0.082	0.013	0.000	0.000	0.000
CO ₂ emissions caused by energy consumption per capita	0.302	0.934	0.935	0.934	0.934	0.935	0.936	0.935	0.936	0.935	0.935
<i>Index of sustainable energy development</i>		0.565	0.572	0.570	0.565	0.568	0.567	0.572	0.580	0.577	0.588

As shown in fig. 1, the level of sustainable energy development of the Republic of Belarus during the study period tended to grow and reached its highest value in 2019 (0.588). Insignificant declines in the level of sustainable energy development during the period under study were observed in 2013 (0.565), 2016 (0.572) and 2018 (0.577). In general, in 2019 the level of sustainable energy development of the country increased by 4 % compared to 2010.

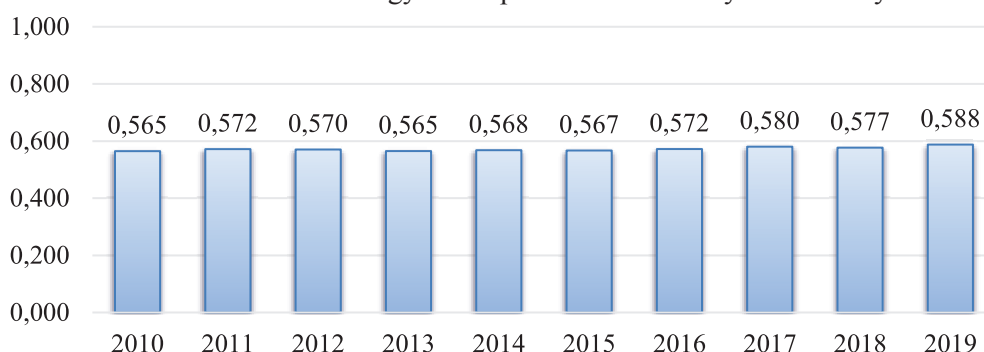


Fig. 1. Index of sustainable energy development for the Republic of Belarus in 2010–2019

For a more detailed analysis, let us consider the dynamics of group indicators for various factors characterizing the sustainable energy development of the Republic of Belarus.

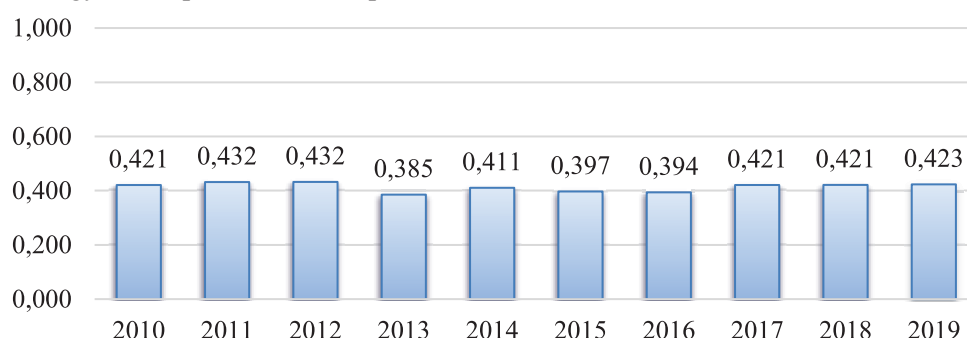


Fig. 2. Group indicators characterizing economic factors for the Republic of Belarus in 2010–2019

Analyzing the economic factors of sustainable energy development of the Republic of Belarus for 2010–2019 (fig. 2), we can conclude that they are characterized by a significant degree of unevenness. Its highest value was achieved in 2011–2012 (0.432), the smallest was observed in 2013 (0.385). In general, in 2019 the group indicator increased slightly by 0.5 % compared to 2010.

With regard to technological factors (fig. 3), the Republic of Belarus in 2010–2019 they are also characterized by a significant degree of unevenness. Its highest value was achieved in 2019 (0.418), the smallest was observed in 2014 (0.336). In general, in 2019 the group indicator increased slightly by 24.4 % compared to 2010.

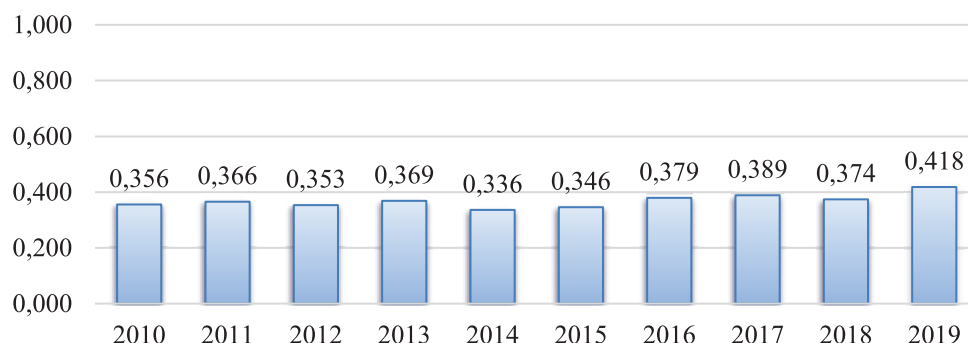


Fig. 3. Group indicators characterizing technological factors for the Republic of Belarus in 2010–2019

The level of social factors of sustainable energy development of the Republic of Belarus in 2010–2019 (fig. 4) did not change significantly. This indicator reached the highest value in 2014 (0.949), the lowest value was observed in 2010 and 2019 (0.923). It should be noted that this indicator decreased in 2019 by 2.1 % against the level of 2018. Among social indicators, in 2019 compared to the base period, the employment rate decreased by 1.3 %. The level of education increased by 5.9 %. The population electrification rate has the highest possible value over the study period. The availability of fuel and energy for population decreased by 1.8 %.

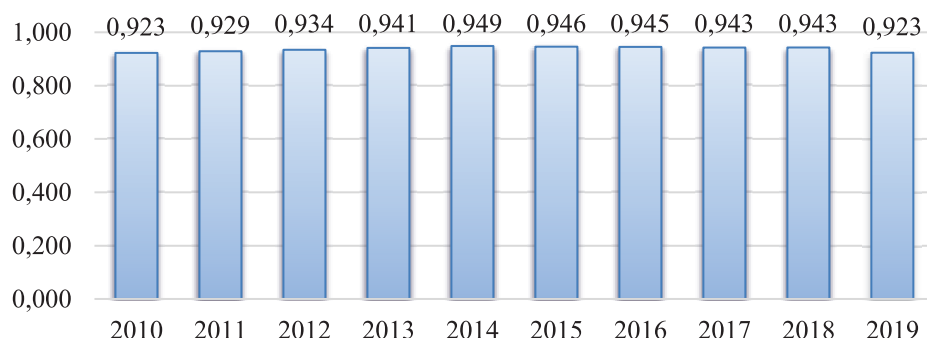


Fig. 4. Group indicators characterizing social factors for the Republic of Belarus in 2010–2019

Regarding environmental factors of sustainable energy development in 2010–2019 (fig. 5), they had a positive trend. Their level increased in 2019 compared to 2010 by 4.37 % from 0.559 to 0.585. Among ecological indicators, in 2019 compared to the base period, the forest area level increased by 8.9 %. The life expectancy increased by 9.8 %. The coefficient of reducing energy resources consumption has the lowest possible value over the study period. The level of CO₂ emissions caused by energy consumption per capita did not fluctuate significantly.

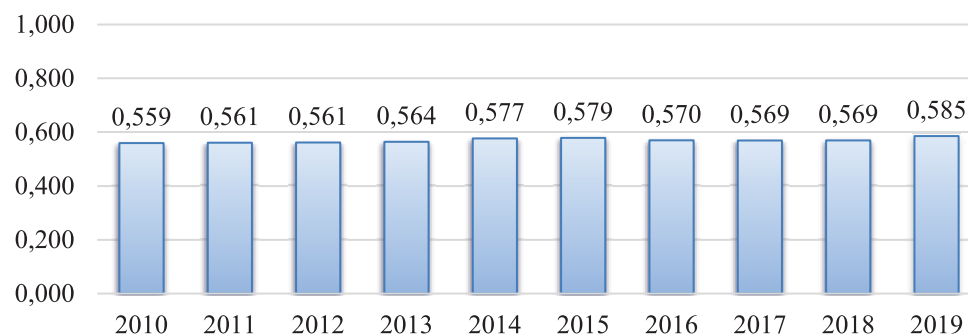


Fig. 5. Group indicators characterizing ecological factors for the Republic of Belarus in 2010–2019

The promising directions of sustainable energy development of the Republic of Belarus

The results of the study showed that economic, technological, social and environmental parameters are the basis for sustainable energy development in the Republic of Belarus. In this regard, the entry into commercial operation of the Belarusian NPP will contribute to the improvement of a number of indicators: «share of non-dominant energy resources in the total energy resources import», «share of own energy resources in the total energy consumption», «share of investment in energy», «share of capacities not involved in the energy industry», «employment rate», «education» and «availability of fuel and energy for population».

At the same time, the entry into commercial operation of the Belarusian NPP is complicated by a number of external factors:

1. At present, it is impossible to export electricity from the Republic of Belarus to the countries of the European Union.
2. Rather low level of electricity consumption in the country in recent years (37 billion kWh with the installed capacity of the Belarusian energy system after beginning of NPP commercial operation – 12,413.99 MW).

Thus, in order to stimulate energy consumption to ensure efficient operation of energy generating capacities in the Republic of Belarus, it is necessary to implement a number of measures.

1. Development of electric transport. At present there are about 3,100 electrically-powered vehicles operating in the Republic.
2. Use of electricity in residential construction for heating and hot water supply. The construction of residential buildings with the use of electricity for these needs is planned at the level of 1.5 million square meters.
3. Full electrification of railway transport. Currently, this indicator is about 25 %.
4. Creation and development of electricity intensive industries (hydrogen energy, cement industry, non-ferrous metallurgy, chemical industry, etc.).

Conclusion

The proposed index allows one to assess the current level of sustainable energy development and study its dynamics over the years, as well as compare the position of the country with other countries. The integral index, which characterizes the level of sustainable energy development, includes not only economic, social and environmental groups of indicators which are traditional for sustainable development, but also technological ones separated into a separate group. The index balances indicators for external and internal factors. The sustainable energy development of the country can be assessed both as a whole and by individual factors and subsystems of indicators. One of the stages of the methodology is the standardization of indicators, which allows them to be brought to a single range. The use of this index is advisable when developing a policy for sustainable energy development.

As shown by the study, the level of sustainable energy development of the Republic of Belarus in the period 2010–2019 had a fairly stable upward trend and in 2019 it reached a value of 0.588, which indicates the average level of sustainable energy development of the Republic of Belarus. For further sustainable energy development of the Republic of Belarus, it is advisable to diversify energy resources, increase the share of electricity in the structure of final energy consumption, increase investments in the energy sector and reduce energy prices for consumers.

References

1. Environmental problems of energy supply for mankind [Internet, cited 2021 November 15]. Available from: <https://doi.org/10.3205/000281>.
2. Belik IS, Kamdina LV Influence of the energy factor on the quality of life of households. *Bulletin of the Kemerovo State University. Series: Political, Sociological and Economic Sciences*. 2017;4:18–22.
3. Dukenbaev KD. Energy of Kazakhstan and the ways of its integration into the world economy. Almaty: Gylm; 1996. 530 p.
4. Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development United Nations, 2015 [Internet, cited 2021 November 15]. Available from: http://www.habarov.spb.ru/new_es/exp_sys/es02/es2.htm.
5. Zoryna TG, Mikhalevich AA. Energy in the Context of Sustainable Development. *Energy Systems Research*. 2018;1(3):47–52.
6. Greene DL. Measuring Energy Sustainability. Chapter 20 in *Linkages of Sustainability*, The MIT Press. Cambridge: MA; 2009. p. 354–373.
7. Dincer I. Renewable energy and sustainable development: a crucial review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2000;4:157–175.
8. Connors St. Issues in Energy and Sustainable Development, 1998. AGS Mapping Project White Paper – Energy (EL 98-004, 8 June 1998).
9. Myasnikov MV. Energeticheskaja bezopasnost' i ustojchivoe innovacionnoe razvitie – osnova nezavisimosti strany [Internet, cited 2021 November 15]. Available from: <https://bit.ly/2GUyK18>. Russian.
10. Prandecki K. Theoretical Aspects of Sustainable Energy. *Energy and Environment Engineering*. 2014;2(4):83–90.
11. Rogall H. Nachhaltige Ökonomie. In: *Ökonomische Theorie und Praxis einer Nachhaltigen Entwicklung*. Metropolis Verlag; 2009.
12. Frey GW, Linke DM. Hydropower as a renewable and sustainable energy resource meeting global energy challenges in a reasonable way. *Energy Policy*. 2002;30:1261–1265.
13. World Energy Trilemma: Time to get real – the agenda for change. World Energy Council [Internet, cited 2021 November 15]. Available from: <http://www.worldenergy.org>.
14. Energy Sustainability Index to Evaluate American Energy Policy. Regions for sustainable change [Internet, cited 2021 November 15]. Available from: <http://www.rscproject.org/indicators/index.php?page=school-of-public-policy-georgia-institute-of-technology>.
15. Vyyavlenie znanij ot ekspertov. Ekspertnoe ocenivanie kak process izmereniya [Internet, cited 2021 November 15]. Available from: http://www.habarov.spb.ru/new_es/exp_sys/es02/es2.htm.

ИЗУЧЕНИЕ И РЕАБИЛИТАЦИЯ ЭКОСИСТЕМ

THE STUDY AND REHABILITATION OF ECOSYSTEMS

УДК 595.794:574.472(476)

ГИЛЬДИИ ЖАЛОНОСНЫХ ПЕРЕПОНЧАТОКРЫЛЫХ (HYMENOPTERA: ACULEATA) – ПОСЕТИТЕЛЕЙ СОЦВЕТИЙ ЗОЛОТАРНИКОВ (*SOLIDAGO* L.) В УСЛОВИЯХ ОТКРЫТЫХ БИОТОПОВ НАЦИОНАЛЬНОГО ПАРКА «НАРОЧАНСКИЙ»

А. А. ШЕЙКО¹⁾, Д. О. КОРОТЕЕВА¹⁾, С. В. БУГА¹⁾

¹⁾Белорусский государственный университет, пр. Независимости, 4, 220030, г. Минск, Беларусь

Выполненные в 2019–2021 гг. в открытых биотопах на территории Национального парка «Нарочанский» регистрации антофильных насекомых позволили выявить для гильдии посетителей аборигенного золотарника обыкновенного (*Solidago virgaurea* L.) 42 вида и гильдии посетителей соцветий инвазивных золотарников *Solidago canadensis* L. s. l. – 50 видов жалоносных перепончатокрылых (Hymenoptera: Aculeata). Таксономическая структура данных гильдий различна: при 11 общих видах среди посетителей соцветий *S. virgaurea* выше видовое богатство пчелиных (38 видов,

Образец цитирования:

Шейко АА, Коротева ДО, Буга СВ. Гильдии жалоносных перепончатокрылых (Hymenoptera: Aculeata) – посетителей соцветий золотарников (*Solidago* L.) в условиях открытых биотопов Национального парка «Нарочанский». Журнал Белорусского государственного университета. Экология. 2022;3:12–25.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2022-3-12-25>

For citation:

Sheiko AA, Koroteeva DO, Buga SV. Guilds of Aculeata (Hymenoptera) visiting the goldenrod inflorescences (*Solidago* L.) in open-field area in «Narochansky» National park. *Journal of the Belarusian State University. Ecology*. 2022;3:12–25. Russian.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2022-3-12-25>

Авторы:

Анна Александровна Шейко – аспирантка кафедры зоологии биологического факультета. Научный руководитель – С. В. Буга.
Дарья Олеговна Коротева – аспирантка кафедры зоологии биологического факультета. Научный руководитель – С. В. Буга.
Сергей Владимирович Буга – доктор биологических наук, профессор; заведующий кафедрой зоологии биологического факультета.

Authors:

Anna A. Sheiko, postgraduate student at the department of zoology, faculty of biology.
sheiko7091@gmail.com
Daria O. Koroteeva, postgraduate student at the department of zoology, faculty of biology.
daryakoroteeva1996@gmail.com
Sergey V. Buga, doctor of science (biology), full professor; head of the department of zoology, faculty of biology.
sergey.buga@gmail.com

90 % от общего их числа), тогда как соцветий *S. canadensis* – ооообразных (31 вид, 62 %). В их составе отсутствовали доминантные виды. В составе гильдии посетителей соцветий *S. virgaurea* к группе массовых видов принадлежали шмели *Bombus lucorum* (L.) и *Bombus (Psithyrus) bohemicus* Seidl, многочисленных – шмели *Bombus humilis* Ill., *Bombus lapidarius* L., *Bombus pratorum* L., *Bombus terrestris* L. и шмель-кукушка *Bombus (Psithyrus) rupestris* F.; среди посетителей соцветий *S. canadensis* массовыми являлись осы-полисты *Polistes nimpha* Christ и *Polistes dominula* Christ, многочисленными – ооообразные *Ancistrocerus trifasciatus* Müll. и *Philanthus triangulum* F., а также пчелиные *Lasioglossum varipes* Morawitz и *B. terrestris*. Относительное обилие шмеля *B. terrestris* было высоким, приближаясь к граничному значению для отнесения к группе многочисленных видов. Шмели *B. humilis*, *B. lapidarius*, *B. lucorum*, *B. terrestris* являются широкими полилектами, фуражирующими преимущественно на растениях семейства сложноцветных. Высказано предположение, что высокое относительное обилие Vespoidea s. l., посещающих соцветия инвазивных золотарников, связано с тем, что ооообразные не только питаются на цветках, но и охотятся на многочисленных здесь мелких насекомых.

Ключевые слова: Белорусское Поозерье; биологические инвазии; *Solidago virgaurea* L.; *Solidago canadensis* L. s. l.; опылители; чужеродные виды.

GUILDS OF ACULEATA (HYMENOPTERA) VISITING THE GOLDENROD INFLORESCENCES (*SOLIDAGO* L.) IN OPEN-FIELD AREA IN «NAROCHANSKY» NATIONAL PARK

A. A. SHEIKO^a, D. O. KOROTEEVA^a, S. V. BUGA^a

^aBelarusian State University,
4 Niezaliežnasci Avenue, Minsk 220030, Belarus
Corresponding author: A. A. Sheiko (sheiko7091@gmail.com)

The study of anthophilous insects carried out in 2019–2021 in open field areas in the territory of Narochansky National Park revealed 42 species for the flower visitor guild of native European goldenrod (*Solidago virgaurea* L.) and for the flower-visitor guild of invasive goldenrods *Solidago canadensis* s. l. – 50 species of Aculeata (Hymenoptera). The taxonomic structure of guilds is different: only 11 species are present in both guilds, among visitors of *S. virgaurea* inflorescences the species richness of Apoidea is higher (38 species, 90 % of their total number), whereas for *S. canadensis* inflorescences – of Vespoidea s. l. (31 species, 62 %). There were no dominant species in the studied guilds; in the guild of *S. virgaurea* inflorescence visitors, the group of common species included bumblebees *Bombus lucorum* L. and *Bombus (Psithyrus) bohemicus* Seidl, the group of numerous species – bumblebees *Bombus humilis* Ill., *Bombus lapidarius* L., *Bombus pratorum* L., *Bombus terrestris* L. and Cuckoo bumblebee *Bombus (Psithyrus) rupestris* F. Polistine wasps *Polistes nimpha* Christ and *Polistes dominula* Christ were common among visitors of *S. canadensis* inflorescences; *Ancistrocerus trifasciatus* Müll., *Philanthus triangulum* F., *Lasioglossum varipes* Morawitz, and *B. terrestris* were numerous. The relative abundance of *B. terrestris* was the highest, approaching the threshold value for assignment to the group of numerous species. It is suggested that high relative abundance of Vespoidea s. l. visiting inflorescences of invasive goldenrods is connected to the fact that adult wasps not only feed on flowers, but prey on small insects that are numerous here.

Keywords: Belarusian Lakeland; biological invasions; pollinators; *Solidago canadensis* s. l.; *Solidago virgaurea*; alien species.

Введение

Золотарники – растения семейства Астровые (Asteraceae Dumort). *Solidago* L. объединяет около 120 видов, распространенных в нетропических областях Северного полушария, в основном в Северной Америке [1; 2]. В Беларуси естественно произрастает золотарник обыкновенный, или золотая розга *Solidago virgaurea* (Linnaeus, 1753) – многолетнее травянистое растение высотой 40–100 см. Соцветия (корзинки) мелкие, длиной 6–12 мм, собраны в прямостоячие общие кистевидные или метельчатые соцветия. Цветки желтые, немногочисленные, краевые – ложноязычковые, срединные – трубчатые [3]. Цветет с июня по сентябрь. Встречается по всей территории страны в хвойных и смешанных лесах, особенно в сухих борах, у дорог, на лесных полянах и опушках, на вырубках, залежах, пустырях и ж/д насыпях [4]. В Национальном парке «Нарочанский» местами регистрируются участки массового произрастания.

За последние полвека широкое распространение на территории Беларуси приобрели инвазивные золотарники, которые успешно натурализовавшись, вошли в число наиболее опасных растений-инвайдеров [5]. Целенаправленные исследования показали, что произрастающие в Беларуси высокоинвазивные золотарники *Solidago canadensis* L. s. l. следует рассматривать в качестве самостоятельного таксона, морфологически отличного от «родительского» *Solidago canadensis* L. s. str. [6].



Рис. 1. Цветущий экземпляр золотарника обыкновенного (*Solidago virgaurea* L.) (а) и участок массового произрастания *S. virgaurea* (б) в открытом биотопе на территории Национального парка «Нарочанский»

Fig. 1. Flowering specimen of the European goldenrod (*Solidago virgaurea* L.) (a) and open-field area with numerous specimens of *S. virgaurea* (b) in «Narochansky» National Park

Золотарники комплекса *Solidago altissima* L., к которому принадлежит *Solidago canadensis* L., являются многолетними травянистыми растениями высотой 60–280 см. Цветки желтые, краевые ложноязычковые, срединные трубчатые; корзинки мелкие, собраны в однобокие дугоподобные изогнутые кисти, которые образуют общее верхушечное соцветие пирамидальной формы. Период цветения приходится на период с июля по сентябрь [3; 4]. В настоящее время инвазивные золотарники встречаются по всей Беларуси [7]. На территории Национального парка «Нарочанский» местами формируют участки сплошного произрастания (рис. 2).



Рис. 2. Цветущий экземпляр инвазивного золотарника *Solidago canadensis* L. s. l. (а) и участок массового произрастания инвазивных золотарников (б) в открытом биотопе на территории Национального парка «Нарочанский»

Fig. 2. Flowering specimens of invasive goldenrods *Solidago canadensis* L. s. l. (a) and open-field area with numerous specimens of *S. canadensis* s. l. (b) in «Narochansky» National Park

Внедрение в природные комплексы чужеродных для региональной флоры видов растений представляет в настоящее время серьезную экологическую проблему. Ранее уже проводились исследования влияния инвазии золотарников в условиях ценозов с разным уровнем антропогенных нарушений, в том числе и на охраняемых территориях [12; 13]. Многие виды растений не выдерживают конкуренции с инвазивными золотарниками, в результате чего они становятся доминантами в структуре фитоценозов, повышается адвентизация флоры [14]. В Беларуси исследования последствий инвазии золотарников для биоразнообразия экосистем проводились точно и касались влияния внедрения этих растений на видовой состав фитоценозов [7].

Инвазивные виды энтомофильных цветковых растений способны нарушать трофические связи между аборигенными видами и насекомыми-опылителями за счет привлечения антофильных насекомых мощными аттрактантами, такими как яркая окраска цветков или сильный запах [8]. Вселение инвайдеров в естественные биоценозы также приводит к значительным изменениям видового состава комплексов антофильных насекомых, обитающих и/или фуражирующих на этой местности [9]. В сопредельных регионах проводились исследования зависимости изменений состава аборигенных антофильных насекомых от внедрения золотарников в естественные фитоценозы, результаты которых показали, что воздействие на ассамблеи перепончатокрылых и чешуекрылых насекомых становится видимым при проективном покрытии 50 и 30–40 % соответственно. Помимо этого изменения в сообществах растений и опылителей, вызванные инвазией золотарников, были связаны скорее с потерей, а не с заменой видов, чего закономерно следует ожидать и в условиях нашей страны [15].

Национальный парк «Нарочанский» входит в категорию особо охраняемых природных территорий (ООПТ) и представляет собой уникальный природный резерват биоразнообразия на территории Белорусского Поозерья. Разнообразие геоморфологических условий, особенности режима гидрографии, пестрая картина структуры почвенного покрова определяют высокий уровень фитоценотического разнообразия этой ООПТ [10]. К биотопам открытого типа здесь может быть отнесен их широкий спектр. В соответствии с классификацией EUNIS, использованной сотрудниками Института экспериментальной ботаники им. В. Ф. Купревича НАН Беларуси при создании карты биотопического разнообразия Национального парка «Нарочанский» [10], в их числе должны рассматриваться:

- леса и другие покрытые лесом земли (широколиственные листопадные леса): опушки сероольховых кисличных с участками чернично-травяных лесов; опушки повислоберезовых лесов (березовых и черноольхово-березовых крапивно-кочедыжниковых, березовых с осиной, сосной, елью злаково-орляковых с таежными видами и пятнами зеленых мхов); опушки сероольховых лесов (сероольховых таволговых в сочетании с ивняково-осоковыми); опушки лиственного болотного леса (черноольхового с березой пушистой таволгового); участки придорожной зоны вблизи дубово-еловых (еловых с дубом кисличных с зелеными мхами) и хвойных лесов (сосновых зеленомошных с редкими кустарничками);

- промышленные и другие искусственно созданные местообитания (селетибные земли): участки луговой растительности в деревнях и на придорожных полосах;

- луга и местообитания с доминированием разнотравья, мхов и лишайников: мокрые или влажные эвтрофные и мезотрофные луга; суходольные злаково-разнотравные ксеромезофитные, психромезофитные и эумезофитные луга с участками низинных лугов; низинные злаково-осоково-разнотравные гигро-мезо-оксилемезофитные луга;

- заросли кустарников по берегам рек и низинным болотам: вблизи ивняков гигрофитно-высокотравных в сочетании с таволговыми и таволгово-остроосоковыми болотами;

- регулярно возделываемые или недавно брошенные сельскохозяйственные, садовые и приусадебные местообитания (пахотные земли и огороды); агрофитоценозы однолетних культур на пахотных землях; агрофитоценозы многолетних трав сенокосно-пастбищного использования.

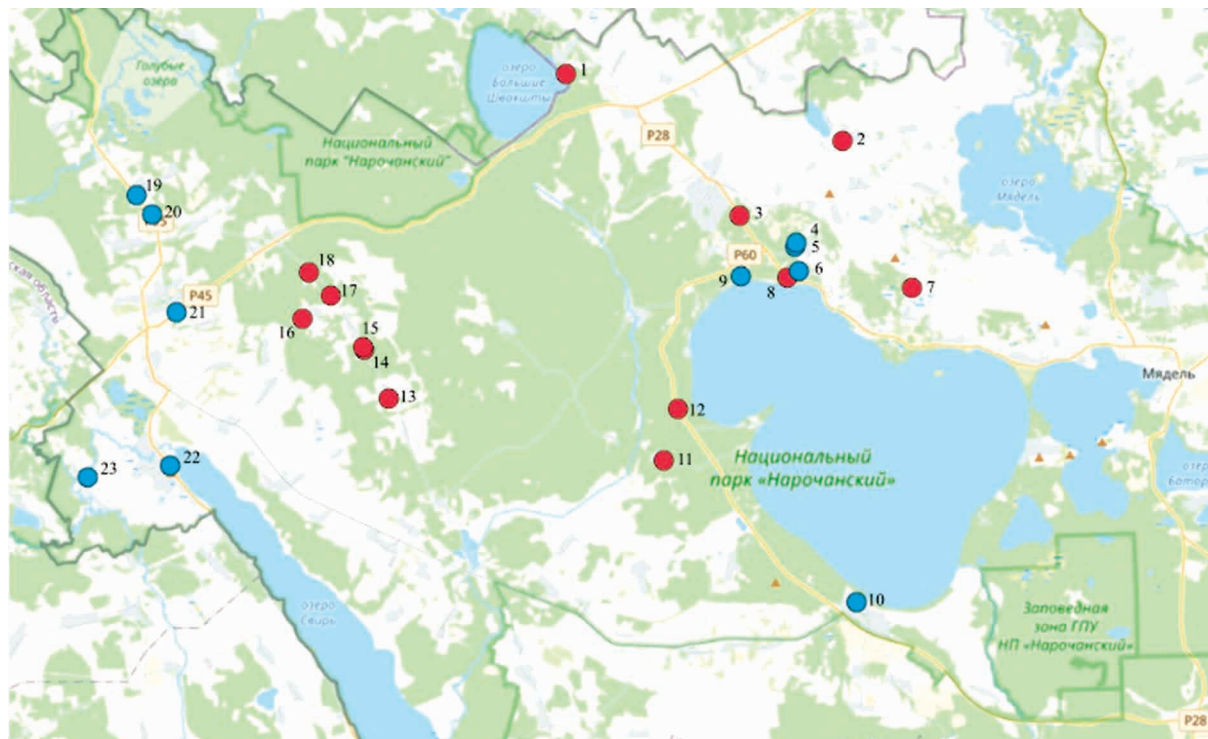
В условиях региона исследований произрастает более 1400 видов покрытосеменных растений [11], большинство из которых являются энтомофильными и зависят в воспроизводстве от опыления насекомыми, предоставляя кормовую базу насекомым-антофилам. В их числе золотарник обыкновенный и инвазивные золотарники. Изучение связей насекомых-опылителей с аборигенными и инвазивными растениями эталонных биоценозов особо охраняемых природных территорий позволит лучше понимать процессы, которые происходят при внедрении новых, чужеродных для региональных флоры и фауны видов. Таким образом, установление структуры гильдий антофильных перепончатокрылых – посетителей соцветий золотарников в условиях различных биотопов является актуальной задачей в контексте изучения влияния инвазий на сообщества насекомых – опылителей растений соответствующих фитоценозов на территории Беларуси.

Материалы и методы исследования

Материалом для данной работы послужили выполненные в 2019–2021 гг. сборы жалоносных перепончатокрылых (Insecta: Hymenoptera: Aculeata), посещавших соцветия золотарников *S. virgaurea* и *S. canadensis* s. l. во время активного их цветения в августе. Насекомых с соцветий собирали вручную

в дни с погодными условиями, позволяющими им посещать соцветия, в течение временного интервала 10 до 18 ч, то есть в период активности антофильных перепончатокрылых. Фиксацию осуществляли в 70 % этаноле, хранение – в полипропиленовых пробирках объемом 1,5 и 4 мл.

Для географической привязки, аккумуляции и обработки геоинформационных данных были использованы мобильные приложения *ArcGIS Collector* и *ArcGIS FieldMap* пакета программных продуктов семейства *ArcGIS*, используемые научным отделом Государственного природоохранного учреждения «Национальный парк «Нарочанский». На основе данных, вносимых с мобильных приложений, средствами геопортала *Portal for ArcGIS* была сгенерирована карта, изображенная на рис. 3, с точками сбора энтомологического материала на территории данной ООПТ.



Примечание. Синие – точки сбора перепончатокрылых на инвазивных золотарниках; красные – точки сбора перепончатокрылых на золотарнике обыкновенном.

Рис. 3. Точки сбора материала на территории Национального парка «Нарочанский»

Fig. 3. Locations of the sample sites in «Narochansky» National Park

Сбор жалоносных перепончатокрылых выполняли в условиях различных биотопов, которые были выделены в соответствии с картами биотопов и наземной растительности Национального парка «Нарочанский», разработанной сотрудниками Института экспериментальной ботаники им. В. Ф. Купревича НАН Беларуси [10], в категориях:

- 1) опушки мелколиственных и хвойных лесов и придорожные зоны вблизи них;
- 2) участки луговой растительности в деревьях и на придорожных полосах;
- 3) суходольные луга (в том числе с участками лугов иных типов);
- 4) разреженные кустарники (в том числе по высоким берегам рек);
- 5) недавно заброшенные сельскохозяйственные земли, садовые и приусадебные участки.

Распределение точек сбора антофильных перепончатокрылых на соцветиях золотарников по биотопам представлено в табл. 1.

Таксономическую принадлежность коллектированных перепончатокрылых устанавливали по определительным ключам [16–19]. Для подтверждения достоверности видовой идентификации использовали справочную коллекцию антофильных насекомых кандидата биологических наук, доцента кафедры зоологии В. И. Хвира, которому мы признательны за представленную возможность. В настоящее время энтомологические материалы хранятся на кафедре зоологии Белорусского государственного университета (г. Минск, Республика Беларусь).

Объем собранного и обработанного материала составляет 302 экземпляра насекомых с золотарника обыкновенного и 342 экземпляра – с инвазивных золотарников. Для оценки относительного обилия

отдельных видов перепончатокрылых, коллектированных на соцветиях золотарников в условиях Национального парка «Нарочанский», были использованы показатель относительного обилия (доля особей в выборке (I_d , %)) и предложенная Ю. В. Песенко [20], ограниченная сверху пятибалльная логарифмическая шкала (В, баллы). Виды с обилием 5 баллов относили к группе доминантов, 4 балла – многочисленных, 3 балла – обычных, 2 балла – малочисленных и 1 балл – единичных видов.

Таблица 1

Биотопическая характеристика точек сбора антофильных жалоносных перепончатокрылых – посетителей соцветий золотарников на территории Национального парка «Нарочанский»

Table 1

Biotopic characteristic of the sample sites of Aculeata visiting goldenrod (*Solidago* L.) inflorescences in «Narochansky» National Park

Биотопы	Золотарник обыкновенный	Инвазивные золотарники
Опушки мелколиственных и хвойных лесов и придорожные зоны вблизи них	3, 11, 12, 18	–
Участки луговой растительности в деревнях и на придорожных полосах	8, 13	6, 9, 10, 19, 20, 21, 22
Суходольные луга (в том числе с участками лугов иных типов)	1, 2, 7, 16	–
Разреженные кустарники (в том числе по высоким берегам рек)	–	4, 5, 23
Недавно заброшенные сельскохозяйственные земли, садовые и приусадебные участки	14, 15, 17	–

Исследования выполнялись на кафедре зоологии Белорусского государственного университета в рамках заданий Государственной программы научных исследований «Природные ресурсы и окружающая среда» на 2021–2025 годы (№№ Госрегистрации НИР 20211658, 20211704).

Результаты исследований и их обсуждение

На соцветиях золотарника обыкновенного в открытых биотопах на территории Национального парка «Нарочанский» было зарегистрировано 42 вида жалоносных перепончатокрылых насекомых, на соцветиях инвазивных золотарников – 50 видов. Таксономический состав изученных гильдий, а также объем выборки для каждого вида отражают данные на рис. 4 и в табл. 2.

Таблица 2

Видовой состав и относительное обилие антофильных жалоносных перепончатокрылых – посетителей соцветий золотарников в условиях открытых биотопов Национального парка «Нарочанский»

Table 2

Species composition and relative abundance of Aculeata visiting goldenrod (*Solidago* L.) inflorescences in open-field areas in Narochansky National Park

№	Вид	Посещаемые растения					
		золотарник обыкновенный			инвазивные золотарники		
		п, экз.	Id, %	В, балл	п, экз.	Id, %	В, балл
1	<i>Anoplius viaticus</i> (Linnaeus, 1758)	–	–	–	1	0,31	1
2	<i>Dolichovespula saxonica</i> (Fabricius, 1793)	–	–	–	1	0,31	1
3	<i>Vespula germanica</i> (Fabricius, 1793)	–	–	–	1	0,31	1
4	<i>Polistes dominula</i> (Christ, 1791)	–	–	–	73	22,53	4
5	<i>Polistes nimpha</i> (Christ, 1791)	8	2,65	2	50	15,43	4

Продолжение табл. 2

Continuation table 2

№	Вид	Посещаемые растения					
		золотарник обыкновенный			инвазивные золотарники		
		п, экз.	Id, %	В, балл	п, экз.	Id, %	В, балл
6	<i>Discoelius zonalis</i> (Panzer, 1801)	—	—	—	1	0,31	1
7	<i>Symmorphus fuscipes</i> (Herrich-Schäffer, 1838)	—	—	—	3	0,93	1
8	<i>Ancistrocerus gazella</i> (Panzer, 1798)	—	—	—	3	0,93	1
9	<i>Ancistrocerus ichneumonideus</i> (Ratzeburg, 1844)	—	—	—	7	2,16	2
10	<i>Ancistrocerus nigricornis</i> (Morawitz, 1889)	—	—	—	4	1,23	2
11	<i>Ancistrocerus oviventris</i> (Wesmael, 1836)	—	—	—	1	0,31	1
12	<i>Ancistrocerus parietinus</i> (Linnaeus, 1761)	—	—	—	1	0,31	1
13	<i>Ancistrocerus parietum</i> (Linnaeus, 1758)	—	—	—	10	3,09	2
14	<i>Ancistrocerus scoticus</i> (Curtis, 1826)	—	—	—	1	0,31	1
15	<i>Ancistrocerus trifasciatus</i> (Müller, 1776)	—	—	—	22	6,79	3
16	<i>Ancistrocerus claripennis</i> (Thomson, 1874)	—	—	—	4	1,23	2
17	<i>Ectemnius fossorius</i> (Linnaeus, 1758)	—	—	—	1	0,31	1
18	<i>Ectemnius lapidarius</i> (Panzer, 1803)	—	—	—	1	0,31	1
19	<i>Ectemnius lituratus</i> (Panzer, 1803)	—	—	—	2	0,62	1
20	<i>Ectemnius spinipes</i> (A.Morawitz, 1866)	—	—	—	1	0,31	1
21	<i>Lestica clypeata</i> (Schreber, 1759)	—	—	—	3	0,93	1
22	<i>Eumenes coronatus</i> (Panzer, 1799)	—	—	—	4	1,23	2
23	<i>Eumenes pedunculatus</i> (Panzer, 1799)	1	0,33	1	—	—	—
24	<i>Oxybelus bipunctatus</i> (Olivier, 1812)	—	—	—	2	0,62	1
25	<i>Oxybelus argentatus</i> (Curtis, 1833)	—	—	—	2	0,62	1
26	<i>Oxybelus trispinosus</i> (Fabricius, 1787)	—	—	—	1	0,31	1
27	<i>Cerceris arenaria</i> (Linnaeus, 1758)	—	—	—	10	3,09	2
28	<i>Cerceris rybyensis</i> (Linnaeus, 1771)	1	0,33	1	10	3,09	2
29	<i>Philanthus triangulum</i> (Fabricius, 1775)	—	—	—	25	7,72	3
30	<i>Ammophila sabulosa</i> (Linnaeus, 1758)	2	0,66	1	4	1,23	2
31	<i>Ammophila terminata</i> (Smith, 1856)	—	—	—	5	1,54	2
32	<i>Podalonia affinis</i> (Kirby, 1798)	—	—	—	1	0,31	1
33	<i>Andrena bimaculata</i> (Kirby, 1802)	2	0,66	1	—	—	—
34	<i>Andrena denticulata</i> (Kirby, 1802)	7	2,32	2	3	0,93	1
35	<i>Andrena nanula</i> (Nylander, 1848)	—	—	—	1	0,31	1
36	<i>Andrena tarsata</i> (Nylander, 1848)	1	0,33	1	—	—	—
37	<i>Apis mellifera</i> (Linnaeus, 1958)	—	—	—	3	0,93	1
38	<i>Bombus humilis</i> (Illiger, 1806)	13	4,30	3	1	0,31	1
39	<i>Bombus hypnorum</i> (Linnaeus, 1758)	1	0,33	1	—	—	—
40	<i>Bombus laesus</i> (Morawitz, 1875)	1	0,33	1	—	—	—
41	<i>Bombus lapidarius</i> (Linnaeus, 1758)	11	3,64	3	1	0,31	1
42	<i>Bombus lucorum</i> (Linnaeus, 1761)	72	23,84	4	2	0,62	1
43	<i>Bombus muscorum</i> (Linnaeus, 1758)	1	0,33	1	—	—	—
44	<i>Bombus pascuorum</i> (Scopoli, 1763)	5	1,66	2	—	—	—

Окончание табл. 2

Ending table 2

№	Вид	Посещаемые растения					
		золотарник обыкновенный			инвазивные золотарники		
		п, экз.	Id, %	В, балл	п, экз.	Id, %	В, балл
45	<i>Bombus pratorum</i> (Linnaeus, 1761)	27	8,94	3	—	—	—
46	<i>Bombus semenoviellus</i> (Skorikov, 1910)	2	0,66	1	—	—	—
47	<i>Bombus soroensis</i> (Fabricius, 1776)	2	0,66	1	—	—	—
48	<i>Bombus sylvarum</i> (Linnaeus, 1761)	6	1,99	2	—	—	—
49	<i>Bombus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	30	9,93	3	17	5,25	3
50	<i>Bombus (Psithyrus) barbutellus</i> (Kirby, 1802)	1	0,33	1	—	—	—
51	<i>Bombus (Psithyrus) bohemicus</i> (Seidl, 1838)	56	18,54	4	—	—	—
52	<i>Bombus (Psithyrus) campestris</i> (Panzer, 1801)	3	0,99	1	1	0,31	1
53	<i>Bombus (Psithyrus) rupestris</i> (Fabricius, 1793)	16	5,30	3	—	—	—
54	<i>Bombus (Psithyrus) vestalis</i> (Geoffroy, 1785)	1	0,33	1	1	0,31	1
55	<i>Nomada emarginata</i> (Morawitz, 1878)	1	0,33	1	—	—	—
56	<i>Nomada roberjeotiana</i> (Panzer, 1799)	1	0,33	1	—	—	—
57	<i>Colletes succinctus</i> (Linnaeus, 1785)	1	0,33	1	—	—	—
58	<i>Hylaeus confusus</i> (Nylander, 1852)	—	—	—	1	0,31	1
59	<i>Hylaeus communis</i> (Nylander, 1852)	1	0,33	1	4	1,23	2
60	<i>Hylaeus signatus</i> (Panzer, 1798)	—	—	—	3	0,93	1
61	<i>Halictus maculatus</i> (Smith, 1848)	2	0,66	1	—	—	—
62	<i>Halictus quadricinctus</i> (Fabricius, 1776)	1	0,33	1	—	—	—
63	<i>Halictus rubicundus</i> (Christ, 1791)	1	0,33	1	—	—	—
64	<i>Halictus sexcinctus</i> (Fabricius, 1775)	3	0,99	1	—	—	—
65	<i>Lasioglossum albipes</i> (Fabricius, 1781)	1	0,33	1	—	—	—
66	<i>Lasioglossum calceatum</i> (Scopoli, 1763)	2	0,66	1	—	—	—
67	<i>Lasioglossum interruptum</i> (Panzer, 1798)	1	0,33	1	1	0,31	1
68	<i>Lasioglossum laticeps</i> (Schenck, 1870)	3	0,99	1	—	—	—
69	<i>Lasioglossum leucozonium</i> (Schränk, 1781)	4	1,32	2	—	—	—
70	<i>Lasioglossum majus</i> (Nylander, 1852)	2	0,66	1	—	—	—
71	<i>Lasioglossum varipes</i> (Morawitz, 1876)	—	—	—	11	3,40	3
72	<i>Sphecodes ferruginatus</i> (Hagens, 1882)	—	—	—	1	0,31	1
73	<i>Sphecodes gibbus</i> (Linnaeus, 1758)	—	—	—	10	3,09	2
74	<i>Sphecodes monilicornis</i> (Kirby, 1802)	—	—	—	6	1,85	2
75	<i>Sphecodes pellucidus</i> (Smith, 1845)	2	0,66	1	—	—	—
76	<i>Sphecodes puncticeps</i> (Thomson, 1870)	—	—	—	1	0,31	1
77	<i>Sphecodes reticulatus</i> (Thomson, 1870)	—	—	—	1	0,31	1
78	<i>Anthidiellum strigatum</i> (Panzer, 1805)	1	0,33	1	—	—	—
79	<i>Megachile ligniseca</i> (Kirby, 1802)	3	0,99	1	—	—	—
80	<i>Dasypoda altercator</i> (Harris, 1780)	2	0,66	1	—	—	—
Всего		302			324		
Число видов, S		42			50		

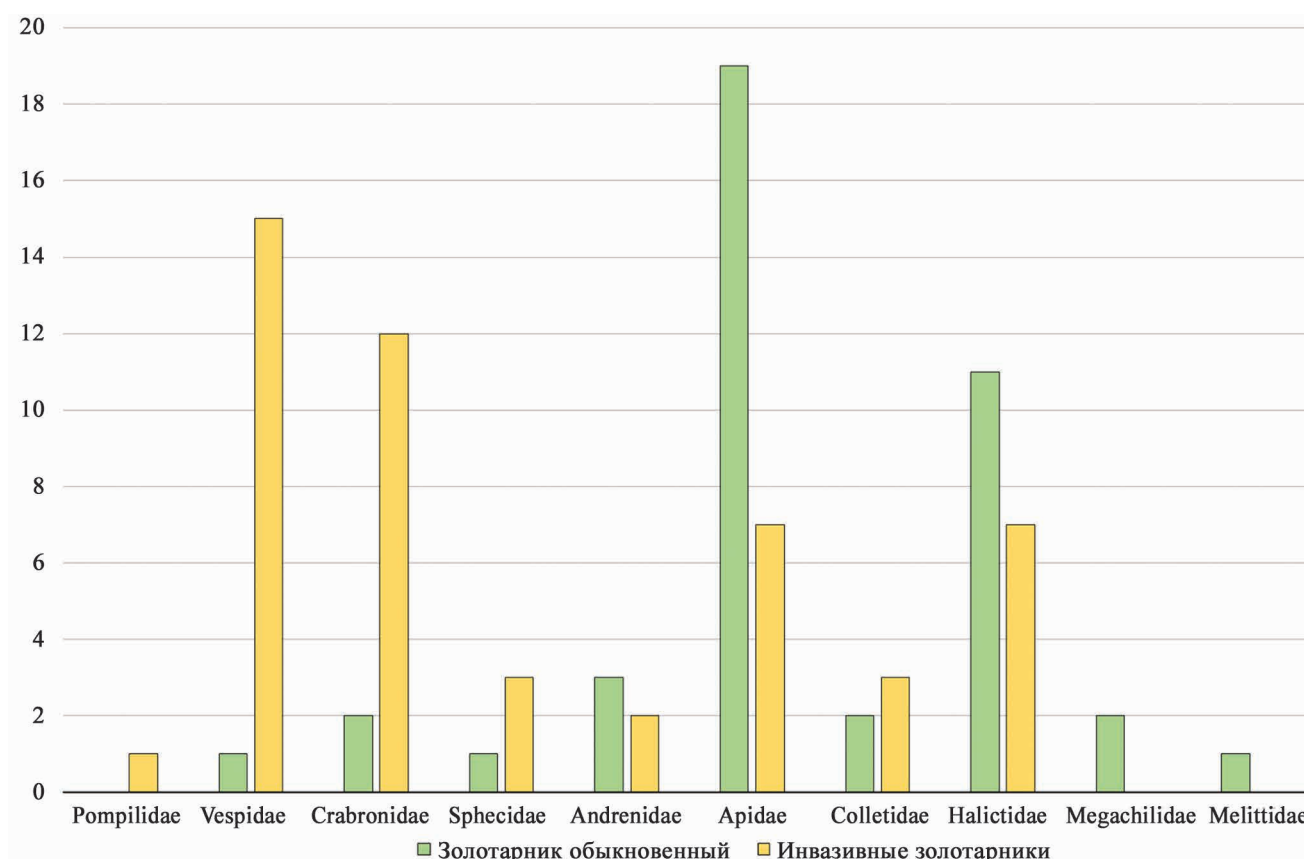


Рис. 4. Структура гильдий жалоносных перепончатокрылых – посетителей соцветий золотарников (*Solidago* L.) в условиях открытых биотопов Национального парка «Нарочанский»

Fig. 4. The structure of guilds of Aculeata visiting goldenrod (*Solidago* L.) inflorescence in open-field areas of Narochansky National Park

Из данных табл. 2 следует, что в составе исследуемых гильдий отсутствуют доминирующие виды (5 класс обилия), однако присутствуют массовые виды с высоким относительным обилием, что определяет достаточно высокие значения индексов доминирования.

В гильдии жалоносных перепончатокрылых – посетителей соцветий золотарника обыкновенного многочисленными видами (4 класс обилия) являются шмели *B. lucorum* и *B. (P.) bohemicus*. *B. lucorum* – широко распространенный на территории Беларуси вид, фуражирующий в различного типа биотопах. Вероятно, гнезда шмелей этого вида расположены вблизи участков, где произрастает золотарник обыкновенный, и их имаго, следуя правилу цветочной константности, предпочитают посещать соцветия *S. virgaurea*. Высокое относительное обилие шмеля-кукушки *B. (Ps.) bohemicus* можно объяснить тем, что это клептопаразит *B. lucorum*, и посещение соцветий золотарника обыкновенного определяется близостью мест гнездования.

В гильдии жалоносных перепончатокрылых – посетителей соцветий инвазивных золотарников многочисленными видами, принадлежащими к 4 классу обилия, являются два экологически сходных вида бумажных ос рода *Polistes* Latr.: *P. nimpha* и *P. dominula*. Это обычные для всей территории Беларуси особи [21]. Особенности экологии имаго *Polistes* дают возможность предполагать, что они используют заросли золотарников как для поиска пищи, так и во время охоты. Основной добычей этих бумажных ос в период выкармливания личинок являются мелкие насекомые, которые многочисленны на цветущих золотарниках, – на фоне желтых соцветий золотарников желтоокрашенные осы становятся менее заметными как для потенциальной добычи, так и хищников.

В гильдии жалоносных перепончатокрылых – посетителей золотарника обыкновенного отмечено 5 обычных видов (3 класс обилия), – это шмели *B. humilis*, *B. lapidarius*, *B. pratorum*, *B. terrestris* и шмель-кукушка *B. (P.) rupestris*. *B. lapidarius*, *B. terrestris*, а также *B. (P.) rupestris* обычны как для Поозерья, так и для территории Беларуси в целом [22; 23]. В работе (2011 г.) А. А. Лакотко отмечает [23], что на севере Белорусского Поозерья *B. pratorum* встречается нечасто в лесах и на верховых болотах, а *B. humilis* и вовсе редок, однако наши наблюдения показывают, что фуражирующие особи этих антофильных насекомых в период исследований были достаточно многочисленны. Следует отметить, что количество коллектированных особей *B. terrestris* в сборах посетителей соцветий золотарника обыкновенного предельно для соответствующего класса обилия и граничит с пороговым значением для следующего, что

может указывать на возможное доминирование этого вида в рассматриваемом сообществе в локальных местопроизрастаниях. Отдельные публикации (например, [24]) по сообществам посетителей других энтомофильных растений описывают для *B. terrestris* аналогичную ситуацию.

В составе гильдии жалоносных перепончатокрылых – посетителей соцветий инвазивных золотарников к обычным относятся 4 вида: *A. trifasciatus*, *Ph. triangulum*, *L. varipes* и *B. terrestris*. Следует отметить, что все особи *L. varipes* были собраны в одной точке (окрестности д. Володьки). Такое локальное обилие можно объяснить тем, что золотарники в этой местности произрастали на песчаном грунте, пригодном для построения гнезд различными видами рода *Lasioglossum* Curtis. *A. trifasciatus* и *Ph. triangulum* – широко распространенные на территории Беларуси оообразные [21]. Пищевое поведение имаго этих видов сходно с таковым представителей рода *Polistes*, что объясняет их многочисленность на соцветиях золотарников.

Остальные жалоносные перепончатокрылые в составе двух исследуемых гильдий относятся к группам малочисленных и единичных видов, однако количество регистрируемых особей имаго разных родов, семейств и даже надсемейств позволяет констатировать привлекательность золотарников в качестве дополнительного пищевого ресурса для широкого круга перепончатокрылых насекомых, следующих правилу цветочной константности [25]. Помимо этого большое количество единичных видов может объясняться тем, что место проведения сбора перепончатокрылых – обширные открытые пространства, и в ходе безвыборочного отлова антофилы были коллектированы в небольшом числе особей.

Исходя из полученных данных, которые визуализированы на рис. 4–7, соцветия инвазивных золотарников в большей мере посещают оообразные, в то время как золотарник обыкновенный – пчелиные. Относительные обилие и видовое богатство оообразных – посетителей соцветий золотарника обыкновенного составили 4 и 10 %, тогда как пчелиных – 96 и 90 % соответственно. Напротив, относительные обилие и видовое богатство оообразных – посетителей соцветий инвазивных золотарников составили 79 и 62 %, тогда как пчелиных – 21 и 38 % соответственно.

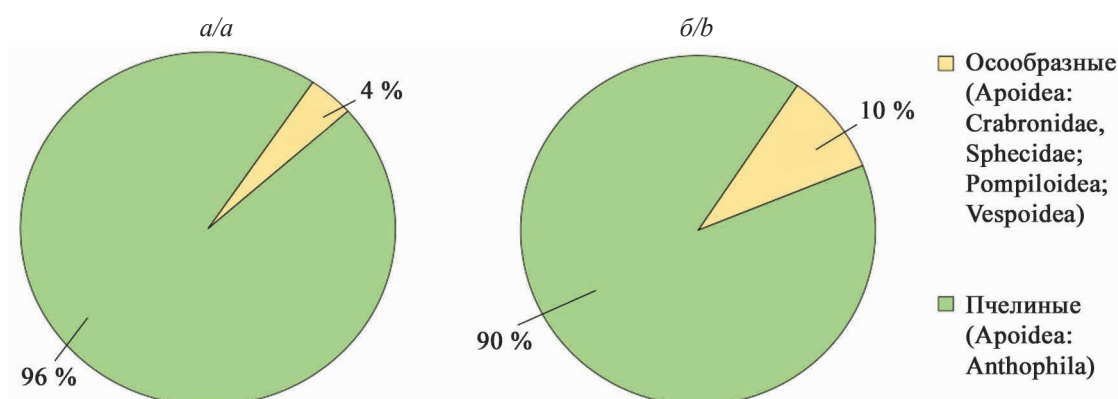


Рис. 5. Относительное обилие (а) и относительное видовое богатство (б) оообразных и пчелиных – посетителей соцветий золотарника обыкновенного (*Solidago virgaurea* L.) в условиях открытых биотопов Национального парка «Нарочанский»

Fig. 5. Relative abundance (a) and relative species richness (b) of Vespoidea s. l. and Apoidea visiting the European goldenrod (*Solidago virgaurea* L.) inflorescences in open-field areas in Narochansky National Park

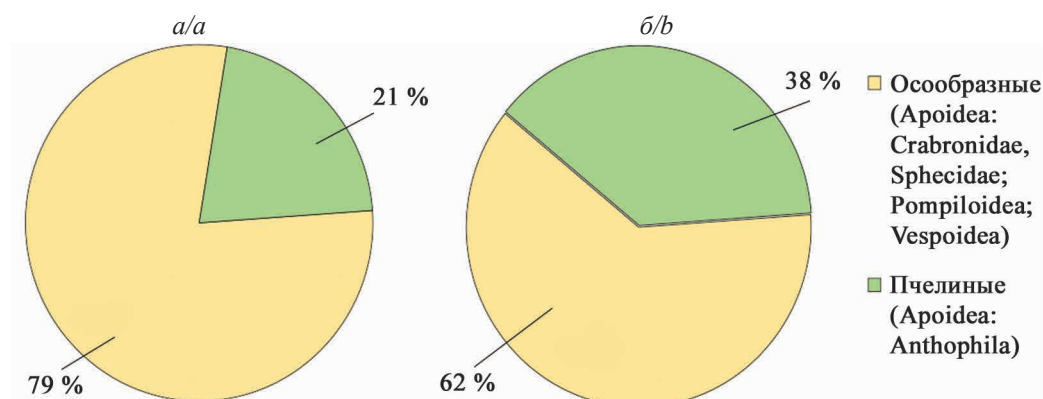


Рис. 6. Относительное обилие (а) и относительное видовое богатство (б) оообразных и пчелиных – посетителей соцветий инвазивных золотарников *Solidago canadensis* s. l. в условиях открытых биотопов Национального парка «Нарочанский»

Fig. 6. Relative abundance (a) and relative species richness (b) of Vespoidea s. l. and Apoidea visiting the alien goldenrod *Solidago canadensis* s. l. inflorescences in open-field areas in Narochansky National Park

Инвазивные золотарники формируют плотные заросли, обеспечивающие особым благоприятную среду для охоты, а также питания нектаром и пыльцой. Возможно, вследствие присутствия многочисленных хищных особей, пчелиные реже посещают соцветия инвазивных золотарников. Золотарник обыкновенный, произрастая вместе с другими растениями, в отличие от инвазивных золотарников не вытесняет их, а пчелиные здесь фуражируют на различных цветущих растениях, следуя своим трофическим предпочтениям, что повышает шанс случайного посещения золотарника обыкновенного олиго- и монолектами.

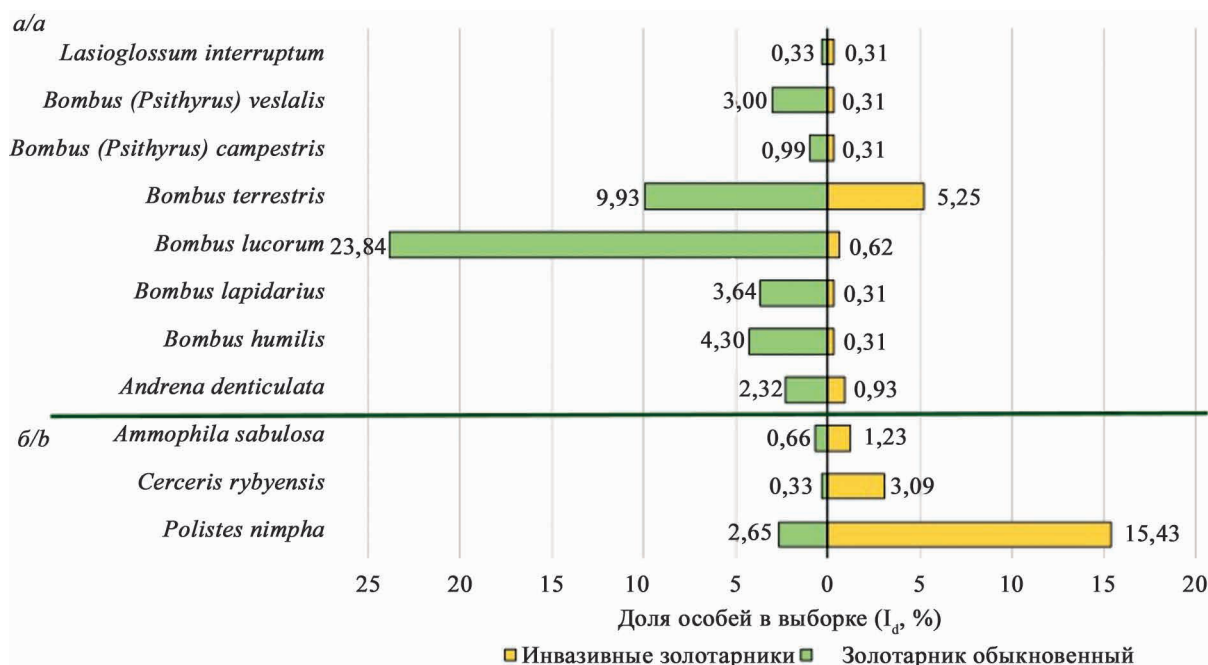


Рис. 7. Относительное обилие общих видов в составе сообществ посетителей соцветий золотарника обыкновенного (*Solidago virgaurea* L.) и инвазивных золотарников *Solidago canadensis* s.l. в условиях открытых биотопов Национального парка «Нарочанский» (а – пчелиные (Apoidea); б – ооообразные (Vespoidea s.l.))

Fig. 7. Relative abundance of the species that are present in both communities of Aculeata visiting the common goldenrod (*Solidago virgaurea* L.) and the alien goldenrods *Solidago canadensis* s.l. inflorescences in open-field areas in Narochansky National Park (a – Apoidea; b – Vespoidea s.l.)

Необходимо отметить, что имаго 11 видов перепончатокрылых (*P. nimpha*, *C. rybyensis*, *A. sabulosa*, *A. denticulata*, *B. humilis*, *B. lapidarius*, *B. lucorum*, *B. terrestris*, *B. (P.) campestris*, *B. (P.) vestalis*, *L. interruptum*) посещают оба вида золотарников, однако эти виды антофилов, как свидетельствуют результаты визуализации на рис. 7, в разных гильдиях относятся к разным классам обилия. Отмеченные виды ооообразных (*P. nimpha*, *C. rybyensis*, *A. sabulosa*) повсеместно обычны на территории Беларуси и, как уже указывалось ранее, строение соцветий золотарников позволяют им успешно охотиться и питаться на них. Все остальные виды являются либо широкими (*B. humilis*, *B. lapidarius*, *B. lucorum*, *B. terrestris*), либо узкими (*A. denticulata*, *L. interruptum*) полилектами, фуражирующих преимущественно на сложноцветных. *B. (P.) campestris* и *B. (P.) vestalis* паразитируют в гнездах других видов шмелей, в том числе и вышеперечисленных. Можно сделать предположение, что данные виды пчелиных в различных биотопах, где произрастают либо инвазивные золотарники, либо золотарник обыкновенный, фуражируют на любых присутствующих в рассматриваемом фитоценозе представителях рода *Solidago*.

Анализ экологической структуры рассмотренных гильдий в аспекте биотопической приуроченности входящих в них видов жалоносных перепончатокрылых затруднен вследствие недостаточной разработанности вопроса о принадлежности тех или иных пчелиных и, тем более, ооообразных к определенным экологическим группам, в частности, в аспекте биотопической приуроченности. Лишь для шмелей имеются подобные обобщения, причем, для Белорусского Поозерья [23]. Руководствуясь соответствующими данными А. А. Лакотко [23], представляется возможным выполнить анализ полученных данных: среди шмелей, выявленных в составе гильдий посетителей соцветий золотарников, 10 видов (*B. humilis*, *B. hypnorum*, *B. lapidarius*, *B. lucorum*, *B. pascuorum*, *B. soroensis*, *B. terrestris*, *B. (P.) barbutellus*, *B. (P.) bohemicus*, *B. (P.) vestalis*) принадлежат к эвритопным, 5 видов (*B. muscorum*, *B. semenoviellus*, *B. sylvarum*, *B. (P.) campestris*, *B. (P.) rupestris*) – луговым, 2 вида (*B. laesus*, *B. pratorum*) – лесным. Визуализация данных (рис. 8) позволяет наглядно продемонстрировать преобладание по видовому богатству эвритопных представителей рода.

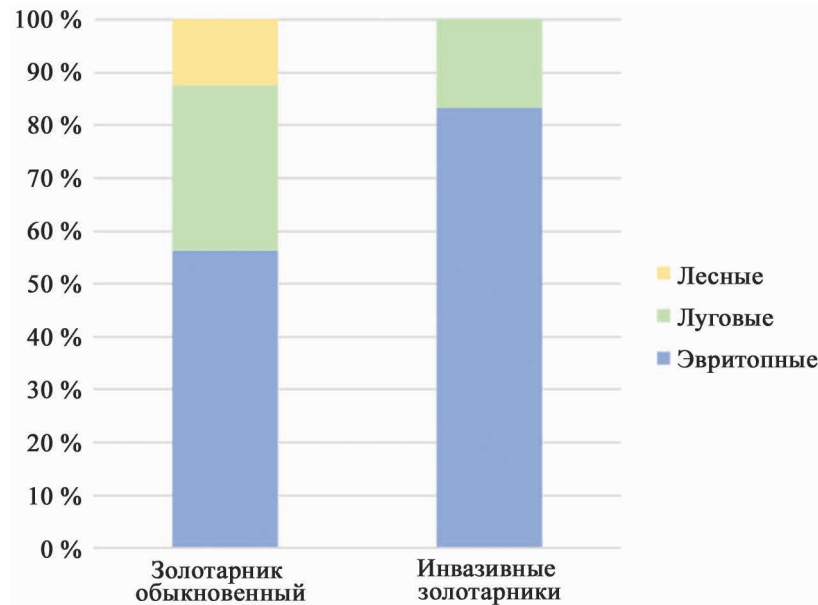


Рис. 8. Экологические группы шмелей в составе гильдий посетителей соцветий золотарников в условиях открытых биотопов Национального парка «Нарочанский»

Fig. 8. Ecological groups of bumblebees in the guilds of goldenrod inflorescence visitors in open-field areas in Narochansky National Park

Шмели, относимые к числу лесных, присутствуют только среди посетителей соцветий аборигенного золотарника, что вполне закономерно, поскольку светлые леса являются характерным местопроизрастанием данного представителя аборигенной фракции флоры Беларуси. Доля луговых видов невелика и выше среди посетителей соцветий золотарника обыкновенного, чем среди посетителей соцветий инвазивных золотарников. Таким образом, в составе сформировавшейся гильдии жалоносных перепончатокрылых – посетителей соцветий инвазивных золотарников среди шмелей преобладают эвритопные виды, характеризующиеся широким диапазоном экологической валентности.

Заключение

Выполненные в 2019–2021 гг. в открытых биотопах на территории Национального парка «Нарочанский» сборы антофильных насекомых позволили выявить для гильдии посетителей аборигенного золотарника обыкновенного (*Solidago virgaurea* L.) 42 вида, тогда как гильдии посетителей соцветий инвазивных золотарников *Solidago canadensis* L. s. l. – 50 видов жалоносных перепончатокрылых (Hymenoptera: Aculeata). Таксономические структуры гильдий различны: общих видов всего 11, среди посетителей соцветий инвазивных золотарников выше видовое богатство особобразных, тогда как соцветия золотарника обыкновенного посещают в основном пчелиные, что может объясняться как морфо-экологическими особенностями данных растений, так и различиями фуражировочной стратегии перепончатокрылых этих таксонов. В структуре гильдий отсутствуют доминантные виды. К числу массовых посетителей соцветий золотарника обыкновенного принадлежат шмель *Bombus lucorum* и его клептопаразит – шмель-кукушка *Bombus (Psithyrus) bohemicus*, тогда как посетителей соцветий инвазивных золотарников – повсеместно обычные в Беларуси осы рода *Polistes* Latr.: *Polistes nimpha* и *Polistes dominula*. Высказано предположение, что они используют заросли золотарников как для поиска пищи, так и для охоты, поскольку основной добычей этих бумажных ос в период выкармливания личинок являются мелкие насекомые, которые многочисленны на цветущих золотарниках, а на фоне желтых соцветий желтоокрашенные бумажные осы менее заметны как для потенциальной добычи, так и хищников.

Библиографические ссылки

1. Цвелев НН. Золотарник – *Solidago* L. Флора европейской части СССР: Покрытосеменные, двудольные. Том 7. Санкт-Петербург: [б. и.]; 1994. с. 176–179.
2. Semple JC, Cook RE. *Solidago* Linnaeus. In: *Flora of North America Editorial Committee. Flora of North America. Volume 20. Magnoliophyta: Asteridae. Part 2, Astereae and Senecioneae*. New York: Oxford University Press; 2006. 690 p.
3. Губанов ИА, Киселева КВ, Новиков ВС, Тихомиров ВН. *Иллюстрированный определитель растений Средней России. Том 3. Покрытосеменные (двудольные: раздельнолепестные)*. Москва: Товарищество научных изданий КМК; 2004. 520 с.

4. Тихомиров ВН, Скуратович АН. *Solidago L. – Золотарник. Определитель высших растений Беларуси*. Минск: [б. и.]; 1999. с. 301.
5. Дубовик ДВ. *Черная книга флоры Беларуси: чужеродные вредоносные растения*. Минск: Беларуская навука; 2020. 407 с.
6. Тихомиров ВН, Ровенская ИА. Внутри- и межпопуляционная изменчивость *Solidago canadensis* L. s.l. в Беларуси. *Журнал Белорусского государственного университета. Биология*. 2019;3:67–78. DOI: 10.33581/2521-1722-2019-3-67-78.
7. Dubovik DV, Skuratovich AN, Miller D. The invasiveness of *Solidago canadensis* in the reserve «Prilepsky» (Belarus). *Nature Conservation Research*. 2019;4(2):48–56. DOI: 10.24189/ncr.2019.013.
8. Sun S-G, Montgomery BR. Contrasting effects of plant invasion on pollination of two native species with similar morphologies. *Biological Invasions*. 2013;15:2165–2177. DOI: 10.1007/s10530-013-0440-0
9. Van Hengstum T, Hoofman DAP, Oostermeijer JGB, van Tienderen PH. Impact of plant invasions on local arthropod communities: a meta-analysis. *Journal of Ecology*. 2014;102:4–11. DOI: 10.1111/1365-2745.12176.
10. Груммо ДГ. *Растительность и биотопы Национального парка «Нарочанский» с картой наземной растительности (м. 1 : 60 000) и картой биотопов (м. 1 : 60 000)*. Минск: Колорград; 2017. 82 с.
11. Люштык ВС. Базы геоданных биоразнообразия флоры Национального парка «Нарочанский». В: *Проблемы сохранения биологического разнообразия и использования биологических ресурсов. Материалы III Международной научно-практической конференции, посвященной 110-летию со дня рождения академика Н. В. Смольского*. Минск: [б. и.]; 2015. с. 126–129.
12. Kajzer-Bonk J, Szpilyk D, Wojciechowski M. Invasive goldenrods affect abundance and diversity of grassland ant communities (Hymenoptera: Formicidae). *Journal of Insect Conservation*. 2016;20(1):99–105. DOI: 10.1007/s10841-016-9843-4.12.
13. Abhilasha D, Quintana N, Vivanco J, Joshi J. Do allelopathic compounds in invasive *Solidago canadensis* s. l. restrain the native European flora? *Journal of Ecology*. 2008;96:993–1001. DOI: 10.1111/j.1365-2745.2008.01413.x
14. Шмелев ВМ, Панкрушина АН. Особенности распространения инвазионных *Solidago* (Asteraceae) и их воздействие на природные виды. *Вестник Тверского государственного университета. Серия «Биология и экология»*. 2019;3(55):130–135. DOI: 10.26456/vtbio105.
15. Moron D. Wild pollinator communities are negatively affected by invasion of alien goldenrods in grassland landscapes. *Biological Conservation*. 2009;142:1322–1332. DOI: 10.1016/j.biocon.2008.12.036.
16. Пономарева АА. Надсемейство Apoidea. *Определитель насекомых Европейской части СССР. Т. 3. Перепончатокрылые. Часть I*. Москва, Ленинград: Наука; 1978. с. 279–519.
17. Gokcezaade J. *Feldbestimmungsschlüssel für die Hummeln Deutschlands, Österreichs und der Schweiz*. Leipzig: Quelle & Mayer; 2010. 48 p.
18. Тобиас ВИ. Надсемейство Vespoidea. *Определитель насекомых Европейской части СССР. Т. 3. Перепончатокрылые. Часть I*. Москва, Ленинград: Наука; 1978. с. 147–173.
19. Казенас ВЛ. *Роющие осы Казахстана и Средней Азии (Hymenoptera, Sphecidae)*. Определитель. Алма-Ата: Наука; 1978. 172 с.
20. Песенко ЮА. *Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях*. Москва: Наука; 1982. 288 с.
21. Шляхтенко АС. *Аннотированный каталог ос (Hymenoptera, Apocrita, Aculeata) Беларуси*. Минск: Беларуская навука; 2013. 259 с.
22. Прищепчик ОВ. *Фауна и экология пчелиных (Hymenoptera, Apoidea) Минской возвышенности*. Минск: БГПУ; 2000. 20 с.
23. Лакотко АА. *Шмели (Apidae, Bombus) Белорусского Поозерья*. В: *Биологическое разнообразие Белорусского Поозерья*. Витебск: [б. и.]; 2011. с. 197–209.
24. Herbertsson L, Khalaf R, Johnson K, Bygebjerg R, Blomqvist S, Persson AS. Long-term data shows increasing dominance of *Bombus terrestris* with climate warming. *Basic and Applied Ecology*. 2021;53:116–123. DOI: 10.1016/j.baae.2021.03.008.
25. Радченко ВГ, Песенко ЮА. *Биология пчел (Hymenoptera, Apoidea)*. Санкт-Петербург: Наука; 1994. 350 с.

References

1. Tzvelev NN. *Zolotarnik – Solidago L. Flora evropeiskoi chasti SSSR: Pokrytosemennye, dvudol'nye. Tom 7*. [Goldenrod – Solidago L. Flora of the European part of USSR. Angiosperms, dicotyledons. Volume 7]. Saint Petersburg: [publisher unknown]; 1994. p. 176–179. Russian.
2. Semple JC, Cook RE. *Solidago Linnaeus. In: Flora of North America Editorial Committee. Flora of North America. Volume 20. Magnoliophyta: Asteridae. Part 2, Asterales and Seneciales*. New York: Oxford University Press; 2006. 690 p.
3. Gubanov IA, Kiseleva KV, Novikov VS, Tikhomirov VN. *Ilyustrirovannyi opredelitel' rastenii Srednei Rossii. Tom 3. Pokrytosemennye (dvudol'nye: razdel'nolepestnye)*. [Illustrated identification key of plants of Central Russia. Volume 3. Angiosperms (dicotyledons: choripetalous)]. Moscow: KMK; 2004. 520 p. Russian.
4. Tikhomirov VN, Skuratovich AN. *Solidago L. – Zolotarnik. Opredelitel' vysshikh rastenii Belarusi* [Identification key for higher plants of Belarus]. Minsk: [publisher unknown]; 1999. p. 301 p. Russian.
5. Dubovik DV. *Chernaya kniga flory Belarusi: chuzherodnye vredonosnye rasteniya* [Black Book of the flora of Belarus: alien harmful plants]. Minsk: Belaruskaja navuka; 2020. 407 p. Russian.
6. Tikhomirov VN, Ravenskaya IA. [Intra- and interpopulation variability of *Solidago canadensis* L. s. l. in Belarus]. *Journal of the Belarusian State University. Biology*. 2019;3:67–78. DOI: 10.33581/2521-1722-2019-3-67-78. Russian.
7. Dubovik DV, Skuratovich AN, Miller D. The invasiveness of *Solidago canadensis* in the reserve «Prilepsky» (Belarus). *Nature Conservation Research*. 2019;4(2):48–56. DOI: 10.24189/ncr.2019.013.
8. Sun S-G, Montgomery BR. Contrasting effects of plant invasion on pollination of two native species with similar morphologies. *Biological Invasions*. 2013;15:2165–2177. DOI: 10.1007/s10530-013-0440-0
9. Van Hengstum T, Hoofman DAP, Oostermeijer JGB, van Tienderen PH. Impact of plant invasions on local arthropod communities: a meta-analysis. *Journal of Ecology*. 2014;102:4–11. DOI: 10.1111/1365-2745.12176.
10. Grummo DG. *Rastitel'nost' i biotopy Natsional'nogo parka «Narochanskii» s kartoi nazemnoi rastitel'nosti (m. 1 : 60 000) i kartoi biotopov (m. 1 : 60 000)* [Vegetation and biotopes of the National Park «Narochansky» with the Map of terrestrial vegetation (S. 1: 60000) and the Map of biotopes (S. 1: 60000)]. Minsk: Kolorgrad; 2017. 82 p. Russian.

11. Liushtik VS. *Bazy geodannykh bioraznoobraziya flory Natsional'nogo parka «Narochanskiy»* [Creating a geodatabase biodiversity of flora of the national park «Naroch»]. V: *Problemy sokhraneniya biologicheskogo raznoobraziya i ispol'zovaniya biologicheskikh resursov. Materialy III Mezhdunarodnoi nauchno-prakticheskoi konferentsii, posvyashchennoi 110-letiyu so dnya rozhdeniya akademika N. V. Smol'skogo*. [In: Problems of biodiversity reservation and use of biological resources. The III scientific international scientific and practical conference dedicated to 110th anniversary of academic N. V. Smolsky birthday]. Minsk: [publisher unknown]; 2015. p. 126–129. Russian.
12. Kajzer-Bonk J, Szpiłtyk D, Woyciechowski M. Invasive goldenrods affect abundance and diversity of grassland ant communities (Hymenoptera: Formicidae). *Journal of Insect Conservation*. 2016;20(1):99–105. DOI: 10.1007/s10841-016-9843-4.12.
13. Abhilasha D, Quintana N, Vivanco J, Joshi J. Do allelopathic compounds in invasive *Solidago canadensis* s. l. restrain the native European flora? *Journal of Ecology*. 2008;96:993–1001. DOI: 10.1111/j.1365-2745.2008.01413.x
14. Shmelev VM, Pankrushina AN. Spreading of invasive *Solidago* (Asteraceae) and their impact on native species. *Vestnik of Tver State University. Biology and ecology series*. 2019;3(55):130–135. DOI: 10.26456/vtbio105.
15. Moron D. Wild pollinator communities are negatively affected by invasion of alien goldenrods in grassland landscapes. *Biological Conservation*. 2009;142:1322–1332. DOI: 0.1016/j.biocon.2008.12.036. Russian.
16. Ponomareva AA. Superfamily Apoidea. *Opredelitel' nasekomykh Evropeiskoi chasti SSSR* [Identification key for insects of the European part of the USSR. Volume 3. Hymenoptera. Part 1]. Moscow; Leningrad: Nauka; 1978. p. 279–519. Russian.
17. Gokcezade J. *Feldbestimmungsschlüssel für die Hummeln Deutschlands, Österreichs und der Schweiz*. Leipzig: Quelle & Mayer; 2010. 48 p.
18. Tobias VI. Superfamily Vespoidea. *Opredelitel' nasekomykh Evropeiskoi chasti SSSR* [Identification key for insects of the European part of the USSR. Volume 3. Hymenoptera. Part 1]. Moscow; Leningrad: Nauka; 1978. p. 147–173. Russian.
19. Kazenas WL. *Royushchie osy Kazakhstana i Srednei Azii (Hymenoptera, Sphecidae)*. *Opredelitel* [The digger wasps of Kazakhstan and Middle Asia. The determinant]. Alma-Ata: Nauka; 1978. 172 p. Russian.
20. Pesenko YuA. *Printsipy i metody kolichestvennogo analiza v faunisticheskikh issledovaniyakh* [Principles and methods of quantitative analysis in faunistic research]. Moscow: Nauka; 1982. 288 p. Russian.
21. Shlyakhtenok AS. *Annotirovannyi katalog os (Hymenoptera, Apocrita, Aculeata) Belarusi* [Annotated catalogue of wasps (Hymenoptera, Apocrita, Aculeata) of Belarus]. Minsk: Belaruskaja navuka; 2013. 259 p. Russian.
22. Prishchepchik OV. *Fauna i ekologiya pchelinykh (Hymenoptera, Apoidea) Minskoi vozvyshennosti* [Fauna and ecology of Apoidea of Minsk elevation]. Minsk: BGPU; 2000. 20 p. Russian.
23. Lakotko AA. Bumblebees (Apidae, Bombus) of the Belarusian Lakeland. In: *Biologicheskoe raznoobraziye Belorusskogo Poozer'ya* [Biological diversity of the Belarusian Lakeland]. Vitebsk: [publisher unknown]; 2011. p. 197–209. Russian.
24. Herbertsson L, Khalaf R, Johnson K, Bygebjerg R, Blomqvist S, Persson AS. Long-term data shows increasing dominance of *Bombus terrestris* with climate warming. *Basic and Applied Ecology*. 2021;53:116–123. DOI: 10.1016/j.baae.2021.03.008.
25. Radchenko VG, Pesenko YuA. *Biology of bees (Hymenoptera, Apoidea)* [Biologiya pchel (Hymenoptera, Apoidea)]. Saint Petersburg: Nauka; 1994. 350 p. Russian.

Статья поступила в редколлегию 27.05.2022.
Received by editorial board 27.05.2022.

УДК 574.24

ХАРАКТЕРИСТИКА ИЗМЕНЧИВОСТИ МОРФОФИЗИОЛОГИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ РЯСКИ МАЛОЙ (*LEMNA MINOR*) В УСЛОВИЯХ КУЛЬТИВИРОВАНИЯ С ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ

Е. П. ЖИВИЦКАЯ¹⁾, А. Г. СЫСА¹⁾, И. Э. БУЧЕНКОВ¹⁾, Е. К. ВЛАСЕНКО²⁾

¹⁾Международный государственный экологический институт им. А. Д. Сахарова,
Белорусский государственный университет,
ул. Долгобродская, 23/1, 220070, г. Минск, Беларусь

²⁾Научно-практический центр ЛОТИОС,
ул. Змитрака Бядули, 10-212, 220034, г. Минск, Беларусь

В работе научно обосновано использования ряски малой *Lemna minor* в качестве тест-объекта для целей экологического мониторинга при загрязнении катионами меди (II), железа (II), свинца и цинка. Исследовано влияние катионов металлов в диапазоне концентраций от 0,1 до 10,0 мг/л на удельную скорость роста и динамику изменения общей площади листовых пластинок (фрондов) пресноводных растений ряски малой. Показано, что в области концентраций катионов Cu^{2+} и Fe^{2+} 0,1–0,25 мг/мл скорость роста ряски не отличалась от контрольных растений, в то время как катионы цинка и свинца оказывали 17,3- и 30%-ный ингибиторный эффект соответственно. Анализ кривых изменения удельной скорости роста растений в области концентраций 0,5–2,5 мг/л свидетельствует, что эффективность ингибирующего действия на рост ряски малой снижалась в ряду $\text{Zn}^{2+} > \text{Pb}^{2+} > \text{Fe}^{2+} > \text{Cu}^{2+}$, что также подтвердилось данными по динамике снижения отношений средних площадей фрондов до и через 7 дней культивирования. Результаты работы показывают, что ряска малая (*Lemna minor*) может быть использована в биоиндикационных мероприятиях в отношении содержания элементов группы тяжелых металлов (меди (II), железа (II), свинца и цинка) в водных объектах.

Ключевые слова: гидробионты; биоиндикация; токсичность; экологический мониторинг; удельная скорость роста.

Благодарность. Работа выполнена при финансовой поддержке и в рамках проекта 10.3.05.09 ГПНИ «Природные ресурсы и окружающая среда» подпрограмма 3 «Радиация и биологические системы» на 2021–2025 годы (№ ГР 20211863).

Образец цитирования:

Живицкая ЕП, Сыса АГ, Бученков ИЭ, Власенко ЕК. Характеристика изменчивости морфофизиологических показателей ряски малой (*Lemna minor*) в условиях культивирования с тяжелыми металлами. Журнал Белорусского государственного университета. Экология. 2022;3:26–32. <https://doi.org/10.46646/2521-683X/2022-3-26-32>

For citation:

Zhyvitskaya EP, Sysa AG, Butchenkow IE, Vlasenko EK. Characteristics of variability of morpho-physiological parameters of lesser duckweed (*Lemna minor*) under heavy metals cultivation. Journal of the Belarusian State University. Ecology. 2022;3:26–32. Russian. <https://doi.org/10.46646/2521-683X/2022-3-26-32>

Авторы:

Елена Петровна Живицкая – старший преподаватель кафедры экологической медицины и радиобиологии.

Алексей Григорьевич Сыса – кандидат химических наук, доцент; декан факультета экологической медицины.

Игорь Эдуардович Бученков – кандидат биологических наук, доцент; доцент кафедры общей биологии и генетики.

Евгений Константинович Власенко – кандидат биологических наук; заведующий отделом экспериментальной медицины и фармации.

Authors:

Alena P. Zhyvitskaya, senior lecturer at the department of environmental medicine and radiobiology.

alena.zhyvitskaya@gmail.com

Aliaksei G. Sysa, PhD (chemistry), docent; dean of the environmental medicine faculty.

aliaksei.sysa@iseu.by

Igor E. Butchenkov, PhD (agriculture), docent; associate professor at the department of general biology and genetics, environmental medicine faculty.

butchenkow@mail.ru

Evgenii K. Vlasenko, PhD (toxicology); head of the department of experimental medicine and pharmacy.

evgenii_vlasenko@mail.ru

CHARACTERISTICS OF VARIABILITY OF MORPHOPHYSIOLOGICAL PARAMETERS OF LESSER DUCKWEED (*LEMNA MINOR*) UNDER HEAVY METALS CULTIVATION

E. P. ZHYVITSKAYA^a, A. G. SYSA^a, I. E. BUTCHENKOW^a, E. K. VLASENKO^b

^aInternational Sakharov Environmental Institute, Belarusian State University,
23/1 Daŭhabrodskaja Street, Minsk 220070, Belarus

^bScientific and practical center LOTIOS,
10-212 Zmitraka Byaduli Street, Minsk 220034, Belarus
Corresponding author: A. Sysa (aliaksei.sysa@iseu.by)

It was shown scientifically substantiated the use of the lesser duckweed (*Lemna minor* L.) as a test object for environmental monitoring purposes when contaminated with copper (II), iron (II), lead and zinc cations. The influence of metal cations in the concentration range from 0.1 to 10.0 mg/l on the specific growth rate and dynamics of changes in the total area of leaf blades (fronds) of freshwater duckweed plants has been studied. It was shown that in the concentration range of Cu^{2+} and Fe^{2+} cations of 0.1–0.25 mg/ml, the growth rate of duckweed did not differ from control plants, while zinc and lead cations had a 17.3 % and 30 % inhibitory effect, respectively. Analysis of the curves of changes in the specific rate of algae growth in the concentration range of 0.5–2.5 mg/l showed that the effectiveness of the inhibitory effect on the growth of duckweed decreased in the series $\text{Zn}^{2+} > \text{Pb}^{2+} > \text{Fe}^{2+} > \text{Cu}^{2+}$, which was also confirmed by data on the dynamics of the decrease in the average frond areas before and 7 days after cultivation. The results of the work show that the small duckweed (*Lemna minor*) can be used in bioindication measures regarding the content of elements of the group of heavy metals (copper (II), iron (II), lead and zinc) in water bodies.

Keywords: hydrobionts; bioindication; toxicity; environmental monitoring; specific growth rate.

Acknowledgements. This work was supported by Ministry of Education of the Republic of Belarus (project 10.3.05.09 SPSR «Natural resources and environment» subprogram 3 «Radiation and biological systems» for 2021–2025 (No. SR 20211863).

Введение

В условиях глобального антропогенного воздействия на водоемы возрастает необходимость изучения соотношения природных и антропогенных факторов в развитии их экосистем. В этом плане перспективность исследования речных экосистем (как накапливающих элементов ландшафта) определяется тем, что их изменение служит показателем антропогенной нагрузки и на территорию в целом.

Малая предсказуемость антропогенного воздействия вследствие нелинейности системных процессов при определении степени нарушения природного лимногенеза требует изучения изменений разных звеньев экосистем. При этом важно учитывать неоднозначность отклика последних, которая связана с разнообразием характеристик водоемов, их взаимодействием с водосборами, влиянием ландшафта и климата. Наряду с описанием изменения структурно-функциональных характеристик сообществ, необходимо установление регуляторных механизмов для выявления устойчивости экосистем и прогноза их развития [1].

Без адекватных знаний о функционировании гидробионтов нельзя решить главную задачу гидроэкологии: научиться управлять водными экосистемами. Не вызывает сомнений, что биоиндикационные исследования в рамках гидроэкологического мониторинга должны носить системный характер и быть одной из приоритетных областей водной экологии.

Наблюдаемый подъем в области изучения экологического состояния водоемов и водотоков методами биоиндикации с использованием донных сообществ в значительной степени связан с необходимостью решения практических задач, касающихся защиты и сохранения экологических систем континентальных водоемов и в значительной степени обусловлен успехами развития действенной теории функционирования экологических систем [2]. Однако реализация теоретических предпосылок функционирования при изучении проточных гидроэкосистем до настоящего времени затруднена в связи с отсутствием надежных сведений по экологии отдельных видов и групп животных, которые могут оказывать значительное влияние на функциональные характеристики надорганизменных систем [3]. Необходимо постоянное накопление информации, ее анализ и синтез, в процессе которых структурно-функциональные особенности биоценозов и их биоиндикационные качества приводятся в соответствие друг с другом. Поиск и использование информативных компонентов при оценке экологического состояния водотоков является весьма актуальной задачей.

Экологические исследования поверхностных вод в последние десятилетия переживают пору расцвета: стремительно накапливаются гидроэкологические знания, создаются новые направления исследований. Одной из важных задач в высокоиндустриальных районах является определение критических уровней антропогенной нагрузки на водотоки. Однако отсутствие постоянного контроля за гидроэкологическим

состоянием водоемов и водотоков существенно затрудняет возможности экологических исследований в плане оценки соотношения между интенсивностью антропогенной нагрузки и реакцией водной экосистемы.

Экологические исследования пресноводных сообществ зачастую носят скорее описательный, чем объяснительный характер в исследованиях, связанных с проблемами загрязнения рек, что вызвано их разнообразием и динамичной системой. Чтобы добиться адекватных данных при изучении водотоков необходимо предложить способы комплексной оценки состояния водных экосистем на основании гидрохимических и гидробиологических показателей, которые позволят количественно оценить состояние водотока или участка реки и ранжировать критические уровни антропогенных нагрузок на экосистему¹.

Биоиндикация – активно развивающаяся в современной экологии область научных исследований. В большинстве случаев целью применения различных индикаторов и индексов является оценка экологического состояния водных объектов; они используются и для принятия решений по обеспечению устойчивого развития территорий, регионов, экосистем разного масштаба. Изучение состава живых организмов водоема позволяет быстро установить его санитарное состояние, определить степень и характер загрязнения и пути его распространения в водоеме, а также дать количественную характеристику протекания процессов естественного самоочищения.

Различные виды живых существ показывают, чем загрязнена окружающая среда. Объектами-индикаторами могут быть фито- и зоопланктон, бентос, макрофиты, рыбы и др. Получены научные данные о том, что повышенное содержание в воде различных токсикантов приводит к массовым нарушениям эмбрионального и личиночного развития, появлению многочисленных уродств. У молоди рыб нередко развиваются опухоли и нарушение отдельных органов (печень, мозг, жаберный аппарат и др.). Кроме того, в одном и том же водоеме могут быть акватории с неблагоприятными условиями для гидробионтов [4].

Как показывает многолетняя практика при токсикологической оценке водных систем обязательными являются эксперименты на тест-объекте ряска малая (*Lemna minor* L.) [5].

Произрастает ряска малая в большинстве стоячих водоемов на территории всей страны с различным уровнем загрязнения. Различные виды ряски имеют исключительную способность захватывать и аккумулировать тяжелые металлы, металлоиды, превосходя в этом плане водоросли и другие макрофиты [6].

Цель исследования: рассмотреть особенности использования водных макрофитов (на примере ряски малой (*Lemna minor*)) в биоиндикационных мероприятиях в отношении содержания элементов группы тяжелых металлов (меди (II), железа (II), свинца и цинка) в водных объектах.

Материалы и методы исследования

Оценка влияния исследуемых веществ на ряску *L. minor*. Материалом для работы послужили растения *Lemna minor*, собранные в период 30.05.2022–05.06.2022 гг. из пресноводного водоема (Волковичское водохранилище) в окрестностях города Минска. Вид определен согласно его морфологии [7].

Испытания на ингибирование роста пресноводных растений ряски малой (*Lemna minor*) катионами меди (II), железа (II), свинца и цинка диапазоне концентраций от 0,1 до 10,0 мг/л проводили согласно межгосударственного стандарта ГОСТ 32426–2013². Для приготовления растворов использовали соли: $\text{Pb}(\text{CH}_3\text{COO})_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$, $\text{ZnCl}_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$, $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, $\text{FeSO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$.

Для выращивания растений использовалась водопроводная дехлорированная (отстоянная) вода объемом 100 см³ в цилиндрических сосудах объемом 250 см³. В каждый такой сосуд с разведением исследуемых соединений помещали десять растений ряски с одной развитой и одной развивающейся лопастью по три повторности для каждого разведения и шесть повторностей для контроля. Растения культивировали в лабораторных условиях при искусственном освещении (11-часовом световом дне, освещенность 1000 лк) при температуре 24 °С в течение семи суток. Контролем служила дехлорированная водопроводная вода [8].

Показателями токсичности в опыте служили удельная скорость роста (темп роста) и общая площадь пластинок ряски.

Средняя удельная скорость роста (темп роста)² рассчитывается как логарифметрическое увеличение темпа роста – количества фрондов для каждой параллели опытных и контрольных групп [9]:

$$\mu_{i-j} = \frac{\ln N_j - \ln N_i}{t}, \quad (1)$$

где μ_{i-j} – средняя удельная скорость роста от времени i до времени j ;

N_j – переменная теста в опыте во время j ;

¹Национальная система мониторинга окружающей среды в Республике Беларусь: результаты наблюдений, 2020 год [Электронный ресурс]. URL: <http://www.nsmos.by/content/777.html> (дата обращения: 05.07.2022).

²ГОСТ 32426-2013. Методы испытаний химической продукции, представляющей опасность для окружающей среды. Испытание ряски на угнетение роста. [Электронный ресурс]. Кодекс. Электронный фонд правовой и нормативно-технической документации. URL: <http://docs.cntd.ru/document/1200107387> (дата обращения: 05.07.2022 г.).

N_i – переменная теста в контроле во время i ;
 t – период времени от i до j .

Расчет площади фронда (пластинок ряски) проводили по фотографиям, изображения проанализированы с помощью программного обеспечения *Image J* («NIH», USA).

Статистический анализ. Для построения моделей доза-эффект в настоящей работе использована лог-логистическая модель с четырьмя параметрами (b , c , d , e) LL.4 библиотеки *dgm* в среде статистических вычислений R (GraphPad Software, Inc.), которая имеет вид:

$$\varphi(x) = c + \frac{d-c}{1 + e^{b(\log x - \log e)}} \quad (2)$$

Оцениваемые параметры моделей имеют вполне определенный физический смысл. В частности, для логистической модели:

- параметры c и d определяют нижнюю и верхнюю горизонтальные асимптоты сигмоидной кривой;
- e соответствует положению точки перегиба;
- b – коэффициенту угла наклона в области переходного состояния.

Подгонка параметров моделей к анализируемым эмпирическим данным осуществлялась с использованием метода наименьших квадратов с учетом специально подбираемых весовых коэффициентов.

Статистический анализ оцениваемых параметров проводился с использованием t -критерия Стьюдента, с помощью которого проверялась гипотеза о равенстве каждого коэффициента нулю и рассчитывались p -значения, определяющие достигнутый уровень значимости. Проверка статистической значимости модели в целом осуществлялась путем ее сравнения с моделью простой линейной регрессии, имеющей нулевой коэффициент наклона (горизонтальная линия регрессии соответствует отсутствию зависимости доза-эффект).

Результаты исследования и их обсуждение

Угнетение скорости роста – основной параметр, используемый при тестировании воды на токсичность, при этом рекомендуемая продолжительность воздействия – 7 дней. Результаты исследований приведены на рис. 1.

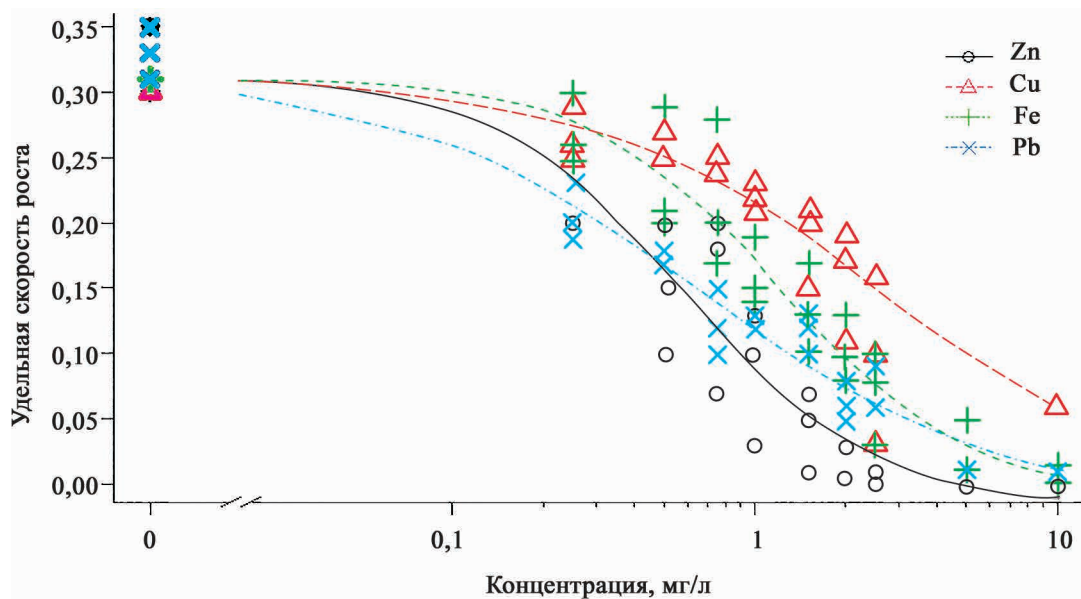


Рис. 1. Динамика средней удельной скорости роста ряски малой (*Lemna minor*) в зависимости от концентрации изученных катионов по итогам семидневного культивирования после воздействия

Fig. 1. Lesser duckweed (*Lemna minor*) average specific growth rate dynamics in dependence on the concentration of metal cations after 7 days of exposure

Как следует из данных, представленных на рис. 1, все исследованные катионы в исследуемом диапазоне концентраций (от 0,1 до 10,0 мг/л) приводят к снижению скорости роста ряски малой на 87–94 % по сравнению с контролем. Через 7 дней после культивирования в среде, содержащей 0,25 мг/мл Cu^{2+} или Fe^{2+} скорость роста ряски не отличалась от контрольных растений. В диапазоне концентраций 0,5–2,0 мг/мл происходило значительное снижение средней удельной скорости роста: на 51 % в случае катионов меди (II) и на 79 % в случае катионов железа (II).

Катионы свинца и цинка оказывали более выраженный эффект на скорость роста ряски малой. Так, уже при концентрации ионов 0,25 мг/мл наблюдалось снижение на 17,3 % скорости роста в случае ионов цинка и 30 % – в случае ионов свинца. В диапазоне концентраций 0,5–2,0 мг/мл катионы Zn^{2+} практически полностью подавляли рост ряски малой (94 %), а ионы Pb^{2+} – на 83,7 %.

Статистический анализ значимости оцененных параметров модели для исследуемых соединений по t -критерию представлен в таблице.

Оценка параметров модели влияния катионов меди (II), железа (II), свинца и цинка на скорость роста ряски малой (*Lemna minor*)

Estimation of the parameters of the model of the influence of copper (II), iron (II), lead and zinc cations on the growth rate of the lesser duckweed (*Lemna minor*)

Параметр	Оценка (мг/л)	Ст. ошибка	t -критерий	p -значение
b : наклон области перегиба (Cu^{2+})	0,9	0,19	4,7974	$5,08 \cdot 10^{-6***}$
b : наклон области перегиба (Fe^{2+})	1,32	0,30	4,4603	$1,98 \cdot 10^{-5***}$
b : наклон области перегиба (Pb^{2+})	0,88	0,21	4,2904	$3,85 \cdot 10^{-5***}$
b : наклон области перегиба (Zn^{2+})	1,39	0,36	3,9068	$1,62 \cdot 10^{-4***}$
c : нижний предел	–0,02	0,02	–0,7799	0,44
d : верхний предел	0,32	0,01	22,5024	$< 2,2 \cdot 10^{-16***}$
e : ED_{50} (Cu^{2+})	2,54	0,62	4,0873	$8,32 \cdot 10^{-5***}$
e : ED_{50} (Fe^{2+})	1,24	0,22	5,7380	$8,56 \cdot 10^{-8***}$
e : ED_{50} (Pb^{2+})	0,66	0,17	3,9449	$1,41 \cdot 10^{-4***}$
e : ED_{50} (Zn^{2+})	0,58	0,10	5,6052	$1,56 \cdot 10^{-7***}$

Примечание. Уровень значимости *** – $p < 0,001$.

Установлено, что коэффициенты наклона (b), верхнего предела (d), а также значений ED_{50} статистически значимы для всех изученных катионов. Зависимость скорости роста от концентрации катионов на 7-й день описываются уравнениями:

1) для иона Cu^{2+} :

$$\text{удельная скорость роста} = -0,02 + \frac{0,32 + 0,02}{1 + e^{0,90 \cdot (\log C(\frac{мг}{л}) - \log 2,54)}};$$

2) для катиона Fe^{2+} :

$$\text{удельная скорость роста} = -0,02 + \frac{0,32 + 0,02}{1 + e^{1,32 \cdot (\log C(\frac{мг}{л}) - \log 1,24)}};$$

3) для иона Pb^{2+} :

$$\text{удельная скорость роста} = -0,02 + \frac{0,32 + 0,02}{1 + e^{0,88 \cdot (\log C(\frac{мг}{л}) - \log 0,66)}};$$

4) для катиона Zn^{2+} :

$$\text{удельная скорость роста} = -0,02 + \frac{0,32 + 0,02}{1 + e^{1,39 \cdot (\log C(\frac{мг}{л}) - \log 0,58)}}.$$

Характер кривых изменения удельной скорости роста ряски в области концентраций 0,5–2,5 мг/л свидетельствует о том, что эффективность ингибирующего действия на рост ряски малой снижается в ряду $Zn^{2+} > Pb^{2+} > Fe^{2+} > Cu^{2+}$. Это подтверждается рассчитанными значениями ED_{50} : $ED_{50} Zn^{2+}$ (0,58 мг/л) $\approx$ $ED_{50} Pb^{2+}$ (0,66 мг/л) $<$ $ED_{50} Fe^{2+}$ (1,24 мг/л) $<$ $ED_{50} Cu^{2+}$ (2,54 мг/л).

Измерение удельной скорости роста после 7 дней после культивирования с катионами металлов в диапазоне концентраций 2,5–10,0 мг/л было крайне затруднено, так как в отдельных случаях наблюдалось значительное сокращение площади вновь появляющихся фрондов. Поэтому следующим параметром, который важен при оценке последствий действия катионов меди (II), железа (II), свинца и цинка на ряску малую, является общая площадь фрондов (рис. 2).

После семидневного воздействия катионов свинца и цинка в концентрациях свыше 0,5 мг/мл, а катионов меди (II) и железа (II) в концентрациях свыше 0,75 мг/л дней отмечается сокращение площади фрондов (рис. 2). При этом 50-процентное снижение площадей фрондов ряски малой наблюдалось при семидневном культивировании в присутствии концентрации катионов цинка (0,75 мг/л), свинца (1,0 мг/л),

железа (II) (2,0 мг/л), а также меди (II) (2,5 мг/л), что полностью коррелирует с данными, полученными при анализе удельной скорости роста.

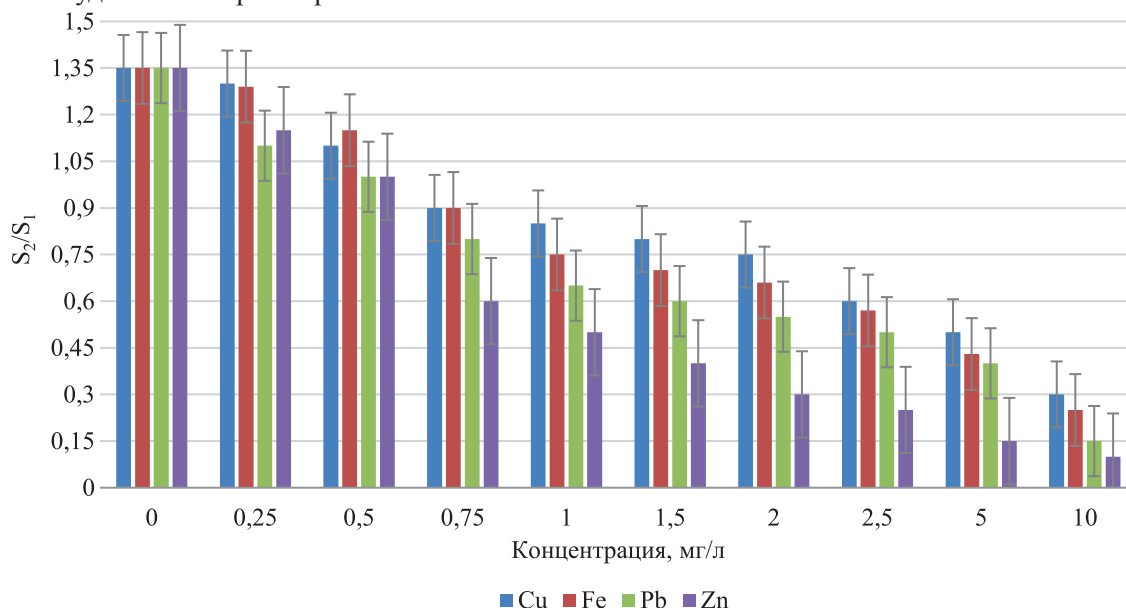


Рис. 2. Отношение средних значений площадей фрондов ряски малой (*Lemna minor*) до и через 7 дней культивирования (S_1 – площадь фрондов до культивирования, S_2 – площадь фрондов после культивирования)

Fig. 2. Ratio of average frond areas of the lesser duckweed (*Lemna minor*) before and after 7 days of cultivation (S_1 – frond area before cultivation, S_2 – frond area after cultivation)

Заключение

В работе исследовалось влияние катионов меди (II), железа (II), свинца и цинка на лабораторную культуру ряски малой *Lemna minor* по показателям стандартных тестов. При этом выявлено, что:

1) все исследованные катионы в исследуемом диапазоне концентраций (от 0,1 до 10,0 мг/л) приводили к снижению скорости роста ряски малой на 87–94 % по сравнению с контролем;

2) характер кривых изменения удельной скорости роста ряски в области концентраций 0,5–2,5 мг/л свидетельствует о том, что эффективность ингибирующего действия на рост ряски малой снижается в ряду $Zn^{2+} > Pb^{2+} > Fe^{2+} > Cu^{2+}$;

3) После семидневного воздействия катионов свинца и цинка в концентрациях свыше 0,5 мг/мл, а катионов меди (II) и железа (II) в концентрациях свыше 0,75 мг/л через 7 дней отмечалось сокращение площади фрондов ряски.

Результаты работы показывают, что ряска малая (*Lemna minor*) может быть использована в биоиндикационных мероприятиях в отношении содержания элементов группы тяжелых металлов (меди (II), железа (II), свинца и цинка) в водных объектах.

Библиографические ссылки

1. Баринова СС, Медведева ЛА, Анисимова ОВ. Биоразнообразие водорослей – индикаторов окружающей среды. Тель-Авив: [б. н.]; 2006. 498 с.
2. Зверькова ЮС. Экологическая оценка реки Днепр (в пределах Смоленской области) по комплексу гидрохимических и гидробиологических показателей [автореферат диссертации]. Смоленск: СГУ; 2011. 26 с.
3. Бухарин ОВ, Розенберг ГС, редакторы. Биоиндикация экологического состояния равнинных рек. Москва: Наука; 2007. 403 с.
4. Головатюк ЛВ. Макрозообентос равнинных рек бассейна Нижней Волги как показатель их экологического состояния (на примере р. Сок и ее притоков) [автореферат диссертации]. Тольятти: [б. н.]; 2005.
5. Петракова ЕА. Поглотительная способность макрофитов в отношении групп тяжелых металлов. В: Донецкие чтения 2016. Образование, наука и вызовы современности: Материалы I Международной научной конференции (16–18 мая 2016 г.). Том 1. Физико-математические, технические науки и экология. Ростов-на-Дону: Издательство Южного федерального университета; 2016. с. 282–285.
6. Раимбеков КТ. Использование макрофитов для доочистки городских сточных вод. Инновации в науке. 2017;4(65):8–10.
7. Губанов ИА, и др. *Lemna minor* L. – Ряска маленькая. В: Иллюстрированный определитель растений Средней России. В 3 томах. Москва: КМК; 2002. Том 1. Папоротники, хвощи, плауны, голосеменные, покрытосеменные (однодольные). с. 409.
8. Жмур НС. Экотоксикологический контроль. Приемы исследования и лабораторная практика. Москва: Издательство «АК-ВАРОС»; 2018. 472 с.
9. OECD Guidelines for the testing chemicals. *Lemna* sp. Growth Inhibition Test. Organisation for Economic Co-operation and Development. Paris: [publisher unknown]; 2006.

References

1. Barinova SS, Medvedeva LA, Anisimova OV. *Bioraznoobraziye vodorosley – indikatorov okruzhayushchey sredy* [Biodiversity of algae – indicators of the environment]. Tel Aviv: [publisher unknown]; 2006. 498 p. Russian.
2. Zverkova JuS. *Ekologicheskaya otsenka reki Dnepr (v predelakh Smolenskoj oblasti) po kompleksu gidrokhimicheskikh i gidrobiologicheskikh pokazateley* [Ecological assessment of the Dnieper river (within the Smolensk region) on the complex of hydrochemical and hydrobiological indicators] [PhD thesis]. Smolensk: SSU; 2011. 26 p. Russian.
3. Buharin OV, Rozenberg GS, editors. *Bioindikatsiya ekologicheskogo sostoyaniya ravninnykh rek* [Bioindication of the ecological state of lowland rivers]. Moscow: Nauka; 2007. 403 p. Russian.
4. Golovatjuk LV. *Makrozoobentos ravninnykh rek bassejna Nizhney Volgi kak pokazatel' ikh ekologicheskogo sostoyaniya (na primere r. Sok i yeye pritokov)* [Macrozoobenthos of lowland rivers of the Lower Volga basin as an indicator of their ecological state (on the example of R. Sok and its tributaries)] [PhD thesis]. Togliatti: [publisher unknown]; 2005. Russian.
5. Petrakova EA. Absorption capacity of macrophytes in relation to groups of heavy metals. In: *Donetskiye chteniya 2016. Obrazovaniye, nauka i vyzovy sovremennosti: Materialy I Mezhdunarodnoy nauchnoy konferentsii (16–18 maya 2016 g.). Tom 1. Fiziko-matematicheskkiye, tekhnicheskkiye nauki i ekologiya* [Donetsk readings 2016. Education, science and challenges of our time: Materialy I International Scientific Conference (2016 May 16–18). Volume 1. Physical and mathematical, technical sciences and ecology]. Rostov-na-Donu: Publishing House of the Southern Federal University; 2016. p. 282–285. Russian.
6. Raimbekov KT. The use of macrophytes for the post-treatment of urban wastewater. *Innovatsii v nauke* [Innovations in Science]. 2017;4(65):8–10. Russian.
7. Gubanov IA, et al. *Lemna minor* L. – Small duckweed. In: Illustrated determinant of plants of Central Russia. In 3 volumes. Moscow: KMK; 2002. Volume 1. Ferns, horsetails, plauns, gymnosperms, angiosperms (monocotyledons). p. 409. Russian.
8. Zhmur NS. *Ekotoksikologicheskiiy kontrol'. Priyemy issledovaniya i laboratornaya praktika* [Ecotoxicological control. Methods of research and laboratory practice]. Moscow: Publishing house AKVAROS; 2018. 472 p. Russian.
9. OECD Guidelines for the testing chemicals. *Lemna* sp. Growth Inhibition Test. Organisation for Economic Co-operation and Development. Paris: [publisher unknown]; 2006.

Статья поступила в редколлегию 25.07.2022.
Received by editorial board 25.07.2022.

РАДИОЛОГИЯ И РАДИОБИОЛОГИЯ, РАДИАЦИОННАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ

RADIOLOGY AND RADIOBIOLOGY, RADIATION SAFETY

УДК 535.231.16:599.731.1(476.2)

ВАРИАЦИЯ ПОГЛОЩЕННОЙ ДОЗЫ ОБЛУЧЕНИЯ ДИКОГО КАБАНА, ОБИТАЮЩЕГО НА ТЕРРИТОРИИ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

А. В. ГУЛАКОВ¹⁾, Д. Н. ДРОЗДОВ¹⁾

¹⁾Гомельский государственный университет им. Франциска Скорины,
ул. Советская 104, 246019, г. Гомель, Беларусь

В исследовании представлены результаты оценки мощности поглощенной дозы от инкорпорированных радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в организме дикого кабана, обитающего на территории с разным уровнем радиоактивного загрязнения. Оценку дозы внутреннего облучения проводили для инкорпорированного ^{137}Cs в мышечной и ^{90}Sr в костной ткани дикого кабана. При оценке допускали, что радионуклиды ^{137}Cs равномерно распределены в ткани и находится в условиях равновесия, а радионуклиды ^{90}Sr сосредоточены в костной ткани животного. На протяжении года концентрация радионуклидов предполагалась быть постоянной. Всего пробы были получены от 117 особей дикого кабана, среди которых 87 животных изъяты в зоне отчуждения и 30 – в зоне отселения. От туши животного брали точечные пробы мышечной ткани по 500 ± 50 г, содержание ^{137}Cs в них определялось на сырую, естественную массу. Активность ^{90}Sr в костной ткани определяли радиохимическим методом.

Образец цитирования:

Гулаков АВ, Дроздов ДН. Вариация поглощенной дозы облучения дикого кабана, обитающего на территории радиоактивного загрязнения. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2022;3:33–40.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2022-3-33-40>

For citation:

Gulakov AV, Drozdov DN. Variation of absorbed radiation dose of wild boar living in the territory of radioactive contamination. *Journal of the Belarusian State University. Ecology*. 2022;3:33–40. Russian.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2022-3-33-40>

Авторы:

Андрей Владимирович Гулаков – кандидат биологических наук, доцент; доцент кафедры зоологии, физиологии и генетики биологического факультета.

Денис Николаевич Дроздов – кандидат биологических наук, доцент; доцент кафедры зоологии, физиологии и генетики биологического факультета.

Authors:

Andrey V. Gulakov, PhD (biology), docent; associate professor at the department of zoology, physiology and genetics, faculty of biology.

Gulakov@gsu.by

Denis N. Drozdov, PhD (biology), docent; associate professor at the department of zoology, physiology and genetics, faculty of biology.

Drozdov@gsu.by

В результате исследований установлено, что средняя суммарная доза облучения дикого кабана, изъятая на территории зоны отчуждения в два раза больше, чем у животных, изъятых на территории зоны отселения ($p < 0,05$) и составила $653,6 \pm 73,5$ мГр/сут для животных, добытых на территории зоны отчуждения, и $328,8 \pm 31,4$ мГр/сут для дикого кабана, обитающего на территории зоны отселения. Анализ коэффициентов вариации показал, что максимальная вариация наблюдается среди значений поглощенной дозы облучения от инкорпорированного ^{137}Cs у животных, которые были изъятые на территории зоны отчуждения. Минимальный показатель вариации имеет место в отношении дозы внешнего облучения у животных, добытых на территории зоны отселения. Между медианами поглощенной дозы облучения кабанов, обитающих на территории зоны отчуждения и зоны отселения, достоверной разницы не установлено ($p > 0,05$). Результат наших исследований свидетельствует о том, что плотность загрязнения не является основным фактором, определяющим формирование дозы облучения животного.

Ключевые слова: дикий кабан; мышечная ткань; плотность радиоактивного загрязнения; ^{137}Cs ; ^{90}Sr ; мощность дозы; Полесский государственный радиационно-экологический заповедник.

VARIATION OF ABSORBED RADIATION DOSE OF WILD BOAR LIVING IN THE TERRITORY OF RADIOACTIVE CONTAMINATION

A. V. GULAKOV^a, D. N. DROZDOV^a

^aFrancisk Skorina Gomel State University,
104 Saveckaja Street, Gomel 246028, Belarus
Corresponding author: A. V. Gulakov (Gulakov@gsu.by)

The article presents the results of the assessment of the absorbed dose rate from incorporated radionuclides of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the body of wild boar living in an area with different levels of radioactive contamination. The internal irradiation dose was evaluated for incorporated ^{137}Cs in muscle and ^{90}Sr in bone tissue of wild boar. During the assessment, it was assumed that radionuclides ^{137}Cs uniformly distributed in the tissue and are in equilibrium conditions, and radionuclides are ^{90}Sr concentrated in the bone tissue of the animal, during the year the concentration of radionuclides is assumed to be constant. In total, samples were obtained from 117 wild boar individuals, among which 87 animals were seized in the exclusion zone and 30 in the resettlement zone. From the animal carcass, spot samples of muscle tissue were taken according to 500 ± 50 g, the ^{137}Cs content in the samples was determined for raw, natural mass. The activity of ^{90}Sr in bone tissue was determined by radiochemical method.

As a result of the studies, it was found that the average total exposure dose of wild boar seized in the exclusion zone is twice that of animals seized in the resettlement zone ($p < 0,05$) and amounted to $653,6 \pm 73,5$ mGy/day for animals harvested in the exclusion zone and $328,8 \pm 31,4$ mGy/day for wild boar living in the zone resettlement. Analysis of the coefficients of variation showed that the maximum variation is observed among the values of the absorbed dose of radiation from the incorporated ^{137}Cs in animals that were seized in the exclusion zone. The minimum variation rate occurs with respect to the external exposure dose in animals harvested in the resettlement zone. There is no significant difference ($p < 0,05$) between the median absorbed dose of exposure of wild boars living in the exclusion zone and the resettlement zone. The result of our studies suggests that the density of contamination is not the main factor determining the formation of an animal's radiation dose.

Keywords: wild boar; muscle tissue; radioactive contamination; ^{137}Cs ; ^{90}Sr ; dose rate; Polesky State Radiation Ecological Reserve.

Введение

Обитание диких животных на территории радиоактивного загрязнения сопровождается формированием дозы внешнего и внутреннего облучения. Значимый вклад в формирование дозы облучения органов и тканей животных вносит поглощение энергии распада радиоактивных изотопов ^{137}Cs и ^{90}Sr .

Формирование дозы внешнего облучения обусловлено плотностью поверхностного загрязнения территории обитания. Доза внутреннего облучения зависит от факторов накопления радионуклидов в организме животного. Установленным является тот факт, что главными абиотическими причинами, от которых зависит аккумуляция радионуклидов в организме животных, являются количество, характер распределения и особенности поведения радионуклида в среде обитания [1]. Следует отметить, что формирование дозы облучения у диких животных, находящихся на верхних трофических уровнях, также зависит от распределения и пространственно-временной динамики радионуклидов на нижестоящих элементах экосистемы.

Среди крупных млекопитающих, обитающих на территории радиоактивного загрязнения в Полесском государственном радиационно-экологическом заповеднике, которые являются промысловыми объектами и активно используют нижний ярус фитоценоза, необходимо выделить дикого кабана (*Sus scrofa* L.). Скорость снижения содержания радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr у данного животного значительно ниже, чем у других видов [2], уровень радиоактивного загрязнения дикого кабана отличается высокой индивидуальной вариабельностью, которая может составить несколько порядков.

Широкий размах вариации зависит не только от уровня радиоактивного загрязнения территории обитания животного, но и экологических и физиологических свойств вида. Среди таких свойств можно выделить уровень двигательной активности, сезонные особенности рациона питания, возраст, пол, и производные – скорость метаболизма [3]. В этой связи научный интерес представляет анализ пространственно-временной динамики формирования дозы внутреннего облучения дикого кабана в аспекте обозначенных эколого-физиологических свойств животного.

Поголовье дикого кабана, обитающее на территории Полесского государственного радиационно-экологического заповедника, имеет широкий ареал обитания и продолжительное время может находиться на территории зоны отчуждения и отселения. Дикий кабан способен активно аккумулировать радионуклиды ^{137}Cs и ^{90}Sr в органах и тканях, вследствие чего является потенциальным источником миграции радионуклидов на достаточно большие расстояния.

Экология и структура питания дикого кабана связаны с нижним ярусом фито- и зооценоза. Кроме того, животные могут использовать представителей ихтиофауны, где сосредоточена наибольшая удельная активность радионуклидов [4]. При отсутствии экологических и антропогенных факторов, ограничивающих репродуктивный потенциал, дикий кабан образует оптимальную пространственную структуру.

Материалы и методы исследований

Объектом исследований являлся дикий кабан, изъятый на участках, с различным уровнем радиоактивного загрязнения.

Наиболее загрязненными радионуклидами ^{137}Cs и ^{90}Sr участками зоны эвакуации (далее зоны отчуждения), в границах которых производилось изъятие дикого кабана, была территория междуречья Припяти и Днестра, расположенная на расстоянии 10–35 км от Чернобыльской АЭС. В границах этой территории находятся населенные пункты (деревни): Борщевка, Молочки, Погонное, Радин, Дроньки; плотность загрязнения почвы ^{137}Cs составляла 1100–8184 кБк/м², ^{90}Sr 185–1633 кБк/м².

В зонах первоочередного отселения (далее зона отселения) добычу дикого кабана проводили в окрестностях населенных пунктов д. Савичи, д. Жердное, где плотность загрязнения ^{137}Cs составляла 185–1480 кБк/м², ^{90}Sr 74–420 кБк/м². Изъятие животных производилось на территории лесных массивов, примыкающих к перечисленным населенным пунктам. Полученный материал позволил оценить параметры распределения и вариацию поглощенной дозы дикого кабана, обитающего на территории Полесского государственного радиационно-экологического заповедника.

Изъятие тканей дикого кабана и проб почвы проводили с 1992 по 2008 г. в границах обозначенных территорий, которые показаны на рис. 1.

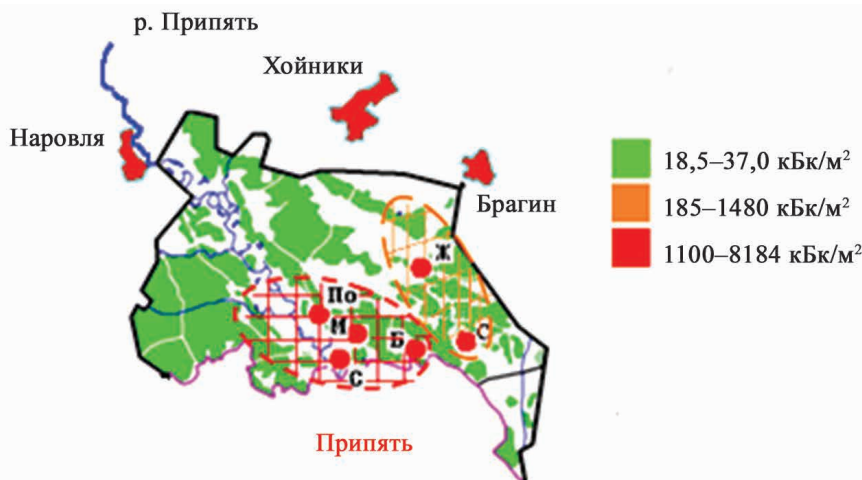


Рис. 1. Территория проведения исследований

Fig. 1. Research area

Территория покрыта широколиственным и сосново-лиственным лесом с густым подлеском и подростом, березовыми рощами и дубравами. По данным Полесского радиационно-экологического заповедника на начало 2020 г. на его территории обитало 320 особей дикого кабана¹.

Основные места обитания различаются по сезонам: весной – это лиственный лес, зарастающая пашня и мелиоративная система; летом – бывшие сельскохозяйственные угодья, участки отселенных населенных пунктов; осенью – дубрава, зимой – смешанный хвойно-лиственный лес и сельскохозяйственные угодья.

Мощность облучения складывается из дозы внешнего облучения (D_{ext}) от γ -излучающих радионуклидов, содержащихся в среде обитания (почве, воде, воздухе), и дозы внутреннего облучения (D_{int}) от радионуклидов, инкорпорированных в органах и тканях. В отдаленный период после аварии на Чернобыльской АЭС доза внешнего облучения наземных позвоночных, которые обитают на территории Полесского радиационно-экологического заповедника, зависит от γ -излучения радионуклидов ^{137}Cs . Поглощенная доза облучения от поверхности почвы загрязненной радионуклидами ^{137}Cs , рассчитывалась по формуле:

$$D_{ext} = \sigma \cdot K_{\gamma}, \quad (1)$$

где σ – плотность поверхностного загрязнения территории, Бк/м²;

K_{γ} – коэффициенты дозового преобразования для внешнего облучения наземных животных от почвенного источника, (мкГр/сут)/(Бк/м²) [6].

В работе [6] предложены коэффициенты дозового преобразования для внешнего и внутреннего облучения для модельных значений массы животного, которые различаются на порядок. Поскольку масса изъятых животных в большинстве случаев находилась в пределах 300–350 кг, построены регрессионные уравнения для определения коэффициентов дозового преобразования для внешнего и внутреннего облучения, позволяющие производить расчет с учетом фактической массы животных. В результате получено регрессионное уравнение (2) для определения дозового коэффициента перехода от плотности поверхностного загрязнения ^{137}Cs к мощности поглощенной дозы внешнего облучения:

$$K_{\gamma} = -4 \cdot 10^{-6} \cdot \ln(m) + 3 \cdot 10^{-5}, \quad (2)$$

где m – масса тела животного, кг.

Оценку дозы внутреннего облучения проводили для инкорпорированного ^{137}Cs в мышечной и ^{90}Sr в костной ткани дикого кабана. При оценке допускали, что радионуклиды ^{137}Cs равномерно распределены в ткани и находится в условиях равновесия, а радионуклиды ^{90}Sr сосредоточены в костной ткани животного, на протяжении года концентрация радионуклидов предполагается постоянной.

Коэффициенты дозовой конверсии определили в соответствии с данными рекомендаций [6–8] для наземных животных исходя их значений массы тела животного, масса самцов 320–350 кг, самок 275–375 кг. Мощность поглощенной дозы рассчитывали по формуле:

$$D_{int} = A \cdot K, \quad (3)$$

где D_{int} – мощность поглощенной дозы, мкГр/сутки;

A – удельная активность ^{137}Cs в мышечной ткани, Бк/кг;

K – дозовый коэффициент, равный мощности дозы, создаваемой 1 Бк/кг ^{137}Cs , (мкГр/сут)/(Бк/кг) [6].

Дозовый коэффициент перехода от активности ^{90}Sr в костной ткани принят $2,7 \cdot 10^{-3}$. Для определения дозового коэффициента перехода от активности инкорпорированного радионуклида ^{137}Cs к мощности поглощенной дозы внутреннего облучения, использовали регрессионную функцию вида:

$$K = 0,7 \cdot 10^{-3} \cdot \ln(m) + 3,6 \cdot 10^{-3}, \quad (4)$$

где m – масса тела животного, кг.

Для проведения анализа данных использовали методы регрессионного анализа, параметрической и непараметрической статистики. Сравнительный анализ данных поглощенных доз облучения дикого кабана, изъятых на территории с разной плотностью загрязнения, проводили с помощью критерия Манна – Уитни. Для оценки влияния факторов на вариацию дозы облучения дикого кабана использовался двухфакторный дисперсионный анализ. Статистическая обработка данных проводилась с помощью прикладной программы *Statistica 6.0*.

Отбор проб производился с 1992 по 2008 г., пробы получены от 117 особей дикого кабана, среди которых 87 животных изъятых в зоне отчуждения, 30 – в зоне отселения.

¹Государственное природоохранное научно-исследовательское учреждение «Полесский государственный радиационно-экологический заповедник» [Электронный ресурс] – Хойники, 2020. URL: <http://zapovednik.by/nauka/struktura-nauchnoj-chasti/otdel-ekologii-fauny> (дата обращения: 24.06.2022).

От туши животного брали точечные пробы мышечной ткани по 500 ± 50 г, содержание ^{137}Cs в пробах определялось на сырую, естественную массу. Измерения удельной активности ^{137}Cs проводили на γ - β -спектрометре *МКС-АТ1315* (минимальная измеряемая активность ≥ 2 Бк/кг в геометрии 0,5 л (Мари-нелли), эффективность регистрации на энергии 661 кэВ – $2,46 \times 10^{-2}$ имп/квант, энергетический диапазон регистрируемого γ -излучения 50–3000 кэВ) и γ -радиометре *РКГ-АТ1320А* (минимальная измеряемая активность – 3,7 Бк/кг, эффективность регистрации – $2,2 \times 10^{-2}$ имп/квант). ^{90}Sr определяли радиохимическим методом по стандартной методике ЦИНАО с радиометрическим окончанием на низкофоновом β -счетчике *CANBERRA-2400*.

Результаты исследований и их обсуждение

На основании данных плотности поверхностного загрязнения территории ^{137}Cs , а также в соответствии с информацией социально-радиационных паспортов Хойникского и Брагинского р-нов Гомельской обл. установлено, что территория леса, которая примыкает к населенным пунктам Борщевка, Молочки и Радин имеют плотность загрязнения почвы ^{137}Cs выше 1480 кБк/м². Лесные массивы, примыкающие к населенному пункту Погонное, имеют плотность загрязнения почвы ^{137}Cs 555–1480 кБк/м²; Дроньки, Савичи, Жердное – ^{137}Cs 185–1480 кБк/м².

Данные плотности загрязнения почвы ^{137}Cs позволили произвести оценку мощности поглощенной дозы внешнего облучения. Данные удельной активности радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в мышечной и костной ткани позволили оценить средние значения дозы внутреннего облучения животных. Поскольку массы самцов и самок имеют достоверные различия, оценка дозы внутреннего облучения выполнена с учетом полового диморфизма животных. На основании данных плотности поверхностного загрязнения территории и удельной активности радионуклидов в мышечной и костной ткани с помощью дозовых коэффициентов перехода получены оценочные значения поглощенной дозы облучения от радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr приведены в табл. 1.

Таблица 1

Средние значения поглощённой дозы облучения дикого кабана, мГр/сут

Table 1

Average values of the absorbed dose of irradiation of wild boar, mGy/day

Территория	Доза внешнего облучения (^{137}Cs)	Доза внутреннего облучения (^{137}Cs)	Доза внутреннего облучения (^{90}Sr)	Суммарная доза
Зона отчуждения	$207,5 \pm 34,6$	$400,4 \pm 179,1$	$45,7 \pm 6,8$	$653,6 \pm 73,5$
Зона отселения	$99,5 \pm 13,2$	$168,4 \pm 59,1$	$60,9 \pm 21,9$	$328,8 \pm 31,4$

Как следует из данных, приведенных в табл. 1, для территории зоны отчуждения дозовая нагрузка на организм животных в два раза выше, чем на территории зоны отселения. Так на территории зоны отчуждения доза внешнего облучения дикого кабана от ^{137}Cs составила $207,5 \pm 34,6$ мГр/сут, в то время как на территории зоны отселения – $99,5 \pm 13,2$ мГр/сут.

Значимый вклад в поглощенную дозу облучения вносили радионуклиды ^{137}Cs , инкорпорированные в мышечную ткань животного. Сравнительный анализ средних значений поглощенных доз облучения показал достоверные различия между поглощенной дозой внешнего и внутреннего облучения от радионуклидов ^{137}Cs на территориях, различающихся радиационным режимом ($p < 0,05$).

На территории зоны отселения вклад от инкорпорированных радионуклидов ^{137}Cs в суммарную дозу облучения составил более 50 %. На территории зоны отчуждения вклад в формирование суммарной дозы облучения составил более 60 %. Из данных табл. 1 следует, что процесс формирования поглощенной дозы облучения от радионуклидов ^{90}Sr , инкорпорированных в костной ткани дикого кабана, не зависит от территории обитания животного и составляет 11 %. Вклад дозы внешнего облучения в суммарную дозу облучения составляет 30 %. Суммарная доза облучения дикого кабана, изъятого на территории зоны отчуждения в два раза больше, чем у животных, изъятых на территории зоны отселения ($p < 0,05$), и составила $653,6 \pm 73,5$ мГр/сут для животных, добытых на территории зоны отчуждения и $328,8 \pm 31,4$ мГр/сут для дикого кабана, обитающего на территории зоны отселения.

На рис. 2 показано распределение дозы облучения дикого кабана, обитающего на территории с различным уровнем радиоактивного загрязнения.

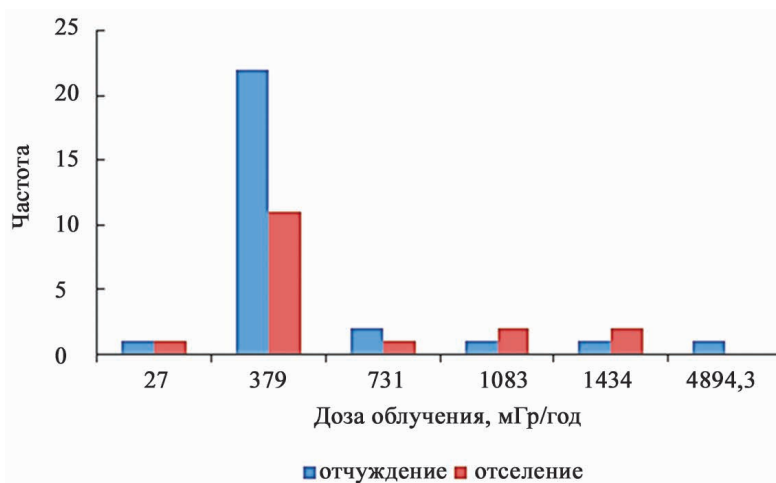


Рис. 2. Распределение поглощенных доз облучения

Fig. 2. Distribution of absorbed radiation doses

Как видно из данных, приведенных на рис. 2, а также оцененных значений коэффициентов асимметрии и эксцесса распределение значений поглощенной дозы, облучение подчиняется логарифмическому закону. Подобный характер распределения доз облучения имеет место на территории радиоактивного загрязнения вне зависимости от степени загрязнения чернбыльскими радионуклидами.

Статистический анализ доз облучения животных показал, что на территории зоны отчуждения и отселения распределение значений соответствует логнормальному закону. Медианные значения поглощенных доз облучения дикого кабана от радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr приведены в табл. 2.

Таблица 2

Медиана поглощённой дозы облучения дикого кабана, мГр/сут

Table 2

Median absorbed dose for wild boar, mGy/day

Территория	Доза внешнего облучения (^{137}Cs)	Доза внутреннего облучения (^{137}Cs)	Доза внутреннего облучения (^{90}Sr)	Суммарная доза
Отчуждения	147 (40,0–309,0)*	140,3 (56,4–291,7)	38,2 (16,5–61,9)	459,7 (243,2–637,1)
Отселения	96,0 (90,0–104)	65,1 (46,0–155,9)	36,8 (24,7–54,8)	208,7 (148,4–431,6)

Примечание. *квартильный размах.

Из данных, представленных в табл. 2, следует, что средние значения доз облучения в 1,7 раза выше медианы. Анализ интерквартильных размахов и коэффициентов вариации показал, что максимальная вариация наблюдается среди значений поглощенной дозы облучения от инкорпорированного ^{137}Cs у животных, которые были изъяты на территории зоны отчуждения. Минимальный показатель вариации имеет место в отношении дозы внешнего облучения у животных, изъятых на территории зоны отселения.

Вариация значений суммарной дозы облучения у животных, изъятых на территории зоны отчуждения в 1,8 раза больше, чем у животных, изъятых на территории зоны отселения. Для оценки достоверности различий центральных оценок распределения доз облучения, использовали непараметрический критерий Манна – Уитни; результаты теста представлены в табл. 3.

Из данных табл. 3 следует, что между медианными значениями поглощенной дозы облучения дикого кабана, обитающего на территории зоны отчуждения и зоны отселения, не установлено достоверного различия ($p > 0,05$). В данном случае плотность загрязнения не является основным фактором, определяющим формирование дозы облучения животного.

Таблица 3

Оценка различий доз облучения дикого кабана

Table 3

Estimation of differences in doses of irradiation of wild boar

Доза облучения	Сумма рангов		U-критерий	Z	p-уровень
	Отчуждения	Отселения			
Внешняя (^{137}Cs)	587,00	359,00	206,00	0,37	0,71
Внутренняя (^{137}Cs)	634,50	311,50	158,50	1,55	0,12
Внутренняя (^{90}Sr)	575,00	371,00	218,00	0,07	0,94
Суммарная доза	640,00	306,00	153,00	1,69	0,09

Таким образом, определяющим фактором формирования дозы внутреннего облучения вида *S. scrofa* является фактор пищевого поведения и структура рациона животного. Накопление радионуклидов и формирование дозы облучения происходит неравномерно, что может быть связано с особенностями миграции животного и участием в их трофической цепи в сезоны года таких аккумуляторов радионуклидов, как грибы или лишайники.

Заключение

В результате, проведенных исследований, было установлено, что для территории зоны отчуждения дозовая нагрузка на организм животных в два раза выше, чем на территории зоны отселения. Средняя суммарная доза облучения дикого кабана, изъятых на территории зоны отчуждения, в два раза больше, чем у животных, изъятых на территории зоны отселения ($p < 0,05$), и составила $653,6 \pm 73,5$ мГр/сут для животных, добытых на территории зоны отчуждения и $328,8 \pm 31,4$ мГр/сут для дикого кабана, обитающего на территории зоны отселения.

Распределение значений поглощенной дозы облучения подчиняется логнормальному закону. Подобный характер распределения доз облучения имеет место на территории радиоактивного загрязнения вне зависимости от степени загрязнения чернбыльскими радионуклидами.

Анализ интерквартильных размахов и коэффициентов вариации показал, что максимальная вариация наблюдается среди значений поглощенной дозы облучения от инкорпорированного ^{137}Cs у животных, которые были изъятых на территории зоны отчуждения. Минимальный показатель вариации имеет место в отношении дозы внешнего облучения у животных, изъятых на территории зоны отселения.

Между медианными значениями поглощенной дозы облучения дикого кабана, обитающего на территории зоны отчуждения и зоны отселения, не установлено достоверного различия ($p > 0,05$). В данном случае плотность загрязнения не является основным фактором, определяющим формирование дозы облучения животного.

Библиографические ссылки

1. Ипатьев ВА, Багинский ВФ, Булавик ИМ и др. *Лес. Человек. Чернобыль. Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС: состояние, прогноз, реакция населения, пути реабилитации*. Гомель: Ин-т леса НАН Беларуси; 1999. 451 с.
2. Пикулик ММ, Никифоров МЕ, Пленин АЕ. Динамика зооценозов в условиях постантропогенных изменений ландшафтов в зоне аварии Чернобыльской АЭС. В: *Антропогенная динамика ландшафтов и проблемы их сохранения и устойчивого использования биологического разнообразия. Материалы республиканской научно-практической конференции, 26–28 декабря, Минск, 2001*. Минск : БГПУ; 2002. с. 181–184.
3. Сущеня ЛМ, Пикулик ММ, Пленин АЕ. *Животный мир в зоне аварии Чернобыльской АЭС*. Минск: Навука і тэхніка; 1995. 262 с.
4. Гулаков АВ, Дроздов ДН. Динамика поглощенной дозы внутреннего облучения мышечной ткани дикого кабана от ^{137}Cs , обитающего в условиях Полесского радиационно-экологического заповедника. *Известия Гомельского государственного университета им. Ф. Скорины*. 2019;6(117):29–34.
5. Спирин ЕВ. Метод расчета доз облучения животных для оценки последствий загрязнения окружающей среды. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2009;49(5):608–616.
6. *Рекомендации Р 52.18.820-2015. Оценка радиационно-экологического воздействия на объекты природной среды по данным мониторинга радиационной обстановки*. Обнинск: [б. и.]; 2015. 60 с.
7. МКРЗ, 2004. *Международная Комиссия по Радиологической защите. Публикация 91. Основные принципы оценки воздействия ионизирующих излучений на живые организмы, за исключением человека*. Москва: Комтехпринт; 2004. 76 с.

References

1. Ipatiev VA, Baginskij VF, Bulavik IM, et al. *Les. Chelovek. Chernobyl'. Lesnye ekosistemy posle avarii na Chernobyl'skoj AES: sostoyanie, prognoz, reakciya naseleniya, puti rehabilitacii* [Forest. Human. Chernobyl: Forest ecosystems after the Chernobyl accident. NPP: state, forecast, public reaction, ways of rehabilitation]. Gomel: Institut lesa NAN Belarusi; 1999. 451 p. Russian.
2. Pikulik MM, Nikiforov ME, Plenin AE. *Dinamika zoocenozov v usloviyah postantropogennyh izmenenij landshaftov v zone avarii Chernobyl'skoj AES* [Dynamics of zoocenoses in the conditions of post-anthropogenic changes in landscapes in the area of the Chernobyl AES]. In: *Antropogennaya dinamika landshaftov i problemy ih sohraneniya i ustojchivogo ispol'zovaniya biologicheskogo raznoobraziya. Materialy respublikanskoy nauchno-prakticheskoy konferentsii, 26–28 dekabrya, Minsk, 2001*. Minsk: BGPU; 2002. p. 181–184. Russian.
3. Sushchenya LM, Pikulik MM, Plenin AE. *Zhivotnyj mir v zone avarii Chernobyl'skoj AES* [Fauna in the Chernobyl AES]. Minsk: Navuka i tekhnika; 1995. 262 p. Russian.
4. Gulakov AV, Drozdov DN. *Dinamika pogloshchennoj dozy vnutrennego oblucheniya myshechnoj tkani dikogo kabana ot ^{137}Cs , obitayushchego v usloviyah Polesskogo radiacionno-ekologicheskogo zapovednika* [Dynamics of the absorbed dose of internal irradiation of the muscle tissue of a wild boar from ^{137}Cs living in the conditions of the Polesky radiation-ecological reserve]. *Izvestiya Gomel'skogo gosudarstvennogo universiteta im. F. Skoriny*. 2019;6(117):29–34. Russian.
5. Spirin EV. *Metod rascheta doz oblucheniya zhivotnyh dlya ocenki posledstvij zagryazneniya okruzhayushchej sredy* [Method for calculating animal exposure doses for assessing the consequences of environmental pollution]. *Radiacionnaya biologiya. Radioekologiya*. 2009;49(5):608–616. Russian.
6. *Rekomendacii R 52.18.820-2015. Ocenka radiacionno-ekologicheskogo vozdejstviya na objekty prirodnoj sredy po dannym monitoringa radiacionnoj obstanovki* [Assessment of the radiation and environmental impact on environmental objects according to the monitoring of the radiation situation]. Obninsk: [publisher unknown]; 2015. 60 p. Russian.
7. MKRZ, 2004. *Mezhdunarodnaya Komissiya po Radiologicheskoy Zashchite. Publikaciya 91. Osnovnye principy ocenki vozdejstviya ioniziruyushchih izluchenij na zhivye organizmy, za isklyucheniem cheloveka. Perevod s anglijskogo* [ICRP – International Commission on Radiological Protection. Publication 91. A framework for assessing the impact of ionizing radiation on non-human species]. Moscow: Komtekhpriint; 2004. 76 p. Russian.

Статья поступила в редколлегию 01.03.2022.
Received by editorial board 01.03.2022.

УДК 577.391:517.4;615.9:533.16

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ НАКОПЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ КОМПОНЕНТАМИ НАЗЕМНЫХ ЭКОСИСТЕМ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ

С. А. КАЛИНИЧЕНКО^{1), 2)}, А. Н. НИКИТИН²⁾, Р. А. НЕНАШЕВ¹⁾, О. А. ШУРАНКОВА²⁾, В. В. ГОЛОВЕШКИН¹⁾

¹⁾Полесский государственный радиационно-экологический заповедник,
ул. Терешковой, 7, 247618, г. Хойники, Беларусь

²⁾Институт радиобиологии Национальной академии наук Беларуси,
ул. Фёдоровского, 4, 246007, г. Гомель, Беларусь

Представлена информация об уровнях радона в воздухе жилых помещений населенных пунктов Лунинец. Исследования проведены спустя 30 лет после аварии на ЧАЭС на землях бывшего землепользования, подверженных естественным сукцессионным изменениям. Изучены особенности латерального распределения ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am в верхнем 20-сантиметровом слое почвы различных биогеоценозов зоны отчуждения ЧАЭС, в том числе в зависимости от высотных колебаний рельефа. Значения коэффициента вариации (V) содержания радионуклидов в верхнем слое почвы снижаются со временем, прошедшим с момента аварии. Наибольшее значение варьирования (75,2 %) было получено для ^{90}Sr в почве соснового леса. Изучено влияние различных почвенных условий на поступление радионуклидов в березовый сок, шляпочные грибы, луговые травы. Несмотря на значительное превышение плотности загрязнения почвы ^{137}Cs всех исследуемых сообществ (до 9,1 раза), объемная активность его в соке существенно ниже ^{90}Sr , что говорит о меньшей доступности ^{137}Cs по сравнению со ^{90}Sr . Проанализированы динамические процессы накопления радионуклидов в течение всего периода сокодвижения. С увеличением степени увлажнения почвы, накопление радионуклидов грибами имеет тенденцию к снижению. При этом обнаруживается ряд видовых различий, что связано с особенностями питания гриба и мозаичностью микроклиматических параметров. Исследовано влияние содержания почвенной влаги, соотношения форм подвижности ^{137}Cs в почве на биологическую доступность радионуклида луговыми злаками. Обнаружено снижение удельной активности радионуклидов в растительных компонентах экосистем по мере удаления фитоценоза от эпицентра аварии при идентичной плотности загрязнения почвы. Большое значение при этом имеют проективное покрытие и физическое состояние растений. Установлена взаимосвязь между накоплением радионуклидов и агрохимическими параметрами почвы: содержанием гумуса, емкостью поглощения, гидролитической кислотностью, содержанием обменного фосфора, концентрацией подвижных кальция, магния и калия на постагrogenных землях. Проведен анализ коэффициентов накопления (K_n) и перехода (K_p), коэффициента дискриминации (DF) ^{137}Cs химическим элементом-аналогом (калием). Видовые особенности растений, связанные с транспортом катионов $\text{K}^+ - \text{Cs}^+$, вносят существенные коррективы в механизмы накопления ^{137}Cs . Обращает внимание увеличение содержания ^{90}Sr во всех компонентах в последние годы.

Ключевые слова: радионуклиды (^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am); почва; луговые злаки; шляпочные грибы; березовый сок; зона отчуждения ЧАЭС.

Образец цитирования:

Калиниченко СА, Никитин АН, Ненасhev PA, Шуранкова ОА, Головешкин ВВ. Экологические особенности накопления радионуклидов компонентами наземных экосистем зоны отчуждения. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2022;3:41–53.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2022-3-41-53>

For citation:

Kalinichenko SA, Nikitin AN, Nenashev RA, Shurankova OA, Goloveshkin VV. Ecological features of radionuclide accumulation by components of ground ecosystems of the exclusion zone. *Journal of the Belarusian State University. Ecology*. 2022;3:41–53. Russian.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2022-3-41-53>

Авторы:

Сергей Александрович Калиниченко – кандидат биологических наук; ведущий научный сотрудник отдела радиационно-экологического мониторинга¹; ведущий научный сотрудник лаборатории радиоэкологии².

Александр Николаевич Никитин – кандидат сельскохозяйственных наук; заместитель директора по научной работе Института радиобиологии.

Роман Алексеевич Ненасhev – старший научный сотрудник отдела радиационно-экологического мониторинга.

Ольга Александровна Шуранкова – заместитель заведующего лабораторией радиоэкологии Института радиобиологии.

Виктор Викторович Головешкин – научный сотрудник отдела радиационно-экологического мониторинга.

Authors:

Sergey A. Kalinichenko, PhD (biology); leading researcher of the department of radioecological monitoring^a; leading researcher laboratory of radioecology^b.
s-a-k@list.ru

Aleksander N. Nikitin, PhD (agriculture); deputy director for research of the Institute of radiobiology.
nikitinale@gmail.com

Roman A. Nenashev, senior researcher of the department of radioecological monitoring.
rm@tut.by

Olga A. Shurankova, deputy head of the laboratory radioecology of the Institute of radiobiology.
shurankova@list.ru

Victor V. Goloveshkin, researcher of the department of radioecological monitoring.
goloveshkin.victor@yandex.ru

ECOLOGICAL FEATURES OF RADIONUCLIDE ACCUMULATION BY COMPONENTS OF GROUND ECOSYSTEMS OF THE EXCLUSION ZONE

S. A. KALINICHENKO^{a,b}, A. N. NIKITIN^b, R. A. NENASHEV^a, O. A. SHURANKOVA^b, V. V. GOLOVESHKIN^a

^aPolesye State Radiation-Ecological Reserve,
7 Tserashkovaj Street, Khoyniki 247618, Belarus

^bInstitute of Radiobiology of the National Academy of Sciences of Belarus,
4 Fedyuninskaga Street, 246007 Gomel, Belarus

Corresponding author: S. A. Kalinichenko (s-a-k@list.ru)

The studies were carried out 30 years after the Chernobyl accident on the lands of the former land use subject to natural successional changes. The patterns of the lateral distribution of ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am in the upper 20-cm soil layer of various biogeocenoses, including those depending on the height fluctuations of the relief, have been studied. The values of the coefficient of variation (V) of the content of radionuclides in the upper soil layer decrease with the time that has passed since the accident. The highest value of the coefficient of variation (75.2 %) was obtained for ^{90}Sr in the soil in the pine forest. The influence of various soil conditions on the entry of radionuclides into birch sap, cap mushrooms, and meadow grasses was studied. Despite the significant excess of the density of soil contamination with ^{137}Cs of all the studied communities (up to 9.1 times), its volumetric activity in the juice is significantly lower than ^{90}Sr , which indicates a lower availability of ^{137}Cs compared to ^{90}Sr . Dynamic processes of accumulation of radionuclides during the entire period of the movement of sap are studied. With increase in extent of moistening of the soil, accumulation of radionuclides in mushrooms tends to decrease. At the same time differences between types is established that connected with feeding habits of mushroom and variability of microclimatic conditions. The effect of soil moisture content, the ratio of ^{137}Cs mobility forms in the soil on the biological availability of the radionuclide by meadow grasses was studied. A decrease in the specific activity of radionuclides in the plant components of ecosystems was found as the phytocenoses moved away from the epicenter of the accident at an identical density of soil contamination.

A relationship has been established between the accumulation of radionuclides and the agrochemical parameters of the soil: maintenance of humus, absorption capacity, cation exchange capacity, hydrolytic acidity, content of exchange phosphorus, concentration of mobile calcium, magnesium and potassium on post-agrogenic lands. The analysis of the soil-to-plant transfer factors (C_f) and aggregated transfer factors (T_{ag}), the discrimination coefficient (DF) of ^{137}Cs by a chemical analog element (potassium) was carried out. Species features of plants associated with the transport of K^+ - Cs^+ cations make significant adjustments to the mechanisms of ^{137}Cs accumulation. Attention is drawn to the significant increase in the concentration of ^{90}Sr in all components in recent years.

Keywords: radionuclides (^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am); soil; wild-growing meadow grasses; mushrooms; birch sap; exclusion zone of the CNPP.

Введение

В настоящее время на заброшенных сельскохозяйственных землях зоны отчуждения происходят естественные сукцессионные процессы в фитоценозах, которые в итоге могут привести к существенным изменениям состояния старопашотных почв и формированию абсолютно новых климаксовых сообществ. Земли, вышедшие из-под сельскохозяйственного использования, имеют ряд морфологических и биологических особенностей, которые изменяются в зависимости от пути трансформации сообщества и стадии его развития. Большинство таких земель, в отличие от лесных, на начальном этапе сукцессии имеют выровненный пахотный горизонт, пониженную кислотность почвы и большее количество доступных питательных веществ. Условия изменяются в зависимости от направления сукцессии после снятия антропогенной нагрузки. Естественно и накопление радионуклидов, содержание физико-химических форм которых также изменяется с течением времени на данных землях, может иметь свои особенности в зависимости от стадии сукцессии, что на современном этапе малоизучено. Это обусловлено и существенными радиоэкологическими особенностями ближней зоны по сравнению с отдаленными территориями, связанными с типом первоначальных выпадений и соотношением в них радионуклидов.

Формирование пространственного загрязнения поверхности почвы ближней зоны аварии на ЧАЭС является динамическим процессом, способным существенно изменить ситуацию с течением времени, прошедшего от момента выпадения радиоактивных осадков. Такие изменения зависят от ряда факторов как живой, так и неживой природы: погоднo-климатические воздействия, ландшафтная дифференциация, сукцессионные процессы, связанные с изменением интенсивности и направленности антропогенного воздействия, деятельность живых организмов [1–6]. Важным фактором при этом является тип и степень лесорастительного покрытия исследуемого биogeоценоза. Специфика перераспределения радионуклидов будет существенно различаться в зависимости от типа формирования верхнего органогенного слоя, где

в качестве биологического материала может выступать как быстро разлагающаяся подстилка листового леса, так и мощная многолетняя и многослойная подстилка сосняка. Иначе происходит пространственное перераспределение радионуклидов на поверхности участков лишенных лесорастительного покрытия (луга, залежи, суходолы) [7–9]. В начальный период после аварии загрязнение почвы экосистем зоны отчуждения радионуклидами характеризуется высоким (до 60 % и выше) коэффициентом вариации [2]. В отдаленный период, по мнению ученых [5; 10; 11] эти значения должны быть значительно ниже, а неоднородность перераспределения радионуклидов обусловлена вторичными процессами, связанными с горизонтальным переносом в пределах элементарных ландшафтов.

Принято считать, что интенсивность поступления радионуклидов в луговые растения ниже, чем лесные травы, а также часто наблюдается тенденция снижения коэффициентов накопления радионуклидов по мере увеличения степени загрязнения почвы [3; 5]. На этот процесс могут оказывать существенное влияние различные эдафотопные факторы, включая режим увлажнения, агрохимические параметры почвы, формы нахождения радионуклидов и т. д. [2; 4; 6; 12]. Максимальными K_d ^{137}Cs и ^{90}Sr чаще отличаются растения луговых экосистем, почвенный покров которых представлен почвами с легким механическим составом, обладающих повышенным содержанием доступных для растений форм радионуклидов (водорастворимой и обменной).

Степень загрязнения березового сока радионуклидами зависит от тех же факторов, что и накопление радионуклидов в растениях и других «дарах леса». Принято считать, что накопление ^{137}Cs обычно незначительно. Даже в 30-километровой зоне вокруг ЧАЭС при плотности загрязнения почвы березняка до 18500 кБк/м² концентрация ^{137}Cs в березовом соке не превышала 250 Бк/л [2], для ^{90}Sr характерно высокое накопление в березовом соке [13]. Большую роль при этом играют не только различия в типах почв и сукцессионные процессы, но и колебания метеоусловий, уровня грунтовых вод, агрохимические параметры почв и др.

Шляпочные грибы среди потенциальных пищевых продуктов леса обладают наибольшей способностью аккумулировать радионуклиды. Значительная роль при накоплении принадлежит различиям в типах почв и лесорастительных условиях, колебаниям уровня грунтовых вод и метеоусловий, сукцессионным процессам и т. д. При этом основным индикатором при поступлении радионуклидов в плодовые тела грибов является изменение содержания в почве микро- и макроэлементов и других агрохимических параметров.

Целью наших исследований явилась как оценка степени варьирования содержания радионуклидов в почве различных биогеоценозов, так и установление влияния различных агрохимических параметров и режима увлажнения почвы на накопление радионуклидов индикаторными объектами (луговыми злаками, грибами, березовым соком) спустя 30 лет после аварии на бывших антропогенных (постагрогенных) землях.

Материалы и методы исследования

Исследования проведены в белорусском секторе зоны отчуждения ЧАЭС на территории Полесского государственного радиационно-экологического заповедника в 2016–2021 гг. Были изучены особенности горизонтального распределения ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am в почве биогеоценозов с различными лесорастительными условиями (березняк, сосняк, залежный луг) и существенным для Белорусского Полесья перепадом высот «Ясева гора» (15,2 м). При исследовании пространственной неоднородности радиоактивных выпадений был использован метод вложенных квадратов. Размер экспериментальных полигонов составил 100 × 100 м. Внутри основной экспериментальной площадки были выбраны малые размером 10 × 10 м, с которых проводился отбор смешанных образцов почвы стандартным пробоотборником диаметром 4 см на глубину 20 см. Для исследования накопления радионуклидов луговыми растениями были выбраны 4 вида злаков, присутствовавшие на каждом из 3 экспериментальных фитоценозов: пырей ползучий (*Elytrigia repens* L.), вейник наземный (*Calamagrostis epigéjos* (L.) Roth), осока трясунковидная (*Carex brizoides* L.), мятлик луговой (*Poa praténsis* L.). В каждом из 3 луговых фитоценозов были заложены по 20 экспериментальных площадок размером 2 × 2 м. Территория экспериментальных полигонов (132, 116, 121 кварталы Радинского лесничества) с автоморфным типом почвы, имеет тип лесорастительных условий А₂. Для исследования накопления радионуклидов березовым соком в естественных биогеоценозах были выделены 3 экспериментальных площадки с различным режимом увлажнения (на автоморфной, полугидроморфной и гидроморфной почве), где для подсочки были выбраны по 10 деревьев, и 1 площадка на территории санитарно-защитной зоны исследовательской станции «Масаны» в 10 км от ЧАЭС на автоморфной почве. Отбор проб шляпочных грибов проведен на 4-х экспериментальных полигонах, которые охватывали естественные биогеоценозы с различным режимом увлажнения (полугидроморфный, гидроморфный и 2 автоморфных), где для сравнительного анализа были выбраны 7 видов макромицетов, которые встречались на каждой из этих площадок (белый (*Boletus edulis* Bull.), польский (*Boletus badius* (Fr.) Fr.), масленок (*Suillus luteus* (L.) Gray), зеленка (*Tricholoma equestre* (L.) P. Kumm.), лисичка (*Cantharellus cibarius* Fr.), сыроежка (*Russula* sp.), зонтик *Macrolepiota procera* (Scop.) Singer).

Определение ^{137}Cs и ^{90}Sr проводили инструментальным методом на γ - β -спектрометре МКС-АТ1315 (Атомтех, Беларусь) с блоком детектирования для регистрации γ -излучения на основе сцинтилляционного кристалла

NaI (TI) размерами $\varnothing 63 \times 63$ мм. Для регистрации β -излучения использовался органический сцинтиллятор на основе полистирола, активированного паратерфинилом, размерами $\varnothing 128 \times 9$ мм [14]. Определение ^{241}Am проводили на γ -спектрометре *Canberra* (Canberra Industries, Inc., USA) с детектором из особо чистого германия с композитным углеродным окном с регистрацией γ -излучения в диапазоне энергий 20–2000 кэВ [15]. Ошибка измерений составляла около 20 %. Анализировали в работе также агрохимические показатели почвы, коэффициенты перехода (K_n) радионуклидов, (Бк/кг:кБк/м²) и накопления (K_n) (Бк/кг:Бк/кг).

Результаты исследования и их обсуждение

Оценка содержания радионуклидов в почве при изучении латеральной миграции показала, что максимальные значения плотности загрязнения выбранного полигона на территории березняка составили: для ^{137}Cs – 6315,2 кБк/м² (170,7 Ки/км²), для ^{90}Sr – 3908,3 кБк/м² (105,6 Ки/км²), для ^{241}Am – 146,9 кБк/м² (4,0 Ки/км²). На территории залежи: для ^{137}Cs – 8079,4 кБк/м² (212,4 Ки/км²), для ^{90}Sr – 4550,9 кБк/м² (123,0 Ки/км²), для ^{241}Am – 148,9 кБк/м² (4,0 Ки/км²). В почве соснового леса: для ^{137}Cs – 5820,9 кБк/м² (157,3 Ки/км²), для ^{90}Sr – 2109,9 кБк/м² (57,0 Ки/км²), для ^{241}Am – 133,0 кБк/м² (3,6 Ки/км²). Средние уровни плотности загрязнения выбранного полигона на территории урочища «Ясева гора» составили: для ^{137}Cs – 3789,6 кБк/м² (102,4 Ки/км²), для ^{90}Sr – 792,4 кБк/м² (21,4 Ки/км²), для ^{241}Am – 66,9 кБк/м² (1,8 Ки/км²). Проведенные на высоте 1 м измерения МД на территории березняка (3,69 мкЗв/ч) показали невысокую вариабельность ($V = 11,9$ %), на высоте 3–4 см от поверхности почвы (3,70 мкЗв/ч) $V = 18,7$ %. Среднее значение МД на поверхности почвы залежи составило 4,01 мкЗв/ч, на высоте 1 м – 3,69 мкЗв/ч ($V = 8,5$ %). Среднее значение МД на высоте 1 м в сосновом лесу составило 3,27 мкЗв/ч ($V = 5,5$ %), на поверхности почвы – 3,99 мкЗв/ч ($V = 9,5$ %). МД на территории экспериментального полигона «Ясева гора» на высоте 3–4 см составила 4,46 мкЗв/ч ($V = 12,3$ %), на высоте 1 м от поверхности почвы вариабельность была несколько ниже – 3,84 мкЗв/ч ($V = 9,1$ %).

Коэффициенты корреляции (r_{xy}) между МД на различной высоте и содержанием ^{137}Cs в почве значительно варьировали, что закономерно в связи с большим охватом площади поверхности почвы, с которой усредняется поток γ -излучения при более высоком расположении детектора, а также в некоторых случаях со сложным режимом увлажнения. Анализ латеральной дифференциации ^{137}Cs в верхнем 20-сантиметровом слое почвы березняка не выявил существенной неоднородности. Разница между минимальным и максимальным значениями составила 3,8 раза. В верхнем 20-сантиметровом слое почвы залежи обнаружены участки с различными уровнями загрязнения, а разница между минимальным и максимальным значениями составила 5 раз. В верхнем 20-сантиметровом слое почвы сосняка данная разница составила 3,7 раза. Для «Ясевой горы» такая разница составила 3,4 раза. Коэффициент вариации ^{137}Cs в почве березняка составил 27,4 %, для залежи – 34,0 %, для сосняка – 25,7 %, для «Ясевой горы» – 21,6 %, что является закономерным для отдаленного периода радиационной аварии. Коэффициент вариации содержания ^{90}Sr для экспериментального полигона в березняке составил 48,3 %, на залежи $V = 36,0$ %, в сосняке $V = 72,5$ %, для «Ясевой горы» $V = 51,9$ %. По характеру варьирования содержания в почве ^{241}Am занимает промежуточное положение между ^{137}Cs и ^{90}Sr . Так, коэффициент вариации для экспериментального полигона в березняке составил 28,7 %, на залежи $V = 37,5$ %, в сосняке $V = 31,9$ %, на «Ясевой горе» $V = 33,1$ %.

Проведенный анализ характера варьирования показал, что в лесных биогеоценозах в большей степени изменчивости содержания в верхнем слое почвы подлежит ^{90}Sr . Это подтверждается наибольшим коэффициентом вариации. Различия в варьировании содержания ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am в верхнем слое почвы в большой степени зависят от структуры сформированного сообщества и отсутствия древесного яруса. Полученные результаты указывают, с одной стороны, на более высокую мобильность ^{90}Sr в почвах зоны отчуждения, по сравнению с другими радионуклидами чернобыльского происхождения, с другой стороны, на способность биотических компонентов изучаемых лесных формаций в большей степени задействовать данный химический элемент в обменных процессах, происходящих в экосистеме, чем другие радионуклиды. В работе был проведен анализ вариационных рядов с проверкой нулевой гипотезы. При расчете параметров вариационных рядов были оценены показатели асимметрии и эксцесса. При $N = 100$, как в наших исследованиях, ошибки этих оценок составляют: $S_{As} = 0,24$ и $S_{Ex} = 0,48$. Дальнейший расчет критериев достоверности оценок (t_{As} , t_{Ex}) показал, что только в случае с анализом МД можно говорить о распределении эмпирических данных по нормальному закону. Это подтверждают проверки по биометрическим таблицам и распределения на соответствие нормальному закону при помощи теста Колмогорова – Смирнова. В остальных случаях нулевая гипотеза опровергается в пользу логнормального распределения в почве радионуклидов чернобыльских выпадений. Так как распределение ^{137}Cs ближе всего по своим параметрам к нормальному закону, то в данном случае можно говорить об определенной стабилизации обстановки, на которую влияние будет оказывать в большей степени только физический распад. В отношении же ^{90}Sr обстановка представляется наиболее сложной, что связано с выходом его из состава матрицы топливных частиц и увеличении количества подвижных форм. По всей видимости, эти процессы в настоящее время

продолжаются. Что касается ^{241}Am , то скорость процессов горизонтальной миграции данного радионуклида, несмотря на продолжающееся увеличение его количества в почве, ниже, чем для ^{90}Sr , что связано с более низкой биогенной миграцией и перераспределением его с биотой. Анализ пространственного распределения радионуклидов обнаружил в большинстве случаев правостороннюю (положительную) асимметрию вариационных гистограмм, направленную в сторону образцов с наибольшими значениями, что подтверждает значительную неоднородность в мультифрактальной структуре чернобыльских выпадений. Оценка корреляционных отношений между содержанием радионуклидов в верхнем слое почвы и высотными колебаниями рельефа не обнаружил тесной взаимосвязи. Возможно, что большую роль при этом играет изменение структуры микрорельефа почвы и перераспределение в ней химических элементов [7–9].

Проведенные исследования позволили установить и уточнить ряд особенностей накопления ^{137}Cs луговыми растениями на территории зоны отчуждения ЧАЭС на современном этапе, а также факторы, влияющие на его биологическую доступность. Из трех исследуемых луговых злаков наибольшей удельной активностью радионуклида отличалась осока трясунковидная на всех экспериментальных площадках. Далее по уровню содержания следовали: пырей, мятлик луговой и веерник наземный, что обусловлено видовыми особенностями данных растений. Обнаружено заметное снижение удельной активности ^{137}Cs в луговых травах по мере удаления фитоценоза от эпицентра аварии, а также при снижении качественных показателей сообщества (проективное покрытие и физическое состояние растений). Учитывая, что плотность загрязнения почвы ^{137}Cs на всех экспериментальных площадках идентична ($\approx 2960 \text{ кБк/м}^2$ (80 Ки/км^2)), то данные закономерности указывают на влияние вторичных факторов. Параметры перехода (K_n и K_n) указывают на доминирование в накоплении ^{137}Cs растениями лугового фитоценоза № 1, где наблюдалось наименьшее содержание почвенной влаги, а видовой приоритет во всех случаях принадлежит осоке (рис. 1).

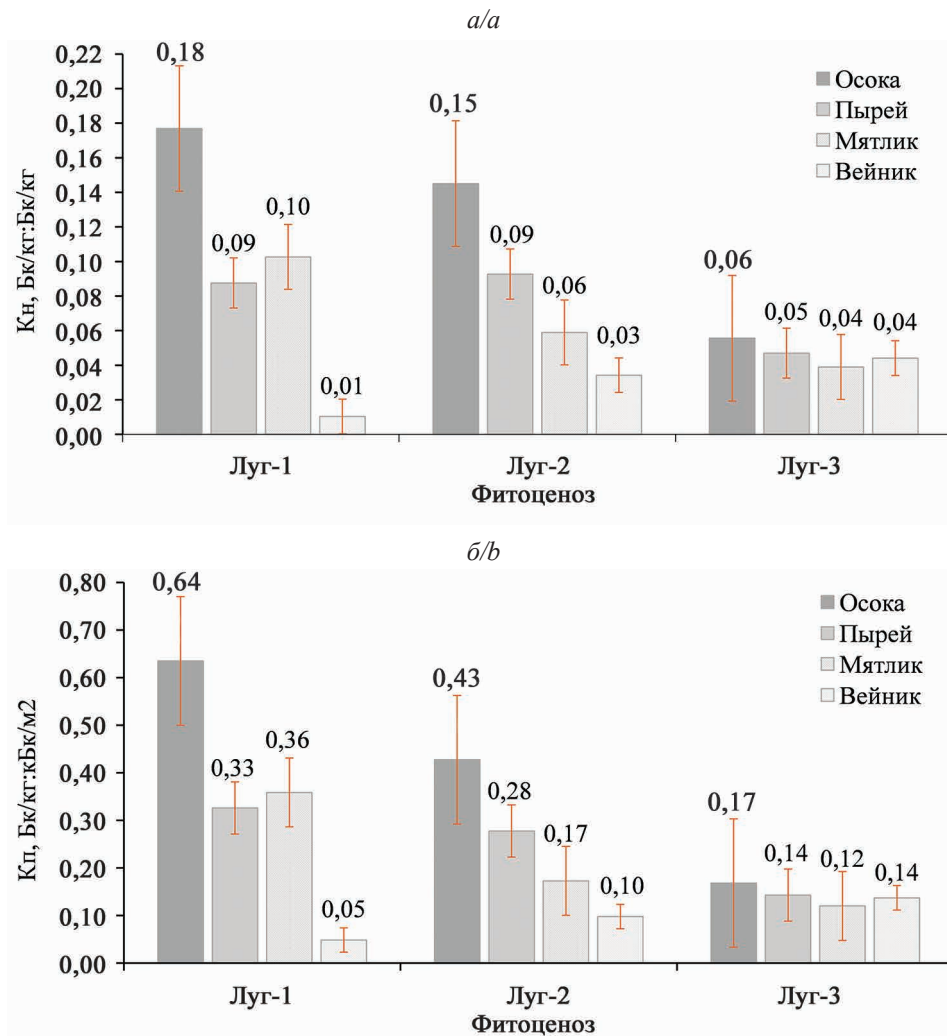


Рис. 1. K_n (а) (Бк/кг:Бк/кг) и K_n (б) (Бк/кг:кБк/м²) ^{137}Cs в доминирующие виды луговых злаков из почвы экспериментальных площадок

Fig. 1. C_f (a) (Bq/kg:Bq/kg) and T_{ag} (b) (Bq/kg:kBq/m²) ^{137}Cs in the dominant species of wild-growing meadow grasses from the soil of experimental sites

Анализ агрохимических параметров экспериментальных площадок показал, что большинство показателей почвенного плодородия и минерального питания снижается в сторону менее продуктивных луговых фитоценозов и ведет к снижению накопления радионуклидов. Тенденция несколько нарушается только при анализе содержания обменного аммония, pH и подвижного магния. Снижение содержания гумуса в почве в 1,9 раза ведет к снижению накопления ^{137}Cs в злаках в среднем от 1,6 до 2,3 раза в зависимости от видовой принадлежности. Аналогичная тенденция наблюдается и при анализе влияния гидролитической кислотности, суммы поглощенных оснований, емкости поглощения и степени насыщенности почв основаниями. Снижение поступления ^{137}Cs в луговую растительность происходит одновременно с уменьшением почвенного плодородия лугового сообщества и минерального питания (рис. 2).

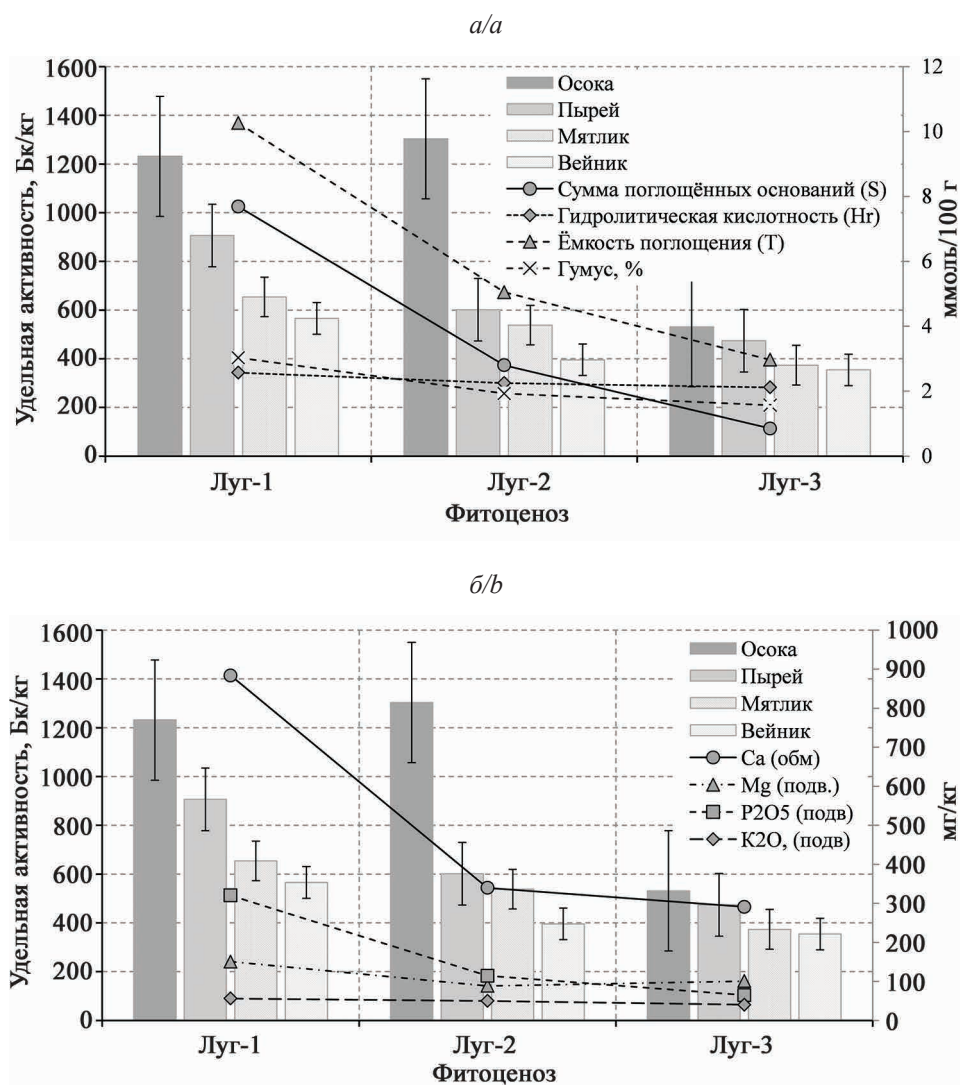


Рис. 2. Изменение содержания ^{137}Cs (Бк/кг) в луговых злаках в зависимости от показателей плодородия (а) (ммоль/100 г, %) и содержания элементов минерального питания (б) (мг/кг) в почве

Fig. 2. Changes in the concentration of ^{137}Cs (Bq/kg) in wild-growing meadow grasses depending on the indicators of fertility (a) (mmol/100 g, %) and the content of mineral nutrients (b) (mg/kg) in the soil

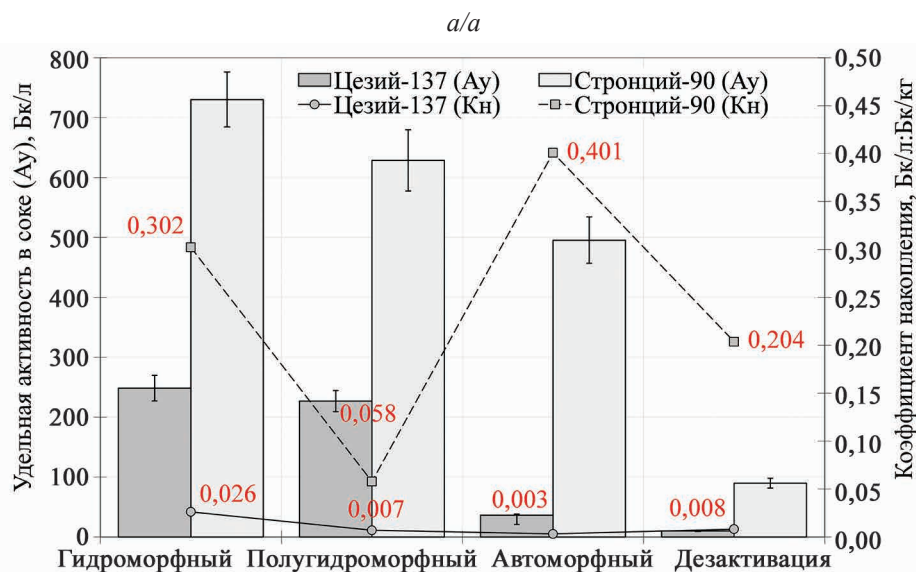
Анализ содержания форм подвижности радионуклидов в почве указывает на две обнаруженные тенденции. Первая – наибольшее содержание лабильных форм ^{137}Cs в почве независимо от экспериментальной площадки (32,78–52,35 %), наименьшее – растворимых форм (0,19–0,22 %), обменных (7,69–9,36 %). Вторая – чем выше плодородие лугового фитоценоза, тем выше содержание в почве лабильных форм ^{137}Cs . Поступление калия в растительные ткани, хоть он и имеет высокое сродство с цезием, ограничено его низким содержанием в почве зоны отчуждения и отсутствием дополнительных источников депонирования. Максимальная разница между DF на различных экспериментальных площадках составила для осоки – 8,3 раза, для пырея – 6,1, для вейника – 4,8, для мятлика – 5,1 раза. Видовые особенности

растений, связанные с транспортом катионов $K^+ - Cs^+$ вносят существенные коррективы в механизмы накопления ^{137}Cs .

Наибольшим значением удельной активности в почвах пробных площадок исследуемых березняков отличался ^{137}Cs . Различия между значениями удельной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr соответственно составили для березняка на гидроморфной почве – 3,9 раза, полугидроморфной – 3,0 раза, автоморфной – 10,0 раз, дезактивированного участка – 2,8 раза. Различия между значениями удельной активности ^{137}Cs и ^{241}Am соответственно составили для березняка на гидроморфной почве – 43,1 раза, полугидроморфной – 46,8 раза, автоморфной – 40,7 раза, дезактивированного участка – 48,8 раза. Анализ результатов изменения объемной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в березовом соке показал, что, несмотря на значительное превышение поверхностного содержания в почве всех исследуемых сообществ ^{137}Cs (до 9,1 раза), объемная активность его в соке существенно ниже ^{90}Sr , свидетельствующая о меньшей доступности ^{137}Cs по сравнению со ^{90}Sr . Общей особенностью выноса радионуклидов березовым соком является его значительное увеличение с повышением гидроморфизма почвы биогеоценоза, что существенно влияет на их биологическую доступность. Так, в наших исследованиях разница между объемной активностью березового сока березняка на гидроморфной почве и автоморфной для ^{137}Cs составила 6,9 раза, для ^{90}Sr такая разница – 1,5 раза. Рассчитанные нами коэффициенты вариации объемной активности радионуклидов в березовом соке для всех экспериментальных полигонов были незначительны и имели небольшой диапазон варьирования (^{137}Cs – 34,2–62,0 %; ^{90}Sr – 45,3–59,4 %), что подтверждает стабилизацию радиоэкологической обстановки в лесах и достоверность проводимых исследований. Объемная активность ^{90}Sr по сравнению с ^{137}Cs в березовом соке березняка на гидроморфной почве выше в 2,9 раза, березняка на полугидроморфной почве – в 2,8 раза, на автоморфной – в 13,8 раза, на дезактивированном участке – в 9,0 раз. Следовательно, при радиационном контроле такой побочной продукции использования леса, как березовый сок, особое внимание следует обращать на накопление ^{90}Sr .

Расчет коэффициентов перехода и накопления радионуклидов березовым соком обнаружил ту же тенденцию более интенсивного их поступления на участках с повышенным увлажнением (рис. 3).

Содержание органического вещества в почве вполне может являться одним из мониторинговых критериев при прогнозировании накопления радионуклидов березовым соком. Аналогичными критериями могут выступать также гидролитическая кислотность почвы и емкость поглощения. Органическая часть почвы обладает более высокой поглотительной способностью, чем минеральная. Поэтому, несмотря на то, что в составе мелкодисперсной фракции преобладают минеральные коллоиды, емкость поглощения увеличивается с возрастанием гумусированности почвы. В наших исследованиях [16] содержание гумуса в почве, емкость поглощения и гидролитическая кислотность снижаются по мере уменьшения влажности почвы биогеоценоза, а содержание обменного фосфора в тоже время существенно увеличивалось. При этом уменьшается и поступление радионуклидов в березовый сок, что можно использовать при прогнозировании накопления радионуклидов соком. Концентрация же в почве подвижных кальция, магния и калия не обнаружила никакой достоверной зависимости от режима увлажнения. Отмечена лишь некоторая тенденция к снижению при уменьшении почвенной влаги. Являясь биогенными элементами, их содержание в экосистеме обусловлено, прежде всего, наличием и параметрами живой составляющей сообщества.



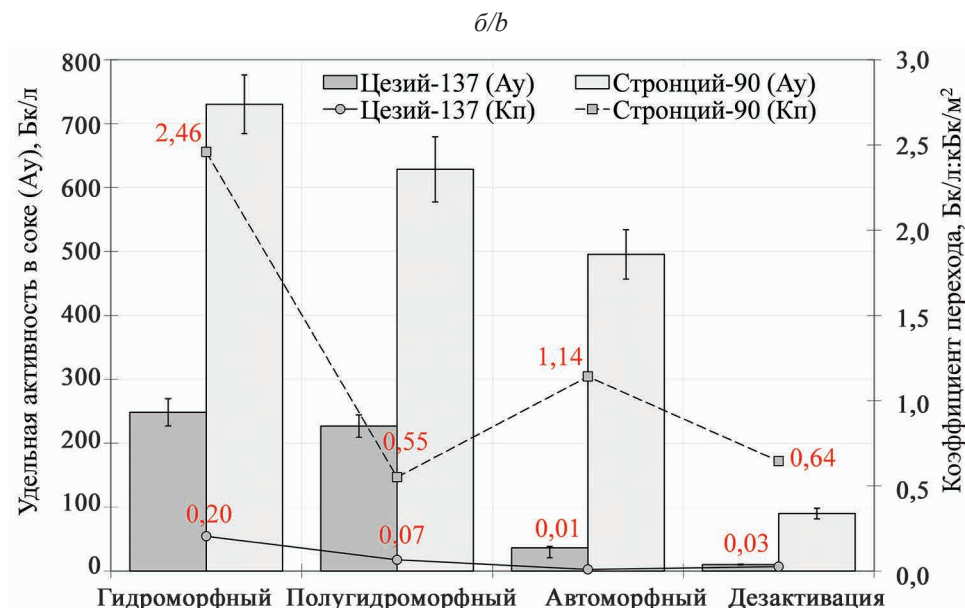


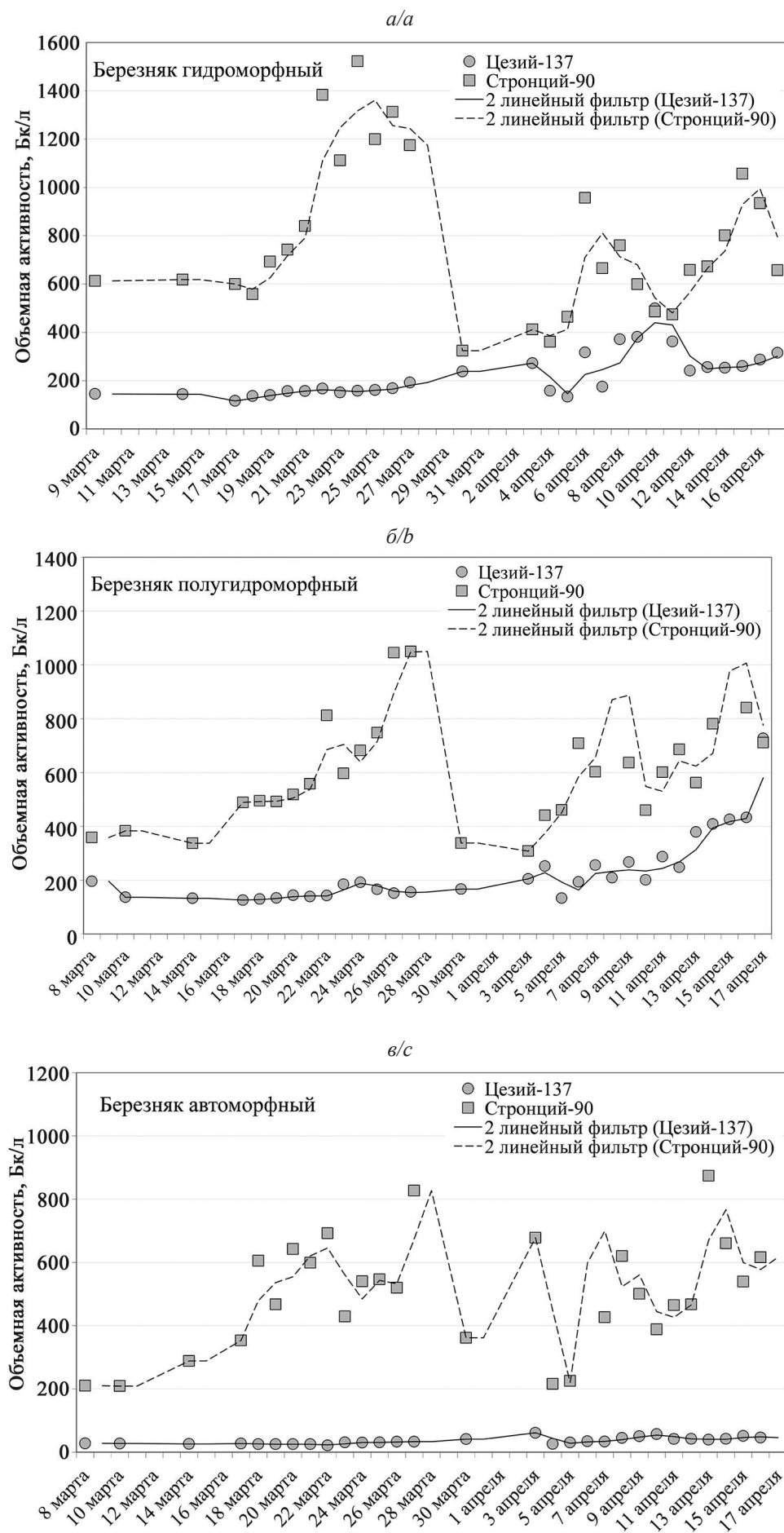
Рис. 3. Параметры накопления радионуклидов березовым соком из почвы различных биогеоценозов:
 $a - K_n$ (Бк/кг:Бк/кг); $b - K_n$ (Бк/кг:кБк/м²)

Fig. 3. Parameters of accumulation of radionuclides by birch sap from the soil of various biogeocenoses:
 $a - K_n$ (Bq/kg:Bq/kg); $b - K_n$ (Bq/kg:kBq/m²)

Анализ динамических процессов (рис. 4) в течение всего периода сокодвигения указывает на увеличение поступления радионуклидов в сок к окончанию периода сокодвигения. Однако в отношении ^{90}Sr наблюдается спад накопления в середине периода, разделяющий зависимость на два этапа. Различия в накоплении радионуклидов между начальным периодом сокодвигения и завершающим составляют для ^{137}Cs до 2-х и более раз. Для ^{90}Sr колебания концентрации в течение всего периода сокодвигения могут составлять до 4–5 раз. Обнаружена отрицательная корреляционная связь между интенсивностью соковыделения и концентрацией ^{90}Sr в соке.

В отношении ^{241}Am все полученные нами данные находились ниже минимальной детектируемой активности, поэтому анализируя их можно говорить о полученных закономерностях лишь как о тенденции. Однако анализ данных в отношении других радионуклидов указывает на влияние повышенного увлажнения почвы биогеоценоза на накопление ^{241}Am (1,5–1,8 раза) березовым соком. Оценка максимальных рисков превышения установленной нормативной (РДУ-99) концентрации ^{137}Cs (370 Бк/кг) для наших экспериментальных площадок показала возможность такого превышения до 2,2 раза в условиях повышенного увлажнения. В условиях автоморфных почв такого превышения ожидать не следует.

В результате проведенных исследований нами было установлено ряд особенностей накопления радионуклидов шляпочными грибами на территории зоны отчуждения ЧАЭС. Одним из факторов, определяющих накопление радионуклидов грибами, является их видовая принадлежность. Довольно значительно и внутривидовое варьирование удельной активности радионуклидов в грибах, собранных в одном и том же биогеоценозе. Можно констатировать и о заметном влиянии на загрязненность грибов радионуклидами мозаичности плотности загрязнения почвы в пределах одного биотопа и условий микросреды, в которых они произрастают. Такие виды, как масленок, польский и зеленка, являлись лидерами по содержанию радионуклидов, независимо от биогеоценоза, в котором они произрастали (рис. 5). Менее всего в наших исследованиях накапливали радионуклиды белый гриб и зонтик. Различия в накоплении ^{137}Cs между масленком и зонтиком на одном исследовательском полигоне составили от 18,4 до 82,5 раз, ^{90}Sr от 28,9 до 39,3 раз [17].



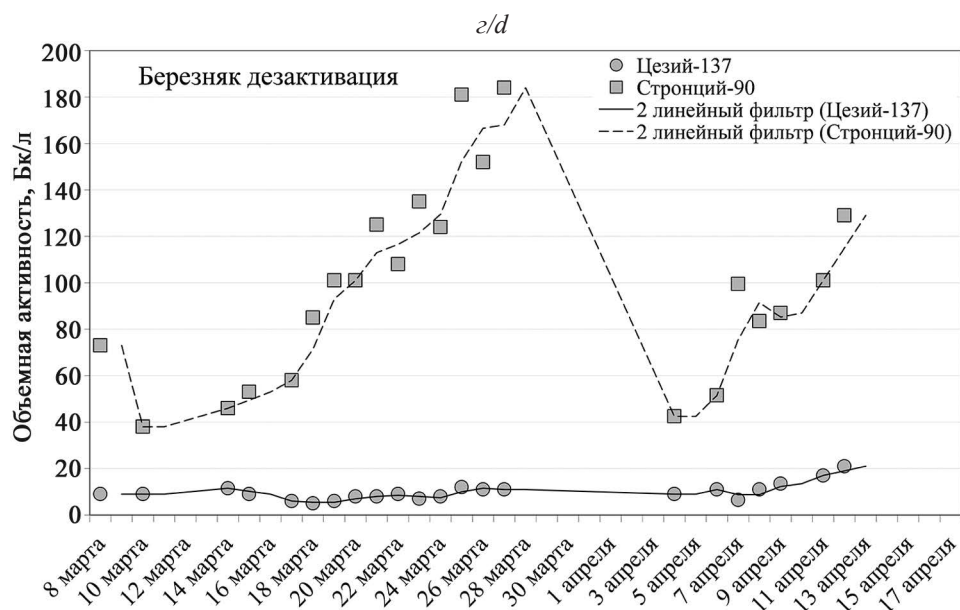


Рис. 4. Динамика изменения объемной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в березовом соке (Бк/л) на протяжении всего периода сокодвижения при различном режиме увлажнения почвы: а – гидроморфный; б – полугидроморфный; в – автоморфный; г – автоморфный дезактивированный

Fig. 4. Dynamics of changes in the volumetric activity of ^{137}Cs and ^{90}Sr in birch sap (Bq/l) throughout the entire period of sap flow under different humidification conditions soil: а – hydromorphic; б – semihydromorphic; в – automorphic; г – automorphic deactivated

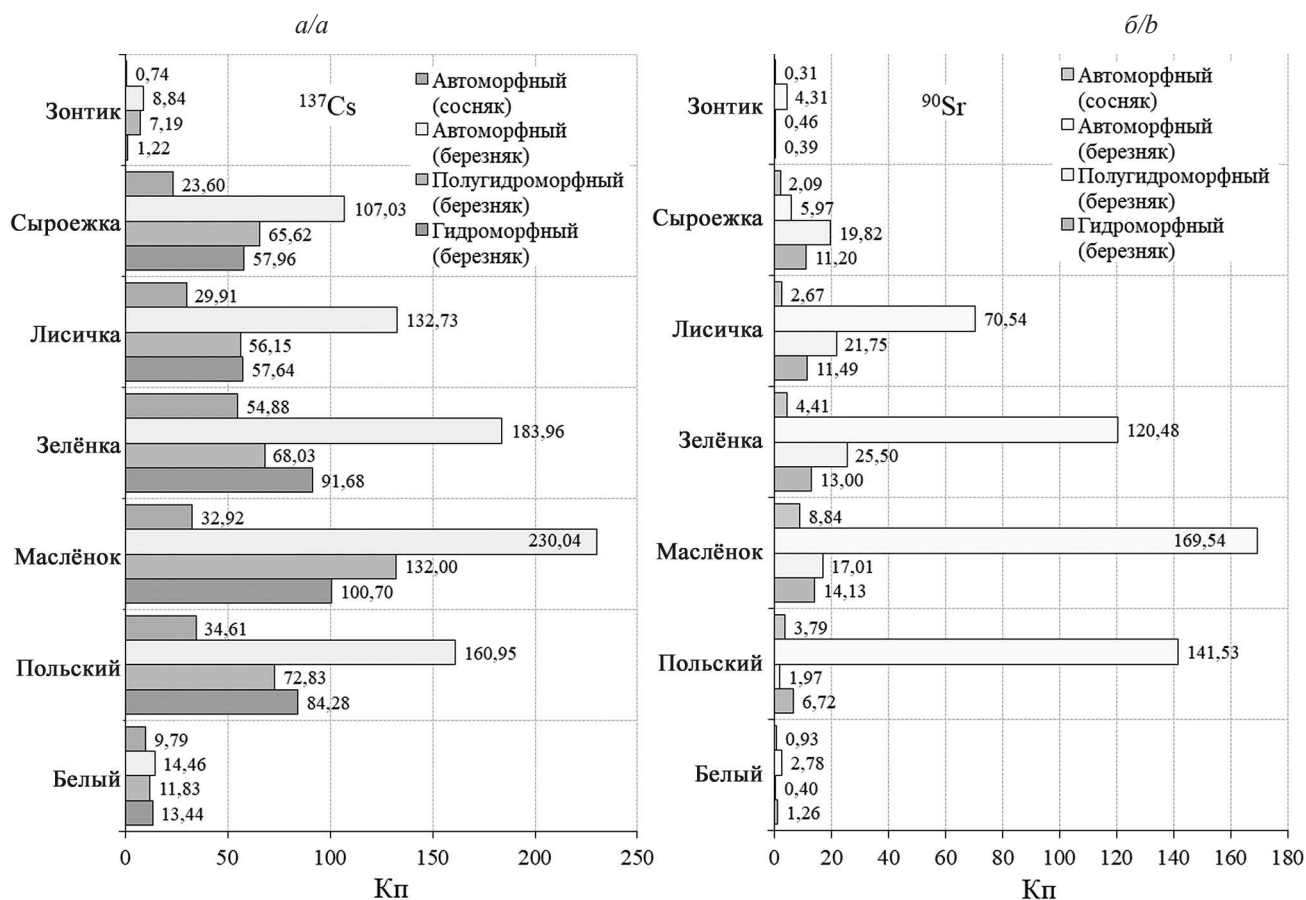


Рис. 5. K_n (Бк/кг:кБк/м²) из почвы различных биогеоценозов в грибы: а – ^{137}Cs ; б – ^{90}Sr

Fig. 5. T_{ag} (Bq/kg:kBq/m²) from the soil of various biogeocenoses into mushrooms: а – ^{137}Cs ; б – ^{90}Sr

Исследования показали, что значительно более высокое поступление ^{137}Cs в плодовые тела грибов, чем ^{90}Sr , что связано с их калияфильными свойствами. Наибольшей удельной активностью радионуклидов [17] отличались плодовые тела, собираемые в автоморфных условиях березового леса, несмотря на противоречивость литературных данных по этому вопросу. Так, различия в удельной активности радионуклидов в плодовом теле масленка, произрастающего на почвах березняка автоморфного и березняка гидроморфного, составляют для ^{137}Cs – 7,3 раза, для ^{90}Sr – 17,6 раза. Наибольшими коэффициентами накопления и перехода как для ^{137}Cs , так и для ^{90}Sr также отличались грибы, произрастающие на территории более сухого биогеоценоза березового леса, независимо от различий в плотности радиоактивного загрязнения поверхности почвы. С увеличением увлажнения почвы накопление радионуклидов грибами снижается. При этом обнаруживается ряд видовых различий, что связано с особенностями питания гриба и мозаичностью микроклиматических параметров.

При снижении содержания гумуса в почве, емкости поглощения и гидролитической кислотности по мере уменьшения влажности почвы биогеоценоза происходит увеличение накопления радионуклидов грибами. Особенностью наших экспериментальных полигонов явилось закономерное снижение концентрации практически всех элементов питания в почве в зависимости от снижения ее гидроморфизма, за исключением фосфора. Наиболее вероятно, что низкое содержание доступных для питания гриба калия, кальция и магния в верхнем почвенном слое автоморфного березняка послужило стимулом для интенсивного всасывания радиоактивных аналогов данных элементов. Анализ максимальных рисков превышения установленной нормативной (РДУ-99) концентрации ^{137}Cs в свежих грибах (370 Бк/кг) для наших экспериментальных площадок обнаружил их превышение до 1000 и более раз, независимо от условий увлажнения. Хотя не существует в Беларуси нормативных требований к содержанию в грибах других радионуклидов, можно не сомневаться, что и они были бы значительно превышены. В отношении ^{241}Am все полученные данные, находились ниже уровня детектируемости, поэтому анализируя их можно говорить о полученных закономерностях лишь как о тенденции.

Заключение

В большинстве случаев все три изучаемых радионуклида (^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{241}Am) в наших исследованиях имели одинаковый характер варьирования содержания при латеральном перераспределении в верхнем 20-сантиметровом слое. Однако в отношении ^{90}Sr был получен более высокий коэффициент вариации (75,2 %) для экспериментального полигона, расположенного в сосновом лесу, что, скорее всего, связано со структурной организацией экосистемы соснового леса. Неоднородность (размах варьирования) плотности загрязнения почвы возрастала по мере увеличения гидроморфизма. Анализ корреляционных отношений между содержанием радионуклидов в верхнем слое почвы и высотными колебаниями рельефа не обнаружил тесной взаимосвязи.

При исследовании накопления ^{137}Cs луговыми злаками зоны отчуждения на данном этапе наибольшей удельной активностью радионуклида отличалась осока трясунковидная на всех экспериментальных площадках. Далее по уровню удельной активности следовали: пырей, мятлик луговой и вейник наземный, что обусловлено видовыми особенностями данных растений. При одинаковой плотности загрязнения почвы одновременно со снижением проективного покрытия, физического состояния растений и по мере удаления фитоценоза от эпицентра аварии заметно снижалась удельная активность ^{137}Cs в луговых травах, что указывает на влияние вторичных факторов. Характерной особенностью накопления ^{137}Cs луговыми растениями зоны отчуждения на данном этапе было снижение показателей их удельной активности при уменьшении содержания в менее продуктивных фитоценозах почвенной влаги, большинства показателей почвенного плодородия и минерального питания. Тенденция нарушается при анализе содержания обменного аммония, pH и подвижного магния. На всех экспериментальных площадках спустя более 30 лет после аварии на ЧАЭС в почве было обнаружено наибольшее содержание лабильных форм ^{137}Cs (32,78–52,35 %), далее обменных (7,69–9,36 %), наименьшее – растворимых форм (0,19–0,22 %). Содержание в почве лабильных форм ^{137}Cs было прямо пропорционально плодородию лугового фитоценоза. Анализ содержания калия в растениях и коэффициентов дискриминации подтверждает обнаруженные тенденции накопления ^{137}Cs .

Несмотря на значительное превышение плотности загрязнения почвы ^{137}Cs по сравнению со ^{90}Sr всех пробных площадок (до 9,1 раза), объемная активность его в соке была ниже, что говорит о меньшей биологической доступности ^{137}Cs . Биологическая доступность радионуклидов из почвы для березового сока значительно возрастала с повышением гидроморфизма постагрогенного биогеоценоза. Разница между объемной активностью березового сока березняка на гидроморфной и автоморфной почве составила для ^{137}Cs – 6,9 раза, для ^{90}Sr – 1,5 раза. Накопление ^{90}Sr по сравнению с ^{137}Cs в березовом соке березняка на гидроморфной почве было выше в 2,9 раза, березняка на полугидроморфной почве – в 2,8 раза, на

автоморфной – в 13,8 раза, на дезактивированном участке – в 9,0 раз. Поступление радионуклидов в березовый сок уменьшается при снижении влажности почвы биогеоценоза, количества гумуса, емкости поглощения и гидролитической кислотности. Концентрация же в почве подвижных форм кальция, магния и калия не обнаружила никакой достоверной зависимости от режима увлажнения, лишь некоторую тенденцию к снижению при уменьшении почвенной влаги. Отмечается увеличение поступления радионуклидов в сок к окончанию периода сокодвижения (до 2-х и более раз). В отношении ^{90}Sr наблюдается спад накопления в середине периода сокодвижения, а колебания концентрации в течение всего периода могут составлять до 4–5 раз.

Одним из факторов, определяющих накопление радионуклидов грибами, является их видовая принадлежность. Значительно и внутривидовое варьирование удельной активности радионуклидов в грибах, собранных в одном и том же биогеоценозе. Большую роль в накоплении грибами радионуклидов спустя 30 лет после аварии играет мозаичность плотности загрязнения почвы в пределах одного биотопа и условия микросреды, в которых они произрастают. Более всего в наших исследованиях накапливали радионуклиды масленок, польский и зеленка, независимо от биогеоценоза, в котором они произрастали. Наименьшей удельной активностью радионуклидов отличались белый гриб и зонтик. Различия в накоплении ^{137}Cs между масленком и зонтиком на одном исследовательском полигоне составили от 18,4 до 82,5 раз, ^{90}Sr от 28,9 до 39,3 раз. Наибольшей удельной активностью радионуклидов отличались плодовые тела, собираемые в автоморфных условиях березового леса. При снижении содержания гумуса в почве, емкости поглощения гидролитической кислотности, практически всех элементов минерального питания (за исключением фосфора) по мере уменьшения влажности почвы биогеоценоза происходило увеличение накопления радионуклидов грибами.

Библиографические ссылки

1. Алексахин РМ. *Ядерная энергия и биосфера*. Москва: Энергоиздат; 1982. 216 с.
2. Алексахин РМ, Нарышкин МА. *Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах*. Москва: Наука; 1977. 144 с.
3. Булохов АД, Сковородникова НА, Дайнеко НМ, и др. Аккумуляция ^{137}Cs растениями луговых экосистем приграничных территорий Брянской, Гомельской и Черниговской областей. *Научный диалог: Естественные науки*. 2014;1(25):5–13.
4. Иванов ЮА. Анализ факторов, определяющих долговременную динамику миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове. В: *Проблемы черновильской зоны отчуждения*. Чернобыль: [б. н.]; 2009. Выпуск 9. с. 23–39.
5. Ипатьев ВА, Багинский ВФ, Булавик ИМ, и др. Лес. Человек. Чернобыль. В: *Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС: состояние, прогноз, реакция населения, пути реабилитации*. Гомель: Институт леса НАН Беларуси; 1999. 454 с.
6. Апплби ЛД, Девелл Л, Мишра ЮК, и др. Пути миграции искусственных радионуклидов в окружающей среде. В: *Радиоэкология после Чернобыля*. Москва: Мир; 1999. 512 с.
7. Калиниченко СА. Характеристика латерального распределения ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am в поверхностном слое почвы различных биогеоценозов белорусского сектора зоны отчуждения Чернобыльской АЭС. *Известия Гомельского государственного университета имени Ф. Скорины. Естественные науки*. 2018;3(108):42–48.
8. Калиниченко СА, Бондарь ЮИ, Никитин АН, и др. Особенности латерального перераспределения ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am в поверхностном слое почвы геохимически сопряженных ландшафтов при значительном для белорусского Полесья перепаде высот. *Известия Гомельского государственного университета имени Ф. Скорины. Естественные науки*. 2019;3(114):29–35.
9. Калиниченко СА, Ненашев РА, Никитин АН. Латеральная миграция радионуклидов чернобыльского происхождения в почве зоны отчуждения. *Веснік Брэсцкага ўніверсітэта. Серыя 5. Біялогія. Навукі аб зямлі*. 2021;2:21–33.
10. Линник ВГ. *Ландшафтная дифференциация техногенных радионуклидов: геоинформационные системы и модели* [автореферат диссертации]. Москва: [б. н.]; 2008. 40 с.
11. Линник ВГ. Ландшафтно-географические исследования в связи с аварией на ЧАЭС. *Вестник Московского университета. Серия 5. География*. 1996;1:38–44.
12. Переволоцкий АН. *Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных биогеоценозах*. Гомель: Институт радиологии; 2006. 255 с.
13. Переволоцкий АН, Булавик ИМ, Диденко ЛГ. *Некоторые аспекты накопления ^{90}Sr и ^{90}Y в березовом соке*. Гомель: Институт леса НАН Беларуси; 2001. 5 с.
14. МВИ.МН 1181–2011. *Методика измерений объемной и удельной активности ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{40}K на гамма-бета-спектрометре типа МКС-АТ1315, объемной и удельной активности гамма-излучающих радионуклидов ^{137}Cs , ^{40}K на гамма-спектрометре типа ЕЛ 1309 (МКГ-1309) в пищевых продуктах, питьевой воде, почве, сельскохозяйственном сырье и кормах, продукции лесного хозяйства, других объектах окружающей среды*. Минск: Атомтех; 2011. 31 с.
15. МВИ.МН 3151–2009. *Методика выполнения измерений удельной активности гамма-излучающих радионуклидов ^{137}Cs и ^{241}Am в почве, донных отложениях и других объектах окружающей среды на гамма-спектрометрах с полупроводниковыми детекторами с бериллиевым или композитным углеродным окном*. Хойники: Полесский государственный радиационно-экологический заповедник; 2009. 14 с.
16. Калиниченко СА, Никитин АН, Шуранкова ОА. Влияние различных почвенных условий на поступление ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am в березовый сок на территории зоны отчуждения ЧАЭС. *Известия Гомельского государственного университета имени Ф. Скорины. Естественные науки*. 2020;3(120):52–58.
17. Калиниченко СА, Никитин АН, Шуранкова ОА. Накопление ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am шляпочными грибами в экосистемах с различным режимом увлажнения зоны отчуждения ЧАЭС. *Известия Гомельского государственного университета имени Ф. Скорины. Естественные науки*. 2021;3(126):21–27.

References

1. Aleksakhin RM. *Yadernaya energiya i biosfera* [Nuclear energy and the biosphere]. Moscow: Energoizdat; 1982. 216 p. Russian.
2. Aleksakhin RM, Naryshkin MA. *Migratsiya radionuklidov v lesnykh biogeotsenozakh* [Migration of radionuclides in forest biogeocenoses]. Moscow: Nauka; 1977. 144 p. Russian.
3. Bulokhov AD, Skovorodnikova NA, Daineko NM, et al. *Akkumulyatsiya ^{137}Cs rasteniyami lugovoy ekosistem prigranichnykh territorij Bryanskoy, Gomel'skoy i Chernigovskoy oblastej* [Accumulation of ^{137}Cs by plants of meadow ecosystems in the border areas of the Bryansk, Gomel and Chernigov regions]. *Scientific dialogue: Natural sciences*. 2014;1(25):5–13. Russian.
4. Ivanov YuA. *Analiz faktorov, opredelyayushchih dolgovremennuyu dinamiku migratsii radionuklidov v pochvenno-rastitel'nom pokrove* [Analysis of the factors determining the long-term dynamics of radionuclide migration in the soil and vegetation cover]. In: *Problems of the Chernobyl exclusion zone*. Chernobyl: [publisher unknown]; 2009. Issue 9. p. 23–39. Russian.
5. Ipatiev VA, Baginsky VF, Bulavik IM, et al. *Les. Chelovek. Chernobyl'. Lesnye ekosistemy posle avarii na Chernobyl'skoy AES: sostoyaniye, prognoz, reaktsiya naseleniya, puti rehabilitatsii* [Forest ecosystems after the accident at the Chernobyl nuclear power plant: state, forecast, reaction of the population, ways of rehabilitation]. Gomel: Forest Institute of the National Academy of Sciences of Belarus; 1999. 454 p. Russian.
6. Appleby LD, Devell L, Mishra YK, et al. Ways of migration of artificial radionuclides in the environment. In: *Radioekologiya posle Chernobyla* [Radioecology after Chernobyl]. Moscow: Mir; 1999. 512 p. Russian.
7. Kalinichenko SA. *Harakteristika lateral'nogo raspredeleniya ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am v poverhnostnom sloe pochvy razlichnykh biogeotsenozov belorusskogo sektora zony otchuzhdeniya Chernobyl'skoy AES* [Characteristics of the lateral distribution of ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am in the surface soil layer of various biogeocenoses of the Belarusian sector of the exclusion zone of the Chernobyl nuclear power plant]. *Bulletin of the F. Skorina Gomel State University. Natural Sciences*. 2018;3(108):42–48. Russian.
8. Kalinichenko SA, Bondar Yul, Nikitin AN, et al. *Osobennosti lateral'nogo pereraspredeleniya ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am v poverhnostnom sloe pochvy geohimicheski sopryazhyonnykh landshaftov pri znachitel'nom dlya belorusskogo Poles'ya perepade vysot* [Features of the lateral redistribution of ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am in the surface soil layer of geochemically contiguous landscapes with a significant elevation difference for the Belarusian Polesie]. *Bulletin of the F. Skorina Gomel State University. Natural Sciences*. 2019;3(114):29–35. Russian.
9. Kalinichenko SA, Nenashev RA, Nikitin AN. *Lateral'naya migratsiya radionuklidov chernobyl'skogo proiskhozhdeniya v pochve zony otchuzhdeniya* [Lateral migration of radionuclides of Chernobyl origin in the soil of the exclusion zone]. *Bulletin of Brest's State University. Series 5. Biology. Science ab earth*. 2021;2:21–33. Russian.
10. Linnik VG. *Landshaftnaya differentsiatsiya tekhnogennykh radionuklidov: geoinformatsionnye sistemy i modeli* [Landscape differentiation of technogenic radionuclides: geoinformation systems and models] [PhD thesis]. Moscow: [publisher unknown]; 2008. 40 p. Russian.
11. Linnik VG. *Landshaftno-geograficheskie issledovaniya v svyazi s avariej na CHAES* [Landscape and geographical research in connection with the accident at the Chernobyl nuclear power plant]. *Vestnik Moscow University. Serie 5. Geography*. 1996;1:38–44. Russian.
12. Perevolotsky AN. *Raspredelenie ^{137}Cs i ^{90}Sr v lesnykh biogeotsenozakh* [Distribution of ^{137}Cs and ^{90}Sr in forest biogeocenoses]. Gomel: Institute of Radiology; 2006. 255 p. Russian.
13. Perevolotsky AN, Bulavik IM, Didenko LG. *Nekotorye aspekty nakopleniya ^{90}Sr i ^{90}Y v beryozovom soke* [Some aspects of ^{90}Sr and ^{90}Y accumulation in birch sap]. Gomel: Forest Institute of the National Academy of Sciences of Belarus; 2001. 5 p. Russian.
14. MVI.MN 1181–2011. *Metodika izmerenij ob'yomnoj i udel'noj aktivnosti ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{40}K na gamma-beta-spektrometre tipa MKS-AT1315, ob'yomnoj i udel'noj aktivnosti gamma-izluchayushchih radionuklidov ^{137}Cs , ^{40}K na gamma-spektrometre tipa EL 1309 (MKG-1309) v pishchevykh produktakh, pit'evoj vode, pochve, sel'skohozyajstvennom syr'e i kormakh, produkcii lesnogo hozyajstva, drugih ob'ektakh okruzhayushchej sredy* [Method for measuring the volumetric and specific activity of ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{40}K on a gamma-beta spectrometer of the MKS-AT1315 type, volumetric and specific activity of gamma-emitting radionuclides ^{137}Cs , ^{40}K on a γ -ray spectrometer of the EL 1309 type (MKG-1309) in food, drinking water, soil, agricultural raw materials and feed, forestry products, and other environmental objects]. Minsk: Atomtech; 2011. 31 p. Russian.
15. MVI.MN 3151–2009. *Metodika vypolneniya izmerenij udel'noj aktivnosti gamma-izluchayushchih radionuklidov ^{137}Cs i ^{241}Am v pochve, donnykh otlozheniyah i drugih ob'ektakh okruzhayushchej sredy na gamma-spektrometrah s poluprovodnikovymi detektorami s berillievym ili kompozitnym uglerodnym oknom* [Methodology for measuring the specific activity of γ -emitting radionuclides ^{137}Cs and ^{241}Am in soil, bottom sediments and other environmental objects using gamma spectrometers with semiconductor detectors with a beryllium or composite carbon window]: Polesye State Radiation-Ecological Reserve; 2009. 14 p. Russian.
16. Kalinichenko SA, Nikitin AN, Shurankova OA. *Vliyanie razlichnykh pochvennykh uslovij na postuplenie ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am v beryozovyj sok na territorii zony otchuzhdeniya CHAES* [Influence of various soil conditions on the entry of ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am into birch sap on the territory of the Chernobyl exclusion zone]. *Bulletin of the F. Skorina Gomel State University. Natural Sciences*. 2020;3(120):52–58. Russian.
17. Kalinichenko SA, Nikitin AN, Shurankova OA. *Nakoplenie ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am shlyapochnymi gribami v ekosistemah s razlichnym rezhimom uvlazhneniya zony otchuzhdeniya CHAES* [Accumulation of ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am by hat fungi in ecosystems with different humidification regimes in the Chernobyl exclusion zone]. *Bulletin of F. Skorina Gomel State University. Natural Sciences*. 2021;3(126):21–27. Russian.

Статья поступила в редколлегию 06.07.2022.
Received by editorial board 06.07.2022.

УДК 614.876:546.296(476.7)

ДОЗЫ ОБЛУЧЕНИЯ НАСЕЛЕНИЯ ЛУНИНЦА И МИКАШЕВИЧЕЙ ЗА СЧЕТ РАДОНА В ВОЗДУХЕ ЖИЛЫХ ПОМЕЩЕНИЙ

А. В. СОСНОВСКИЙ¹⁾, А. Р. АВЕТИСОВ¹⁾, Ж. А. ЛУКАШЕВИЧ²⁾,
Л. Л. ВАСИЛЕВСКИЙ²⁾, Д. А. ХАКИМОВ²⁾, И. К. КИРИЕВИЧ³⁾

¹⁾Белорусский государственный медицинский университет,
пр. Дзержинского, 83, 220116, г. Минск, Беларусь

²⁾Объединенный институт энергетический и ядерных исследований – Сосны,
ул. Академика Красина, 99, 220109, г. Минск, Беларусь

³⁾Лунинецкий районный центр гигиены и эпидемиологии,
ул. Красная, 162, 225644, Брестская область, г. Лунинец, Беларусь

Представлена информация об уровнях радона в воздухе жилых помещений населенных пунктов Лунинец и Микашевичи и их окрестностей (Брестская область, Республика Беларусь), а также дозы внутреннего облучения на население данных территорий сформированным ингаляционным поступлением данного радиоактивного благородного газа. Исследование интегрального средневзвешенного значения объемной активности радона в воздухе жилых помещений проводилось трековым методом с использованием интегральных трековых радиометров радона на базе аккредитованной лаборатории. На основании данных о содержании радона в воздухе жилых помещений рассчитаны дозы на население Лунина и Микашевичей, а также проведен анализ факторов, которые могли оказать влияние на величину данной дозы (особенности строительных материалов жилых помещений, бытовых коммуникаций, расположение дома). Дозы облучения населения за счет радона в воздухе жилых помещений находились в диапазоне от 0,9 до 7,7 мЗв/год с отличным от нормального распределением. В ходе исследования было выяснено, что наиболее существенно на уровень радона в воздухе жилых помещений влияет непосредственно тип жилого помещения: дозы на население, которое проживает в частных жилых домах с кирпичными стенами, достоверно выше по сравнению с аналогичными дозами на население, проживающего на первых этажах многоквартирных жилых домов. Произведено сравнение уровней радона в воздухе жилых помещений и доз для населения Лунина и Микашевичей. Уровни радона в воздухе жилых помещений Лунина достоверно выше аналогичных уровней в Микашевичах, что нивелирует роль

Образец цитирования:

Сосновский АВ, Аветисов АР, Лукашевич ЖА, Василевский ЛЛ, Хакимов ДА, Кириевич ИК. Дозы облучения населения Лунина и Микашевичей за счет радона в воздухе жилых помещений. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология.* 2022;3:54–61.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2022-3-54-61>

For citation:

Sasnouskiy AV, Avetisov AR, Lukashevich JaA, Vasileuski LL, Hakimov DA, Kirievich IK. Dose exposure to the population of Lunints and Mikashevichi due to radon in residential air. *Journal of the Belarusian State University. Ecology.* 2022;3:54–61. Russian.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2022-3-54-61>

Авторы:

Алексей Витальевич Сосновский – аспирант кафедры радиационной медицины и экологии.

Арам Рубенович Аветисов – кандидат медицинских наук, доцент; заведующий кафедрой радиационной медицины и экологии.

Жанна Андреевна Лукашевич – старший научный сотрудник лаборатории радиохимических исследований природных сред и экспертизы радиоактивных материалов.

Лев Леонидович Василевский – инженер лаборатории радиохимических исследований природных сред и экспертизы радиоактивных материалов.

Дилшод Абдухалимович Хакимов – аспирант лаборатории радиохимических исследований природных сред и экспертизы радиоактивных материалов.

Ирина Константиновна Кириевич – заведующий лабораторным отделом Лунинецкого районного центра гигиены и эпидемиологии.

Authors:

Alexey V. Sasnouski, postgraduate student at the department of radiation medicine and ecology.

sosnovskiy_franc@mail.ru

Aram R. Avetisov, PhD (medicine); head of the department of radiation medicine and ecology.

avetisov@tut.by

Janna A. Lukashevich, senior researcher of the laboratory of radiochemical research of natural environments and expertise of radioactive materials.

lab13@sosny.bas-net.by

Leu L. Vasileuski, engineer of the laboratory of radiochemical research of natural environments and expertise of radioactive materials.

lab13@sosny.bas-net.by

Dilshod A. Hakimov, postgraduate student of the laboratory of radiochemical research of natural environments and expertise of radioactive materials.

lab13@sosny.bas-net.by

Irina K. Kirievich, head of the laboratory, Luninets district center of hygiene and epidemiology.

kirievich-soct@mail.ru

воздействия добычи гранита на уровень радона в воздухе жилых помещений данного населенного пункта. Произведен расчет пожизненных онкологических рисков для населения Лунинца и Микашевичей. При расчете $0,6 \times 10^{-5}$ на каждый Бк/м³ онкологические риски находились в диапазоне от 0,00009 до 0,00074. На основании результатов измерений созданы карты, которые наглядно демонстрирует распределение уровней радона в воздухе жилых помещений исследуемых населенных пунктов и их окрестностей.

Ключевые слова: радон; доза облучения; онкологический риск.

DOSE EXPOSURE TO THE POPULATION OF LUNINTS AND MIKASHEVICH DUE TO RADON IN RESIDENTIAL AIR

A. V. SASNOUSKIY^a, A. R. AVETISOV^a, Ja. A. LUKASHEVICH^b, L. L. VASILEUSKI^b, D. A. HAKIMOV^b, I. K. KIRIEVICH^c

^aBelarusian State Medical University,

83 Dzjarzhynskaya Avenue, Minsk 220116, Belarus

^bJoint Institute for Energy and Nuclear Research – Sosny,

99 Akademika Krasina Street, Minsk 220109, Belarus

^cLuninets District Center of Hygiene and Epidemiology,

162 Krasnaya Street, Luninets 225644, Brest Region, Belarus

Corresponding author: A. V. Sasnovski (sasnovski_franc@mail.ru)

This article contains information about the levels of radon in the air of residential premises in the settlements of Luninets and Mikashevichi and their environs (Brest region, Republic of Belarus), as well as doses to the population of these territories, formed by the inhalation intake of this radioactive noble gas. The study of the integral weighted average value of the volumetric activity of radon in the air of residential premises was carried out by the track method using integrated radon track radiometers based on an accredited laboratory. Based on data on the content of radon in the air of residential premises, doses were calculated for the population of Luninets and Mikashevichi, and an analysis was made of factors that could affect the magnitude of this dose (features of building materials of residential premises, household communications, location of the house). Exposure doses to the population due to radon in the air of residential premises fell in the range from 0.9 to 7.7 mSv/year with a non-normal distribution. In the course of the study, it was found that the type of dwelling has the most significant effect on the level of radon in the air of residential premises: doses for the population living in private residential buildings with brick walls are significantly higher compared to similar doses for the population living on the first floors apartment buildings. A comparison was made of the levels of radon in the air of residential premises and doses for the population of Luninets and Mikashevichi. The levels of radon in the air of residential premises of Luninets are significantly higher than those in Mikashevichi, which refutes the impact of granite mining on the level of radon in the air of residential premises of this settlement. The calculation of lifelong oncological risks for the population of Luninets and Mikashevichi was made. When calculating 0.6×10^{-5} for each Bq/m³, the oncological risks fell within the range from 0.00009 to 0.00074. Based on the measurement results, maps were created that clearly demonstrate the distribution of radon levels in the air of residential premises of the studied settlements and their environs.

Keywords: radon; radiation dose; cancer risk.

Введение

Согласно последнему отчету Всемирной организации здравоохранения, рак – одна из ведущих причин смерти в мире, которая ежегодно уносит жизни почти 10 млн человек [1]. Рак легких входит в число одних из самых распространенных видов данного заболевания (ежегодно регистрируется порядка 2,2 млн случаев). В то же время он остается самым смертоносным: в структуре смертей от онкологических заболеваний и занимает первое место. Ежегодно от рака легких умирает 1,8 млн чел. Для сравнения, второе место в этой структуре у рака толстой и прямой кишки, где фиксируется вдвое меньше смертей.

В современных условиях до 50 % онкологических заболеваний поддаются профилактике. При этом должны соблюдаться два самых важных условия: исключения факторов риска и осуществления ряда научно обоснованных стратегий профилактики. Одним из важнейших факторов риска при любых видах онкологических заболеваний всегда было ионизирующее излучение. Ранее Всемирная ассамблея здравоохранения приняла резолюцию «Профилактика рака и борьба с ним в контексте комплексного подхода» (WHA70.12), в которой содержится призыв к правительствам стран и ВОЗ ускорить работу по достижению целей, предусмотренных в Глобальном плане действий по профилактике инфекционных заболеваний и борьбе с ними на 2013–2020 гг. и в принятой ООН Повестке дня в области устойчивого развития на период до 2030 г., в интересах снижения преждевременной смертности от рака. Важнейшими задачами

при этом остаются: координирование и проведение научных исследований для изучения причин развития онкологических заболеваний человека и механизмов онкогенеза; разработка стандартов и руководств в качестве основы для планирования и осуществления мероприятий в области профилактики онкологических заболеваний¹.

Не вызывает сомнения, что главной причиной развития рака легкого является курение. В то же время научные исследования показывают, что курение хоть и основная, но не единственная причина развития данного онкологического заболевания. Порядка 10 % всех случаев рака легких (180 тыс. смертей в год) не связаны с использованием табака. В таком случае стоит обратить внимание на причину, занимающую второе место в этиологической структуре, коей является ионизирующее излучение прежде всего от присутствия радона в воздухе жилых помещений.

Радон (Rn) – природный благородный газ без цвета и запаха, не имеет стабильных изотопов. Он образуется в процессе радиоактивного распада урана и тория. Радон в природе представлен тремя изотопами, являющимися альфа-излучателями. Наиболее стабильный изотоп с атомной массой 222 имеет период полураспада 3,8 сут. Концентрация остальных изотопов в воздухе жилых помещений пренебрежимо мала. Главными источниками радона в воздухе жилых помещений являются незащищенный грунт и радоноопасные строительные материалы.

Международные независимые исследования разных стран показывают связь между радоном в воздухе жилых помещений и раком легкого. Радон был классифицирован как канцероген для человека и признан серьезной проблемой для здоровья такими группами, как Centers for Disease Control, the American Lung Association, the American Medical Association, the American Public Health Association. В начале 1999 г. Национальная академия наук США опубликовала свой отчет «BEIR VI» (NAS 1999), в котором были представлены выводы о том, что радон является второй по значимости причиной рака легких после курения. Было подсчитано, что из 157 400 смертей от рака легких в США в 1995 г. 21 100 (13,4 %) были связаны с радоном [2]. После исследования воздействия радона в воздухе жилых помещений в Норвегии, был сделан вывод, что радон является фактором, способствующим развитию 12 % всех случаев рака легких в год, при условии, что средняя концентрация радона в норвежских домах составляет 88 Бк/м³. За 2015 г. это привело к развитию 373 случаев рака легких [3]. После глобального исследования и картирования результатов в Иране были получены результаты о концентрации радона в воздухе жилых помещений в интервале 117,4 ± 97,7 Бк/м³. Было установлено, что средние значения параметра избыточного риска рака (excess lifetime cancer risk, ELCR) находятся в диапазоне 0,1–4,26 %, а его общее среднее значение составляет 1,01 %. Среднее значение для риска развития рака легких, вызванного радоном, составило 46,8 случаев на миллион человек [4].

Исследования радона в воздухе жилых помещений и рака легких в Европе, Северной Америке и Азии дают убедительные доказательства того, что радон вызывает значительное число случаев рака легких у населения в целом. Текущие оценки доли рака легких, связанного с радоном в воздухе жилых помещений, колеблются от 3 до 14 %, а также в зависимости от средней концентрации радона в соответствующей стране и методов расчета. Анализы показывают, что риск рака легких увеличивается пропорционально увеличению воздействия радона. Поскольку многие люди подвергаются воздействию низких и умеренных концентраций радона, большинство случаев рака легких, связанных с радоном, вызваны этими уровнями воздействия, а не более высокими концентрациями. Радон является второй причиной рака легких после курения. Большинство случаев рака легкого, вызванного радоном, приходится на курильщиков из-за сильного комбинированного действия курения и радона [5]. Отдельные анализы показывают, что профилактические меры во всех новых зданиях экономически эффективны в районах, где более 5 % нынешних жилых помещений имеют концентрацию радона выше 200 Бк/м³. Профилактика в новых домах, как правило, более рентабельна, чем смягчение последствий в существующих домах. В некоторых районах с низким уровнем риска затраты на измерения могут быть выше, чем затраты на смягчение последствий (для существующих жилых домов) из-за большого количества домов, которые необходимо будет проверить, по сравнению с долей домов, в которых были смягчены последствия. Даже если анализ показывает, что программы реабилитации неэффективны с точки зрения затрат в общенациональном масштабе, высокие концентрации радона внутри помещений представляют значительный риск развития рака легких у людей и требуют смягчения последствий.

Согласно основным положениям проекта программы социально-экономического развития Республики Беларусь на 2021–2025 гг., в системе здравоохранения усилия будут сконцентрированы на охране здоровья населения, повышении доступности и качества медицинской помощи, путем усиления эпидемиологической безопасности и снижения уровня заболеваемости населения. Согласно проекту, данная цель достигается усилением медицинской профилактики неинфекционных заболеваний.

¹ Всемирная организация здравоохранения [Электронный ресурс]. Рак. Информационные бюллетени. URL: <https://www.who.int/ru/news-room/fact-sheets/detail/cancer> (дата обращения: 29.06.2022).

Таким образом, актуальность данной работы полностью согласуется с международными и национальными интересами, так как она направлена на изучение второго по значимости фактора риска возникновения заболевания. Стоит уточнить, что каждый год в Беларуси выявляют более 4200 чел., заболевших раком легкого и почти в 64 % случаев болезнь находится на III–IV стадиях. Изучение фактора риска, его особенностей для наших территорий и строительных материалов является сферой интересов радиационной биологии важной миссией профилактической медицины.

Цель исследования – изучение дозовых нагрузок на население Лунинца и Микашевичей за счет радона в воздухе жилых помещений.

Задачи исследования:

1. Провести измерения концентрации радона в воздухе жилых помещений в Лунинце и Микашевичах
2. Произвести расчет доз, которые формируются при воздействии радона в воздухе жилых помещений на население.
3. Найти факторы, влияющие на формирование дозы на население.
4. Произвести картирование полученных результатов.

Материалы и методы исследования

Для изучения были выбраны 2 населенных пункта Брестской обл.: Лунинец и Микашевичи, а также их окрестности. В Лунинце было исследовано 47 жилых домов, в Микашевичах – 34 дома, в окрестных деревнях (Синкевичи, Цна, Дребск, Кожан-Городок, Запросье) – 11 домов. Всего в исследовании принимало участие 92 жилых дома, произведено 184 измерительных исследования. При участии сотрудников ГУ «Лунинецкий районный центр гигиены и эпидемиологии» был произведен выбор жилых помещений для проведения измерительных исследований. Данный выбор проводился с учетом архитектурно-строительных особенностей жилых помещений, например, высоты подполья, используемых строительных материалов, типов отопления и водоснабжения, кроме того, было учтено пространственное расположение данных жилых помещений.

Согласно действующим нормативно-правовым актам^{2,3} исследование проводилось на протяжении 2 месяцев (январь и февраль 2022 г.). Наше исследование проходило именно в холодный период года, так как зимой уровни радона в воздухе жилых помещений достигают максимальных значений вследствие снижения качества и кратности проветривания комнат. Параллельно с этим в зимние месяцы человек дольше всего пребывает внутри помещений, а не на улице. Учет данных факторов позволяет моделировать и анализировать наиболее пессимистический сценарий воздействия на здоровье населения радона в воздухе жилых помещений.

Исследование интегрального средневзвешенного значения объемной активности радона в воздухе жилых помещений проводилось трековым методом с использованием интегральных трековых радиометров радона. Главной идеей метода измерений является регистрация и подсчет треков альфа-частиц радона и его дочерних продуктов распада на твердотельных трековых накопителях. Воздух естественным путем проходит в камеру интегрального трекового радиометра радона через диффузионный фильтр, которые предупреждает попадание влаги и аэрозолей. Среднее время диффузии составляет около двух часов, что намного больше, чем период полураспада торона ($T_{1/2} = 55,6$ с) и практически исключает его влияние на результаты измерений. Альфа-частицы, которые испускаются при распаде радона, образуют треки повреждений в детекторе интегральных трековых радиометров радона. После экспонирования, которое длится два месяца, детектор извлекается из интегрального трекового радиометра радона и подвергается химической обработке для подсчета количества треков. Средняя объемная активность радона в воздухе жилых помещений пропорциональна количеству треков, оставленных после экспонирования. Эффективность регистрации определяют путем экспонирования партии интегральных трековых радиометров радона в атмосфере с заданной концентрацией радона. Физическая величина, которая определяется с помощью интегрального трекового радиометра радона является средневзвешенным значением объемной активности радона в воздухе жилых помещений ($\text{Бк} \cdot \text{м}^{-3}$) за время экспозиции.

При проведении измерений использовались следующие средства, реактивы и материалы: интегральный трековый радиометр радона с детектором на основе пленки Kodak LR-115, Type 2; прибор для травления трековых детекторов – термостат ТРАЛ-1; прибор для автоматического подсчета треков АИСТ-2В; лента лавсановая алюминизированная типа ПЭТФ 0А12; едкий натр NaOH (гидроксид натрия), ГОСТ 4328, 6н раствор; вода дистиллированная, ГОСТ 6709.

Подготовка, измерения, обработка и расчет результатов, контроль погрешностей были произведены согласно с действующей нормативно-правовой документацией в аккредитованной лаборатории

²МВИ. МН 1808-2002. Методика определения объемной активности радона в воздухе жилых и производственных помещений с использованием интегральных радонометров на основе твердотельных трековых детекторов альфа-частиц. Минск, 2002. 18 с.

³МУК РБ №11-8-6-2002. Проведение радиационно-гигиенического обследования жилых и общественных зданий: метод. указания. Минск, 2002. 21с.

экспериментальных ядерно-физических исследований и экспертных анализов радиоактивных материалов № 13 на базе Государственного научного учреждения «Объединенный институт энергетических и ядерных исследований – Сосны».

Результаты исследования и их обсуждение

В соответствии с Инструкцией⁴ и международными рекомендациями [6] были рассчитаны дозы облучения за счет радона в воздухе жилых помещений на население. Расчет дозы $E(Rn)$, формируемой на население за счет радона в воздухе жилых помещений, производится на основании дозового коэффициента ($9,0 \cdot 10^{-6}$ мЗв/час·Бк/м³), среднего времени пребывания человека в жилом помещении на протяжении года (7000 ч) и среднегодовой эквивалентной равновесной объемной активности радона (ЭРОА) в воздухе жилых помещений (Бк/м³). Формула для расчета:

$$E(Rn) = 9,0 \cdot 10^{-6} \cdot 7000 \text{ ч} \cdot \text{ЭРОА} (Rn).$$

На данных основаниях дозы облучения населения за счет радона в воздухе жилых помещений изменялись в диапазоне от 0,9 до 7,7 мЗв/год с отличным от нормального распределением ($p < 0,01$, Kolmogorov-Smirnov, Lilliefors) полученных значений (рис. 1).

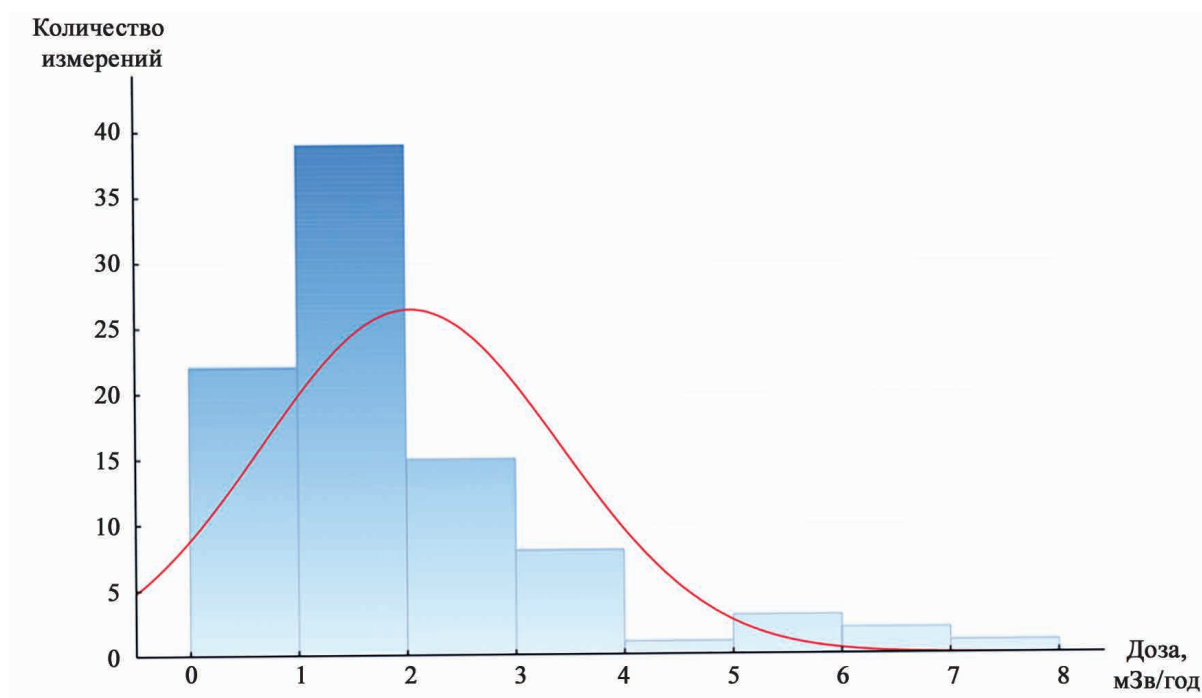


Рис. 1. Распределение доз облучения на население за счет радона в воздухе жилых помещений

Fig. 1. Distribution of exposure doses to the population due to radon in the air of residential premises

Далее был проведен анализ статистических выбросов и сформирована выборка. Среднее значение составило 2,04 мЗв/год, медианное – 1,6 мЗв/год. При этом статистическая обработка полученных результатов продемонстрировала более высокие значения ($p < 0,05$) уровней радона в воздухе жилых помещений, а соответственно, и дозы на население, формируемые за счет радона в воздухе жилых помещений, в Лунинце по сравнению с Микашевичами (рис. 2).

Однако не до конца ясно, что является критическим фактором, обусловившим более высокие уровни радона в воздухе жилых помещений и формируемые за счет него дозы на население в Лунинце по сравнению с Микашевичами, так как измерения в обоих населенных пунктах проводились в одно и то же время и была сформирована однородная выборка точек исследования. При этом данный факт указывает на отсутствие влияния работы предприятия по добыче гранита на уровни радона в воздухе жилых помещений. По нашему мнению, наиболее актуальным фактором является не территория и ее геологические особенности, а также архитектурно-планировочные решения, предпринятые при строительстве жилых домов, что, безусловно, является более контролируемым, прогнозируемым и корректируемым фактором.

⁴Инструкция по оценке индивидуальных доз облучения населения за счет природных источников ионизирующего излучения. Инструкция 2.6.1: утверждено Министерством здравоохранения Республики Беларусь. Минск, 2006. 20 с.

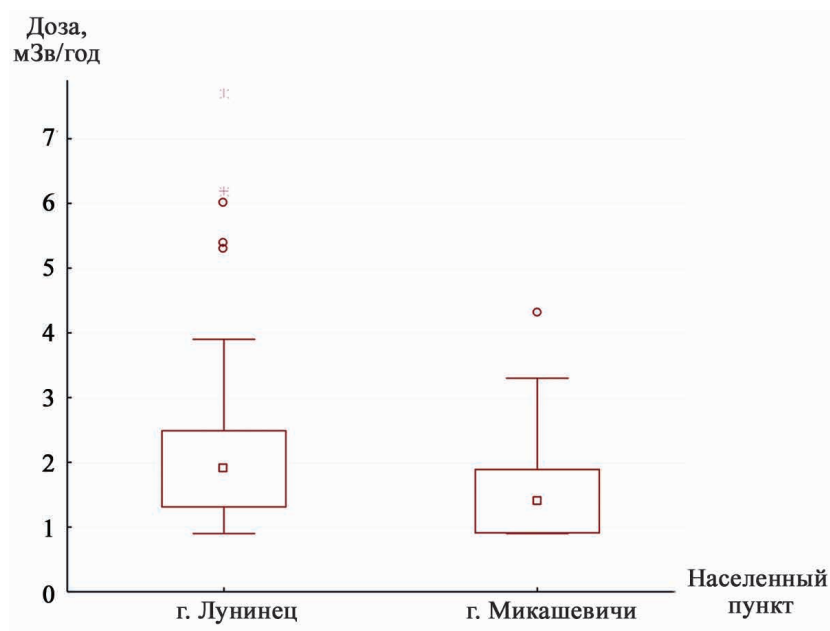


Рис. 2. Сравнение доз в Лунинце и Микашевичах

Fig. 2. Comparison of doses in Luninets and Mikashevichi

Мы анализировали следующие архитектурно-планировочные факторы, которые могли повлиять на содержание радона в воздухе жилых помещений: материал стен, материал пола, изолированность грунта, высоту подполья, тип водоснабжения и тип отопления.

Существенное влияние на уровень радона в воздухе жилых помещений оказал материал стен. Нами было проанализировано 13 жилых домов железобетонной конструкции, 44 кирпичных жилых дома и 32 деревянных. В ходе статистического анализа были выявлены достоверные различия ($p < 0,05$) в дозах на население, проживающего в данных жилых помещениях. Наиболее благополучными оказались деревянные конструкции, наименее – кирпичные. Причем дозы, создаваемые радоном в воздухе жилых помещений на население, проживающее в кирпичных домах, несколько выше аналогичных доз в домах с железобетонной конструкцией, однако данные различия не являются статистически достоверными (рис. 3).

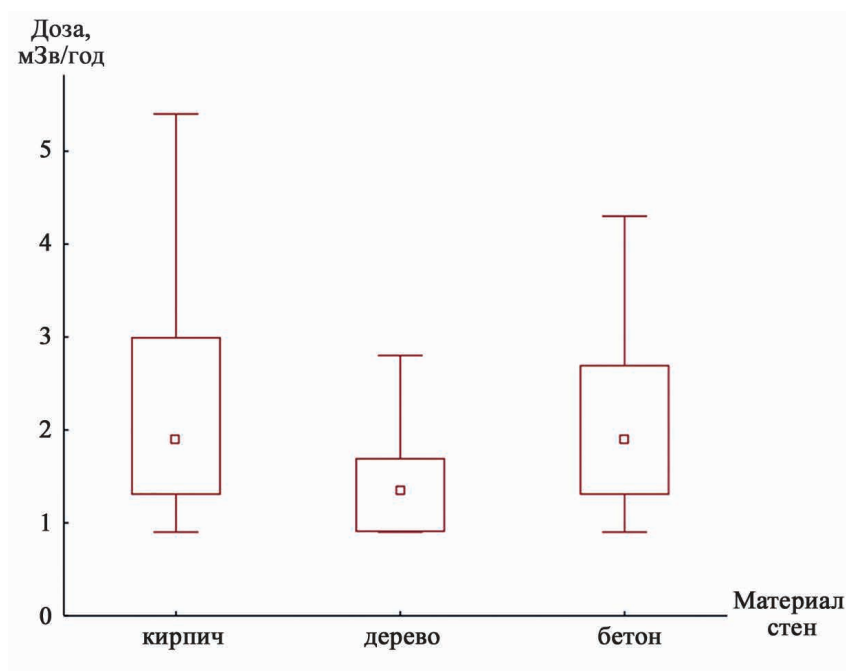


Рис. 3. Сравнительная характеристика материала стен

Fig. 3. Comparative characteristics of the wall material

Это косвенно подтверждает общеизвестные данные о сравнительно высоком содержании радионуклидов в красном кирпиче. Кроме того, на формирование более низких уровней радона в деревянных домах мог повлиять фактор вентиляции, так как зачастую именно в деревянных домах присутствует больше естественных вентиляционных отверстий.

Такие же факторы объясняют различия в уровнях радона в воздухе жилых помещений и дозах на население между домами с деревянными и бетонными полами. Материалы пола и стен часто взаимосвязаны, поскольку на практике крайне редко встречаются бетонные конструкции с деревянными перекрытиями и наоборот. Это и объясняет более высокие уровни радона в жилых помещениях с бетонным полом. Следует отметить, что данные отличия не являлись статистически достоверными. Также не было найдено статистически значимых различий в уровнях радона в воздухе жилых помещений с разными видами отопления (центральным и местным) и водоснабжением. По всей видимости данные особенности не оказывают существенного влияния на выделение радона в воздух жилого помещения. Кроме того, неожиданным стал тот факт, что высота подполья не оказывает существенного влияния на уровень радона в воздухе жилого помещения. Безусловно, существует некоторая слабая корреляция между данными факторами, однако статистического подтверждения она не нашла. В целом, по нашему мнению, наиболее значимыми факторами, оказывающими влияние на уровни радона в воздухе жилых помещений, являются используемые строительные материалы и расположение дома.

На основании полученных доз нами были рассчитаны онкологические риски для населения, проживающего в данных жилых помещениях. Сам расчет проводился на основании рекомендаций Всемирной организации здравоохранения [7]. Согласно их публикации, риски для людей, которые никогда не курили, составляют $0,6 \times 10^{-5}$ на каждый Бк/м³. Таким образом, онкологические риски находились в диапазоне от 0,00009 до 0,00074.

Заключительным этапом работы стало картирование полученных результатов доз, формируемых на население из-за воздействия радона, содержащегося в воздухе жилых помещений. Данные карты (рис. 4, 5) наглядно демонстрирует неравномерность уровней дозовых нагрузок, формируемых радоном, содержащимся в воздухе жилых помещений в пределах одного населенного пункта, что говорит о необходимости прямых измерений радона не только в рамках предупредительного, но и текущего санитарного надзора.

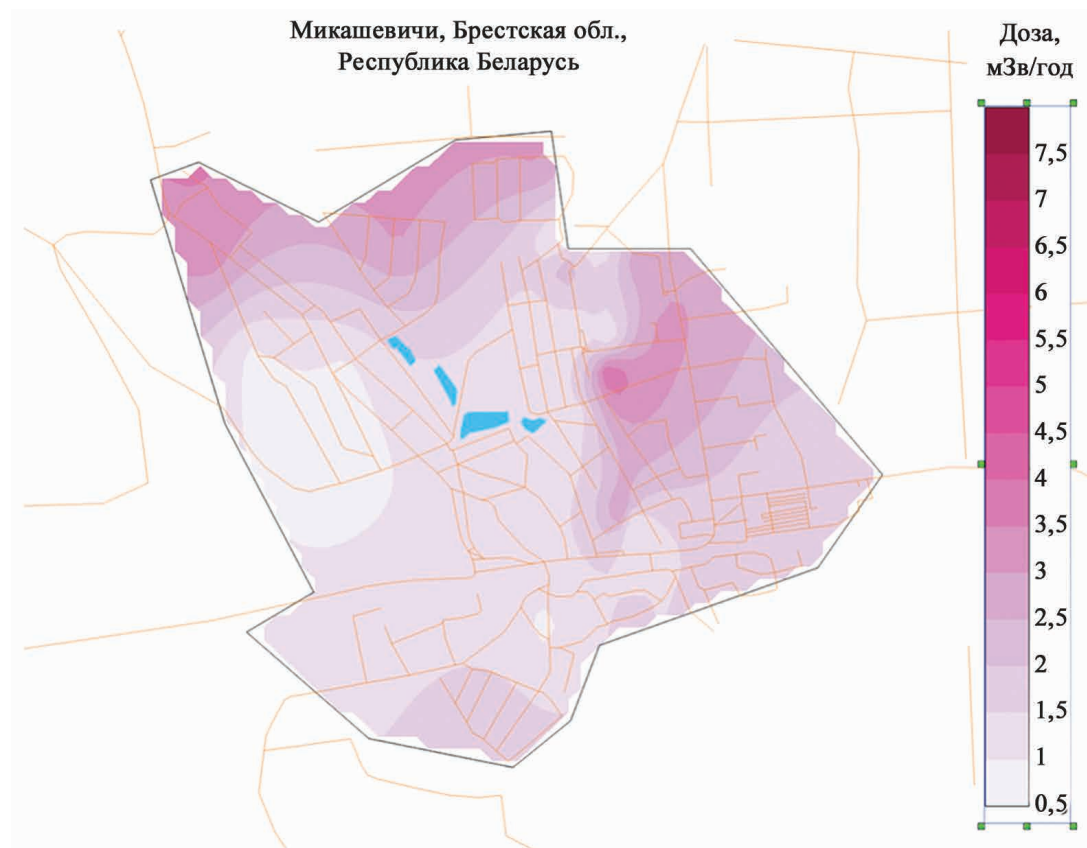


Рис. 4. Карта доз, сформированных от радона в воздухе жилых помещений в г. Микашевичи (Брестская обл., Республика Беларусь)

Fig. 4. Map of doses generated from radon in the air of residential premises in Mikashevichi (Brest region, Republic of Belarus)

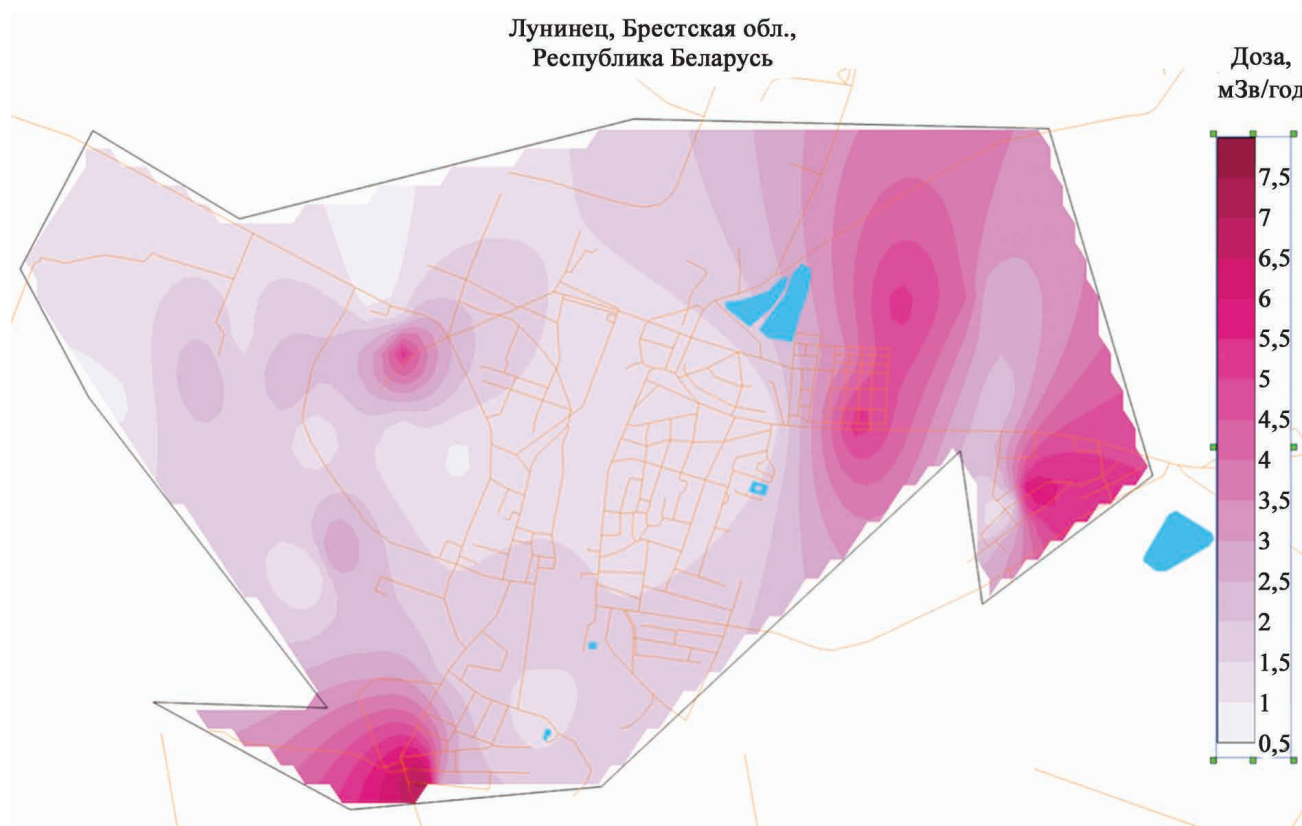


Рис. 5. Карта доз, сформированных от радона в воздухе жилых помещений в г. Лунинец (Брестская обл., Республика Беларусь)

Fig. 5. Map of doses generated from radon in the air of residential premises in Luninets (Brest region, Republic of Belarus)

Заклучение

При измерении объемной активности радона в воздухе жилых помещений были зарегистрированы эквивалентные объемные активности радона в диапазоне от 15 до 123 Бк/м³, которые сформировали дозы на население исследуемых городов от 0,9 до 7,7 мЗв/год. Среднее значение составило 2,04 мЗв/год, медианное – 1,6 мЗв/год. Уровни радона и соответствующие им дозы имели неравномерный характер распределения. Уровни радона в воздухе жилых помещений города Микашевичи достоверно более низкие, чем аналогичные в городе Лунинец, что позволяет делать вывод об отсутствии неблагоприятного влияния гранитного месторождения в Микашевичах на активность радона помещений. Факторы, которые оказали наиболее существенное влияние на формирование уровней радона в воздухе жилых помещений: материалы стен и расположение дома. Онкологические риски изменяются в диапазон от 0,00009 до 0,00074.

Библиографические ссылки / References

1. Cancer today [Internet, cited 2022 June 29]. Lyon: International Agency for Research on Cancer. Available from: <https://gco.iarc.fr/today>.
2. EPA Assessment of Risks from Radon in Homes. *United States Environmental Protection*, 2003; Agency – June: 3–4.
3. Hassfjell CS, et al. Lung cancer incidence associated with radon exposure in Norwegian homes. *Tidsskr Nor Laegeforen*. 2017;21(137):14–15.
4. Sherafat S, et al. First indoor radon mapping and assessment excess lifetime cancer risk in Iran. *MethodsX*. 2019;30(6):2205–2216.
5. Hajo Zeeb, Ferid Shannoun, editors. WHO handbook on indoor radon: a public health perspective. In: *World Health Organization*. 2009. p. 7–8.
6. United nations scientific committee on the effects of atomic radiation [Internet, cited 2022 June 29]. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation UNSCEAR 2006 Report to the General Assembly, with scientific annexes. Available from: https://www.unscear.org/unscear/en/publications/2006_2.html.
7. World health organization [Internet, cited 2022 June 29]. Indoor Air Quality Guidelines: Selected Pollutants. Available from: https://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0009/132957/e94535_exsumR.pdf.

Статья поступила в редакцию 26.07.2022.
Received by editorial board 26.07.2022.

УДК 57.043

ПОСЛУЧЕВЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ ТРОМБОЦИТАРНОГО ЗВЕНА И ВЗАИМНЫХ СООТНОШЕНИЙ ГЕМАТОЛОГИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ КРОВИ КРЫС

О. Г. ПАРХИМОВИЧ¹⁾, К. Я. БУЛАНОВА¹⁾

¹⁾Международный государственный экологический институт им. А. Д. Сахарова,
Белорусский государственный университет,
ул. Долгобродская, 23/1, 220070, г. Минск, Беларусь

Кровь играет важную роль в поддержании гомеостаза и функционально объединяет другие системы организма. При действии ионизирующего излучения изменениям в органах и тканях сердечно-сосудистой системы предшествуют изменения в системе крови. В данном исследовании проведен анализ динамики изменения тромбоцитарного звена и взаимных соотношений с рядом других гематологических показателей после острого облучения в дозе 1 Гр. При влиянии облучения в дозе 1 Гр на тромбоцитарное звено системы крови было выявлено, что ширина распределения тромбоцитов и их средний объем не изменялись во все исследованные сроки послучевого периода. Наблюдалось снижение числа тромбоцитов и величины тромбокрита только на 10-е сутки после острого облучения. Из-за уменьшения количества лимфоцитов на 3-и, 10-е и 30-е сутки после облучения животных в дозе 1 Гр возникают условия для увеличения роли тромбоцитов в выполнении иммунных реакций. Достоверное падение числа тромбоцитов и рост количества нейтрофилов на 10-е сутки после облучения позволяет последним интенсифицировать свое участие в формировании послучевых воспалительных реакций. Показатель, отражающий динамику отношений между количеством в крови тромбоцитов и эозинофилов в течение реабилитационного периода, значительно уменьшился на 10-е сутки по сравнению с необлученным контролем вследствие падения количества тромбоцитов и увеличения

Образец цитирования:

Пархимович ОГ, Буланова КЯ. Послучевые изменения тромбоцитарного звена и взаимных соотношений гематологических показателей крови крыс. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2022;3:62–68.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2022-3-62-68>

For citation:

Parkhimovich OG, Bulanova KYa. Post-radiation changes in the platelet link and relationships of hematological indicators in rat blood. *Journal of the Belarusian State University. Ecology*. 2022;3:62–68. Russian.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2022-3-62-68>

Авторы:

Ольга Георгиевна Пархимович – преподаватель кафедры экологической химии и биохимии.
Клавдия Яковлевна Буланова – кандидат биологических наук; доцент кафедры экологической химии и биохимии.

Authors:

Olga G. Parkhimovich, lecturer at the department of environmental chemistry and biochemistry.
olga_parkhimovich@mail.ru
Klavdiya Ya. Bulanova, PhD (biology), docent; associate professor at the department of environmental chemistry and biochemistry.
bulanova_home@tut.by

содержания эозинофилов. Эти постлучевые изменения способны привести к снижению синтеза инактиваторов спазма сосудов бронхов, осуществления антипаразитарных функций и противоопухолевого иммунитета. Уменьшение к 10-ым суткам постлучевого периода числа тромбоцитов приводит к нарушению соотношений между тромбоцитами и базофилами. Количественное и функциональное преобладание базофилов способно нарушить аккумулярующие способности тромбоцитов для серотонина, гистамина и усилить повреждающее действие анафилактических медиаторов базофилов. Таким образом, формирование функциональных особенностей реакций системы крови в течение исследуемого периода реабилитации является следствием отклонений в ту или иную сторону числа лейкоцитов и изменений в лейкоцитарной формуле. Количество эритроцитов, величины гематокрита, концентрации гемоглобина в крови оставались стабильными на 3-и сутки после однократного облучения. К 10-ым суткам происходило увеличение числа эритроцитов, а к 30- и 90-ым – падение.

Ключевые слова: облучение; клетки крови; тромбоциты; агрегация.

POST-RADIATION CHANGES IN THE PLATELET LINK AND RELATIONSHIPS OF HEMATOLOGICAL INDICATORS IN RAT BLOOD

O. G. PARKHIMOVICH^a, K. YA. BULANOVA^a

^a*International Sakharov Environmental Institute, Belarusian State University,
23/1 Daïhabrodskaja Street, Minsk 220070, Belarus*

Corresponding author: O. G. Parkhimovich (olga_parkhimovich@mail.ru)

Blood plays an important role in maintaining homeostasis and functionally integrates other body systems. Under the action of ionizing radiation, changes in the organs and tissues of the cardiovascular system are preceded by changes in the blood system. In this study, we analyzed the dynamics of changes in the platelet link and mutual relationships with a number of other hematological parameters after acute irradiation at a dose of 1 Gy. With the influence of irradiation at a dose of 1 Gy on the platelet link of the blood system, it was found that the width of the distribution of platelets and their average volume did not change in all the studied periods of the post-radiation period. A decrease in the number of platelets and the value of thrombocrit was observed only on the 10th day after acute irradiation. Due to the decrease in the number of lymphocytes on the 3rd, 10th and 30th days after irradiation of animals at a dose of 1 Gy, conditions arise for an increase in the role of platelets in immune responses. A significant drop in the number of platelets and an increase in the number of neutrophils on the 10th day after irradiation allows the latter to intensify their participation in the formation of post-radiation inflammatory reactions. The indicator reflecting the dynamics of the relationship between the number of platelets and eosinophils in the blood during the rehabilitation period significantly decreased on the 10th day compared with the non-irradiated control due to a decrease in the number of platelets and an increase in the content of eosinophils. These post-radiation changes can lead to a decrease in the synthesis of inactivators of bronchial vasospasm, the implementation of antiparasitic functions and antitumor immunity. A decrease in the number of platelets by the 10th day of the post-radiation period leads to a violation of the ratio between platelets and basophils. The quantitative and functional predominance of basophils can disrupt the accumulating ability of platelets for serotonin, histamine and enhance the damaging effect of anaphylactic mediators of basophils. In general, the formation of functional features of the reactions of the blood system during the study period of rehabilitation is a consequence of deviations in one direction or another in the number of leukocytes and changes in the leukocyte formula. The number of erythrocytes, hematocrit values, hemoglobin concentrations in the blood remained stable on the 3rd day after a single irradiation. By the 10th day there was an increase in the number of erythrocytes, and by the 30th and 90th day – a fall.

Keywords: irradiation; blood cells; platelets; aggregation.

Введение

Система крови функционально объединяет другие физиологические системы организма, поддерживая постоянство внутренней среды и обеспечивая обмен веществ между тканями. Кровь является наиболее чувствительной к воздействию различных факторов внешней среды, в том числе к ионизирующим излучениям. По этой причине первичные нарушения в ее системе способны привести к последующим изменениям функции ряда органов, в частности, постлучевые изменения тромбоцитов определяют возникновение геморрагического синдрома [1]. В последние годы значительный интерес вызывают также исследования межклеточных коопераций тромбоцитов с различными типами клеток. Анализ литературных данных свидетельствует о приоритетности изучения эффектов больших доз ионизирующего излучения в дочерно-быльский период. К настоящему времени имеется небольшое число исследований влияния ионизирующего излучения в малых дозах на клетки периферической крови и, особенно, на их количественные взаимоотношения.

Цель исследования – анализ динамики изменения тромбоцитарного звена и взаимных соотношений с рядом других гематологических показателей после острого облучения в дозе 1 Гр.

Материалы и методы исследования

Эксперименты проводились на половозрелых беспородных белых крысах-самцах стадного разведения (6–7) мес., весом 250 ± 30 г. Острое облучение осуществляли на установке ИГУР γ -квантами ^{137}Cs в дозе 1 Гр (мощность дозы 0,62 Гр/мин, в течение 1,61 мин). Эксперименты проводили на 3-и, 10-е, 30-е и 90-е сутки пострадиационного периода. Контролем служили животные соответствующего возраста. Облучение животных проводилось на базе ГНУ «Институт радиобиологии НАН Беларуси». Объемы выборок показателей в экспериментальных и контрольных группах сравнения составляли $n = 15$ (в опытах) и $n = 18$ (в контролях).

Кровь для исследования брали из сердца крыс иглой с трубкой, предварительно промытой раствором ЭДТА (15 %). Измерения проводили на гематологическом анализаторе фирмы *Technicon H-1*, принцип работы которого основан на проточной цитометрии.

Анализ и статистическая обработка данных проводилась на вычислительном комплексе *IBM-PC/AT*. С использованием программного обеспечения *GraphPad Prism 9* (Сан-Диего, Калифорния, США). Достоверность различий между средними значениями изучаемых параметров оценивалась по *t*-критерию Стьюдента.

Результаты исследования и их обсуждение

Тромбоциты – клетки крови, не имеющие ядра и играющие определяющую роль в процессе свертывания крови. В кровотоке тромбоциты имеют круглую или слегка овальную форму, их диаметр колеблется в пределах 1,5–4 мкм, толщина – 0,5–2 мкм, объем – 7–8 кубических мкм. У тромбоцита нет ядра, но имеется большое количество гранул (до 200) различного строения. Тромбоциты, или кровяные пластинки, образуются из гигантских клеток красного костного мозга – мегакариоцитов. В костном мозге мегакариоциты плотно прижаты к промежуткам между фибробластами и эндотелиальными клетками, через которые их цитоплазма выдается наружу и служит материалом для образования тромбоцитов [2].

В настоящее время установлено многообразие эффекторных функций тромбоцитов: адгезивная (прилипание к месту повреждения эндотелия или чужеродной поверхности); агрегационная (склеивание тромбоцитов в виде сетки и образование тромбоцитарного тромба); выделение фосфолипидов – пластиночного фактора 3 (ПФ 3), на котором идет сборка плазменных факторов свертывания; репаративная (выделение тромбоцитарного фактора роста, заставляющего мигрировать к месту повреждения и делиться фибробласты, макрофаги и гладкомышечные клетки) и т. д. [3].

Клинические данные свидетельствуют, что адгезивность и агрегационные способности тромбоцитов повышаются при ряде состояний организма, связанных с распадом тканей [4]. Радиация вызывает, как полагают, повреждение молекул основных биологически важных органических веществ клетки (ДНК, нуклеотидов, аминокислот, белков, углеводов, фосфолипидов и др.) с образованием органических радикалов, обладающих повреждающим действием на ткани. Грань между защитным (физиологическим) уровнем тромбоцитарной реакции и их повреждающим действием определяется биологической системой межклеточного контроля, согласованной модуляцией выделения тех или иных биологически активных веществ [5]. Также значительный интерес вызывают исследования межклеточных коопераций тромбоцитов с различными типами клеток.

Зрелые тромбоциты, как клетки специализированные, принято считать достаточно устойчивыми к действию ионизирующей радиации. Анализ влияния облучения в дозе 1 Гр на тромбоцитарное звено системы крови показал, что ширина распределения тромбоцитов и их средний объем не изменялись во все исследованные сроки постлучевого периода. Наблюдаемое снижение числа тромбоцитов и величины тромбоцита на 10-е сутки после острого облучения, вероятно, может быть результатом воздействия радиации на костномозговое кроветворение, поскольку время жизни тромбоцитов в кровяном русле крыс составляет 4–5 сут. К 30-ым суткам обнаруживается полное восстановление числа тромбоцитов (см. таблицу).

Важно было также учесть, что тромбоциты, взаимодействуя с лимфоцитами, участвуют в выполнении ряда функций, таких как сохранение иммунологического гомеостаза, локального тканевого гомеостаза, ограничения очага воспаления [6]. Из проведенных расчетов следует, что в норме (у необлученных животных) отношение тромбоциты/лимфоциты составило 295,5. При облучении данное отношение максимально увеличивалось на 3-и сутки – 1051,8, превышение доли тромбоцитов сохранялось на 10- и 30-е сутки – 472,5 и 480,9 соответственно, что позволяет предположить усиление влияния тромбоцитов в иммунных реакциях в начальный период после облучения животных в дозе 1 Гр вследствие достоверных снижений числа лимфоцитов. На 90-е сутки реабилитационного периода отношение тромбоциты/лимфоциты нормализовалось (287,6).

Далее исследовалось взаимодействие тромбоцитов с нейтрофилами, которое, как оказалось, определяет характер воспалительного ответа: совместное высвобождение вазоактивных, хемотаксических веществ способно усугублять тканевое повреждение [7]. Отношение тромбоциты/нейтрофилы в контрольной (необлученной) группе составило 912,9. После облучения на 3-и сутки это соотношение увеличилось до 961,3, а в последующие периоды реабилитации уменьшалось: на 10-е сутки – до 539,6, на 30-е сутки – до 745,8 и на 90-е сутки постлучевого периода – до 671,9. Максимальное уменьшение отношения тромбоциты/нейтрофилы возникло вследствие достоверного падения числа тромбоцитов на 10-е сутки и одновременного роста количества нейтрофилов, что позволило последним занять ведущую роль в формировании воспалительных реакций в этот период (см. таблицу).

Динамика гематологических показателей после острого γ -облучения крыс в дозе 1 Гр

Dynamics of hematological parameters after acute γ -irradiation of rats at a dose of 1Gy

Гематологические показатели	Контроль	Сроки после облучения			
		3-и сутки	10-е сутки	30-е сутки	90-е сутки
Тромбоциты, $10^3/\mu\text{l}$	$922 \pm 40,9$	$894 \pm 50,84$	$723 \pm 21,2^*$	$880 \pm 50,2$	$860 \pm 40,5$
Средний объем тромбоцитов, fl	$5,6 \pm 0,19$	$5,3 \pm 0,21$	$5,7 \pm 0,14$	$5,8 \pm 0,27$	$5,3 \pm 0,10$
Ширина распределения тромбоцитов, %	$49,1 \pm 0,65$	$50,1 \pm 1,23$	$50,8 \pm 0,94$	$49,9 \pm 0,75$	$50,2 \pm 0,81$
Тромбокрит, %	$0,50 \pm 0,03$	$0,49 \pm 0,04$	$0,42 \pm 0,02^*$	$0,50 \pm 0,01$	$0,47 \pm 0,04$
Лейкоциты, $10^3/\mu\text{l}$	$4,68 \pm 0,57$	$2,19 \pm 0,28^*$	$3,55 \pm 0,2^*$	$3,55 \pm 0,34^*$	$4,70 \pm 0,35$
Нейтрофилы, $10^3/\mu\text{l}$	$1,01 \pm 0,12$	$0,93 \pm 0,11$	$1,34 \pm 0,11^*$	$1,18 \pm 0,14$	$1,28 \pm 0,13^*$
Лимфоциты, $10^3/\mu\text{l}$	$3,12 \pm 0,47$	$0,85 \pm 0,12^*$	$1,53 \pm 0,17^*$	$1,83 \pm 0,21^*$	$2,99 \pm 0,34$
Моноциты, $10^3/\mu\text{l}$	$0,20 \pm 0,04$	$0,14 \pm 0,04$	$0,24 \pm 0,06$	$0,19 \pm 0,02$	$0,24 \pm 0,03$
Эозинофилы, $10^3/\mu\text{l}$	$0,25 \pm 0,04$	$0,20 \pm 0,05$	$0,38 \pm 0,04^*$	$0,28 \pm 0,04$	$0,29 \pm 0,07$
Базофилы, $10^3/\mu\text{l}$	$0,016 \pm 0,002$	$0,039 \pm 0,002^*$	$0,020 \pm 0,002$	$0,015 \pm 0,001$	$0,016 \pm 0,016$
Эритроциты, $10^6/\mu\text{l}$	$7,86 \pm 0,12$	$7,77 \pm 0,21$	$8,94 \pm 0,19^*$	$7,27 \pm 0,19^*$	$7,21 \pm 0,16^*$
Гемоглобин крови, g/l	$129 \pm 1,1$	$126 \pm 3,67$	$146 \pm 3,16^*$	$135 \pm 2,78^*$	$131 \pm 2,1$
Гематокрит, %	$36,5 \pm 0,67$	$38,9 \pm 1,25$	$42,3 \pm 0,78^*$	$35,5 \pm 0,9$	$35,6 \pm 0,8$
Средний объем эритроцитов, fl	$46,4 \pm 0,4$	$49,4 \pm 0,59^*$	$47,7 \pm 0,36^*$	$48,9 \pm 0,51^*$	$49,3 \pm 0,64^*$
Среднее содержание гемоглобина в эритроцитах, pg	$16,7 \pm 0,27$	$16,5 \pm 0,11$	$16,5 \pm 0,15$	$18,2 \pm 0,21^*$	$18,2 \pm 0,22^*$
Средняя концентрация гемоглобина в эритроцитах, g/l	$360 \pm 5,4$	$333 \pm 4,2^*$	$346 \pm 3,1^*$	$374 \pm 3,8^*$	$376 \pm 4,0^*$
Ширина распределения эритроцитов, %	$14,8 \pm 0,38$	$14,5 \pm 0,33$	$14,6 \pm 0,27$	$14,3 \pm 0,36$	$15,2 \pm 0,22$

Примечание. * – различия достоверны по отношению к контролю ($p < 0,05$).

Анализ взаимодействий тромбоцит-эозинофил позволяет оценить степень их синергизма в выполнении некоторых функций. Подобно эозинофилам тромбоциты выделяют физиологически активные вещества (арилсульфатазы ПА и ПВ), которые играют роль антимедиаторов по отношению к тучной клетке, в частности, инактивируют медиатор спазма периферических бронхов. Тромбоциты, как и эозинофилы, выполняют антипаразитарную функцию [8], участвуют в формировании противоопухолевого иммунитета через выделение тромбоцитарного фактора роста (ТФР). Факторы активации тромбоцитов (ФАТ) усиливают клеточную инфильтрацию эозинофилов, а фосфолипаза Д, выделяемая из эозинофилов, способна нейтрализовать эффекты ФАТ [9].

По данным таблицы, отношение тромбоциты/эозинофилы составило 3688 в контрольной группе, а в постлучевой период отношения колебались от 4470 – на 3-и сутки, до 3143 – на 30-е сутки и 2966 – на 90-е сутки при отсутствии достоверных изменений числа тех и других клеток. Только на 10-е сутки после облучения их соотношение значительно уменьшилось (до 1903) вследствие достоверных изменений обоих параметров: падения количества тромбоцитов и роста числа эозинофилов. Это указывает на вероятность снижения как синтеза инактиваторов спазма сосудов бронхов, так и выполнения антипаразитарных функций, формирования противоопухолевого иммунитета.

В возникновении аллергических реакций, происходящих с участием эозинофилов, вовлечены также тромбоциты совместно с базофилами [10]. Отношение тромбоциты/базофилы из данных таблицы у контрольных животных составило 57 625, а на 3-и и 10-е сутки после облучения в дозе 1 Гр данное отношение уменьшалось, соответственно, до 24 833 (из-за достоверного роста количества базофилов) и до 36 150 (вследствие падения числа тромбоцитов). На 30-е и 90-е сутки эти отношения сформировались в условиях отсутствия достоверных нарушений их количества в крови. Следовательно, в провокации постлучевых аллергических реакций, вероятнее всего, ведущую роль играют изменения числа эозинофилов на 10-е сутки. Следует учесть, что в эти же сроки возрастает и количество базофилов, выделяющих ФАТ, который связывается тромбоцитами и вызывает секрецию серотонина. Серотонин действует на моноциты, что ведет к высвобождению хемотаксического фактора, привлекающего в очаг воспаления макрофаги [11]. Тромбоциты, взаимодействуя с макрофагами, усиливают их адгезивную способность, вследствие высвобождения тромбоцитарного серотонина. Тромбоциты, тем не менее, способны, аккумулируя серотонин и гистамин, уменьшить (снять) повреждающее действие анафилактических медиаторов базофилов [12], но поскольку к 10-ым суткам постлучевого периода их число уменьшается, это, вероятно, может способствовать дополнительной провокации аллергических процессов.

Тромбоциты, проникая в эндотелий сосудов, сливаются с эндотелиальными клетками, выполняя ангиотрофическую (питающую) роль и передавая им специфический фактор активации синтеза NO [13], расслабляющий сосуды. В ближайшие сроки облучения (3-и сутки) из-за повышенной тромбоцитарной активности, способствующей их агрегации и невозможности из-за этого выполнять ангиотрофические функции, а также вследствие падения числа тромбоцитов (на 10-е сутки), сосуды сужаются, что увеличивает риск появления ишемических поражений различных органов в ближайшие сроки после облучения.

Анализ влияния облучения в дозе 1 Гр на другие форменные элементы крови показал (таблица), что лейкоцитарное звено системы крови является наиболее чувствительным к ионизирующему излучению. Ответная реакция системы крови проявляется, прежде всего, в колебаниях числа лейкоцитов и изменениях лейкоцитарной формулы. Это приводит к изменениям в соотношениях их к тромбоцитам и нарушениям в выполнении совместных функций.

Безъядерные компоненты крови отличаются большей радиорезистентностью [14]. Так, количество эритроцитов, гематокрит и концентрация гемоглобина крови на 3-и сутки после однократного облучения не изменялись. К 10-ым суткам отмечалось увеличение числа эритроцитов, что, вероятно, обусловлено стимуляцией их выброса из тканевых депо. Это привело к повышению гематокрита и концентрации гемоглобина крови. Увеличение среднего объема эритроцитов не сопровождалось повышением содержания гемоглобина в них, что привело к падению средней концентрации гемоглобина клетки на 3–10-е сутки. Увеличение объема эритроцитов, возможно, связано со структурными изменениями мембран и повышением их проницаемости. К 30-м суткам постлучевого периода наступала эритропения, которая отмечалась и на 90-е сутки, однако это не привело к падению средней концентрации гемоглобина крови, напротив, отмечалось увеличение этого показателя. Вероятно, это обусловлено ростом среднего объема эритроцитов и содержания гемоглобина в них. Средняя концентрация гемоглобина в эритроцитах также превышала норму.

Итак, постлучевую реакцию крови можно рассматривать в свете представлений о специфическом, неспецифическом и сигнальном [15] механизмах в действии радиации. Гематотропное (специфическое) действие радиации оценивается по степени снижения количества клеток кроветворной ткани в зависимости от дозы. При этом должен проявляться дозозависимый характер в реализации этих эффектов, что не исследовалось в данных экспериментах.

Выраженность неспецифических проявлений не зависит от дозы и интенсивности воздействия, а определяется, как полагают, чувствительностью клеток различной специализации к повреждающим факторам. Для неспецифической гематологической реакции характерны увеличение относительного и абсолютного количества лимфоидных клеток в костном мозге на фоне уменьшения общей клеточности кроветворных тканей и ранняя лимфопения, эозинофилопения, нейтрофилез, ретикулоцитоз в периферической крови [16]. Предполагается, что в основе пострадиационного падения числа клеток крови являются нарушения костномозгового кроветворения и ускоренная их элиминация. Еще одной причиной изменения количества и функции клеток крови может быть информационная составляющая в действии излучений, проявляющаяся в изменении работы механизмов самоуправления, то есть, нейрогуморальной регуляции [17; 18]. Признано, что причиной снижения митотической активности клеток кроветворной ткани и, особенно, лимфоидной является нейрогуморальный сдвиг, происходящий в облученном организме [19].

Заключение

На основании результатов проведенных экспериментов можно сделать следующие выводы.

1. После острого облучения организма белых крыс в дозе 1 Гр происходит снижения числа тромбоцитов на 10-е сутки постлучевого периода, что можно связать с нарушениями их костномозгового кроветворения.

2. Превышение на 3-и, 10-е и 30-е сутки после облучения животных в дозе 1 Гр доли тромбоцитов в отношениях с лимфоцитами вследствие лимфоцитоза позволяет предположить возможность усиления роли кровяных пластинок в выполнении иммунных реакций.

3. Достоверное падение числа тромбоцитов (10-е сутки) и рост количества нейтрофилов позволяет последним занять ведущую роль в формировании постлучевых воспалительных реакций в облученном организме.

4. На 10-е сутки после облучения соотношение тромбоциты/эозинофилы значительно уменьшилось по сравнению с необлученным контролем (с 3688 до 1903) из-за достоверных изменений обоих параметров: падения количества тромбоцитов и роста числа эозинофилов. Эти постлучевые изменения способны привести к снижению синтеза инактиваторов спазма сосудов бронхов, торможению выполнения антипаразитарных функций и нарушению условий формирования противоопухолевого иммунитета.

5. Уменьшение к 10-ым суткам постлучевого периода числа тромбоцитов нарушает их участие в выполнении общих с базофилами функций, снижая аккумулярующие способности тромбоцитов для серотонина и гистамина, усиливая повреждающее действие анафилактических медиаторов базофилов.

6. Падение на 10-е сутки постлучевого периода количества тромбоцитов в крови способны нарушить их ангиотрофическую функцию, привести к сужению сосудов и ишемии различных органов.

Результаты исследования позволяют сделать вывод, что в формировании постлучевых эффектов, возникающих в крови, важное значение имеют не только нарушения абсолютных величин клеточного состава крови, но и изменения их соотношений друг с другом.

Библиографические ссылки

1. Горизонтов ПД, Белоусова ОИ, Федотова МИ. *Стресс и система крови*. Москва: Медицина; 1983.
2. Марковчин АА. Физиологические особенности тромбоцитов. *Современные проблемы науки и образования*. 2014;6:12–14.
3. Bain BJ. Structure and function of red and white blood cells and platelets. *Medicine*. 2021;49(4):183–188.
4. Loncar R, Araba F, Schmuling C. Ionising irradiation influences platelet adhesion and aggregation under high flow conditions. *Blood*. 2005;106(11):1894.
5. Azzam EI, Jay-Gerin JP, Pain D. Ionizing radiation-induced metabolic oxidative stress and prolonged cell injury. *Cancer Letters*. 2012;327:48–60.
6. Tungjai M, Phathakanon N, Rithidech KN. Effects of medical diagnostic lowdose X rays on human lymphocytes: mitochondrial membrane potential, apoptosis and cell cycle. *Health Phys*. 2017;112:458–464.
7. Захаров ВН, Караулов АВ, Соколов ВВ. *Изменения системы крови при воздействии радиации и бензола*. Новосибирск: Наука; 1990.
8. Жербин ЕА, Чухлович АБ. *Радиационная гематология*. Москва: Медицина; 1989.
9. Белоусова ОИ, Горизонтов ПД, Федотова МИ. *Радиация и система крови*. Москва: Атомиздат; 1979.
10. Blaese MA. Responses of normal cells to ionizing radiation. *Seminars in Radiation Oncology*. 2007;17(2):81–88.
11. El-Shanshoury H, El-Shanshoury G. Evaluation of low dose ionizing radiation effect on some blood components in animal model. *Journal of Radiation Research and Applied Sciences*. 2016;9:282–293.
12. Smith JT, Willey NJ, Hancock JT. Low dose ionizing radiation produces too few reactive oxygen species to directly affect antioxidant concentrations in cells. *Biology Letters*. 2012;8:594–597.
13. Semple JW, Italiano JE, Freedman J. Platelets and the immune continuum. *Nature reviews immunology*. 2011;11:264–274.
14. Anand AJ, Dzik WH, Imam A. Radiation-induced red cell damage. Role of reactive oxygen species. *Transfusion*. 1997;37:160–165.
15. Буланова КЯ, Лобанок ЛМ, Конопля ЕФ. Новый подход к оценке механизмов и последствий действия ионизирующих излучений в малых дозах на организм. *Весті НАН Беларусі. Серія медыцынскіх навук*. 2006;1:109–122.
16. Chaturvedi A, Jain's V. Effect of ionizing radiation on human health. *International journal of plant and environment*. 2019;5(03):45–51.
17. Буланова КЯ, Лобанок ЛМ, Конопля ЕФ. *Радиация и Чернобыль: кардиомиоциты и регуляция их функции*. Минск: Белорусская наука; 2008.
18. Буланова КЯ, Лобанок ЛМ. Системный подход в радиобиологических исследованиях. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2004;44(1):5–14.
19. Rodemann HP, Feinendegen LE, Pollycove M. Responses to low doses of ionizing radiation in biological systems. *Nonlinearity in Biology, Toxicology and Medicine*. 2004;2:143–171.

References

1. Gorizontov PD, Belousova OI, Fedotova MI. *Stress i sistema krovi* [Stress and the blood system]. Moscow: Meditsina; 1983. Russian.
2. Markovchin AA. Physiological features of platelets. *Modern problems of science and education*. 2014;6:12–14. Russian.
3. Bain BJ. Structure and function of red and white blood cells and platelets. *Medicine*. 2021;49(4):183–188.
4. Loncar R, Araba F, Schmuling C. Ionising irradiation influences platelet adhesion and aggregation under high flow conditions. *Blood*. 2005;106(11):1894.
5. Azzam EI, Jay-Gerin JP, Pain D. Ionizing radiation-induced metabolic oxidative stress and prolonged cell injury. *Cancer Letters*. 2012;327:48–60.
6. Tungjai M, Phathakanon N, Rithidech KN. Effects of medical diagnostic lowdose X rays on human lymphocytes: mitochondrial membrane potential, apoptosis and cell cycle. *Health Phys*. 2017;112:458–464.

7. Zakharov VN, Karaulov AV, Sokolov VV. *Izmeneniya sistemy krovi pri vozdeystvii radiatsii i benzola* [Changes in the blood system under the influence of radiation and benzene]. Novosibirsk: Nauka; 1990. Russian.
8. Zherbin EA, Chukhlovich AB. *Radiatsionnaya gematologiya* [Radiation hematology]. Moscow: Meditsina; 1989. Russian.
9. Belousova OI, Gorizontov PD, Fedotova MI. *Radiatsiya i sistema krovi* [Radiation and the blood system]. Moscow: Atomizdat; 1979. Russian.
10. Blaese MA. Responses of normal cells to ionizing radiation. *Seminars in Radiation Oncology*. 2007;17(2):81–88.
11. El-Shanshoury H, El-Shanshoury G. Evaluation of low dose ionizing radiation effect on some blood components in animal model. *Journal of Radiation Research and Applied Sciences*. 2016;9:282–293.
12. Smith JT, Willey NJ, Hancock JT. Low dose ionizing radiation produces too few reactive oxygen species to directly affect antioxidant concentrations in cells. *Biology Letters*. 2012;8:594–597.
13. Semple JW, Italiano JE, Freedman J. Platelets and the immune continuum. *Nature reviews immunology*. 2011;11:264–274.
14. Anand AJ, Dzik WH, Imam A. Radiation-induced red cell damage. Role of reactive oxygen species. *Transfusion*. 1997;37:160–165.
15. Bulanova KYa, Lobanok LM, Konoplya YeF. A new approach to assessing the mechanisms and consequences of the action of ionizing radiation in small doses on the body. *Vestsi NAN Belarusi. Seryya medytsynskikh navuk*. 2006;1:109–122. Russian.
16. Chaturvedi A, Jain's V. Effect of ionizing radiation on human health. *International journal of plant and environment*. 2019;5(03):45–51.
17. Bulanova KYa, Lobanok LM, Konoplya YeF. *Radiatsiya i Chernobyl: kardiomyotsity i regulyatsiya ikh funktsii* [Radiation and Chernobyl: cardiomyocytes and regulation of their function]. Minsk: Belorusskaya nauka; 2008. Russian.
18. Bulanova KYa, Lobanok LM. System approach in radiobiological research. *Radiatsionnaya biologiya. Radioekologiya*. 2004;44(1):5–14. Russian.
19. Rodemann HP, Feinendegen LE, Pollycove M. Responses to low doses of ionizing radiation in biological systems. *Nonlinearity in Biology, Toxicology and Medicine*. 2004;2:143–171.

Статья поступила в редколлегию 17.08.2022.
Received by editorial board 17.08.2022.

ПРОМЫШЛЕННАЯ И АГРАРНАЯ ЭКОЛОГИЯ

INDUSTRIAL AND AGRICULTURAL ECOLOGY

УДК 349.6:340.69:504

НЕСАНКЦИОНИРОВАННЫЙ СБРОС СТОЧНЫХ КОММУНАЛЬНЫХ ВОД КАК ОБЪЕКТ СУДЕБНОЙ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ЭКСПЕРТИЗЫ

С. С. ПОЗНЯК¹⁾

¹⁾Научно-практический центр Государственного комитета судебных экспертиз Республики Беларусь,
ул. Филимонова, 25, 220114, г. Минск, Беларусь

Рассматриваются проблемные вопросы, указывающие на необходимость разработки научно-методического обеспечения для оценки экологического ущерба при проведении судебной экологической экспертизы водных объектов (на примере несанкционированного сброса неочищенных необезвреженных сточных коммунальных вод в рыболовные угодья и расследования последствий загрязнения водотока). В результате сброса неочищенных сточных вод происходит загрязнение компонентов водной экосистемы, а также гибель озерно-речной рыбы и других гидробионтов. При загрязнении окружающей среды в обязательном порядке рассчитывается причиненный вред с использованием имеющихся научно обоснованных рекомендаций по организации и проведению экологического мониторинга и существующей нормативно-правовой базы. При расчете экологического ущерба основной задачей являлась дача обоснованной оценки антропогенного воздействия на водный объект. Опасность токсического загрязнения для водных экосистем оценивалась по химическим и биологическим показателям. При этом в первом случае использовали критерии высокого и экстремально высокого загрязнения воды, критерии высокого уровня токсического загрязнения воды и загрязненности донных отложений, а также учитывали трофность водного объекта. В рассматриваемой экспертом ситуации водоток в контрольном створе (ниже по течению от предполагаемого места аварии) характеризовался экстремально высоким загрязнением воды по показателю растворенного кислорода (менее 2 мгО₂/дм³), высоким загрязнением

Образец цитирования:

Позняк СС. Несанкционированный сброс сточных коммунальных вод как объект судебной экологической экспертизы. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2022;3:69–77.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2022-3-69-77>

For citation:

Pazniak SS. Unauthorized discharge of public waste water as object of judicial environmental examination. *Journal of the Belarusian State University. Ecology*. 2022;3:69–77. Russian.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2022-3-69-77>

Автор:

Сергей Степанович Позняк – доктор сельскохозяйственных наук, профессор; главный научный сотрудник лаборатории исследования материалов, веществ и изделий научного отдела технических, криминалистических и специальных исследований.

Author:

Siarhei S. Pazniak, doctor of science (agriculture), full professor; chief researcher at the laboratory of study of materials, substances and products of the scientific department of technical, forensic and special research.
sspazniak@gmail.com

по показателю биохимического потребления кислорода БПК₅ (приближалось к 10 мгО₂/дм³). Содержание в пробах поверхностной воды нефтепродуктов, взвешенных веществ, анионактивных СПАВ, ХПК_{сr}, а также фосфора общего, аммоний-иона и нитрит-иона также превышало нормируемые значения.

В ходе изучения материалов дела, экспертного осмотра места происшествия, анализа результатов лабораторных исследований, выполненных аккредитованной лабораторией аналитического контроля, сделан вывод об антропогенной причине гибели озерно-речной рыбы, обусловленной аварийным сбросом необезвреженных сточных вод.

Ключевые слова: судебная экологическая экспертиза водных объектов; несанкционированный сброс; сточные воды; загрязнение; нормируемые концентрации; гибель рыбы; экспертный осмотр; фоновый створ; контрольный створ.

UNAUTHORIZED DISCHARGE OF PUBLIC WASTE WATER AS OBJECT OF JUDICIAL ENVIRONMENTAL EXAMINATION

S. S. PAZNIAK^a

^a*Scientific and Practical Centre of the State Forensic Examination Committee of the Republic of Belarus,
25 Filimonava Street, Minsk 220114, Belarus*

This article presents problematic issues and shows the need to develop scientific and methodological support for the assessment of environmental damage during the forensic environmental examination of water bodies on the example of unauthorized discharge of untreated municipal wastewater into fishing grounds and investigating the consequences of watercourse pollution. As a result of the discharge of untreated wastewater, the components of the aquatic ecosystem are polluted, lake and river fish and other aquatic organisms are dying. In case of environmental pollution, the damage caused is necessarily calculated using the available scientifically-based recommendations for the organization and conduct of environmental monitoring, as well as the existing regulatory framework. When drawing up the expert opinion, the main task was to give a reasonable assessment of the anthropogenic impact on the water body. The danger of toxic pollution for aquatic ecosystems was assessed by chemical and biological indicators. At the same time, in the first case, the criteria for high and extremely high water pollution, the criteria for a high level of toxic water pollution and pollution of bottom sediments were used, and the trophicity of the water body was also taken into account. In the situation considered by the expert, the watercourse in the control section (below downstream from the alleged accident site) was characterized by extremely high water pollution in terms of dissolved oxygen (less than 2 mgO₂/дм³), high pollution in terms of biochemical oxygen demand BOD₅ (approached 10 mgO₂/дм³). The content of oil products, suspended solids, anionic surfactants, CОPС_{сr}, as well as total phosphorus, ammonium ion and nitrite ion in surface water samples also exceeded the normalized values.

During the study of the case materials, an expert examination of the scene, analysis of the results of laboratory studies performed by an accredited laboratory for analytical control, a conclusion was made about the anthropogenic cause of the death of lake and river fish, caused by an emergency discharge of untreated wastewater.

Keywords: forensic environmental review of water bodies; unauthorized discharge; wastewater; pollution; standardized concentrations; fish death; expert examination; background site; control site.

Введение

Республика Беларусь занимает 5-е место в Европе по обеспеченности водными ресурсами на душу населения – 6,1 тыс. м³ на человека в год, что близко к средневропейскому уровню, но значительно выше, чем в соседних странах – Польше (1,7 тыс. м³ на человека в год) и Украине (4,1 тыс. м³). Однако это не повод для того, чтобы бездумно использовать этот бесценный ресурс. В стране проводится единая государственная политика, направленная на повышение эффективности использования и улучшение качества водных ресурсов, повсеместно внедряются прогрессивные энерго- ресурсосберегающие процессы, обеспечивающие снижение удельного водопотребления, а также переход на мало- и безводные технологии производства.

Для Республики Беларусь, обладающей не только большими запасами воды, но и развитым промышленным комплексом и высокоинтенсивным сельским хозяйством, существуют высокие риски загрязнения компонентов окружающей среды, особенно водных ресурсов. Серьезной проблемой является поступление в водотоки неочищенных промышленных, хозяйственно-бытовых и ливневых стоков. В частности, избыточное поступление в водоемы соединений азота и фосфора от сельскохозяйственной деятельности (минеральные удобрения, органические отходы животноводства) и бытовых стоков вызывает эвтрофикацию водоемов и зарастание прибрежной зоны. Это неизбежно ведет к снижению качества воды и гибели водных обитателей, к сокращению биоразнообразия.

В практике проведения судебных экологических экспертиз значительную долю составляет исследование экологического состояния водных объектов по фактам нарушения п. п. 109.10 «сброс в рыболовные

угодья и на их берега в пределах водоохранных зон неочищенных и необезвреженных сточных вод промышленных, коммунальных, сельскохозяйственных и других организаций, а также снега с содержанием песчано-солевых смесей, противоледных реагентов, отходов производства и потребления» Правил ведения рыболовного хозяйства и рыболовства, утвержденных указом Президента Республики Беларусь № 580 от 08.12.2005¹, п. 3 ст. 53 Водного кодекса Республики Беларусь №143-З от 14.04.2014².

С целью восполнения научно-методических пробелов, существующих при проведении судебной экологической экспертизы водных объектов, в данной статье исследуются негативные последствия сброса неочищенных необезвреженных сточных коммунальных вод в границах водоохранной зоны и рыболовные угодья водотока. Природоохранные органы обратились в суд с иском к предприятию жилищно-коммунального хозяйства. Содержание искового требования сводилось к тому, что несанкционированный сброс сточных вод в период летней межени (июль) является причиной снижения рыбных запасов и биоразнообразия в водотоке. Инспекцией по охране животного и растительного мира установлен факт гибели озерно-речной рыбы и других гидробионтов, чем нанесен вред окружающей среде. В соответствии со ст. 101 Закона Республики Беларусь «Об охране окружающей среды» от 26.11.1992 №1982-ХІІ, вред, причиненный окружающей среде, подлежит возмещению в полном объеме, если иное не установлено настоящей статьей, добровольно или по решению суда лицом, его причинившим³. Руководство предприятия иск не признало, указывая на то, что гибель рыбы может происходить по многим причинам, не связанным со сбросом сточных вод в водоток.

В ходе разбирательства дела была назначена судебная экологическая экспертиза водных объектов, на разрешение которой поставлены вопросы, относящиеся к трем категориям:

- установление вида и источника антропогенного воздействия, экологического вреда;
- оценка правомерности применения регламентирующих документов в области контроля за состоянием воды и диагностики отравлений рыб;
- правовые аспекты и научно-методическое обеспечение экологического мониторинга водных объектов.

С целью решения вопроса об установлении вида и источника антропогенного воздействия, экологического вреда перед экспертами поставлены следующие вопросы:

– Может ли на рассматриваемом участке реки (водотока), выше и ниже по течению от предполагаемого места аварии, превышение в пробах поверхностной воды по показателю «нефтепродукты» быть вызвано «вымыванием» указанных углеводородов из нефтепродуктов, аккумулированных в донных отложениях, либо пути превышения допустимых концентраций по указанному параметру могут быть только из вне?

– Могла ли поверхностная вода с концентрацией нефтепродуктов в точке ТЗ – 0,192 мг/дм³ вызвать гибель рыбы ниже по течению реки на удалении 6,5–7,0 км?

– Могло ли превышение ПДК загрязняющих веществ (по показателям БПК₅ и ХПК_{сг}), однозначно вызвать гибель рыбы в водотоке ниже точки отбора на удалении 6,5–7,0 км?

– При отборе проб поверхностной воды из вышерасположенного водоема в апреле месяце были также выявлены превышения значений ПДК по показателям БПК₅ и ХПК_{сг} до 3,8–3,9 и 28,6–29,2 мг/дм³ соответственно. Могло ли наличие такого превышения ПДК, при определенных погодных условиях (высокая температура окружающего воздуха на протяжении нескольких дней, отсутствие осадков) и гидрологических характеристиках водотока (слабая проточность, большое количество донных отложений, глубина до 1,0 м) создать накопительный эффект и тем самым вызвать рост значений БПК₅ и ХПК_{сг} до указанных значений?

– Может ли значение концентрации аммоний-иона – 0,577 мг/дм³ при норме 0,39 мг/дм³ в водотоке явиться критической для жизнедеятельности рыбы на удалении 7,0–8,0 км? По литературным данным, в составляющей «аммиака» токсична неионизированная молекула, а аммоний-ион малотоксичен, или вообще не токсичен [1]. Необходимо ли было для выяснения причин гибели рыбы проводить дополнительные исследования второй составляющей молекулы аммиака, неионизированной?

– Может ли концентрация взвешенных веществ в водотоке более 30 мг/дм³ при ПДК 25 мг/дм³ однозначно являться причиной мора рыбы? Действительно ли, что концентрация взвешенных веществ в водотоке 100–300 мг/дм³ является критической для рыбы?

¹Указ Президента Республики Беларусь «О некоторых мерах по повышению эффективности рыбохозяйственной деятельности, совершенствованию государственного управления ею»: 8 дек. 2005 г., № 580 (с изм. и доп.) [Электронный ресурс]. ЭТАЛОН. Законодательство Республики Беларусь / Нац. центр правовой информ. Респ. Беларусь. URL: <https://etalonline.by/document/?regnum=p30500580> (дата обращения: 13.05.2022).

²Водный кодекс Республики Беларусь: 14 апр. 2014 г., №143-З (с изм. и доп.) [Электронный ресурс]. ЭТАЛОН. Законодательство Республики Беларусь / Нац. центр правовой информ. Респ. Беларусь. URL: <https://etalonline.by/docjoument/?regnum=hk1400149> (дата обращения: 13.05.2022).

³Об охране окружающей среды: Закон Респ. Беларусь, 26 нояб. 1992 г., №1982-ХІІ (с изм. и доп.) [Электронный ресурс]. ЭТАЛОН. Законодательство Республики Беларусь / Нац. центр правовой информ. Респ. Беларусь. URL: <https://etalonline.by/document/?regnum=v19201982> (дата обращения: 14.03.2022).

– Какие из указанных превышений ПДК могли вызвать снижение кислорода на участке реки от Т1 до Т3?

При оценке правомерности применения регламентирующих документов в области контроля за состоянием воды и диагностики отравлений рыб правоохранительные органы интересовала следующая информация:

– Необходимо ли согласно ТКП 17.13-13-2013⁴ для выяснения причин нахождения нефтепродуктов в поверхностных водах водотоков однозначно производить отбор донных отложений и производить расчет, а также организовать исследования макрозообентоса и фитоперифитона?

– Необходимо ли для выяснения причин гибели рыбы при аварийном загрязнении водотока реки выполнить анализ данных об основных морфометрических и гидрологических характеристиках нижерасположенных (ниже точки Т3) участков реки, а также расчет местоположения створов гарантированного смешения?

– В случае наличия данных о предполагаемом аварийном сбросе сточных вод в поверхностный водный объект (водоток), необходимо ли было в обязательном порядке проводить отбор проб и испытания поверхностной воды периодически?

– Для оценки массы загрязняющих веществ, поступивших в водоем, достаточно ли устанавливать 1 контрольный створ с одной точкой отбора, без вертикалей либо их должно быть более одного? Может ли установление одного контрольного створа и превышение в нем ПДК некоторых загрязняющих веществ однозначно свидетельствовать об аварийном загрязнении водотока?

– Является ли установление одной единственной точки контрольного створа на удалении около 720–740 м от места предполагаемого инцидента соответствием требованиям действующих ТНПА?

– Необходимо ли было для установления причин гибели рыбы в водотоке производить отбор проб поверхностной воды в точке гибели (Т4 схемы) и ниже по течению, учитывая гидрологические характеристики водотока? Как важно проводить измерения данных о температуре воды в водотоке для составления полной картины о влиянии имеющихся превышений ПДК загрязняющих веществ на жизнедеятельность микроорганизмов водотока и рыбы?

Инициаторов назначения судебной экспертизы интересовали также отдельные правовые аспекты и наличие научно-методического обеспечения экологического мониторинга водных объектов, в том числе вопросы:

– Необходимо ли однозначно для установления причин гибели рыбы в водотоке приглашать специалистов иных структур, например, ветеринарной службы соответствующей специализации, либо это может быть специалист ветеринарной службы любой квалификации? Необходимо ли для выяснения причин гибели рыбы в водотоке заключение специалистов Белорусского государственного ветеринарного центра и Национальной академии наук Беларуси?

– Какими документами регулируется порядок действий для установления причин гибели рыбы в водотоках и водоемах? Необходимо ли для выяснения истинных причин гибели рыбы проведение ветеринарно-санитарной экспертизы, ихтиопатологической и паразитологической экспертиз, а также изучение влияния иных факторов (гидрологических характеристик реки, температурных данных окружающего воздуха, воды водотока и других)?

Материалы и методы исследования

Для уточнения имеющихся в деле данных и получения дополнительных сведений о негативном антропогенном воздействии на водный объект проведен экспертный осмотр места экологического правонарушения. На начальном этапе произведен общий осмотр территории без изменения обстановки на месте происшествия, который включал в себя: описание метеоусловий (температура воздуха, наличие атмосферных осадков и др.), «привязку» к ориентирам на местности, определение границ негативного воздействия и характера подлежащей осмотру территории [2].

В период времени сброса сточных вод в водоток на исследуемой территории, по данным Белгидромета, дней с осадками не отмечалось, поэтому предположение о том, что наиболее вероятной причиной превышения допустимых концентраций загрязнителей в поверхностных водах является их смыв с прилегающей территории экспертами не рассматривалось. «Привязка» места происшествия проводилась от стационарных объектов (мосты, переезды, отдельные деревья). В ходе экспертного осмотра места экологического правонарушения проведен отбор проб (поверхностных вод) в 3-х точках⁵: первая – фоновый створ водотока (выше по течению от предполагаемого места аварии на 0,24 км); вторая – в месте предполагаемого сброса сточных вод; третья – контрольный створ ниже 0,72 км по течению от предполагаемого места аварии.

⁴ТКП 17.13-13-2013 (02120). Технический кодекс установившейся практики. Правила проведения наблюдений при аварийном загрязнении поверхностных вод. Минск : Минприроды, 2013.

⁵ГОСТ 17.1.3.07-82 Охрана природы (ССОП) [Электронный ресурс]. Гидросфера. Правила контроля качества воды водоемов и водотоков. URL: <http://docs.cntd.ru/documntnt/1200012472> (дата обращения: 13.05.2022).

Граница места, где произошло экологическое правонарушение, устанавливалась непосредственно по характерным признакам, воспринимаемым визуально. При осмотре места происшествия видно, что на участке реки на поверхности воды в густо заросших камышом местах наблюдаются скопления канализационных отходов в виде твердой фракции отходов жизнедеятельности человека (кала). Вода имеет темный зелено-серый цвет с характерным гнилостным (фекальным, сточным) запахом [7], который легко замечается и вызывает неодобрительный отзыв о качестве воды⁶. В непосредственной близости от места предполагаемого сброса сточных вод находится канализационная насосная станция (далее – КНС), посредством которой осуществляется перекачка канализационных стоков, поступающих от населения, на очистные сооружения. В ходе осмотра прилегающей территории установлено, что на расстоянии около 80 м от КНС и 30–35 м от левого берега водотока находится переливной колодец, оборудованный системой аварийного сброса. В соответствии с планом-схемой переливного колодца, он имеет кирпичную стенку, разделяющую его на две половины, в кирпичной стенке имеется сквозное отверстие, непосредственно связанное с трубой, идущей от колодца в сторону древесно-кустарниковой растительности (система аварийного сброса), которая также не имеет каких-либо заглушек. В момент наполнения накопительной камеры КНС до срабатывания насоса, осуществляющего перекачку неочищенных необеззараженных сточных вод на очистные сооружения, в переливном колодце значительно повышается уровень сточных вод, при максимальном уровне которого сквозное отверстие оказывается ниже его. Вследствие этого сточные неочищенные необеззараженные воды самотеком могут попадать на рельеф местности. В процессе выемки грунта и осмотра трубы аварийного сброса лицом, ведущим административный процесс, установлено, что указанная труба с обеих ее концов не загерметизирована и является непосредственным источником попадания сточных неочищенных необеззараженных канализационных стоков на рельеф местности и далее по уклону (промоине в грунте) в реку.

Основные гидрохимические показатели воды определяли с использованием следующих методик: азот по Кьельдалю – МВИ.МН 4139-2011; аммоний-ион – СТБ 17.13.05-08-2009/ISO 5664:1984; кислород растворенный – СТБ 17.13.05-30-2014/ISO 5813:1983; БПК₅ – СТБ 17.13.05-22-2011/ ISO 5815-1:2003; взвешенные вещества – МВИ.МН 4362-2012; минерализация – МВИ.МН 4218-2012; нефтепродукты – СТБ 17.13.05-15-2010/ГОСТ Р 52406-2005; ХПК_{Cr} – ГОСТ 31859-2012; pH – СТБ ISO 10523-2009; нитрат-ион – ПНД Ф 14.1:2.4.4-95; СПАВ анионактивные – ПНД Ф 14.1:2.4.158-2000; азота – СТБ 17.13.05-38-2015; фосфора – СТБ ISO 6878-2005.

Результаты исследования и их обсуждение

В результате анализа проб поверхностной воды на участке водотока (ниже по течению от места предполагаемой аварии (контроль)), выявлено превышение большинства нормируемых значений гидрохимических показателей качества, по сравнению со значениями, отобранными выше по течению (фон), что свидетельствует о попадании неочищенных необеззараженных сточных вод в водоток (см. таблицу).

Гидрохимические показатели качества поверхностной воды (по результатам лабораторных исследований)

Hydrochemical indicators of surface water quality (according to the results of laboratory tests)

Определяемый показатель	Нормируемое значение	фоновый створ (выше по течению)	Контрольный створ (ниже по течению)
БПК ₅ , мгО ₂ /дм ³	3,0	3,6	7,4
Нефтепродукты, мг/дм ³	0,05	0,043	0,192
Взвешенные вещества, мг/дм ³	25	23,6	32,5
Минерализация, мг/дм ³	1000	428	464,5
СПАВ анионактивные, мг/дм ³	0,1	<0,025	0,039
Растворенный кислород, мгО ₂ /дм ³	>8	9,3	1
pH, ед. pH	6,5-8,5	8,1	7,4
ХПК _{Cr} , мгО ₂ /дм ³	25	41	57
Фосфор общий, мг/дм ³	0,2	0,128	1,18
Азот общий, мг/дм ³	не уст.	2,04	2,11
Аммоний-ион, мг/дм ³	0,39	0,138	0,831
Нитрат-ион, мг/дм ³	9,03	0,95	0,09
Нитрит-ион, мг/дм ³	0,024	0,0066	0,06
Азот по Кьельдалю, мг/дм ³	5,0	1,08	1,96

⁶ПНД Ф 12.16.1-10 Методические рекомендации. Определение температуры, запаха, окраски (цвета) и прозрачности в сточных водах в том числе очищенных сточных, ливневых и талых. Москва: ФСНСП, 2015. 13 с.

При анализе гидрохимических показателей качества поверхностной воды, наряду с важностью всех нормируемых значений, следует обратить особое внимание на такие показатели, как содержание растворенного кислорода, биохимическое потребление кислорода (БПК₅) и химическое потребление кислорода (ХПК_{Cr}). БПК – это количество кислорода, требующегося для окисления находящихся в воде органических веществ в аэробных условиях до конечных минеральных продуктов окисления. ХПК – мера общей загрязненности воды содержащимися в ней органическими и неорганическими восстановителями, реагирующими с сильным окислителем.

В ходе проведения судебной экологической экспертизы основной задачей является дача обоснованной оценки антропогенного воздействия на водный объект и формулирование ответов на поставленные перед экспертом вопросы. Опасность токсического загрязнения для водных экосистем оценивают по химическим и биологическим показателям. При этом, в первом случае используют критерии высокого и экстремально высокого загрязнения воды⁷, критерии высокого уровня токсического загрязнения воды и загрязненности донных отложений, а также учитывают трофность водного объекта. В рассматриваемой ситуации водоток в контрольном створе (ниже 0,72 км по течению от предполагаемого места аварии) характеризуется экстремально высоким загрязнением по показателю растворенный кислород (менее 2 мгО₂/дм³), высоким загрязнением по показателю биохимическое потребление кислорода БПК₅ (приближается к 10 мгО₂/дм³), при этом значения других контролируемых параметров – содержание нефтепродуктов, взвешенных веществ, анионоактивных СПАВ, ХПК_{Cr}, фосфора общего, аммоний-иона, нитрит-иона превышают нормируемые значения.

При проведении судебно-экспертных исследований эксперт должен установить наличие или отсутствие, а также степень загрязнения водного объекта по сравнению с фоновым участком, а также наличие или отсутствие изменения экологического состояния в пределах места рассматриваемого события. Антропогенное воздействие на водные объекты признается негативным, если произошло изменение в худшую сторону органолептических свойств воды, произошло ухудшение химических свойств, загрязнение воды вредными веществами в концентрациях, превышающих установленные фоновые значения и т. д. [4].

Выводы эксперта «составляют как бы квинтэссенцию его заключения (акта), и от правильного формулирования их во много зависит доказательственная сила и значение всего заключения» [5]. Это, по сути, ответы на поставленные перед экспертом вопросы. Следовательно, при формулировании выводов эксперт должен руководствоваться принципами квалифицированности, определенности и доступности [6].

В ходе проведения судебной экологической экспертизы водных объектов, включающей исследование предоставленных судом материалов дела, экспертный осмотр места происшествия, анализ результатов лабораторных исследований, дается оценка состояния окружающей среды в месте предполагаемого аварийного сброса неочищенных необезвреженных сточных вод и экологического ущерба (по гидрохимическим показателям качества воды, превышающим нормируемые значения). В ходе исследования также проводилась оценка обоснованности применения правовых норм в области экологического мониторинга, а также сделаны следующие заключения:

- вымывание загрязнителей из донных отложений в водотоке в летнее время возможно в условиях резкого увеличения речного стока по причине ливневых дождей или открытия шлюзов. Поскольку в период времени предполагаемого аварийного сброса сточных вод (июль месяц) по данным Белгидромета на рассматриваемой территории не отмечалось дней с осадками, то единственной причиной превышения допустимых концентраций нефтепродуктов в поверхностных водах является их поступление извне;

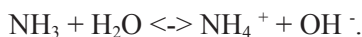
- ориентировочный критерий уровня опасного загрязнения водных объектов нефтепродуктами составляет 1,5 мг/л;

- превышение ПДК загрязняющих веществ (по показателям БПК₅ и ХПК_{Cr}), свидетельствует о высоком проценте органики в водотоке, поступившей извне. Слабо окисляемые и не окисляемые органические примеси (об их наличии свидетельствует ХПК_{Cr}) являются отравляющим веществом. Они вызывают гибель животных и рыбы. Легкая органика (о ней свидетельствует БПК₅) поглощает из воды весь кислород, в результате рыбам и другим живым организмам становится нечем дышать и они гибнут. Вредоносность БПК₅ и ХПК_{Cr} для рыб в конкретных условиях зависит от комплекса факторов и требует отдельного изучения;

- превышение концентраций БПК₅ и ХПК_{Cr} при сложившихся неблагоприятных погодных условиях (высокая температура окружающего воздуха на протяжении нескольких дней, отсутствие осадков) и существующих гидрологических характеристиках водотока (слабая проточность, большое количество донных отложений, глубина до 1 м) не могли создать накопительный эффект и тем самым вызвать рост значений БПК₅ и ХПК_{Cr}. Превышение ПДК данных показателей произошло не в результате накопительного эффекта, а при аварийном поступлении загрязнителей извне;

⁷Р 52.24.756-2011. Критерии оценки опасности токсического загрязнения поверхностных вод суши при чрезвычайных ситуациях (в случаях загрязнения) [Электронный ресурс]. URL: <http://docs.cntd.ru/document/1200088330> (дата обращения: 13.05.2022).

– значение концентрации аммоний-иона – 0,577 мг/дм³ при норме 0,39 мг/дм³ в водотоке не является критической для жизнедеятельности рыбы. Аммоний-ион в естественных природных водах содержится в небольших количествах, накапливается при растворении в воде аммиака (NH₃) и появляется, в первую очередь, вследствие разложения живых организмов и продуктов их жизнедеятельности. Наличие аммоний-иона в концентрациях, превышающих фоновые значения, указывает на свежее загрязнение и близость источника загрязнения. В поверхностных водах аммоний-ион и аммиак находятся в равновесном состоянии, описываемом уравнением:



Следовательно, в воде одновременно находятся аммоний-ион и аммиак. Соотношение аммиака и аммоний-иона в воде постоянно меняется и зависит от уровня pH. Активность аммиака также зависит от температуры воды. Несмотря на то, что аммоний-ион в основном безопасен, молекулярный аммиак может быть вреден для водных организмов. Для выяснения причин гибели рыбы проведение дополнительных исследований молекулы аммиака нецелесообразно. Отсутствие данных исследований поверхностной воды не влияет на выдачу заключения по гибели рыбы на участке водотока ниже места предполагаемого аварийного сброса (между точками Т2-Т4 схемы). Достоверность заключения подтверждается комплексностью проведенных исследований по показателям в соответствии с обязательным перечнем гидрохимических данных состояния поверхностных вод, определяемых при проведении наблюдений на контрольном створе [1];

– концентрации взвешенных веществ в водотоке 29,5 и 32,3 мг/дм³ при нормируемом значении 25 мг/дм³ свидетельствует о дополнительном привносе извне органического загрязнителя в поверхностные воды;

– исходя из результатов лабораторных исследований проб поверхностной воды можно сделать вывод, что причиной асфиксии (замора) рыб на участке реки является критическое содержание растворенного кислорода – 1 мгО₂/дм³. Концентрация растворенного кислорода 4,0 мг/л считается нижним экологическим пределом для большинства рыб, только отдельные виды, например карась, могут длительное время существовать при концентрации кислорода 2,0 мг/л и ниже. Снижению содержания растворенного кислорода в летнее время способствуют как естественные условия, так и антропогенные факторы. К естественным относятся: зарастание макрофитами прибрежной полосы; активное развитие сине-зеленых водорослей при одновременном снижении численности зеленых и диатомовых; повышенная температура воды; обильное поступление болотных бедных кислородом вод из подземных источников; летняя стратификация⁸. Антропогенным фактором является аварийный сброс неочищенных коммунально-бытовых стоков в поверхностные воды, в результате которого в водоток поступают органические загрязнители без специфических токсических свойств, содержащие нестойкие органические вещества, легко подвергающиеся окислению с выделением аммиака, сероводорода, метана, индола и других продуктов;

– повышенное содержание общего фосфора на участке реки (до 1,18 мг/дм³) также могло вызвать снижение содержания кислорода и свидетельствует о поступлении органических веществ (коммунально-бытовых отходов) извне. В этих условиях вследствие увеличения количества питательных веществ для водорослей происходит их неконтролируемое размножение, что приводит к гибели аэробных микроорганизмов, снижению содержания растворенного кислорода и окрашиванию водотока в устойчивый темно-зелено-серый цвет.

В ходе исследования последствий загрязнения водотока даны ответы на вопросы методологического плана – пригодности (применимости) регламентирующих документов в области контроля за состоянием воды и диагностики отравлений рыб:

– отбор проб, измерение содержания отдельных загрязняющих веществ в донных отложениях организуют в случае их склонности к аккумуляции в этих компонентах водных экосистем (п.4.5 ТКП 17.13-13.2013). Контроль гидробиологических показателей водотоков (макрозообентос и фитоперифитон) проводят в период ликвидации аварийного загрязнения (п.4.4 ТКП 17.13-13.2013);

– анализ данных об основных морфометрических (средние ширина и глубина реки) и гидрологических (расход воды) характеристиках нижерасположенных участков реки, а также расчет местоположения створов гарантированного смешения относительно источника загрязнения проводится на период аварийного сброса (п.5.2 ТКП 17.13-13.2013);

– при отсутствии сведений о расходе сточных вод, продолжительности аварийного сброса, перечне и концентрациях загрязняющих веществ в сточной воде следует получить данные об объеме загрязненных вод и максимальных концентрациях загрязняющих веществ непосредственно на водном объекте в контрольном створе на водотоке (п.5.3 ТКП 17.13-13.2013). Контрольный створ для оценки массы

⁸ТКП 17.13-21-2015 (33140). Технический кодекс установившейся практики. Порядок отнесения поверхностных водных объектов (их частей) к классам экологического состояния (статуса). Минск: Минприроды, 2015.

загрязняющих веществ устанавливается на участке реки, которого не достигли поступившие в водоток загрязнители в результате аварийного сброса (п.5.4.1 ТКП 17.13-13.2013);

– в условиях малой глубины (до 1 м) и очень слабой проточности водотока для оценки массы поступивших загрязняющих веществ достаточно устанавливать один контрольный створ с одной точкой, без вертикалей. В контрольном створе главная вертикаль должна располагаться в стержне потока речных вод, а число горизонтов на вертикали определяется глубиной водотока: при глубине до 5 м устанавливают один горизонт [7]. Превышение ПДК загрязняющих веществ в одном контрольном створе может свидетельствовать об аварийном загрязнении водотока;

– ТКП 17.13-13.2013 не устанавливает конкретные цифры удаления контрольного створа от места предполагаемого инцидента. Контрольный створ для оценки массы загрязняющих веществ устанавливается на участке реки, которого не достигли загрязненные воды, поступившие в водоток в результате аварийного загрязнения. Некоторые показатели параметров поверхностной воды ниже точки аварийного сброса сточных вод, например, содержание растворенного кислорода, являются летальными для большинства рыб и вызывают гибель рыбы;

– учитывая гидрологические характеристики водотока для установления причин гибели рыбы не было необходимости производить отбор проб поверхностной воды ниже по течению. В летний период температура поверхностных речных вод на 3–4 °С ниже, чем в озерах; при достижении значений в 27–33 °С является пороговой, при которой у рыб развивается тепловой шок. Даже при отсутствии температурных данных, но при наличии выявленных в результате лабораторных исследований превышений нормируемых концентраций загрязняющих веществ можно судить о гибели рыбы на участке водотока ниже места предполагаемого аварийного сброса, вызванной превышениями этих концентраций.

Отдельного внимания требует рассмотрение и оценка некоторых правовых норм, регламентирующих проведение судебной экологической экспертизы водных объектов. Для установления причин гибели рыбы в водотоке необходимо привлечение сведущих лиц: лиц, обладающих специальными знаниями в конкретной области науки, техники, искусства или ремесла (гидрологии, экологии, геоморфологии, гидродинамики, биологии, ландшафтоведения и др.), не заинтересованных в исходе дела и не являющихся лицами, участвующими в процессе. Законодательство не устанавливает перечень организаций, которые наделены исключительным правом на дачу заключений по установлению причин гибели рыбы. Заинтересованное лицо (участник административного процесса) вправе обратиться за дачей заключения в любую компетентную организацию, имеющую экспертов (специалистов) в данной области как в порядке обеспечения доказательств, так и при выполнении судебных решений.

Следует обратить внимание природопользователей на то, что документов, непосредственно регулирующих порядок действий при установлении причин гибели рыбы в водотоках и водоемах не имеется. В практической деятельности в качестве рекомендаций зачастую используются [7], а также [8]. Согласно главам 8 и 10, обязанность по осуществлению мероприятий, направленных на предотвращение заморных явлений и ликвидацию их последствий в арендованных водных объектах, возложена на арендаторов (пользователей), в фонде запаса рыболовных угодий – на местные исполнительные и распорядительные органы, или специально уполномоченные ими юридические лица⁹.

При проведенных в нашей стране в последнее время ветеринарно-санитарных обследований погибшей рыбы с химико-токсикологическим, бактериологическим и паразитологическим исследованиями биологического материала у погибшей рыбы не выявлено токсикологического воздействия и заразной патологии [9]. Асфиксия, как причина заморов, является доминирующей. Гидрохимический режим водоемов, а конкретно концентрация кислорода, используется как основной диагностический признак. Гидробиологические показатели, в том числе фито- и зооиндикаторы загрязнений водной среды, как и полный комплекс диагностических ветеринарных мероприятий, используется недостаточно. Поэтому рекомендуется осуществлять систематический контроль предзаморных состояний водоемов и проводить профилактические мероприятия с целью предотвращения летних и зимних заморов.

Заключение

В ходе судебной экологической экспертизы водных объектов может быть получено достаточно информации для оценки экологического состояния места экологического правонарушения. При наличии результатов визуального осмотра места происшествия (скопление на поверхности воды твердой фракции отходов жизнедеятельности человека (кала); темно-зелено-серого цвета воды и характерного гнилостного

⁹Указ Президента Республики Беларусь «О некоторых мерах по повышению эффективности рыбохозяйственной деятельности, совершенствованию государственного управления ею»: 8 дек. 2005 г., № 580 (с изм. и доп.) [Электронный ресурс]. ЭТАЛОН. Законодательство Республики Беларусь / Нац. центр правовой информ. Респ. Беларусь. URL: <https://etalonline.by/document/?regnum=p30500580> (дата обращения: 13.05.2022).

запах), а также результатов гидрохимических исследований поверхностной воды, свидетельствующих о превышении пределов нормативных значений загрязняющих веществ (в том числе критических для гидробионтов), можно сделать вывод о причинах гибели рыбы.

Факт загрязнения поверхностных вод на участке водотока ниже места предполагаемого аварийного сброса сточных вод подтверждается результатами исследования проб воды, выполненного аккредитованной в соответствии с ГОСТ ISO 17025-2019 лабораторией, свидетельствуют об антропогенной причине гибели озерно-речной рыбы, заключающейся в существенном превышении в пробах воды нормируемых концентраций загрязняющих веществ на участке.

Анализ представленной в статье типичной ситуации со сбросом неочищенных необеззараженных сточных вод в водоток или водоем требует более полного осмысления возможных экологических последствий и оценки экологического ущерба, более активного привлечения для экологического мониторинга водных объектов специалистов-водников и биологов. Результаты исследований могут быть полезны для инспекций природных ресурсов и охраны окружающей среды, организаций рыбохозяйственного комплекса и местных исполнительных и распорядительных органов.

Библиографические ссылки

1. Алабастр Дж, Ллойд Р. *Критерии качества воды для пресноводных рыб*. Москва: Легкая и пищевая промышленность; 1984. 343 с.
2. Баева ЮИ, Черных НА. *Осмотр места экологического правонарушения при проведении судебно-экологической экспертизы*. Москва: РУДН; 2014. 78 с.
3. Муравьев АГ, редактор. *Исследование экологического состояния водных объектов: руководство по применению ранцевой полевой лаборатории «НКВ-3»*. Санкт-Петербург: Крисмас+; 2012. 232 с.
4. Омелянюк ГГ. Методические рекомендации по судебно-экологическому исследованию водных объектов. *Теория и практика судебной экспертизы*. 2009;2(14):86–105.
5. Арсеньев ВД. О формулировании выводов эксперта. В: *Труды ВНИИСЭ. Вопросы теории и практики судебной экспертизы*. Москва: ВНИИСЭ; 1973. Выпуск 7. с. 199.
6. Орлов ЮК. *Заключение эксперта и его оценка (по уголовным делам)*. Москва: Юрист; 1995. с. 29–30.
7. *Методические указания по диагностике отравлений рыб и токсичности водной среды*. Москва: Колос; 1973. 79 с.
8. *Инструкция по оперативному контролю за состоянием воды и предупреждению заморов рыб в прудовых хозяйствах*. Москва: ВНИИПРХ; 1981. 16 с.
9. Кузнецов НА, Козлов АИ, Козлова ТВ, Микулич ЕЛ. Асфиксия (замор) рыб в водоемах Беларуси. В: *Животноводство и ветеринарная медицина*. Горки: БГСХА; 2021. с. 54–57.

References

1. Alabaster Dzh, Llojd R. *Kriterii kachestva vody dlya presnovodnyh ryb* [Water quality criteria for freshwater fish]. Moscow: Legkaja i pishchevaja promyshlennost; 1984. 343 p. Russian.
2. Baeva YuI, Chernyh NA. *Osmotr mesta ekologicheskogo pravonarusheniya pri provedenii sudebno-ekologicheskoy ekspertizy* [Inspection of the site of an environmental offense during a forensic environmental examination]. Moscow: RUDN, 2014; 78 p. Russian.
3. Muraviov AG, editor. *Issledovanie ekologicheskogo sostoyaniya vodnyh objektov* [Study of the ecological state of water bodies]. Saint Petersburg: Krismas+; 2012. 232 p. Russian.
4. Omelanyuk GG, et al. *Metodicheskie rekomendacii po sudebno-ekologicheskomu issledovaniyu vodnyh ob'ektov* [Guidelines for forensic environmental investigation of water bodies]. *Teoriya i praktika sudebnoj ekspertizy*. 2009;2(14):86–105. Russian.
5. Arseniev VD. *O formulirovanii vyvodov eksperta* [On the formulation of expert conclusions]. In: *Trudy VNIISE. Voprosy teorii i praktiki sudebnoj ekspertizy*. Volume 7. Moscow: VNIISE; 1973. p. 199. Russian.
6. Orlov YuK. *Zaklyuchenie eksperta i ego ocenka (po ugovolnym delam)* [Expert opinion and its assessment (on criminal cases)]. Moscow: Yurist; 1995. p. 29–30. Russian.
7. *Metodicheskie ukazaniya po diagnostike otravlenij ryb i toksichnosti vodnoj sredy* [Guidelines for the diagnosis of fish poisoning and aquatic toxicity]. Moscow: Kolos; 1973. 79 p. Russian.
8. *Instrukciya po operativnomu kontrolyu za sostoyaniem vody i preduprezhdeniyu zamorov ryb v prudovykh hozyajstvakh* [Instructions for the operational control of the state of water and the prevention of fish kills in pond farms]. Moscow: VNIIPRH; 1981. 16 p. Russian.
9. Kuznecov NA, Kozlov AI, Kozlova TV, Mikulich EL. *Asfiksiya (zamor) ryb v vodoemah Belarusi* [Asphyxiation (death) of fish in the reservoirs of Belarus]. In: *Zhivotnovodstvo i veterinarnaya medicina*. Gorki: BGSKHA; 2021. p. 54–57. Russian.

Статья поступила в редколлегию 17.05.2022.
Received by editorial board 17.05.2022.

РАЗРАБОТКА МОДЕЛИ ДЛЯ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ОПТИМАЛЬНОГО СОСТАВА RDF-ТОПЛИВА в РЕСПУБЛИКЕ БЕЛАРУСЬ

Г. К. САНИН¹⁾, В. М. МИСЮЧЕНКО²⁾, Е. А. МОРОЗОВ²⁾

¹⁾Республиканский центр государственной экологической экспертизы и повышения квалификации руководящих работников и специалистов, Министерство природных ресурсов и охраны окружающей среды,
1-й пер. Менделеева, 50/4, 220037, г. Минск, Беларусь

²⁾Международный государственный экологический институт
им. А. Д. Сахарова, Белорусский государственный университет,
ул. Долгобродская, 23/1, 220070, г. Минск, Беларусь

В статье представлена и обоснована модель для определения компонентного состава RDF-топлива из коммунальных отходов. Основная цель разработки модели состоит в том, чтобы доказать невозможность и недопустимость сжигания пластиков неустановленного состава в качестве топлива в цементных печах как потенциальных источников образования больших объемов стойких органических загрязнителей. Это является наилучшим доказательством экологической безопасности применения RDF-топлива в Республике Беларусь. При введении большого количества пластиков необходимо оснащение дополнительными системами очистки выбросов. Дается описание методики для выбора оптимального состава компонентов RDF-топлива, а также расчета объема газовой смеси. Математическая модель разработана с использованием программы MS Excel. Ее основные функции: ввод информации в базу данных, расчет оптимальных комбинаций состава RDF-топлива, определение калорийности, влажности и зольности необходимого варианта смеси. Кроме того, анализируется химический состав необходимой комбинации и выводит показатели содержания загрязняющих веществ. Выбраны и проанализированы характеристики RDF-топлива: калорийность, влажность, зольность. Оценка проведена без учета выбросов таких тяжелых металлов, как сурьма, мышьяк, свинец, хром, кобальт, медь, марганец, никель, ванадий, кадмий, таллий. Содержание элементов в компонентах RDF-топлива, представляющих опасность, строго не должно превышать следующих значений: S – 0,5 %, Cl – 0,5 %, F – 0,002 %, Hg – 0,001 %. Проанализированы 210 вариантов компонентного состава RDF-топлива. Используя вычисления по определению ограничений по содержанию оксида серы, ртути и галогенов в выбросах, определены оптимальные варианты состава данного вида топлива, из которых 12 признаны удовлетворительными. Проведен анализ содержания в нем элементов, приводящих к образованию некоторых загрязняющих веществ (S, Cl, F, Hg), которые являются стойкими органическими загрязнителями. Определены их допустимые концентрации в выбросах при сгорании. Таким образом, определены варианты оптимальных составов RDF-топлива, соответствующие потребностям и экологическим требованиям.

Ключевые слова: RDF-топливо; математическая модель; компонентный состав; калорийность; зольность; влажность; загрязняющие вещества; оптимальные варианты.

Образец цитирования:

Санин Г.К., Мисюченко В.М., Морозов Е.А. Разработка модели для определения оптимального состава RDF-топлива в Республике Беларусь. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология.* 2022;3:78–88.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2022-3-78-88>

For citation:

Sanin H.K., Misiuchenka V.M., Morozov E.A. Development of a model for determining the optimum composition of RDF-fuel in the Republic of Belarus. *Journal of the Belarusian State University. Ecology.* 2022;3:78–88. Russian.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2022-3-78-88>

Авторы:

Георгий Константинович Санин – начальник отдела государственной экологической экспертизы по г. Минску и Минской области.

Виктория Мечеславовна Мисюченко – кандидат сельскохозяйственных наук, доцент; доцент кафедры экологического мониторинга и менеджмента.

Егор Андреевич Морозов – магистрант кафедры экологического мониторинга и менеджмента.

Authors:

Heorhi K. Sanin, head of the department of state ecological expertise for Minsk and Minsk region.

chegk@rambler.ru

Viktoryia M. Misiuchenka, PhD (agriculture), docent; associate professor at the department of environmental monitoring and management.

vi925@mail.ru

Egor A. Morozov, master student at the department of environmental monitoring and management.

morozovyahor@mail.ru

DEVELOPMENT OF A MODEL FOR DETERMINING THE OPTIMUM COMPOSITION OF RDF-FUEL IN THE REPUBLIC OF BELARUS

H. K. SANIN^a, V. M. MISIUCHENKA^b, E. A. MOROZOV^b

*^aRepublican Center for State Ecological Expertise and Advanced Training of Executives and Specialists,
Ministry of Natural Resources and Environmental Protection,
50/4 Mendzialeeva Lane 1st, Minsk 220037, Belarus*

*^bInternational Sakharov Environmental Institute, Belarusian State University,
23/1 Daŭhabrodskaja Street, Minsk 220070, Belarus
Corresponding author: H. Sanin (chegk@rambler.ru)*

The article presents and substantiates a model for determining the blend composition of RDF fuel from municipal waste. The main goal of developing the model presented in the article was to prove the impossibility and inadmissibility of burning plastics of unknown composition as fuel in cement kilns as potential sources of formation of large volumes of persistent organic pollutants. This is the best justification for the environmental safety of the use of RDF fuel in the Republic of Belarus. With the introduction of a large number of plastics, it is necessary to equip additional emission treatment systems. The article describes the developed methodology for choosing the optimal composition of RDF fuel components, as well as calculating the volume of the gas-air mixture. The mathematical model was developed using the MS Excel program. Its main functions are: entering data into the database, calculating the optimal combinations of the RDF fuel composition, determining the calorific value, moisture content and ash content of the required mixture variant. In addition, the mathematical model analyzes the chemical composition of the required combination and derives indicators of the content of contaminants in the RDF fuel. Such characteristics of RDF fuel as calorific value, humidity, ash content are selected and analyzed. The assessment was made without taking into account emissions of heavy metals such as antimony, arsenic, lead, chromium, cobalt, copper, manganese, nickel, vanadium, cadmium, thallium. Due to the hazardous content of elements in the RDF fuel components, it must strictly not exceed the following values: S - 0.5%, Cl - 0.5%, F - 0.002%, Hg - 0.001%. 210 variants of the component composition of the RDF fuel were analyzed. Using calculations to determine the limits on the content of sulfur oxide, mercury and halogens in emissions, the optimal options for the composition of RDF fuel were determined, of which 12 were found to be satisfactory. The analysis of the content in RDF fuel of elements leading to the formation of certain pollutants (S, Cl, F, Hg), which are persistent organic pollutants, was carried out and their permissible concentrations in emissions during the combustion of RDF fuel were determined. Thus, options for optimal RDF fuel compositions that meet consumer and environmental requirements have been determined.

Keywords: RDF-fuel; mathematical model; component composition; calorific value; ash content; moisture; pollutants; optimal composition.

Введение

В настоящее время в нашей стране существует необходимость в сокращении захоронения твердых коммунальных отходов (далее – ТКО). Производство RDF-топлива из ТКО является одним из перспективных природоохранных мероприятий с высокой эколого-экономической эффективностью и его использование актуально в нашей стране. Оно получается в результате механической и биологической обработки твердых бытовых отходов. Термин RDF-топливо применяется к материалам, которые имеют высокую калорийную ценность и отсортированы из общего объема отходов [1].

Основные направления производства RDF-топлива в Республике Беларусь закреплены в Концепции создания мощностей по производству альтернативного топлива из твердых коммунальных отходов и его использования, утвержденной постановлением Совета Министров Республики Беларусь от 22.08.2016 № 664 [1]. Его применение решает проблему замещения импортного дорогостоящего угля в цементной промышленности.

Для удовлетворения потребительских и экологических свойств необходимо знать точный компонентный состав RDF-топлива, а также содержание в нем загрязняющих веществ.

Материалы и методы исследования

Методика построения базы данных для определения оптимального состава RDF-топлива. В настоящее время в литературе и нормативных документах не определены оптимальные составы RDF-топлива; не выполнялись работы по подбору процентного соотношения пластика, бумаги, текстиля, резины, древесины, ветоши в его составе. Везде описываются требования к выбросам в атмосферный воздух при сжигании RDF-топлива и наличие загрязняющих веществ в его составе. Поэтому задачей являлось определение допустимых вариантов его составов, удовлетворяющих как потребностям (калорийность, влажность, зольность), так и экологическим (содержание S, Cl, F, Hg) требованиям. Для использования RDF-топлива

на постоянной основе необходимо знать конкретный состав и его характеристики. Стояла задача анализа его различных компонентных составов посредством разработки математической модели зависимости значений показателей качества RDF-топлива от соотношения отходов, входящих в его состав. Оно не имеет точных значений таких показателей, как удельная теплотворная способность (калорийность), влажность, зольность (далее – КВЗ), гранулометрический состав и т. д.

Для получения точных данных предложено использовать показатели КВЗ других видов топлива. При этом его показатели были приравнены к показателям КВЗ торфа по СТБ 2202-2011 *Торф*¹ топливный кусковой. Благодаря этому возможно определить в процентном соотношении оптимальный состав RDF-топлива. Расчеты проводились посредством разработанной математической модели в программе *MSExcel*, которая определяет значения показателей КВЗ и загрязняющих веществ в итоговой смеси RDF-топлива в зависимости от процентного состава RDF-топлива по отходам. За основу принято сравнение RDF-топлива с торфом или углем по целевым показателям ввиду внедрения технологической линии для его использования при производстве клинкера «сухим» способом» на филиале № 1 «Цементный завод» ОАО «Красносельскстройматериалы», предполагающей замещение твердых видов топлива: торфа и угля на RDF-топливо и резиновую чипсу.

В работе применено допущение равенства КВЗ какого-либо компонента, входящего в состав RDF-топлива к КВЗ торфа. Основными компонентами RDF-топлива, в соответствии с морфологическим составом коммунальных отходов в нашей стране, могут являться: пластик, резина, бумага, ветошь, кожа, древесина. Показатели КВЗ этих компонентов следующие:

*Пластмасса*². Поскольку отсортировать пластики по отдельным видам невозможно в условиях полигонного захоронения и мусоросортировочных станций, в работе использованы усредненные показатели по основным видам пластмасс, преобладающих в составе коммунальных отходов. Удельная калорийность составляет 47,14 МДж/кг, зольность колеблется в пределах – 0,06–0,2 % (для проведения расчетов принята – 0,1 %), влажность 0,5 %.

*Резина*³. Теплотворная способность резины 14,10 МДж/кг, влажность 0,5 %, зольность 8 %).

Бумага (без наполнителя)⁴. Удельная теплотворность бумаги 17,60 МДж/кг. Зольность в пределах 1–5 %, принимаем 3 %. Влажность бумаги (без наполнителя) при относительной влажности воздуха 40 % равна 6,6 %.

*Кожа*⁵. Удельная теплотворность кожи и обрезков кожи составляет 19,90 МДж/кг. В кожаных изделиях зольность составляет в пределах от 0 до 3 %, принимаем 1,5 %. Нормальная влажность кожи находится в пределах 12–16 %, взято среднее значение 14 %.

*Ветошь*⁶. Удельная теплотворность ветоши 18,75 МДж/кг. Для каждого из видов ветоши предусмотрена нормированная влажность, колеблющаяся, как правило, в пределах 10–12 % (для проведения расчетов принята – 11 %), зольность 8 %.

*Древесина*⁷. В настоящее время большинство предметов мебели изготавливают из плит МДФ. Удельная теплотворность – 19 МДж/кг, влажность от 3 до 10 % (для проведения расчетов принята – 7 %), зольность в пределах от 0,3 до 1,5 % (для проведения расчетов принята – 1 %) (ГОСТ 32274-2013).

С учетом загрязненности отходов, поступающих на полигоны ТКО и мусоросортировочные станции, для расчетов принят процент загрязненности – 10 % минеральных включений в RDF-топливе. Таким образом, минимальная зольность RDF-топлива, не включая зольность остальных компонентов, составляет 10 %.

Показатели КВЗ торфа топливного кускового, в соответствии с СТБ 2202-2011, следующие: влажность 40 %, зольность 23%, калорийность 8,6 МДж/кг.

Поскольку изготовление RDF-топлива предполагается из коммунальных отходов, то для целей настоящей работы принимается присутствие в нем минеральных включений (песчаные, глиняные, металличе-

¹ СТБ 2202-2011. Торф топливный кусковой. Технические условия: Введ. РБ 01.01.2012. Минск: Государственный комитет по стандартизации Республики Беларусь, 2012. 16 с.

² Свойства отходов полимеров [Электронный ресурс]. URL: <https://www.waste.ru/modules/section/item.php?itemid=133#> (дата обращения: 16.01.2022).

³ Свойства резины [Электронный ресурс]. URL: http://www.chemport.ru/data/chemipedia/article_3259.html – Дата доступа: 16.01.2022.

⁴ Влажность и зольность бумаги [Электронный ресурс]. URL: <https://ru-ecology.info/term/26559/> (дата обращения: 16.01.2022).

⁵ Кожи натуральные [Электронный ресурс]. URL: <http://www.otkani.ru/footwearmaterials/leathernatural/19.html> (дата обращения: 16.01.2022).

⁶ ГОСТ 4643-75. Отходы потребления текстильные хлопчатобумажные сортированные. Технические условия. Введ. РБ 01.01.76. Минск: Государственный комитет по стандартизации Республики Беларусь, 1976. 12 с.

⁷ ГОСТ 32274-2013. Плиты древесные моноструктурные. Технические условия. Введ. РБ 01.06.2018. Минск: Государственный комитет по стандартизации Республики Беларусь, 2018. 12 с.

ские и иные частицы) 10 %, что обуславливает его минимальную зольность. Поскольку зольность торфа топливного кускового составляет 23 %, то зольность сгорающих компонентов RDF-топлива не должна превышать 13 %.

Разработанная математическая модель определяет значения КВЗ и загрязняющих веществ различных по составу смесей отходов для последующего определения пересечения множеств вариантов компонентных составов RDF-топлива, удовлетворяющих как потребителю (КВЗ), так и экологическим (загрязняющие вещества) требованиям, предъявляемым к твердому топливу.

С помощью модели был спрогнозирован оптимальный состав RDF-топлива, однако следует отметить, что это только примерный состав с учетом имеющихся компонентов и литературных данных о них. Также в рамках настоящей работы не учитывается возможное содержание тяжелых металлов в отходах, применяемых в качестве компонентов RDF-топлива. При этом установление нормативов качества RDF-топлива по содержанию тяжелых металлов должно осуществляться производителем с целью обеспечения выполнения требований экологической безопасности при его применении.

Результаты исследования и их обсуждение

Используя программный продукт MSExcel, создана база данных, для удобства представленная в виде табл. 1.

Таблица 1

Значения показателей калорийности, влажности и зольности компонентов RDF-топлива, принятые для расчетной модели

Table 1

Values of indicators of calorific value, moisture content and ash content of RDF fuel components adopted for the calculation model

Показатели	Компоненты RDF-топлива					
	Пластмасса	Резина	Кожа	Бумага	Ветошь	Древесина (МДФ)
Калорийность, МДж/кг	47,1	14,1	19,9	17,6	18,75	19
Влажность, %	0,5	0,5	14	6,6	11	7
Зольность, %	0,1	8	1,5	3	8	1

Каждый компонент RDF-топлива был приравнен к коэффициенту X с переменной «i». Таким образом, получаем:

пластмассы – x1; резина – x2; кожа – x3;
ветошь – x4; древесина – x5; бумага – x6;

Для определения множества составов RDF-топлива, удовлетворяющих потребителю свойствам, на данном этапе составлена выборка, описывающая все возможные комбинации его состава с шагом 10 % по содержанию каждого компонента от 0 до 90 % (табл. 2).

Таблица 2

Изменение вариантов процентного содержания компонентов

Table 2

Changing the component percentage options

Процентное содержание компонентов					
Пластик, %	Резина, %	Кожа, %	Текстиль, %	Древесина, %	Бумага, %
90	0	10	0	0	0
80	0	10	10	0	0
70	0	10	10	10	0
60	0	10	10	10	10
80	0	20	0	0	0
70	0	20	10	0	0
60	0	20	10	10	0

Окончание табл. 2

Ending table 2

Пластик, %	Резина, %	Кожа, %	Текстиль, %	Древесина, %	Бумага, %
50	0	20	10	10	10
40	10	20	10	10	10
70	0	30	0	0	0
60	0	30	10	0	0
50	0	30	10	10	0
40	0	30	10	10	10
30	10	30	10	10	10

После внесения всех возможных вариантов процентного содержания компонентов в смеси получено 6 массивов, в каждом из которых находится по 35 различных комбинаций. Всего – 210 комбинаций.

Ранее принято, что RDF-топливо состоит из 6 компонентов (пластмасса, резина, кожа, ветошь, бумага, древесина). Это значит, что все эти компоненты могут присутствовать в составе смеси в различных комбинациях (как все сразу, так и по несколько компонентов).

Ниже представлены результаты экспериментального расчета КВЗ случайной комбинации смеси (табл. 3).

Таблица 3

Выбор случайного варианта смеси

Table 3

Selecting a random mix option

Процентное содержание компонентов в смеси RDF-топлива					
Пластик, %	Резина, %	Кожа, %	Текстиль, %	Древесина, %	Бумага, %
90	0	10	0	0	0
80	0	10	10	0	0
70	0	10	10	10	0
60	0	10	10	10	10
80	0	20	0	0	0
70	0	20	10	0	0
60	0	20	10	10	0
50	0	20	10	10	10
40	10	20	10	10	10
70	0	30	0	0	0
60	0	30	10	0	0
50	0	30	10	10	0
40	0	30	10	10	10
30	30	10	10	10	10

Выбранная комбинация имеет следующие показатели калорийности, %:

пластмассы – 40; резина – 10; кожа – 20; ветошь – 10; древесина – 10; бумага – 10.

Учитывая КВЗ этих компонентов и используя формулу, рассчитаны значения КВЗ смеси для данной процентной комбинации:

$$K = K_{\Pi} * 0,4 + K_p * 0,1 + K_{\kappa} * 0,2 + K_{\epsilon} * 0,1 + K_{\delta} * 0,1 + K_{\sigma} * 0,1 =$$

$$47,14 * 0,4 + 14,1 * 0,1 + 19,9 * 0,2 + 17,6 * 0,1 + 18,75 * 0,1 + 19 * 0,1 =$$

$$= 29,781 \frac{\text{МДж}}{\text{кг}},$$

где K_{Π} – калорийность пластмасс; K_p – калорийность резины; K_{κ} – калорийность кожи;
 K_{ϵ} – калорийность ветоши; K_{δ} – калорийность древесины; K_{σ} – калорийность бумаги.

Далее по такому же принципу рассчитаны:

влажность, %

$$B = B_{\Pi} * 0,4 + B_p * 0,1 + B_{\kappa} * 0,2 + B_{\epsilon} * 0,1 + B_{\delta} * 0,1 + B_{\sigma} * 0,1 = 0,5 * 0,4 + 0,5 * 0,1 + 14 * 0,2 + 11 * 0,1 + 7 * 0,1 + 6,6 * 0,1 = 5,51,$$

где B_{Π} – влажность пластмасс; B_p – влажность резины; B_{κ} – влажность кожи;
 B_{ϵ} – влажность ветоши; B_{δ} – влажность древесины; B_{σ} – влажность бумаги;

зольность, %

$$Z = Z_{\Pi} * 0,4 + Z_p * 0,1 + Z_{\kappa} * 0,2 + Z_{\epsilon} * 0,1 + Z_{\delta} * 0,1 + Z_{\sigma} * 0,1 =$$

$$= 0,1 * 0,4 + 8 * 0,1 + 1,5 * 0,2 + 8 * 0,1 + 1 * 0,1 + 3 * 0,1 = 2,34,$$

где Z_{Π} – влажность пластмасс; Z_p – влажность резины; Z_{κ} – влажность кожи;
 Z_{ϵ} – влажность ветоши; Z_{δ} – влажность древесины; Z_{σ} – влажность бумаги.

Полученные показатели КВЗ топлива, определенные для указанного процентного соотношения компонентов, представлены в табл. 4.

Таблица 4

Калорийность, влажность, зольность топлива случайного варианта смеси RDF-топлива

Table 4

Calorie content, humidity, ash content of the fuel of a random mixture variant RDF fuels

Калорийность, МДж/кг	29,781
Влажность, %	5,51
Зольность, %	2,34

Аналогичным образом проводится расчет экологически значимых показателей для тех же составов RDF-топлива с целью определения пересечений множеств комбинаций, удовлетворяющих как потребителю, так и экологическим требованиям. В качестве экологически значимых показателей, ограничивающих возможности применения различных отходов для производства RDF-топлива, приняты содержание серы, хлора, фтора и ртути в каждом из компонентов. В результате анализа двух моделей и определения подходящих комбинаций определены оптимальные составы RDF-топлива, которое будет экологически безопасным при сжигании, при этом его потребительские качества будут на высоком уровне.

Анализ ограничений по содержанию химических элементов, обуславливающих образование загрязняющих веществ (S, Cl, F, Hg). Каждый компонент RDF-топлива содержит целый ряд загрязнителей, которые представляют серьезную опасность в составе выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух. Это прежде всего сера, хлор, фтор и тяжелые металлы, в том числе ртуть.

Кроме того, особую опасность представляет группа галогенов – химических элементов 17-й группы. К ним относятся: хром, фтор, йод, бром, астат. Вещества этой группы причисляют к неметаллам. Они считаются сильнейшими окислителями, причем это химическое свойство галогенов изменяется по мере уменьшения порядкового номера. Наличие данных элементов в составе отходов обуславливает образование при сжигании галогенсодержащих загрязняющих веществ, в том числе, стойких органических загрязнителей. При этом, в соответствии с пунктом 2 ст. 28 Закона Республики Беларусь от 20.07.2007 № 271-З «Об обращении с отходами», использование отходов с применением технологий, приводящих к образованию стойких органических загрязнителей в объемах и превышающих установленные обязательными для соблюдения техническими нормативными правовыми актами, запрещается [2].

Необходимо определить оптимальный состав компонентов, учитывая ограничения по выбросам этих химических элементов. Сжигание RDF-топлива должно быть безопасным. Нормы выбросов загрязняющих веществ при использовании и (или) обезвреживании путем сжигания отходов и топлива из отходов

(с содержанием отходов более 15 %) установлены в таблице Е.24 Приложения Е к ЭкоНиП 17.01.06-001-2017 «Охрана окружающей среды и природопользование. Требования экологической безопасности»⁸.

Для рассматриваемых компонентов RDF-топлива (пластмасса, резина, кожа, древесина, ветошь, бумага), содержание серы, фтора и хлора приняты на основании ГОСТ 33515-2015 «Топливо твердое из бытовых отходов. Метод определения содержания серы (S), хлора (Cl), фтора (F) и брома (Br)». Настоящий стандарт является модифицированным по отношению к европейскому региональному стандарту EN 15408:2011. В соответствии с этим документом содержание общей серы в топливе должно быть не более 0,5 %, содержание общего хлора в топливе не должно превышать 0,5 %, содержание общего фтора в топливе не должно превышать 0,002 %, содержание ртути должно быть не более 0,001 %⁹.

Древесина (взят за образец МДФ, который чаще других попадает на полигон в составе мебели). МДФ – древесноволокнистые плиты средней плотности (700–870 кг/м³). В качестве связующего элемента используются карбамидные смолы, модифицированные меламином. Это обеспечивает очень низкую эмиссию формальдегида. МДФ представляет собой прессованную древесную щепу, без использования склеивающих элементов (как например в ДСП). Содержание S не более 0,05 %, Cl – 0,05 %, F – 0,01 %, Hg – 0,0001 %.

*Резина*¹⁰. Содержание S в мягкой резине колеблется в пределах 1–3 %. Массовая доля Cl 0,6 %. Наличие F 0,002 %. Содержание Hg в резине 0,001 %.

*Пластмасса*¹¹. Пластмасс в составе твердых коммунальных отходов находится большое количество и разных видов. Для целей настоящей работы принимаем содержание пластмасс не более 15 % в составе RDF-топлива, массовая доля S – 1 %, F – 0,01 %, хлора – 0,5 %. Содержание Hg в пластмассах 0,001 %.

*Ветошь*¹². Ткани могут быть натуральными, искусственными и синтетическими. В основном преобладают синтетические (лавсан, полиэстер). Содержание хлора – 0,02 %, серы – 0,01 %, присутствует фтор – 0,001 %. Hg менее 1 %.

*Бумага*¹³. Для отбеливания бумаги используют хлорат натрия (NaClO₃) – 0,1 %. Наполнителей в виде серы, содержится от 0,1 до 1 %. Принимаем 0,1 %. Наличие ртути в бумаге 0,001 %.

*Кожа*¹⁴. Сера в теле животных содержится примерно 0,12–0,15 % серы, большая часть которой находится в волосяном покрове, роговом башмаке, коже. Принимаем содержание серы – 0,12 %. Содержание хлора – 0,01 и фтора – 0,001 %. Ртуть в количестве 0,001 %.

Проанализировав данные, необходимо выбрать оптимальный состав RDF-топлива, который будет удовлетворять условиям по содержанию серы, хлора, фтора и ртути. Для определения множества компонентных составов RDF-топлива, удовлетворяющих граничным условиям по содержанию загрязняющих веществ, использована та же математическая модель, на основании которой определялись показатели KBЗ RDF-топлива. Для всех 210 комбинаций были рассчитаны значения содержания галогенов.

Из 210 вариантов комбинаций лишь 13 удовлетворяют необходимым условиям по содержанию галогенов в смеси. Выполнен расчет KBЗ каждой из 13 комбинаций. Из них 12 удовлетворяют условиям, то есть характеристики топлива с таким составом лучше, чем классическое топливо (торф). Каждая комбинация содержит допустимые значения загрязняющих веществ, а также их KBЗ удовлетворяют потребительским условиям (табл. 5).

⁸Об утверждении экологических норм и правил: постановление Министерства природных ресурсов и охраны окружающей среды Республики Беларусь от 18.07.2017 № 5-Т. Национальный реестр правовых актов Респ. Беларусь. 2017; № 8/32307.

⁹ГОСТ 33515-2015. Топливо твердое из бытовых отходов. Метод определения содержания серы (S), хлора (Cl), фтора (F) и брома (Br). Межгосударственный стандарт. Введ. в РБ 28.10.15. Минск: Межгосударственный совет по стандартизации, метрологии и сертификации, 2015. 16 с.

¹⁰Химические вещества, используемые в производстве резиновых шин [Электронный ресурс]. URL: <https://autoabra.com/avtomehanika/himicheskie-veshhestva-ispolzuemye-v-proizvodstve-rezinovyh-shin/> (дата обращения: 01.06.2022).

¹¹Химические вещества используемые в производстве полиэтилена и полипропилена [Электронный ресурс]. URL: <https://ru.wikipedia.org/> (дата обращения: 01.06.2022).

¹²Производство химических волокон и их особенности [Электронный ресурс]. URL: <https://www.chemistry-expo.ru/ru/articles/proizvodstvo-himicheskikh-volokon-i-ih-osobennosti/> (дата обращения: 01.06.2022).

¹³Химические вещества, используемые в производстве бумаги. [Электронный ресурс]. URL: https://ru.frwiki.wiki/wiki/Produits_chimiques_utilis%C3%A9s_pour_la_fabrication_du_papier (дата обращения: 01.06.2022).

¹⁴Кожевенное производство [Электронный ресурс]. URL: <https://ru.wikipedia.org/> (дата обращения: 01.06.2022).

Таблица 5

Полученные значения оптимальных комбинаций состава смеси RDF-топлива

Table 5

Obtained Values of Optimal Combinations of RDF-Fuel Mixture Composition

	Калорийность, МДж/кг	Влажность, %	Зольность (с учетом минеральной фракции), %	Cl, %	S, %	F, %	Hg, %
1	27,957	9,65	11,73	0,149	0,222	0,002	0,0002
2	17,565	27,06	12,25	0,101	0,023	0,0019	0,0002
3	19,695	13	12,1	0,103	0,014	0,0019	0,0002
4	19,785	1,1	12,15	0,11	0,01	0,001	0,0002
5	14,65	8,05	15,75	0,084	0,207	0,0009	0,00015
6	18,195	9,11	16,8	0,089	0,222	0,002	0,00016
7	18,66	10,16	16,8	0,031	0,023	0,0019	0,00011
8	18,775	10,6	17,3	0,023	0,014	0,0019	0,00011
9	17,735	8,41	16,1	0,139	0,267	0,002	0,00016
10	17,595	7,17	16,3	0,144	0,272	0,0011	0,00016
11	17,48	6,73	13,35	0,152	0,281	0,0011	0,00016
12	17,25	5,99	13,5	0,15	0,29	0,0011	0,00015

На основании этих данных приводим 12 оптимальных составов композиций RDF-топлива (табл. 6). Данные комбинации компонентов удовлетворяют как потребительским, так и экологическим свойствам. Предельно допустимые концентрации химических элементов не превышены. Значения показателей КВЗ также подходят для того, чтобы топливо с такими составами использовалось для сжигания в печах на цементных заводах.

Пластмассы являются компонентами, которые могут содержать количество галогенов, обуславливающих превышение нормативов допустимых выбросов загрязняющих галогенсодержащих веществ в атмосферный воздух при сжигании, и, как следствие, недопустимость их применения для создания RDF-топлив. К группе недопустимых к сжиганию относятся в первую очередь поливинилхлорид и фторопласты.

Таблица 6

Компонентный состав комбинаций на основании полученных данных табл. 5

Table 6

Component composition of combinations based on the data obtained in table 5

№	Пластмассы, %	Резина, %	Кожа, %	Ветошь, %	Древесина, %	Бумага, %
1	5	10	55	10	10	10
2	0	0	70	10	10	10
3	0	0	80	10	10	0
4	0	0	90	10	0	0
5	0	10	10	60	10	10
6	0	10	0	70	10	10
7	0	0	0	80	10	10
8	0	0	0	90	10	0
9	5	10	10	10	10	55
10	0	10	10	10	0	70
11	0	10	10	0	0	80
12	0	10	0	0	0	90

Для оценки соответствия предполагаемых выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух требованиям экологической безопасности принимаем, что одна условная молекула RDF-топлива содержит 1 атом ртути.

Молярная масса Cl – 35,5 г/моль. Допустимое содержание хлора в RDF-топливе – 0,5 % от общей массы. 0,5 % – это есть 1/200 часть всей смеси. Для того чтобы хлор составлял 1/200 (0,5 %) часть, остальные 199 частей массы топлива должны приходиться на C, H, N, S, O, P, F, Hg.

Содержание хлора (0,5 %) может быть в 500 раз больше, чем ртути (0,001 %):

$$\frac{200 \times 500}{35,5} = 2817 \text{ атомов хлора в 1 условной молекуле RDF-топлива.}$$

Таким образом, на 1 атом ртути приходится 2817 атомов хлора.

Аналогичным образом, определено содержание фтора и серы в одной условной молекуле RDF-топлива.

Из всех элементов (C, H, N, S, O, P, Cl, F, Hg) будет преобладать C, меньшее количество будет H и O. В небольших количествах будут присутствовать N и P.

Для целей осуществления оценки соответствия прогнозируемых выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух нормам их выбросов при использовании и (или) обезвреживании путем сжигания коммунальных отходов, RDF-топлива и топлив из коммунальных отходов, установленных в таблице Е.22 Приложения Е, к экологическим нормам и правилам ЭкоНП 17.01.06-001-2017 «Охрана окружающей среды и природопользование. Требования экологической безопасности» (далее – Таблица Е.22 ЭкоНП), приняты следующие допущения.

1. Сжигание РДФ-топлива происходит в условиях эквимольного соотношения топлива и кислорода воздуха в качестве окислителя.

2. Сгорание топлива происходит полностью: выбросы не содержат твердых частиц. Доля топлива, не переходящая в газообразные продукты сгорания, учитывается посредством зольности.

3. Продуктами сгорания топлива являются: CO₂, SO₂, H₂O, N₂, Cl₂, F₂, Hg. Источниками кислорода и азота являются кислород и азот, содержащиеся в составе атмосферного воздуха, подаваемого на сжигание (в соотношении 21 % кислорода и 79 % азота), а также кислород и азот, входящие в состав органических молекул топлива.

4. Ввиду отсутствия в литературе конкретных элементарных составов RDF-топлива предположим следующие значения содержания биогенных элементов: C – 70 %, O – 10 %, H – 15 %, N – 2 %, P – 2 %.

Исходя из указанных допущений определено соотношение количеств атомов элементов в составе одной условной молекулы RDF-топлива.

Полученные результаты расчетов представлены в табл. 7.

Таблица 7

Количество химических элементов смеси относительно одного атома ртути

Table 7

The number of chemical elements of the mixture relative to one atom of mercury

Элементы	Соотношение количества атомов элементов в смеси	Количество атомов элементов в условной молекуле RDF-топлива
Hg	1	1
Cl	500	2817
S	500	3125
F	2	21
C	70000	1 166 666
H	15000	3 000 000
O	10000	125 000
N	2000	28 571
P	2000	12 903

Для оценки реакции сгорания в табл. 8 представлены результаты расчета атомной массы одной условной молекулы RDF-топлива.

Таблица 8

Определение массы условной молекулы RDF-топлива

Table 8

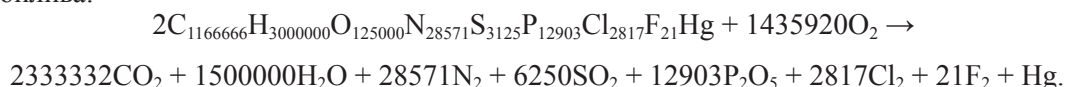
Determination of the mass of a conventional RDF fuel molecule

Химический элемент	Атомная масса, а. е. м.	Количество атомов в 1 условной молекуле	Атомная масса 1 условной молекулы, а. е. м.	Атомная единица массы
Hg	200	1	200	$1,66 \cdot 10^{-27}$
Cl	35,5	2 817	100 003,5	
S	32	3 125	100 000	
F	19	21	399	
C	12	1 166 666	13 999 992	
H	1	3 000 000	3 000 000	
O	16	125 000	2 000 000	
N	14	28 571	399 994	
P	31	12 903	399 993	
Σ			20000581,5	

Следовательно, масса 1 условной молекулы составит:

$$X = \sum i \cdot \text{а. е. м.} = 20000581,5 \cdot 1,66 \cdot 10^{-27} = 3,32 \cdot 10^{-20} \text{ кг.}$$

Таким образом, стехиометрические коэффициенты в уравнении реакции сгорания 1 условной молекулы RDF-топлива:



Итак, для полного сгорания 2 условных молекул RDF-топлива ($6,64 \cdot 10^{-20}$ кг) потребуется 1 435 920 молекул O_2 ($2,38 \cdot 10^{-18}$ моль или $5,34 \cdot 10^{-20}$ м³), что соответствует $2,54 \cdot 10^{-19}$ м³ атмосферного воздуха, при этом образуется 3 870 992 ($6,42 \cdot 10^{-18}$ моль или $1,44 \cdot 10^{-19}$ м³) молекул газообразных продуктов сгорания топлива. Следует отметить, что в данном объеме не учитывалось образование оксида фосфора, так как он находится в твердом агрегатном состоянии. С учетом содержания азота в атмосферном воздухе 79 % и допущении, что не проходит через топливосжигающий агрегат не участвуя в реакции, получено следующее соотношение: при полном сгорании 1 т RDF-топлива потребляется 804,2 м³ чистого кислорода, что соответствует 3825,3 м³ сухого атмосферного воздуха, при этом образуется 2168,7 м³ газообразных продуктов сгорания, что соответствует 5189,8 м³ дымовых газов или 4349,4 м³ сухих дымовых газов (все объемы газов указаны при нормальных условиях).

Принимая на основании результатов математического моделирования среднее значение зольности RDF-топлива – 15 %, то есть учитывая, что при сжигании 1 т RDF-топлива полностью сгорает 850 кг, определено: при сжигании 1 т RDF-топлива образуется 3697 м³ сухих дымовых газов (в пересчете на нормальные условия и значении коэффициент избытка воздуха равном 1).

Объем сухих дымовых газов, взятых при нормальных условиях, и в соответствии с Таблицей Е.22 ЭкоНИП, при пересчете на значение коэффициент избытка воздуха равном 2,1, составляет 7763,7 м³.

Учитывая содержание минеральных примесей 10 % в RDF-топливе, количество образующихся при сжигании 1 т RDF-топлива оксида серы, хлора, фтора и ртути получены следующие значения (табл. 9).

Таблица 9

Соответствие рассчитанных норм выбросов загрязняющих веществ при сжигании RDF-топлива требованиям ЭкоНИП

Table 9

Compliance of the calculated pollutant emission standards during the combustion of RDF fuel with the requirements of the Environmental Norms

Вещество	Количество, мг	Концентрация в сухих дымовых газах, при нормальных условиях и коэффициенте избытка воздуха равном 2,1, мг/м ³	Норма выброса согласно Таблице Е.22, мг/м ³ ЭкоНИП
Оксид серы	449986,92	57,96	100
Хлор (в пересчете на HCl)	45002,67	5,8 (5,96)	10
Фтор (в пересчете на HF)	1795,45	0,23 (0,24)	1
Ртуть	359,99	0,048	0,05

Таким образом, выбросы загрязняющих веществ в атмосферный воздух при сжигании RDF-топлива произведенного в соответствии с компонентными составами, представленными в табл. 6, будут соответствовать требованиям законодательства об охране окружающей среды и рациональном использовании природных ресурсов.

Заключение

В результате исследования выявлено, что актуальной проблемой в настоящее время является определение оптимального состава RDF-топлива для возможностей сжигания в цементных печах предприятий. Выбраны и проанализированы такие характеристики топлива, как калорийность, влажность, зольность. В работе проанализированы 210 вариантов компонентного состава RDF-топлива. Используя вычисления по определению ограничений, содержанию оксида серы, ртути и галогенов в выбросах, определены оптимальные варианты состава RDF-топлива (12 вариантов признаны удовлетворительными). Оценка проведена без учета выбросов таких тяжелых металлов, как сурьма, мышьяк, свинец, хром, кобальт, медь, марганец, никель, ванадий, кадмий, таллий.

Проведен анализ содержания в RDF-топливе элементов, приводящих к образованию некоторых загрязняющих веществ (S, Cl, F, Hg). Подтверждены их допустимые концентрации в выбросах, образованных в процессе горения RDF-топлива. Содержание элементов в компонентах RDF-топлива, представляющих опасность, строго не должно превышать следующих значений: S – 0,5 %, Cl – 0,5 %, F – 0,002 %, Hg – 0,001 %. Таким образом, изучив свойства и характеристики компонентов RDF-топлива, а также химический состав, произведя необходимые расчеты, определены варианты оптимальных составов RDF-топлива, соответствующие потребностям и экологическим требованиям. В других странах значения могут изменяться, так как будут другие показатели морфологического состава твердых коммунальных отходов, а также ПДК загрязняющих веществ.

Библиографические ссылки

1. Об утверждении Концепции создания мощностей по производству альтернативного топлива из твердых коммунальных отходов и его использования: постановление Совета Министров Республики Беларусь от 22.08.2016 № 664. *Национальный реестр правовых актов Республики Беларусь*. 2016;5/42518.
2. Об обращении с отходами: Закон Республики Беларусь от 20.07.2007 г. № 271-3. *Национальный реестр правовых актов Республики Беларусь*. 2007;2/1368.

References

1. *Ob utverzhdenii Kontseptsii sozdaniya moshchnostey po proizvodstvu al'ternativnogo topliva iz tverdykh kommunal'nykh otkhodov i yego ispol'zovaniya: postanovleniye Soveta Ministrov Respubliki Belarus ot 22.08.2016 № 664* [On approval of the Concept for the creation of facilities for the production of alternative fuels from municipal solid waste and its use: Resolution of the Council of Ministers of the Rep. Belarus of August 22, 2016 No. 664]. *Natsionalnyy reyestr pravovykh aktov Respubliki Belarus* [National Register of Legal Acts of the Republic of Belarus]. 2016;5/42518.
2. *Ob obrashchenii s otkhodami: Zakon Respubliki Belarus ot 20.07.2007 g. № 271-3*. [About waste management: Law of the Republic of Belarus dated July 20, 2007 No. 271-3]. *Natsionalnyy reyestr pravovykh aktov Respubliki Belarus* [National Register of Legal Acts of the Republic of Belarus]. 2007;2/1368.

Статья поступила в редакцию 11.08.2022.
Received by editorial board 11.08.2022.

ПЕРЕРАБОТКА ЗЕМЛИ ФОРМОВОЧНОЙ ГОРЕЛОЙ

О. С. ЗАЛЫГИНА¹⁾, В. И. ЧЕПРАСОВА¹⁾, Д. П. НОВИЦКАЯ¹⁾

¹⁾Белорусский государственный технологический университет,
ул. Свердлова, 13а, 220006, г. Минск, Беларусь

В настоящее время металлургическая промышленность занимает одну из ведущих позиций в экономике многих стран. Вместе с тем в металлургическом производстве образуется большое количество твердых отходов. К наиболее крупнотоннажным относится земля формовочная горелая, которая формируется на стадии выбивки отливок из литейных форм. В работе исследованы свойства земли формовочной горелой (влажность, потери при прокаливании, элементный, фазовый и зерновой состав) и подтверждена возможность ее регенерации. Наиболее простым и дешевым является сухой механический способ регенерации, который применяется на большинстве предприятий Республики Беларусь. В работе показано, что при реализации этого способа около 80 % земли формовочной горелой возвращают в технологический процесс на стадию изготовления литейных форм, а около 20 % превращается в мелкодисперсную пылевидную фракцию, которая представляет собой отход производства и в настоящее время вывозится на захоронение.

На основании экспериментальных исследований установлено, что фракция земли формовочной горелой может быть использована при производстве керамического кирпича в качестве отошающей добавки. Были получены образцы керамического кирпича, содержащие 80 масс. % глины месторождения «Лукомль», а также песок и мелкодисперсную фракцию земли формовочной горелой в различных соотношениях. Исследованы свойства полученных образцов, их структура и фазовый состав. Установлено, что при увеличении содержания отхода свойства керамического кирпича изменяются незначительно. Предлагается при производстве керамического кирпича в качестве отошающей добавки использовать 20 масс. % мелкодисперсной фракции земли формовочной горелой: полностью заменить кварцевый песок на отход. На основании экспериментальных исследований выбран обжиг при температуре 1000 °С с изотермической выдержкой в течение 60 мин. Установлено, что полученные образцы керамического кирпича соответствуют ГОСТ 530-2012 «Кирпич и камень керамические. Общие технические условия», марка 300.

Ключевые слова: отход; земля формовочная горелая; литейное производство; мелкодисперсная фракция; водопоглощение; предел прочности при сжатии.

PROCESSING OF BURNT MOLDING EARTH

V. S. ZALYHINA^a, V. I. CHEPRASOVA^a, D. P. NOVITSKAYA^a

^aBelarusian State Technological University,
13a Sviardlova Street, Minsk 220006, Belarus
Corresponding author: V. S. Zalyhina (zalyhina@mail.ru)

At present, the metallurgical industry occupies one of the leading positions in the economy of many countries. At the same time, a large amount of solid wastes is generated in the metallurgical industry. The most large-tonnage includes

Образец цитирования:

Залыгина ОС, Чепрасова ВИ, Новицкая ДП. Переработка земли формовочной горелой. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2022;3:89–101. <https://doi.org/10.46646/2521-683X/2022-3-89-101>

For citation:

Zalyhina VS, Cheprasova VI, Novitskaya DP. Processing of burnt molding earth. *Journal of the Belarusian State University. Ecology*. 2022;3:89–101. Russian. <https://doi.org/10.46646/2521-683X/2022-3-89-101>

Авторы:

Ольга Сергеевна Залыгина – кандидат технических наук, доцент кафедры промышленной экологии.

Виктория Игоревна Чепрасова – кандидат технических наук, старший научный сотрудник центра физико-химических методов исследования.

Дарья Павловна Новицкая – учащаяся УО «Национальный детский технопарк».

Authors:

Volha S. Zalyhina, PhD (engineering); associate professor at the department of industrial ecology.

zalyhina@mail.ru

Victoria I. Cheprasova, PhD (engineering); senior researcher of the center for physical and chemical research methods.

vicacheprasova@gmail.com

Daria P. Novitskaya, student of the educational institution of National children's technopark.

dashanovitskay2007@gmail.com

burnt molding earth, which is formed at the stage of knocking out castings from foundry molds. The properties of burnt molding earth (humidity, loss on ignition, elemental, phase and grain composition) were studied and the possibility of its regeneration was confirmed. The simplest and cheapest is the dry mechanical method of regeneration, which is used in most enterprises of the Republic of Belarus. The paper shows that when this method is implemented, about 80 % of the burnt molding earth is returned to the technological process at the stage of casting molds, and about 20 % is converted into a fine pulverized fraction, which is a waste product and is currently being disposed of for disposal.

On the basis of experimental studies, it has been established that this fraction of burnt molding earth can be used in the production of ceramic bricks as a lean additive. Were obtained samples of ceramic bricks containing 80 wt. % clay field «Lukoml», as well as sand and a fine fraction of the molding burnt earth in various proportions. The properties of the obtained samples, their structure and phase composition have been studied. It has been established that with an increase in the content of waste, the properties of ceramic bricks change insignificantly. Therefore, it is proposed to use 20 wt. % of the finely dispersed fraction of the burnt molding earth, i.e., completely replace the quartz sand with waste. On the basis of experimental studies, firing at a temperature of 1000 °C with isothermal holding for 60 minutes was chosen. It has been established that the obtained samples of ceramic bricks correspond to GOST 530-2012 «Ceramic brick and stone. General Specifications», stamp 300.

Keywords: waste; burnt molding earth; foundry production; fine fraction; water absorption; compressive strength.

Введение

В настоящее время машиностроение является одной из важнейших отраслей экономики многих стран. Наибольшую удельную долю в общем объеме машиностроительного производства составляет автомобильная отрасль – 54 %. На долю электротехнической отрасли приходится 16 %; тяжелого и энергетического машиностроения – 8 %; химического и нефтяного машиностроения – 5 %; дорожного и коммунального машиностроения – 2,5 %; станкостроения и приборостроения – 1,5 %¹. Во всех названных отраслях неотъемлемое место занимает металлургическое производство, которое представляет собою трудоемкий технологический процесс.

В Республике Беларусь металлургическая продукция занимает 6,6 % от общего объема промышленного производства страны (по состоянию на 2020 год). Динамика развития металлургического производства в Республике Беларусь представлена в табл. 1 [1].

Таблица 1

Динамика развития металлургического производства в Республике Беларусь

Table 1

Dynamics of development of metallurgical production in the Republic of Belarus

	2016	2017	2018	2019	2020
Количество организаций, единиц	1874	1861	1814	1757	1777
Удельный вес в общем объеме промышленного производства, %	6,9	6,7	6,6	6,6	6,6

Около 70 % металлургической продукции выпускают предприятия Гомельской и Минской областей [2]. В основе металлургии Республики Беларусь лежит ОАО «Белорусский металлургический завод», который является управляющим предприятием холдинга «Белорусская металлургическая компания» и расположен в городе Жлобине. Литейно-металлургические производства в той или иной степени также присутствуют практически на всех крупных машиностроительных предприятиях Беларуси. Металлургическая промышленность Беларуси имеет отличительную особенность, которая заключается в отсутствии на территории страны заводов, осуществляющих выплавку металлов из природных руд, а также их добычу. Металлургические заводы используют в качестве исходного сырья привозной либо местный лом черных и цветных металлов.

Основными стадиями металлургического литейного производства являются: плавка металла, изготовление литейных форм, литье металла в формы, выбивка заготовок из форм, очистка заготовок.

Технологическая схема литейного производства представлена на рис. 1.

Как следует из схемы, в литейном производстве образуются такие отходы, как земля формовочная горелая, железосодержащая пыль, металлургические шлаки. Наиболее крупнотоннажным отходом является земля формовочная горелая (ЗФГ).

¹Литейное производство как один из неотъемлемых факторов развития отрасли машиностроения и экономики в целом [Электронный ресурс]. URL: <https://ivlit.ru> (дата обращения: 05.07.2022).

Земля формовочная горелая образуется при выбивке отливок из форм. В соответствии с Классификатором отходов, образующихся в Республике Беларусь [3], она относится к 4 классу опасности, код отхода 3126900. По литературным данным земля формовочная горелая на 90–95 % состоит из кварцевого песка [4].

В настоящее время на большинстве предприятий земля формовочная горелая подвергается регенерации с целью ее возврата в технологический процесс на стадию изготовления литейных форм. Обычно используется механическая регенерация как наиболее простой и дешевый способ. Однако при этом образуется мелкодисперсная фракция, которая не может использоваться повторно для изготовления литейных форм и вывозится на захоронение на полигон.

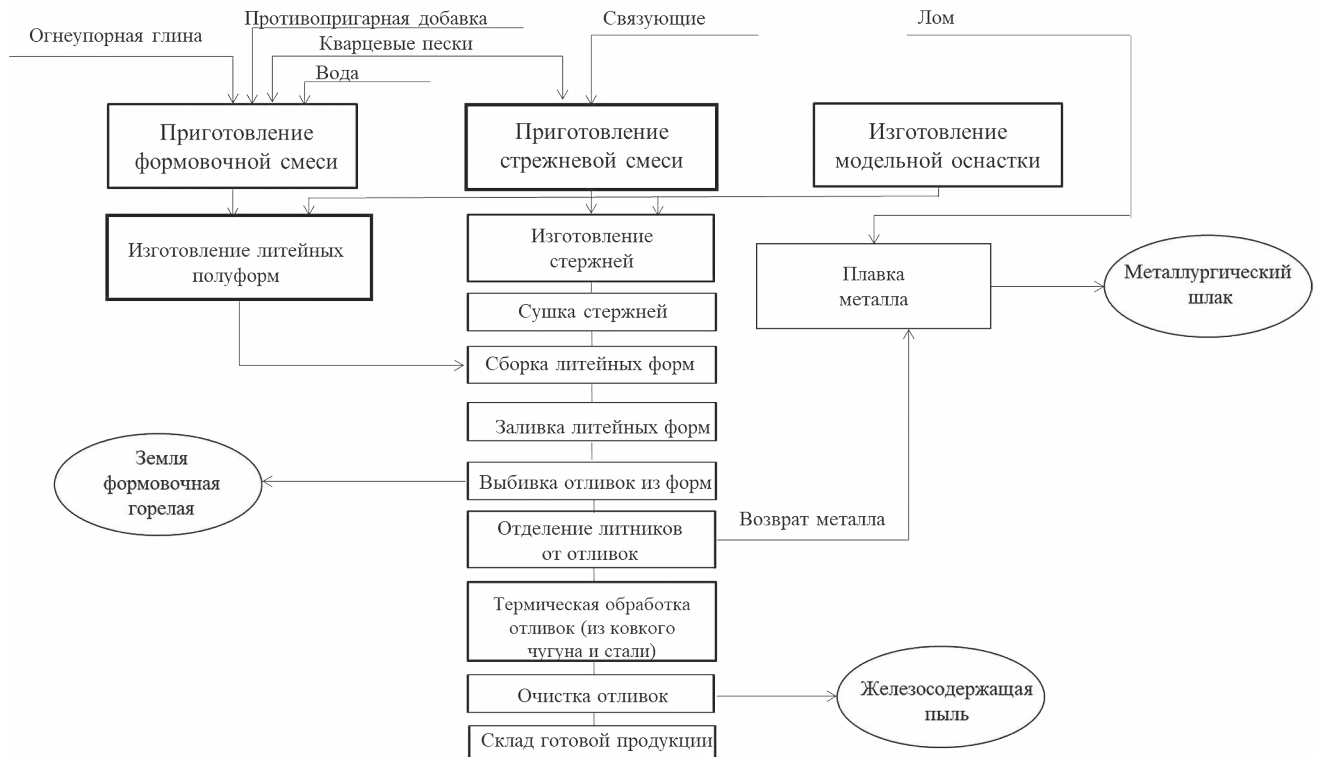


Рис. 1. Технологическая схема литейного производства

Fig. 1. Technological scheme of foundry production

Цель настоящего исследования – разработка наиболее рационального способа переработки земли формовочной горелой.

Материалы и методы исследования

Объектом исследования являлась земля формовочная горелая двух белорусских предприятий, а также образцы керамического кирпича, полученные с использованием земли формовочной горелой.

Рентгенофазовый анализ земли формовочной горелой и полученных образцов проводили на рентгеновском дифрактометре *D8 Advance Bruker AXS* (Германия), детектор – сцинтилляционный счетчик. Запись производилась в диапазоне углов 2θ 10–80° с шагом 0,1–0,2° и накоплением импульсов в течение 2 с. Идентификация полученных рентгенограмм проводилась с применением специализированного программного обеспечения *Match1.10.1.446* и базы данных *ICDD PDF-2*.

Элементный состав определяли с помощью сканирующего электронного микроскопа *JSM-5610 LV* с системой химического анализа *EDX JED-2201* (JEOL, Япония). Диапазон измеряемых концентраций 0,1–100 %.

Влажность отходов определяли в соответствии с ГОСТ 29234.5-91 «Формовочные пески. Метод определения влажности» по уменьшению массы пробы после высушивания в сушильном шкафу при температуре 105–110 °С до постоянной массы. Массовую долю влаги в процентах вычисляли по формуле:

$$X = \frac{(m_1 - m_2) \cdot 100}{m_1},$$

где m_1 – масса навески земли формовочной горелой до высушивания, г;
 m_2 – масса навески земли формовочной горелой после высушивания, г.

Расхождение между результатами параллельных определений не превышало 0,2 %. За результат испытания принимали среднее арифметическое трех параллельных определений.

Потери при прокаливании определяли в соответствии с ГОСТ 29234.13-91 «Пески формовочные. Метод определения потери массы при прокаливании» по уменьшению масс пробы при прокаливании при температуре 1000 °С до постоянной массы. Массовую долю потери массы при прокаливании (X) в процентах вычисляли по формуле:

$$X = \frac{(m_1 - m_2) \cdot 100}{m},$$

где m_1 – масса тигля с навеской до прокаливании, г;
 m_2 – масса тигля с навеской после прокаливании, г;
 m – масса навески, г.

Абсолютные расхождения результатов параллельных определений не превышали 0,05 % при потере массы при прокаливании от 0,1 до 0,3 % включительно и 0,2 % при потере массы при прокаливании более 2 %.

Для исследования зернового состава песка применяли ситовой анализ: рассеивание навески песка через набор сит по ГОСТ 29234.3-91 «Пески формовочные. Метод определения среднего размера зерна и коэффициента однородности». Перед испытанием сита устанавливаются друг на друга в порядке увеличения их номера снизу вверх. Снизу набора сит предусмотрен тазик. Набор сит устанавливается на специальный прибор, который с помощью эксцентрикового механизма встряхивает в горизонтальной плоскости стопку сит с частотой 300 колебаний в мин. После просеивания песка в течение 15 мин сита снимают с прибора и взвешивают остатки песка на каждом сите и в тазике. Совокупность зерен, оставшихся на каждом сите, составляет отдельную фракцию с размерами частиц в пределах отверстий вышестоящего и данного сита.

Расхождение между результатами двух параллельных определений не превышало 10 %. За результат испытания принимали среднее арифметическое трех определений. Зерновой состав песка характеризуется средним размером зерна, коэффициентом однородности и удельной поверхностью зерен.

Средний размер зерна и коэффициент однородности рассчитываются по результатам рассеивания пробы песка и количественного распределения частиц по ситам. Массовую долю остатка на сите X_i вычисляют по следующей формуле, %:

$$X_i = (m_i \cdot 100) / m,$$

где i – порядковый номер сита;
 m_i – масса остатка на сите, г;
 m – масса исходной навески, г.

Далее строят интегральную кривую в логарифмическом масштабе. Для этого по оси абсцисс откладывают в логарифмическом масштабе размер сторон ячеек сетки в свету d_i , а по оси ординат в линейном масштабе – процентную долю массы частиц, имеющих размер меньше d_i .

Средний размер зерна D_{cp} соответствует границе, которая делит распределение частиц на две равные части и характеризует размер воображаемого сита, через которое прошло бы ровно 50 % песчаной основы.

Для определения коэффициента однородности по интегральной кривой находят процентное содержание частиц размером меньше $4/3 D_{cp}$ и $2/3 D_{cp}$. Коэффициент однородности равен разности этих значений.

Определение удельной поверхности проводили расчетным методом по формуле:

$$Sp = 22,64 \frac{\sum_i (\frac{m_i}{\delta_i})}{m},$$

где i – порядковый номер сита;
 m_i – масса отдельных фракций песка, г;
 m – масса навески песка, г;
 δ_i – характерный размер зерен на сите, мм.

Характерный размер зерен каждой фракции вычисляли по формуле:

$$\delta = (d + d_e) / 2,$$

где d – размер ячейки сита, мм; d_e – размер ячейки смежного сита, расположенного выше, мм.

Статистическая обработка результатов проводилась для всех измерений. Результаты расчетов показали, что их относительная погрешность не превышает 3,5–4,5 %.

Результаты исследования и их обсуждение

Для выбора наиболее рационального способа переработки земли формовочной горелой на первом этапе были определены ее свойства: влажность, потери при прокаливании, элементный, фазовый и зерновой состав. Установлено, что влажность ЗФГ предприятия 1 составляет 1 %, предприятия 2 – 0,89 %. Потери при прокаливании для ЗФГ предприятия 1 составили – 0,11 %, предприятия 2 – 0,13 %.

Отметим, что при прокаливании изменяется цвет ЗФГ с серо-черного до красно-коричневого. По-видимому, это связано с содержанием в земле формовочной горелой железа, которое при прокаливании превращается в оксид железа Fe_2O_3 , который характеризуется красно-коричневым цветом.

Элементный состав изучаемых отходов литейного производства представлен в табл. 2.

Таблица 2

Элементный состав земли формовочной горелой

Table 2

Elemental composition of burnt molding earth

Предприятие	Содержание элемента, масс. %							
	Si	O	Al	Fe	Mg	Ca	K	Mn
1	49,5	38,14	4,60	3,65	2,03	0,92	0,86	0,30
2	60,97	30,68	3,26	2,44	1,35	0,98	0,32	–

Как следует из табл. 2, в обоих случаях основными элементами ЗФГ являются Si и O, также в заметном количестве присутствуют Al и Fe.

Исследование фазового состава ЗФГ показало, что в обоих случаях основной фазой является кварцевый песок – SiO_2 (рис. 2, 3). Характеристические пики других фаз на рентгенограммах не обнаружены, поэтому выявить, в какой форме присутствуют остальные элементы, не удалось, что связано с недостаточной чувствительностью рентгенофазового анализа.

При исследовании зернового состава ЗФГ определялись такие параметры, как средний размер зерен, коэффициент однородности и удельная поверхность.

Для определения зернового состава использовались сита с диаметром отверстий 3 мм; 2 мм; 1 мм; 0,5 мм; 0,25 мм; 0,1 мм; 0,63 мм (табл. 3).

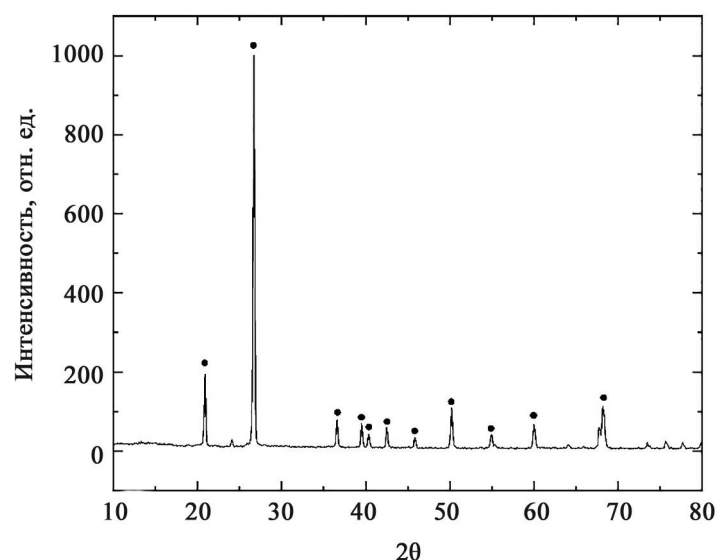


Рис. 2. Рентгенограмма земли формовочной горелой предприятия 1
● – SiO_2

Fig. 2. X-ray picture of burnt molding earth of enterprise 1
● – SiO_2

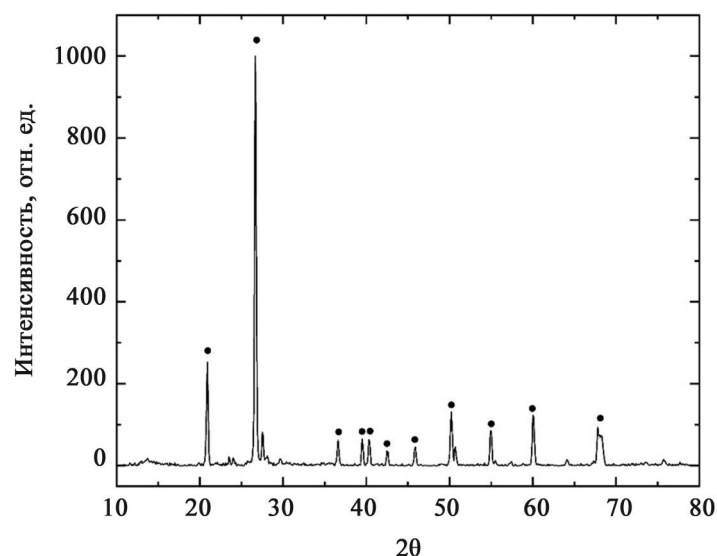


Рис. 3. Рентгенограмма земли формовочной горелой предприятия 2
● – SiO_2

Fig. 3. X-ray picture of burnt molding earth of enterprise 2
● – SiO_2

Таблица 3

Экспериментальные данные для определения среднего размера зерна и коэффициента однородности ЗФГ предприятия 1

Table 3

Experimental data to determine the average grain size and coefficient homogeneity of burnt molding earth of enterprise

Индекс сита	Размер стороны ячейки сита в свету d, мм	Характерный размер фракции δ , мм	Остаток на сите		Доля массы частиц с размером меньше сторон ячейки сита, %
			г	%	
3	3	—	0	0	100
2	2	2,5 (от 2 до 3)	7,89	1,58	98,42
1	1	1,5 (от 1 до 2)	10,68	2,14	96,28
05	0,5	0,75 (от 0,5 до 1)	64,4	12,88	83,4
025	0,25	0,375 (от 0,25 до 0,5)	317,17	63,43	19,97
01	0,1	0,175 (от 0,1 до 0,25)	98,13	19,63	0,34
0063	0,063	0,0825 (от 0,065 до 0,1)	1,30	0,26	0,08
Тазик	—	(меньше 0,063)	0,43	0,08	0
Итого			500	100	—

Далее была построена интегральная кривая в логарифмическом масштабе (рис. 4), по которой был определен средний размер зерна $D_{\text{ср}}$, составивший 0,35 мм.

Для определения коэффициента однородности по интегральной кривой находят процентное содержание частиц размером меньше $4/3 D_{\text{ср}}$ ($0,35 \cdot 4/3 = 0,47$) и $2/3 D_{\text{ср}}$ ($0,35 \cdot 2/3 = 0,24$). Как следует из рис. 3, доля массы частиц с размером меньше сторон ячейки сита $4/3 D_{\text{ср}}$ составляет 77 %, а с размером меньше сторон ячейки сита $2/3 D_{\text{ср}}$ – 15 %. Коэффициент однородности равен разности этих значений: $O = 77 - 15 = 62$ %. Удельная поверхность, определенная расчетным методом, составила 68,63 $\text{см}^2/\text{г}$.

Для предприятия 2 аналогичным образом были получены следующие данные: средний размер зерна $D_{\text{ср}} = 0,38$ мм, коэффициент однородности – 59 %, удельная поверхность – 61,7 $\text{см}^2/\text{г}$.

Данные по зерновому составу также подтверждаются фотографиями, полученными с помощью сканирующего электронного микроскопа JSM-5610 LV (рис. 5).

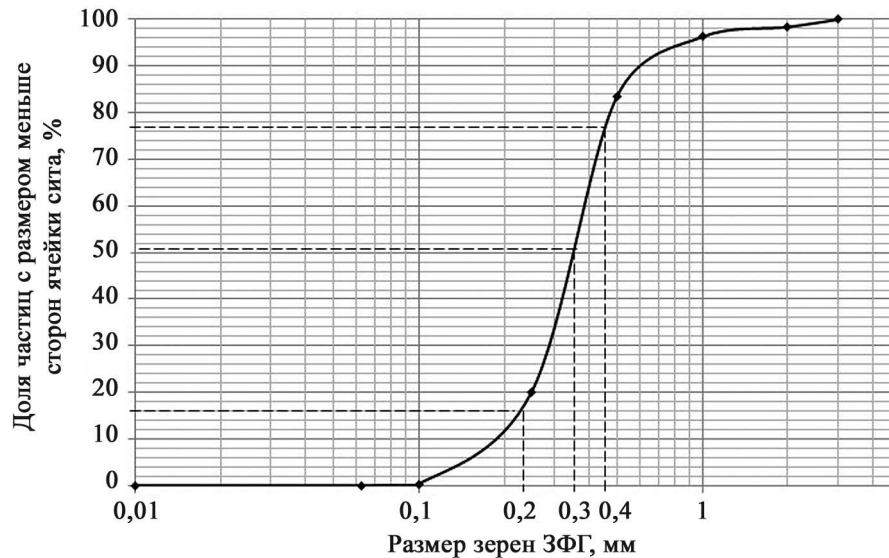


Рис. 4. Интегральная кривая распределения частиц земли формовочной горелой предприятия 1

Fig. 4. Integral particle distribution curve of burnt molding earth of enterprise 1

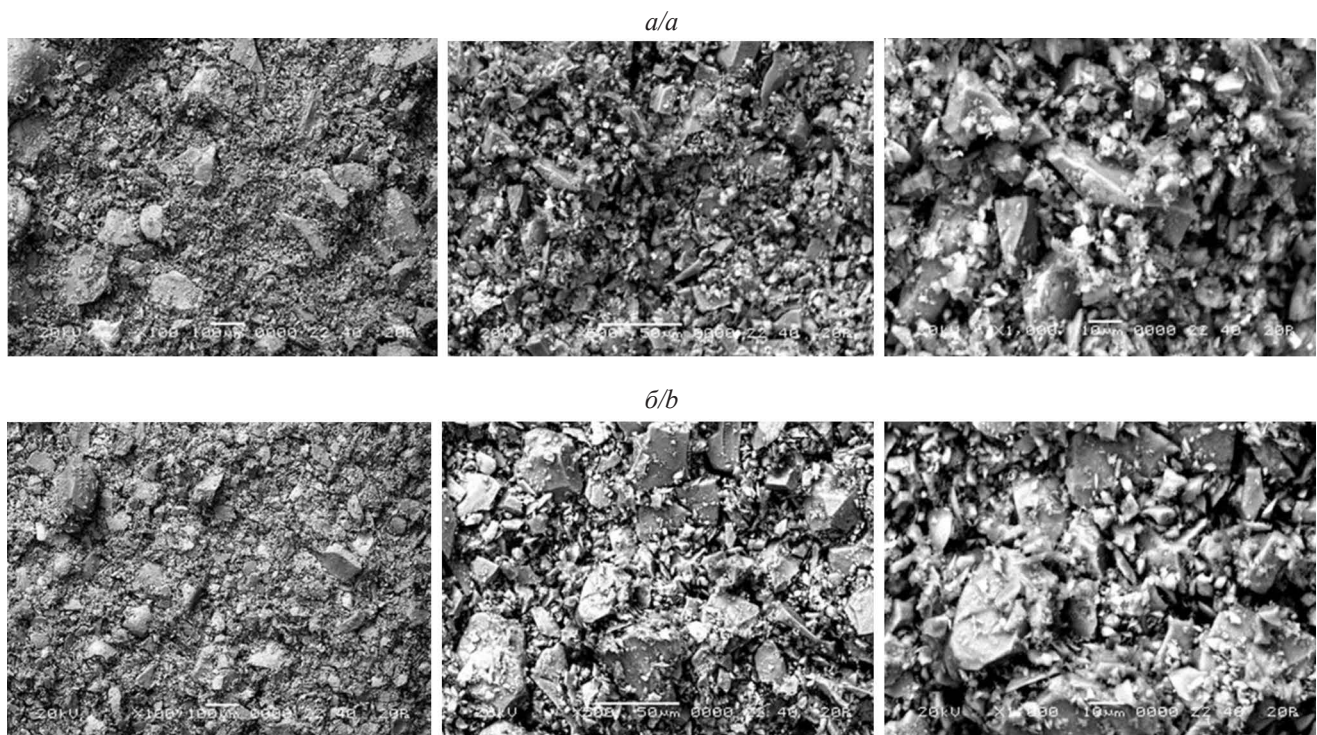


Рис. 5. Микрофотографии образцов земли формовочной горелой:
а – земля формовочная горелая предприятия 1; б – земля формовочная горелая предприятия 2

Fig. 5. Micrographs of samples of burnt molding earth: a – burnt molding earth enterprises 1; b – burnt molding earth of enterprise 2

Таким образом, элементный и фазовый состав земли формовочной горелой подтверждают возможность ее возврата в технологический процесс для приготовления формовочной смеси для литейных форм после удаления примесей железа, что предлагается осуществлять с помощью электромагнитной сепарации. Однако по зерновому составу земля формовочная горелая не соответствует предъявляемым к ней требованиям. В настоящее время на действующих предприятиях для изготовления формовочных смесей используют средние пески группы 02 с размером зерен 190–230 мкм с удельной поверхностью не менее 100 см²/г. Следовательно, для возврата земли формовочной горелой в техпроцесс необходимо ее измельчение. При измельчении также происходит удаление

пленок связующего от кварцевых песчинок за счет механического перетирания смеси. Пленки связующего разрушаются с образованием пыли, удаляемой системами пылеотсоса.

В работе измельчение ЗФГ после ее электромагнитной сепарации осуществлялось на планетарной мельнице PM100-RETSCHE. Было установлено, что при этом образуется около 24 масс. % мелкодисперсной пылевидной фракции, частицы которой характеризуются размером зерен менее 190 мкм, которая не может быть возвращена в технологический процесс для изготовления литейных форм.

На основании аналитического обзора литературы [5–8] предлагается использование мелкодисперсной пылевидной фракции земли формовочной горелой в производстве керамического кирпича. Для изучения возможности его получения с использованием данного вида отхода литейного производства в работе были получены опытные образцы. Для этого использовалась глина месторождения «Лукомль», кварцевый песок и земля формовочная горелая предприятия 2. Месторождение глин «Лукомль» расположено в 3 км от г. Новолукомль Чашникского р-на Витебской обл. Республики Беларусь. Состав глины месторождения «Лукомль» и земли формовочной горелой предприятия 2 (в пересчете на оксиды) представлен в табл. 4.

Таблица 4

Состав глины месторождения «Лукомль» и земли формовочной горелой предприятия 2

Table 4

Composition of clay deposit «Lukoml» and of burnt molding earth of enterprise 2

Оксиды, масс. %	Содержание оксидов, %	
	Глина	Мелкодисперсная фракция ЗФГ
SiO ₂	50,44	88,28
TiO ₂	0,92	–
Al ₂ O ₃	17,69	6,03
Fe ₂ O ₃	7,45	3,41
MgO	2,90	1,10
CaO	5,47	0,67
Na ₂ O	0,68	–
K ₂ O	4,49	0,38
Ппп	9,96	0,13

Опытные образцы керамического кирпича формовались пластическим способом с последующей сушкой при температуре 105 °С и обжигом с изотермической выдержкой при температуре 1000 °С в течение часа. Для полученных образцов определяли линейную усадку, водопоглощение, среднюю плотность, предел прочности при сжатии и предел прочности при изгибе. Составы опытных образцов и их свойства представлены в табл. 5.

Таблица 5

Свойства опытных образцов керамического кирпича

Table 5

Properties of prototypes of ceramic bricks

Состав, масс. %			Усадка, %	Плотность, кг/м ³	Водопоглощение, %	Предел прочности при сжатии, МПа	Предел прочности при изгибе, МПа
Глина	Кварцевый песок,	Мелкодисперсная фракция ЗФГ					
80	20	–	7,0	2100	11,85	42,35	13,25
80	15	5	7,5	1990	12,31	39,15	12,52
80	10	10	6,9	2050	11,79	39,96	12,45
80	5	15	6,3	1980	11,17	40,12	13,14
80	–	20	6,6	2020	10,78	39,80	12,67

Структура опытных образцов, содержащих различное количество мелкодисперсной фракции земли формовочной горелой, исследовалась с помощью сканирующей микроскопии (рис. 6).

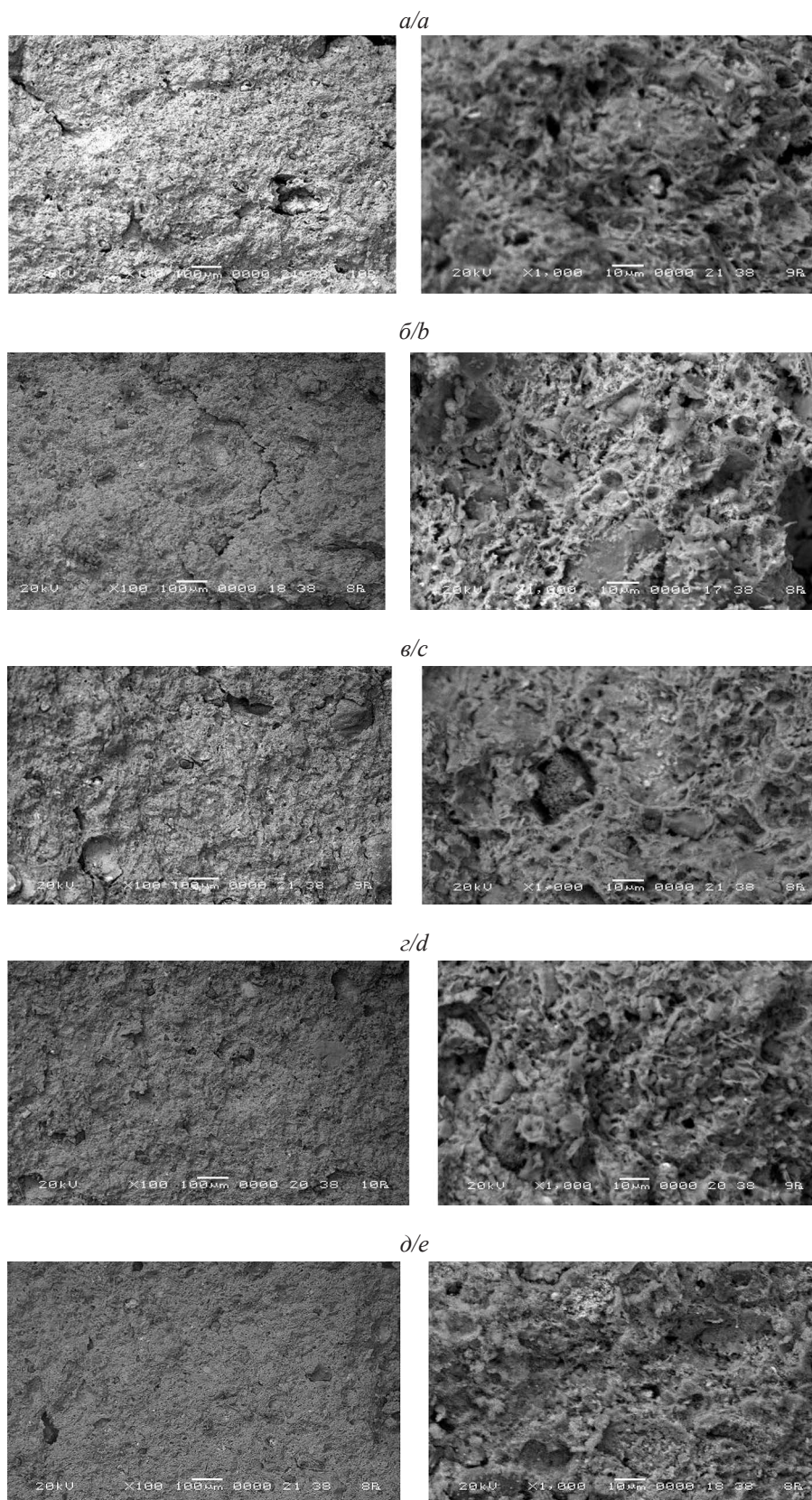


Рис. 6. Структура опытных образцов керамического кирпича: *а* – без добавления мелкодисперсной фракции ЗФГ, *б* – содержащих 5 % мелкодисперсной фракции ЗФГ, *в* – содержащих 10 % мелкодисперсной фракции ЗФГ, *г* – содержащих 15 % мелкодисперсной фракции ЗФГ, *д* – содержащих 20 % мелкодисперсной фракции ЗФГ

Fig. 6. Structure of prototypes of ceramic bricks: *a* – without adding finely dispersed fraction of burnt molding earth, *b* – containing 5 % finely dispersed fraction of burnt molding earth, *c* – containing 10 % finely dispersed fraction of burnt molding earth, *d* – containing 15 % finely dispersed fraction of burnt molding earth, *e* – containing 20 % finely dispersed fraction of burnt molding earth

Как видно из фотографий, представленных на рис. 6, структура всех опытных образцов керамического кирпича характеризуется равномерным распределением пор, что обеспечивает их высокие физико-механические свойства. Кроме этого, образцы, содержащие 20 масс. % мелкодисперсной фракции земли формовочной горелой, имеют более плотную структуру, что подтверждается также их более низким водопоглощением – 10,78 % (см. табл. 5). Из табл. 5 следует, что при увеличении содержания мелкодисперсной фракции земли формовочной горелой свойства керамического кирпича изменяются незначительно.

Таким образом, предлагается при производстве керамического кирпича в качестве отошающей добавки использовать 20 масс. % мелкодисперсной фракции земли формовочной горелой, то есть полностью заменить кварцевый песок на отход. Это позволит переработать наибольшее количество отхода и обеспечить экономию природного сырья.

Завершающим этапом получения керамического кирпича является обжиг, который влияет на качество получаемых изделий. Поэтому далее были проведены исследования по определению режима обжига керамического кирпича, содержащего 80 масс. % глины месторождения «Лукомль» и 20 масс. % мелкодисперсной фракции земли формовочной горелой.

Для выбора максимальной температуры обжига термообработку опытных образцов осуществляли при температуре от 850 °С до 1100 °С с интервалом в 50 градусов при подъеме температуры со скоростью 175 °С/ч и изотермической выдержке при максимальной температуре в течение часа. Для полученных образцов определяли среднюю плотность, водопоглощение и предел прочности при сжатии. Результаты эксперимента представлены в табл. 6.

Таблица 6

Свойства опытных образцов при различной максимальной температуре обжига

Table 6

Properties of prototypes at various maximum firing temperature

Максимальная температура обжига, °С	Средняя плотность, кг/м ³	Водопоглощение, %	Прочность при сжатии, МПа	Примечания
850	1810	15,6	17,3	Недожог
900	1850	13,2	24,6	Без дефектов
950	1990	11,9	31,1	Без дефектов
1000	2020	10,8	39,8	Без дефектов
1050	2040	10,7	40,1	Без дефектов
1100	—	—	—	Деформация образцов (пережог)

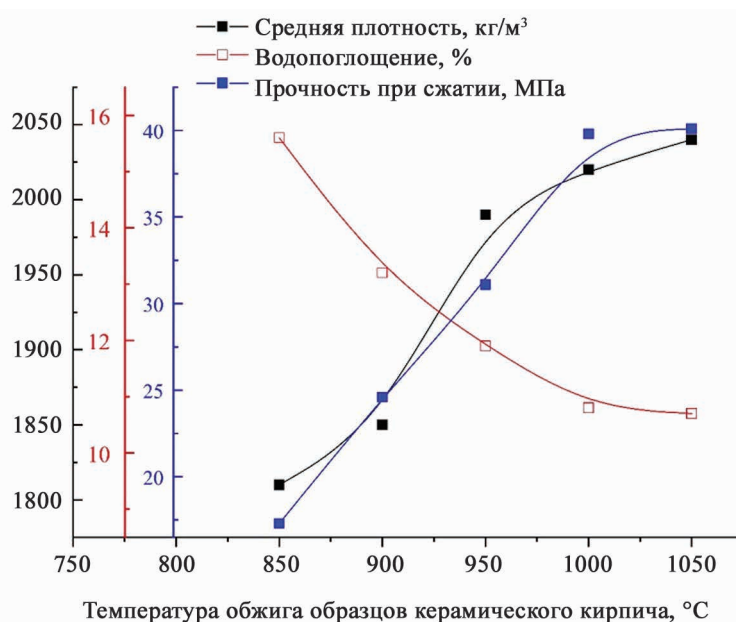


Рис. 7. Зависимость свойств опытных образцов от температуры обжига

Fig. 7. Dependence of properties of prototypes on the firing temperature

При повышении температуры обжига до 1050 °С свойства образцов улучшаются (табл. 6, рис. 7), а при 1100 °С наблюдается деформация образцов (пережог керамики). При повышении температуры от 1000 до 1050 °С свойства образцов изменяются незначительно – менее чем на 1 %. Поэтому в качестве оптимальной была выбрана температура обжига 1000 °С.

Далее обжиг осуществлялся при температуре 1000 °С с изотермической выдержкой в течение 30, 60, 90 и 120 мин (линии 1, 2, 3 и 4 соответственно на рис. 8).



Рис. 8. Графики режимов обжига

Fig. 8. Mode plot of firing

Для полученных образцов также определялись средняя плотность, водопоглощение и предел прочности при сжатии (табл. 7).

Таблица 7

Физико-механические свойства опытных образцов при различной изотермической выдержке при температуре 1000 °С

Table 7

Physical and mechanical properties of prototypes at different isothermal exposure at temperature 1000 °С

Время выдержки, мин	Плотность, кг/м ³	Водопоглощение, %	Прочность при сжатии, МПа	Примечание
30	1980	12,4	33,5	Недожог
60	2020	10,8	39,8	Без дефектов
90	2010	10,8	40,2	Без дефектов
120	1990	10,7	40,5	Частичный пережог

Как следует из табл. 7, при изотермической выдержке в течение 120 мин происходит некоторое ухудшение свойств образцов, а также наблюдается их незначительное искривление (частичный пережог). При времени изотермической выдержки 30 мин имеет место недожог, о чем свидетельствуют невысокие значения плотности и прочности при сжатии, а также повышенное значение водопоглощения. Наилучшие свойства опытных образцов наблюдаются при изотермической выдержке в течение 60–90 мин. Поскольку в этом интервале свойства образцов практически не изменяются, с учетом необходимости экономии энергоресурсов предлагается осуществлять обжиг с изотермической выдержкой в течение 60 мин.

Таким образом, для керамического кирпича, содержащего 80 масс. % глины месторождения «Лукомль» и 20 масс. % мелкодисперсной фракции земли формовочной горелой выбран обжиг с изотермической выдержкой при температуре 1000°С в течение 60 мин.

Как свидетельствует рентгенофазовый анализ, состав полученных опытных образцов представлен кварцем SiO₂ и анортитом CaAl₂Si₂O₈ (рис. 9).

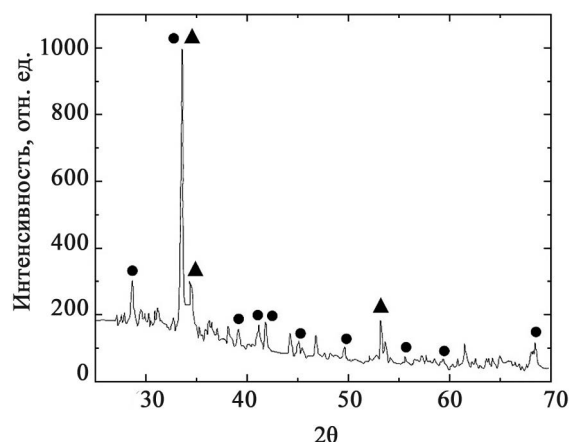


Рис. 9. Рентгенограмма керамического кирпича, содержащего 80 масс. % глины месторождения «Лукомль» и 20 масс. % мелкодисперсной фракции земли формовочной горелой, обожженного при температуре 1000 °С с изотермической выдержкой в течение 60 мин
● – SiO_2 , ▲ – $\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$

Fig. 9. X-ray picture of ceramic brick containing 80 wt. % clay deposit «Lukoml» and 20 wt. % fine fraction of burnt molding earth, fired at temperature 1000 °C with isothermal exposure for 60 minutes
● – SiO_2 , ▲ – $\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$

Полученные образцы керамического кирпича, содержащие 20 масс. % мелкодисперсной фракции земли формовочной горелой, характеризуются следующими свойствами: средняя плотность 2020 кг/м³, водопоглощение 10,8 %, предел прочности при сжатии 39,8 МПа, предел прочности при изгибе 12,67 МПа, что соответствует марке кирпича М300 по ГОСТ 530-2012 «Кирпич и камень керамические. Общие технические условия».

Заключение

Проведенные исследования подтверждают возможность комплексной переработки земли формовочной горелой, которая является отходом литейного производства. Мелкодисперсную пылевидную фракцию земли формовочной горелой, которая образуется в процессе ее регенерации, предлагается использовать в производстве керамического кирпича в качестве отошающей добавки. Это позволит снизить воздействие литейного производства на окружающую среду за счет предотвращения размещения рассматриваемого отхода на полигонах, расширить сырьевую базу промышленности строительных материалов и получить качественную продукцию – керамический кирпич, соответствующий ГОСТ 530-2012 «Кирпич и камень керамические. Общие технические условия».

Библиографические ссылки

1. Промышленность Республики Беларусь. Статистический буклет. Минск: Национальный статистический комитет Республики Беларусь; 2021. 51 с.
2. Витязь ПА, Толстой АВ, Садох АА. Анализ состояния литейных производств Республики Беларусь. *Литье и металлургия*. 2019;3:35–40.
3. Общегосударственный классификатор Республики Беларусь ОКРБ 021-2019 «Классификатор отходов, образующихся в Республике Беларусь». Постановление Министерства природных ресурсов и охраны окружающей среды Республики Беларусь, 9 дек. 2019 г., № 3-Т. *Национальный реестр правовых актов Республики Беларусь*. 2019;8/34631.
4. Кукуй ДМ, Андрианов НВ. *Теория и технология литейного производства. Формовочные материалы и смеси*. Минск: БНТУ; 2005. 390 с.
5. Дворкин ЛИ, Дворкин ОЛ. *Строительные материалы из отходов промышленности*. Ростов н/Д: Феникс; 2007. 368 с.
6. Жариков ВВ, Езерский ВА, Кузнецова НВ, Стерхов ИИ. Утилизация отходов литейного производства при изготовлении строительных изделий. *Вестник МГСУ*. 2011;3:189–194.
7. Шалевская ИА, Гутько ЮИ. Исследование возможности утилизации отходов формовочных смесей. *ВІСНИК Донбаської державної машинобудівної академії*. 2011;4(25):169–173.
8. Залыгина ОС, Предченко МА. Направления переработки земли формовочной горелой. В: *Химическая технология и техника. Материалы 86-й научно-технической конференции профессорско-преподавательского состава, научных сотрудников и аспирантов (с международным участием)*. Минск: БГТУ; 2022. с. 226–228.

References

1. *Pramyshlennost' Respubliki Belarus. Statisticheskij buklet* [Industry of the Republic of Belarus. Statistical booklet]. Minsk: Natsionalnyy statisticheskiy komitet Respubliki Belarus; 2021. 51 p. Russian.

2. Vityaz PA, Tolstoj AV, Sadoha MA. *Analiz sostojanija litejnyh proizvodstv Respubliki Belarus* [Analysis of the state of foundry production in the Republic of Belarus]. *Lit'e i metallurgija* [Casting and metallurgy]. 2019;3:35–40. Russian.
3. *Obshhegosudarstvennyj klassifikator Respubliki Belarus OKRB 021-2019 «Klassifikator othodov, obrazujushhihsja v Respublike Belarus»*. *Postanovlenie Ministerstva prirodnyh resursov i ohrany okruzhajushhej sredy Resp. Belarus*, 9 dek. 2019 g., № 3-T [National classifier of the Republic of Belarus OKRB 021-2019 «Classifier of waste generated in the Republic of Belarus». Decree of the Ministry of Natural Resources and Environmental Protection Resp. Belarus, Dec 9 2019, No. 3-T]. *Natsionalnyj reestr pravovyh aktov Resp. Belarus* [National register of legal acts Rep. Belarus]. 2019;8/34631. Russian.
4. Kukuy DM, Andrianov NV. *Teorija i tehnologija litejnogo proizvodstva. Formovochnye materialy i smesi* [Theory and technology of foundry production. Molding materials and mixtures]. Minsk: BSTU; 2005. 390 p. Russian.
5. Dvorkin LI, Dvorkin OL. *Stroitelnye materialy iz othodov promyshlennosti: uchebno-spravochnoe posobie* [Building materials from industrial waste: educational and reference manual]. Rostov-na-Donu: Feniks; 2007. 368 p. Russian.
6. Zharikov VV, Yezerky VA, Kuznetsova NV, Sterkhov II. *Utilizacija othodov litejnogo proizvodstva pri izgotovlenii stroitel'nyh izdelij* [Utilization of foundry waste in the manufacture of building products]. *Vestnik MGSU*. 2011;3:189–194. Russian.
7. Shalevskaya IA, Gutko YuI. *Issledovanie vozmozhnosti utilizacii othodov formovochnyh smesej* [Study of the possibility of recycling waste molding mixtures]. *VISNIK Donbas'koï derzhavnoi mashinobudivnoi akademii* [Bulletin of the Donbass State Machine-Building Academy]. 2011;4(25):169–173. Russian.
8. Zalyhina VS, Predchenko MA. *Napraslenija pererabotki zemli formovochnoj goreloj* [Directions for processing burnt molding earth]. In: *Himicheskaja tehnologija i tehnika. Materialy 86-j nauchno-tehnicheskoi konferentsii professorsko-prepodavatel'skogo sostava, nauchnyh sotrudnikov i aspirantov (s mezhdunarodnym uchastiem)* [Chemical technology and technology. Materials of the 86th scientific and technical. conf. faculty, researchers and graduate students (with international participation)]. Minsk: BSTU; 2022. p. 226–228. Russian.

Статья поступила в редколлегию 06.07.2022.
Received by editorial board 06.07.2022.

УДК 631.459.2

ВОДНАЯ ЭРОЗИЯ ПОЧВ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ЗЕМЕЛЬ БЕЛАРУСИ

Н. Н. ЦЫБУЛЬКО¹⁾

¹⁾Институт почвоведения и агрохимии Национальной академии наук Беларуси,
ул. Казинца, 90, 220108, г. Минск, Беларусь

Представлены результаты анализа распространенности эродированных почв на сельскохозяйственных землях, количественной оценки факторов, определяющих проявление водно-эрозионных процессов в Северной и Центральной почвенно-географических провинциях Беларуси. На территории Беларуси водная эрозия вызывается стоком талых вод и ливневых осадков проявляется на склонах в виде смыва верхней части почвенного покрова или размыва в глубину. Эродированные почвы сосредоточены в основном на пахотных землях. Из общей площади почв, подверженных водной эрозии, преобладают слабосмытые почвы (57 %), среднесмытые почвы занимают 25 %, сильносмытые почвы – 4 %. Водная эрозия преобладает в северной и центральной частях республики, поэтому наибольшие площади смытых почв сосредоточены в Витебской, Могилевской и Минской областях. По административным районам наблюдаются значительные колебания площадей эродированных почв. Наибольшие их площади в составе пахотных земель (>20 %) в Новогрудском, Воложинском, Кореличском, Горецком и Мстиславском районах, значительные площади (15–20 %) – в районах распространения холмисто-моренного ландшафта (Браславский, Городокский, Лепельский). В Северной почвенно-географической провинции интенсивность водно-эрозионных процессов определяется, в первую очередь, климатическими условиями, во вторую – геоморфологическими, в третью – почвенными. В Центральной провинции более высокий вклад имеет почвенно-антропогенный фактор. Поэтому в Северной провинции приоритетным направлением в выборе противозерозионных мероприятий являются агротехнические приемы, направленные на регулирование поверхностного стока, в Центральной провинции – формирование сбалансированной структуры посевов и внедрение почвозащитных севооборотов.

Ключевые слова: водная эрозия; факторы проявления; смыв; эродированные почвы; распространение; диагностические признаки.

WATER EROSION OF SOILS OF AGRICULTURAL LANDS IN BELARUS

M. M. TSYBULKA^a

^aInstitute of Soil Science and Agrochemistry, National Academy of Sciences of Belarus,
90 Kazintsa Street, Minsk 220108, Belarus

The results of the analysis of the spread of eroded soils on agricultural lands, the quantitative assessment of factors determining the manifestation of water-erosion processes in the northern and central soil-ecological provinces of Belarus are presented.

On the territory of Belarus, water erosion is caused by the runoff of meltwater and heavy rainfall, manifested on the slopes in the form of washing away the upper part of the soil cover or in the form of erosion in depth. Eroded soils are concentrated mainly on arable land. Of the total area of soils subject to water erosion, slightly washed soils predominate (57 %), medium-washed soils occupy 25 %, strongly washed soils – 4 %.

Water erosion prevails in the northern and central parts of the republic, so the largest areas of washed away soils are concentrated in the Vitebsk, Mogilev and Minsk regions. Significant fluctuations in the areas of eroded soils are observed

Образец цитирования:

Цыбулько НН. Водная эрозия почв сельскохозяйственных земель Беларуси. Журнал Белорусского государственного университета. Экология. 2022;3:102–109.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2022-3-102-109>

For citation:

Tsybulka MM. Water erosion of soils of agricultural lands in Belarus. Journal of the Belarusian State University. Ecology. 2022;3:102–109. Russian.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2022-3-102-109>

Автор:

Николай Николаевич Цыбулько – доктор сельскохозяйственных наук, профессор; заместитель директора по научной работе.

Author:

Mikalai M. Tsybulka, doctor of sciences (agriculture), full professor; deputy director for research.
nik.nik1966@tut.by

in administrative districts. The largest areas of them as part of arable land (>20 %) are in Novogrudok, Volozhinsky, Korelichsky, Goretsky and Mstislavsky districts, significant areas (15–20 %) are in the areas of the hilly–moraine landscape: Braslavsky, Gorodoksky, Lepelsky.

In the northern soil-ecological province, the intensity of water-erosion processes is determined primarily by climatic conditions, secondly by geomorphological, and thirdly by soil conditions. In the central province, the soil-anthropogenic factor has a higher contribution. Therefore, in the northern province, agrotechnical techniques aimed at regulating surface runoff are a priority in choosing anti-erosion measures, in the central province – the formation of a balanced structure of crops and the introduction of soil-protective crop rotations.

Keywords: water erosion; development factors; flushing; eroded soils; distribution; diagnostic signs.

Введение

Почва – важнейший и незаменимый природный ресурс, являющийся национальным достоянием любой страны, основой жизнедеятельности человека. От ее плодородия и рационального использования зависит продовольственная безопасность и экологическое благополучие.

Проблема деградации почвенных (земельных) ресурсов и воспроизводства их плодородия носит глобальный характер и актуальна для всех регионов мира. Во всем мире 1,96 млрд га почвенного покрова подвержено деградации, обусловленной деятельностью человека, главным образом под воздействием процессов водной и ветровой эрозии (1094 и 548 млн га соответственно). Почв, подверженных химической деградации, насчитывается 240 млн га. Физическая деградация имеет место на площади 83 млн га [1]. Ежегодный ущерб от деградации земель на нашей планете оценивается в 40 млрд долл. США без учета стоимости увеличения расходов на использование удобрений, потери биологического разнообразия и утраты уникальных ландшафтов [2].

Озабоченность мирового сообщества в сохранении почвенного покрова и предотвращении его дальнейшей деградации нашло отражение в целом ряде международных мероприятий и документов. Для принятия совместных действий международного сообщества по данной проблеме в 1994 г. в Париже подписана Конвенция Организации Объединенных Наций по борьбе с опустыниванием в тех странах, которые испытывают серьезную засуху и/или опустынивание [3].

Конференцией Организации Объединенных Наций по устойчивому развитию «Рио+20» (2012 г., Рио-де-Жанейро) признана необходимость немедленного принятия мер по обращению вспять процесса деградации земель и осуществления целенаправленных усилий по ликвидации этого явления и обеспечения к 2020 г. нейтральной деградации земель и почв. Решающим фактором для обеспечения продовольственной безопасности признана нейтральная деградация (нулевой прирост деградации) почвенно-земельных ресурсов.

Деградация почв представляет собой совокупность природных и антропогенных процессов, приводящих к изменению функции почв, количественному и качественному ухудшению их состава, свойств и режимов, хозяйственной значимости земель [4].

В Беларуси установлено более 20 видов и форм деградации почв и земель [5]. Основными из них являются: водная и ветровая эрозия почв сельскохозяйственных земель; радиоактивное загрязнение земель; минерализация органического вещества торфяно-болотных почв; дегумификация и уплотнение почв; заболачивание земель в результате нерационального ведения хозяйственной деятельности.

Основными факторами деградации почвенно-земельных ресурсов, оказывающими негативное влияние на их состояние, являются факторы антропогенного характера – несбалансированное интенсивное землепользование, несоблюдение норм законодательства об охране и использовании земельных ресурсов. Угроза усиления процессов деградации почв связана также с наблюдаемыми глобальными изменениями климата, что проявляется в расширении территорий, затронутых засухами и засушливыми явлениями.

Цель работы – провести анализ распространения эродированных почв на сельскохозяйственных землях, дать количественную оценку факторов, определяющих проявление процессов водной эрозии почв в Северной и Центральной почвенно-географических провинциях Беларуси.

Материалы и методы исследования

Объектами исследования являлись почвы пахотных и луговых земель сельскохозяйственных организаций республики, а также почвы сельскохозяйственных земель, подверженные водной эрозии. Информационно-аналитическими материалами являлись результаты 3-го тура крупномасштабных почвенных обследований, а также данные 14-го тура агрохимического и радиологического обследования почв сельскохозяйственных земель сельскохозяйственных организаций республики. В процессе исследований использовался комплекс методов, включая принципы экспертных оценок, полевого опыта и лабораторно-аналитического [6; 7].

Результаты исследования и их обсуждение

В силу особенностей рельефа, геоморфологии, характера почвообразующих пород и интенсивной антропогенной нагрузки на почвенный покров для Беларуси крайне актуальной является проблема водной эрозии

почв, под которой понимается совокупность взаимосвязанных процессов отрыва, переноса и отложения почвы поверхностным стоком временных водных потоков дождевых, талых, поливных и сбросных вод. На территории республики водно-эрозионные процессы вызываются талыми и ливневыми водами и проявляются на склонах в виде смыва верхней части почвенного покрова. В зависимости от характера временных водных потоков на поверхности почвы водная эрозия подразделяется на поверхностную (называемую иногда плоскостной) или смыв почвы и линейную (талевую, овражную, русловую) эрозию или размыв почвы. Смыв почв осуществляется сравнительно небольшими, но многочисленными струйками талых и ливневых вод, стекающих со склонов (рис. 1). При этом образуется более или менее густая сеть струйчатых размывов (водороин) – русел временных ручейков. Глубина этих русел не превышает, как правило, глубины пахотного слоя, поэтому при вспашке поля все водороины заполняются почвой и «бесследно» исчезают.

В зарубежной литературе этот вид эрозии делится на два подвида – «rill erosion» (ручейковая, хорошо заметная в виде русел глубиной, измеряемой сантиметрами) и «interrill erosion» (межручейковая эрозия). Под последней понимают смыв почвы самыми мелкими, но относительно широкими потоками, имеющими глубину, соизмеримую с размером агрегатов почвы, и оставляющими на выровненной ее поверхности следы, не воспринимаемые как размывы, а как полосы сглаженной поверхности, из-за чего и произошло слово «плоскостная» эрозия или «пеленной» сток [8]. Линейная эрозия почвы вызывается более концентрированными струями талых и дождевых вод, приуроченными обычно к тальвегу более или менее выраженных вытянутых углублений рельефа. Ее следствием являются формы размыва, называемые промоинами.



Рис. 1. Плоскостная водная эрозия почв на пашне (а) и под сельскохозяйственной культурой (б)

Fig. 1. Planar water erosion of soils on arable land (a) and under agricultural crops (b)

Линейная (овражная) эрозия – образование на склонах глубоких струйчатых размывов (глубиной 20–25 см) и промоин (глубиной от 0,3–0,5 до 1,0–1,5 м), которые перерастают в овраги и уже не могут быть сглажены при обработке (рис. 2). Этот вид эрозии приводит к полному уничтожению почвы. Наиболее заметным проявлением линейной эрозии являются овраги (gully erosion), которые уже не могут быть выровнены обработкой – для этого требуется применение специальной техники. Обычно овраги растут своей вершиной – вверх по склону.



Рис. 2. Линейная водная эрозия почв на пашне (а) и под сельскохозяйственной культурой (б)

Fig. 2. Linear water erosion of soils on arable land (a) and under agricultural crops (b)

В зависимости от степени разрушения верхних горизонтов почвенной толщи поверхностными водами эродированные почвы делятся на слабосмытые, среднесмытые и сильносмытые¹.

Слабосмытые почвы – частично разрушены пахотный (A_n) и гумусовый (A_1) горизонты, среднесмытые почвы – полностью разрушены пахотный (A_n), гумусовый (A_1) и элювиально-иллювиальный (A_2B) горизонты, частично – иллювиальный (B_1) горизонт, сильносмытые почвы – разрушены пахотно-элювиальный (A_nA_2) и элювиально-иллювиальный (A_2B_1) горизонты, частично подстилающая или почвообразующая (C) порода (табл. 1).

Таблица 1

Диагностические показатели степени смытости почв

Table 1

Diagnostic indicators of the degree of soil washout

Степень смытости почв	Основной критерий			Дополнительные критерии	
	состояние генетического горизонта			крутизна склона, град.	снижение содержания гумуса в A_n , по отношению к несмытой почве, %
	разрушен	распахивается	подпахотный		
Слабосмытые	пахотный (A_n) частично	гумусовый (A_1) частично	элювиально-иллювиальный (A_2B)	до 3	до 20
Среднесмытые	пахотный (A_n) полностью	гумусовый (A_1) и элювиально-иллювиальный (A_2B), иллювиальный (B_1) частично	иллювиальный (B_1)	3–5	21–40
Сильносмытые	пахотно-элювиальный (A_nA_2) и элювиально-иллювиальный (A_2B_1)	иллювиальный (B_2)	иллювиальный (B_2) или (B_3) либо подстилающая или почвообразующая порода (C)	более 5	более 40

В качестве дополнительных диагностических признаков (критериев) степени смытости почв выступают крутизна склона (в градусах) и процент уменьшения содержания гумуса в пахотном горизонте по отношению к несмытой почве.

В процессе водной эрозии при аккумуляции вынесенного почвогрунта в замкнутых понижениях, нижних частях склонов, ложбинах, днищах балок, образуются почвы с намытым верхом. По мощности намыва выделяют почвы со слабонамытым верхом, со средненамытым верхом и с сильнонамытым верхом. В слабонамытых почвах мощность намытого слоя не превышает 20 см, в средненамытых почвах – мощность намытого слоя составляет 21–50 см и в сильнонамытых почвах – мощность намытого слоя превышает 50 см (табл. 2).

Таблица 2

Диагностические показатели степени намытости почв

Table 2

Diagnostic indicators of the degree of soil alluviation

Степень намытости почвы	Мощность намытого горизонта, см
Со слабонамытым верхом	До 20 см
Со средненамытым верхом	21–50 см
С сильнонамытым верхом	Более 50 см

В республике водной эрозии подвержено 473,3 тыс. га [10]. Эродированные почвы приурочены преимущественно к пахотным землям – 414,1 тыс. га (9,5 % от общей площади пашни). Из общей площади почв, подверженных водной эрозии, 268,3 тыс. га (57 %) составляют слабосмытые почвы, 120,0 тыс. га (25 %) – среднесмытые почвы, 20,2 тыс. га (4 %) – сильносмытые почвы и 64,7 тыс. га (14 %) – намытые почвы (табл. 3).

Площади эродированных почв и удельный вес их в составе сельскохозяйственных земель по областям республики значительно различаются. Водная эрозия преобладает в северной и центральной частях страны, поэтому наибольшие площади смытых почв, включая почвы с намытым верхом, сосредоточены

¹ТКП 651-2020 (33520). Почвенное обследование земель и создание, обновление почвенных карт. Порядок и технология работ. Минск: Государственный комитет по имуществу Республики Беларусь, Ин-т почвоведения и агрохимии; 2020. 66 с.

в Витебской (116,9 тыс. га), Могилевской (110,3 тыс. га) и Минской (109,2 тыс. га) областях. В Брестской обл. общая площадь эродированных почв составляет 39,4 тыс. га, в Гомельской обл. – 11,9 тыс. га (табл. 4).

Таблица 3

Распределение почв по степеням смывости в Республике Беларусь

Table 3

Distribution of soils by degree of washout in the Republic of Belarus

Земли	Всего смытых почв	Из них			С намытым верхом
		слабосмытые	среднесмытые	сильносмытые	
Пахотные	<u>361,7</u> 7,1	<u>240,1</u> 4,7	<u>105,3</u> 2,1	<u>16,3</u> 0,3	<u>52,4</u> 1,0
Под постоянными культурами	<u>2,6</u> 5,3	<u>1,8</u> 3,8	<u>0,6</u> 1,3	<u>0,1</u> 0,2	<u>0,4</u> 0,7
Сенокосные	<u>8,5</u> 0,7	<u>4,9</u> 0,4	<u>2,5</u> 0,2	<u>1,1</u> 0,1	<u>3,4</u> 0,3
Пастбищные	<u>35,9</u> 2,5	<u>21,6</u> 1,5	<u>11,6</u> 0,8	<u>2,7</u> 0,2	<u>8,6</u> 0,6
Сельскохозяйственные	<u>408,6</u> 5,3	<u>268,3</u> 3,5	<u>120,0</u> 1,5	<u>20,2</u> 0,3	<u>64,7</u> 0,8

Примечание. Над чертой – площадь в тыс. га, под чертой – удельный вес в %.

Таблица 4

Площади эродированных почв на сельскохозяйственных землях по административным областям

Table 4

Areas of eroded soils on agricultural lands by administrative regions

Области	Площадь эродированных почв, га				
	всего	в том числе			
		слабосмытые	среднесмытые	сильносмытые	с намытым верхом
Брестская	39420	23520	6749	1034	8117
Витебская	116862	61946	39045	11037	4834
Гомельская	11930	9647	1171	106	1006
Гродненская	85661	41430	19597	2553	22081
Минская	109207	72258	27404	3995	5550
Могилевская	110263	59543	26059	1499	23162
Республика Беларусь	473342	268344	120025	20224	64749

Удельный вес смытых почв в составе пахотных земель по областям следующий: Брестская обл. – 5,4 %, Витебская – 15,2, Гомельская – 1,4, Гродненская – 11,7, Минская – 9,4, Могилевская область – 14,9 %.

По административным районам наблюдаются значительные колебания площадей и удельного веса эродированных почв в составе пахотных земель. Минимальную площадь (менее 1 %) имеют 25 районов, в основном сосредоточены они в Гомельской и Брестской областях. В 42 районах на долю эродированных почв приходится от 1 до 5 % пахотных земель, в 28 районах – от 5 до 10 % (рис. 3).

Наибольшие площади почв, подверженных водной эрозии, на пахотных землях (> 20 %) отмечены в Новогрудском (21,7 %), Воложинском (21,7 %), Кореличском (25,2 %), Горецком (26,1 %) и Мстиславском (46,6 %) районах. Значительные площади эродированных почв имеются также в районах распространения холмисто-моренного ландшафта: Браславский – 16,6 %, Городокский – 15,0, Лепельский – 19,3 %.

Закономерности развития процессов водной эрозии различны для Центральной и Северной почвенно-географических провинций, что объясняется природно-климатическими особенностями их территорий и характером интенсивности антропогенного воздействия [11]. Степень влияния отдельных факторов на эродированность почв, оцененная посредством расчета коэффициента корреляции, показала, что для обеих провинций характерна высокая корреляция эродированности с геоморфологическими параметрами ($r = 0,5-0,7$) и гранулометрическим составом почв. Для Центральной почвенно-географической провинции также установлена взаимосвязь между эродированностью и распаханностью территории ($r = 0,56$) (табл. 5).

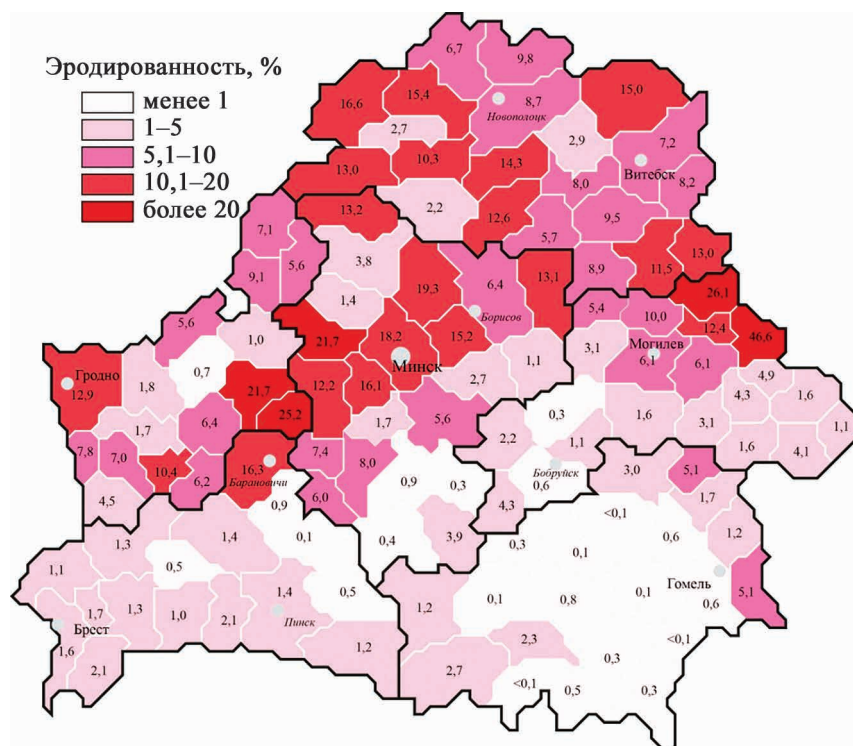


Рис. 3. Группировка районов по удельному весу эродированных почв в составе пахотных земель, %

Fig. 3. Grouping of districts by the specific gravity of eroded soils as part of arable land, %

Таблица 5

Зависимость эродированности почв пахотных земель от параметров рельефа, климата, почвообразующих пород и антропогенного воздействия

Table 5

Dependence of soil erosion of arable lands on the parameters of relief, climate, soil-forming rocks and anthropogenic impact

Параметр	Эродированность почв	
	Центральная провинция	Северная провинция
Эрозионный индекс осадков	0,23	0,11
Слой стока, мм	0,13	0,13
Гидротермический коэффициент	0,04	0,07
Запас воды в снеге, мм	0,30	0,12
Склоны крутизной >3°, %	0,61	0,73
Склоны длиной <500 м, %	0,59	0,70
Вертикальное расчленение, м/км ²	0,74	0,54
Горизонтальное расчленение, км/км ²	0,27	0,30
Доля суглинистых почв, % в общей площади	0,60	0,27
Доля песчаных почв, % в общей площади	−0,34	−0,45
Распаханность, %	0,56	−0,36
Сельскохозяйственная освоенность территории, %	0,40	−0,35

Антропогенное влияние на процессы эрозии менее выражено в Северной провинции. Для данной территории характерна обратная зависимость между распаханностью территории, сельскохозяйственной освоенностью и эродированностью вследствие мелкоконтурности пахотных земель, так как в таких условиях формирование интенсивного стока затруднено. Кроме этого, распаханность в среднем по Северной почвенно-географической провинции значительно ниже, чем по Центральной. Поэтому развитие водно-эрозионных процессов определяется другими факторами.

Распределение факторных нагрузок и вклад каждого фактора в суммарную дисперсию многомерного массива позволяют интерпретировать первый из них для Центральной провинции как почвенно-антропогенный. Наибольшее значение здесь имеет соотношение почв различного гранулометрического состава и распаханность территории. Второй фактор определен как геоморфологический, который включает длину и крутизну склона. Третий фактор – климатический, включающий слой стока, сумму осадков за теплый период, запасы воды в снеге к началу весеннего снеготаяния (табл. 6).

Результаты факторного анализа в Северной почвенно-географической провинции свидетельствуют, что интенсивность водно-эрозионных процессов определяется, в первую очередь, климатическими условиями, во вторую – геоморфологическими, в третью – почвенными. Поэтому в Северной провинции приоритетным направлением в выборе противоэрозионных мероприятий являются агротехнические приемы, направленные на регулирование поверхностного стока.

Таблица 6

Матрица отображения факторов развития водно-эрозионных процессов на пахотных землях для почвенно-экологических провинций Беларуси

Table 6

Matrix of mapping factors of development of water-erosion processes on arable lands for soil-ecological provinces of Belarus

Параметр	Северная провинция			Центральная провинция		
	фактор			фактор		
	1	2	3	1	2	3
Эрозионный индекс осадков	0,87*	0,21	–0,12	–0,31	–0,17	0,65
Слой весеннего склонового стока с зяби, мм	0,84	0,04	0,48	0,20	0,20	0,87
Доля склонов крутизной более 3°, %	0,09	0,76	0,60	–0,04	0,81	0,44
Доля склонов длиной менее 500 м, %	0,32	0,87	0,13	0,39	0,73	0,27
Гидротермический коэффициент	0,65	0,07	0,21	0,12	0,10	0,81
Запас воды в снеге к началу весеннего снеготаяния, мм	0,82	0,18	0,26	–0,20	0,52	0,70
Доля суглинистых и глинистых почв, % в общей площади	–0,01	0,22	0,90	0,91*	0,30	0,16
Доля песчаных и супесчаных почв, % в общей площади	0,11	0,54	–0,82	–0,98	0,07	0,00
Распаханность территории, %	0,38	0,62	–0,32	0,87	0,27	–0,09
Эродированность пашни, %	0,01	0,59	0,04	0,38	0,54	0,11

Примечание. *Наиболее значимые факторные нагрузки (отклики).

В Центральной провинции, где более высокий вклад в развитие водно-эрозионных процессов вносит почвенно-антропогенный фактор, приоритетным является формирование сбалансированной структуры посевных площадей и внедрение дифференцированных почвозащитных севооборотов.

Заключение

На территории Беларуси водная эрозия почв вызывается стоком талых вод и ливневых осадков. В течение года смыв почвы может наблюдаться в два периода – во время зимних оттепелей и весеннего снеготаяния, а также в период стокообразующих дождей. Водная эрозия почв проявляются на склонах в виде смыва верхней части почвенного покрова или в виде размыва в глубину.

Эродированные почвы сосредоточены преимущественно на пахотных землях. Из общей площади почв, подверженных водной эрозии, слабосмытые почвы составляют 57 %, среднесмытые почвы – 25, сильно-смытые почвы – 4 %.

Водная эрозия преобладает в северной и центральной частях республики, поэтому наибольшие площади смытых почв сосредоточены в Витебской, Могилевской и Минской областях. По административным районам наблюдаются значительные колебания площадей эродированных почв. Наибольшие площади их в составе пахотных земель (>20 %) в Новогрудском, Воложинском, Кореличском, Горецком и Мстиславском районах, значительные площади (15–20 %) – в районах распространения холмисто-моренного ландшафта (Браславский, Городокский, Лепельский).

В Северной почвенно-географической провинции интенсивность водно-эрозионных процессов определяется, в первую очередь, климатическими условиями, во вторую – геоморфологическими, в третью – почвенными. В Центральной провинции более высокий вклад имеет почвенно-антропогенный фактор. Поэтому в Северной провинции приоритетным направлением в выборе противоэрозионных мероприятий являются агротехнические приемы, направленные на регулирование поверхностного стока, в Центральной провинции – формирование сбалансированной структуры посевов и внедрение почвозащитных севооборотов.

Библиографические ссылки

1. Oldeman LR. Impact of soil degradation: A global scenario. In: International conference on managing natural resources for sustainable agricultural production on the 21st, New-Dehli, 2000 February 14–18. New-Dehli: [publisher unknown]; 2000. 11 p.
2. The state of food and agriculture. *Food and Agriculture Organization of the United Nations*. Rome: [publisher unknown]; 2012. 166 p.
3. Стратегия реализации Конвенции ООН по борьбе с опустыниванием в тех странах, которые испытывают серьезную засуху и/или опустынивание, особенно в Африке. Совместный проект Европейского Союза и Программы развития ООН «Построение потенциала в области Стратегической экологической оценки и в области реализации природоохранных конвенций в Республике Беларусь». Минск: Белсэнс; 2010. 43 с.
4. Научные основы предотвращения деградации почв (земель) сельскохозяйственных угодий России и формирование систем воспроизводства их плодородия в адаптивно-ландшафтном земледелии. Том 1. Теоретические и методические основы предотвращения деградации почв (земель) сельскохозяйственных угодий. Москва: Институт им. В. В. Докучаева Россельхозакадемии; 2013. 756 с.
5. Черныш АФ и др. Деградация почв сельскохозяйственных земель Беларуси: виды и количественная оценка. *Почвоведение и агрохимия*. 2016;2(57):7–18.
6. Методические рекомендации по учету поверхностного стока и смыва почвы при изучении водной эрозии. Ленинград: Гидрометеониздат; 1975. 88 с.
7. Принципы организации и методы стационарного изучения почв. Москва: Наука; 1976. 415 с.
8. Чалова РС, Сидорчука АЮ, Голосова ВН, редакторы. *Эрозионно-русловые системы*. Москва: ИНФРА-М; 2017. 702 с.
9. Кузнецов ГИ, Смеян НИ, редакторы. *Почвы сельскохозяйственных земель Республики Беларусь*. Минск: Оргстрой; 2001. 432 с.
10. Лапа ВВ и др. *Атлас почв сельскохозяйственных земель Республики Беларусь*. Лапа ВВ, Черныш АФ, редакторы. Минск: Институт почвоведения и агрохимии; 2017. 170 с.

References

1. Oldeman LR. Impact of soil degradation: A global scenario. In: International conference on managing natural resources for sustainable agricultural production on the 21st, New-Dehli, 2000 February 14–18. New-Dehli: [publisher unknown]; 2000. 11 p.
2. The state of food and agriculture. *Food and Agriculture Organization of the United Nations*. Rome: [publisher unknown]; 2012. 166 p.
3. *Strategiya realizatsii Konventsii OON po bor'be s opustynivaniem v tekh stranakh, kotoryye ispytyvayut ser'yeznuyu zasukhu i/ili opustynivaniye, osobenno Afrike. Sovmestnyy proyekt Yevropeyskogo Soyuz i Programmy razvitiya OON «Postroyeniye potentsiala v oblasti Strategicheskoy ekologicheskoy otsenki i v oblasti realizatsii prirodookhrannykh konventsiy v Respublike Belarus»* [Strategy for the Implementation of the UN Convention to Combat Desertification in Those Countries Experiencing Serious Drought and/or Desertification, especially in Africa / Joint Project of the European Union and the UN Development Programme «Capacity building in the field of Strategic environmental assessment and in the implementation of environmental conventions in the Republic of Belarus»]. Minsk: Belsens; 2010. 43 p. Russian.
4. *Nauchnyye osnovy predotvrashcheniya degradatsii pochv (zemel') sel'skokhozyaystvennykh ugodiy Rossii i formirovaniye sistem vosproizvodstva ikh plodorodiya v adaptivno-landshaftnom-zemledelii. Tom 1. Teoreticheskiye i metodicheskkiye osnovy predotvrashcheniya degradatsii pochv (zemel') sel'skokhozyaystvennykh ugodiy* [Scientific foundations for preventing degradation of soils (lands) of agricultural lands in Russia and the formation of systems for the reproduction of their fertility in adaptive landscape agriculture. Volume 1. Theoretical and methodological foundations for preventing degradation of soils (lands) of agricultural lands]. Moscow: Soil. Institute im. V. V. Dokuchaev of the Russian Agricultural Academy; 2013. 756 p. Russian.
5. Chernysh AF, et al. Degradatsiya pochv sel'skokhozyaystvennykh zemel' Belarusi: vidy i kolichestvennaya otsenka [Degradation of soils of agricultural lands of Belarus: types and quantitative assessment]. *Soil science and Agrochemistry*. 2016;2(57):7–18. Russian.
6. *Metodicheskkiye rekomendatsii po uchetu poverkhnostnogo stoka i smyva pochvy pri izuchenii vodnoy erozii* [Methodological recommendations for taking into account surface runoff and soil flushing in the study of water erosion]. Leningrad: Hydrometeoizdat; 1975. 88 p. Russian.
7. *Printsipy organizatsii i metody statsionarnogo izucheniya pochv* [Principles of organization and methods of stationary soil study]. Moscow: Nauka; 1976. 415 p. Russian.
8. Chalova RS, Sidorchuk AYU, Golosova VN, editors. *Erozionno-ruslovyeye sistemy* [Erosion-channel systems: monograph]. Moscow: INFRA-M; 2017. 702 p. Russian.
9. Kuznetsova GI, Smeyana NI, editors. *Pochvy sel'skokhozyaystvennykh zemel Respubliki Belarus* [Soils of agricultural lands of the Republic of Belarus]. Minsk: Orgstroy; 2001. 432 p. Russian.
10. Lapa VV et al. *Atlas pochv sel'skokhozyaystvennykh zemel Respubliki Belarus* [Atlas of soils of agricultural lands of the Republic of Belarus. Lapa VV, Chernysh AF, editors]. Minsk: Institute of Soil Science and Agrochemistry; 2017. 170 p. Russian.

СОДЕРЖАНИЕ

СОЦИАЛЬНО-ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ УСТОЙЧИВОГО РАЗВИТИЯ

<i>Зорина Т. Г.</i> Влияние экономических, технологических, социальных и экологических факторов на развитие энергетики в Республике Беларусь	4
--	---

ИЗУЧЕНИЕ И РЕАБИЛИТАЦИЯ ЭКОСИСТЕМ

<i>Шейко А. А., Коротеева Д. О., Буга С. В.</i> Гильдии жалоносных перепончатокрылых (Hymenoptera: Aculeata) – посетителей соцветий золотарников (<i>Solidago</i> L.) в условиях открытых биотопов Национального парка «Нарочанский»	12
<i>Живицкая Е. П., Сыса А. Г., Бученков И. Э., Власенко Е. К.</i> Характеристика изменчивости морфофизиологических показателей ряски малой (<i>Lemna minor</i>) в условиях культивирования с тяжелыми металлами	26

РАДИОЛОГИЯ И РАДИОБИОЛОГИЯ, РАДИАЦИОННАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ

<i>Гулаков А. В., Дроздов Д. Н.</i> Вариация поглощенной дозы облучения дикого кабана, обитающего на территории радиоактивного загрязнения	33
<i>Калиниченко С. А., Никитин А. Н., Ненашев Р. А., Шуранкова О. А., Головешкин В. В.</i> Экологические особенности накопления радионуклидов компонентами наземных экосистем зоны отчуждения	41
<i>Сосновский А. В., Аветисов А. Р., Лукашевич Ж. А., Василевский Л. Л., Хакимов Д. А., Кириевич И. К.</i> Дозы облучения населения Лунинца и Микашевичей за счет радона в воздухе жилых помещений	54

МЕДИЦИНСКАЯ ЭКОЛОГИЯ

<i>Пархимович О. Г., Буланова К. Я.</i> Постлучевые изменения тромбоцитарного звена и взаимных соотношений гематологических показателей крови крыс	62
--	----

ПРОМЫШЛЕННАЯ И АГРАРНАЯ ЭКОЛОГИЯ

<i>Позняк С. С.</i> Несанкционированный сброс сточных коммунальных вод как объект судебной экологической экспертизы	69
<i>Санин Г. К., Мисюченко В. М., Морозов Е. А.</i> Разработка модели для определения оптимального состава RDF-топлива в Республике Беларусь	78
<i>Залыгина О. С., Чепрасова В. И., Новицкая Д. П.</i> Переработка земли формовочной горелой	89
<i>Цыбулько Н. Н.</i> Водная эрозия почв сельскохозяйственных земель Беларуси	102

CONTENTS

SOCIAL AND ENVIRONMENTAL PROBLEMS OF SUSTAINABLE DEVELOPMENT

<i>Zoryna T. G.</i> The impact of economic, technological, social and environmental factors on the development of the energy sector in the Republic of Belarus	4
--	---

THE STUDY AND REHABILITATION OF ECOSYSTEMS

<i>Sheiko A. A., Koroteeva D. O., Buga S. V.</i> Guilds of Aculeata (Hymenoptera) visiting the goldenrod inflorescences (<i>Solidago</i> L.) in open-field area in «Narochansky» National park	12
<i>Zhyvitskaya E. P., Sysa A. G., Butchenkow I. E., Vlasenko E. K.</i> Characteristics of variability of morpho-physiological parameters of lesser duckweed (<i>Lemna minor</i>) under heavy metals cultivation	26

RADIOLOGY AND RADIOBIOLOGY, RADIATION SAFETY

<i>Gulakov A. V., Drozdov D. N.</i> Variation of absorbed radiation dose of wild boar living in the territory of radioactive contamination	33
<i>Kalinichenko S. A., Nikitin A. N., Nenashev R. A., Shurankova O. A., Goloveshkin V. V.</i> Ecological features of radionuclide accumulation by components of ground ecosystems of the exclusion zone	41
<i>Sasnouskiy A. V., Avetisov A. R., Lukashevich Ja. A., Vasileuski L. L., Hakimov D. A., Kirievich I. K.</i> Dose exposure to the population of Lunints and Mikashevichi due to radon in residential air	54

MEDICAL ECOLOGY

<i>Parkhimovich O. G., Bulanova K. Ya.</i> Post-radiation changes in the platelet link and relationships of hematological indicators in rat blood	62
---	----

INDUSTRIAL AND AGRICULTURAL ECOLOGY

<i>Pazniak S. S.</i> Unauthorized discharge of public waste water as object of judicial environmental examination	69
<i>Sanin H. K., Misiuchenka V. M., Morozov E. A.</i> Development of a model for determining the optimum composition of RDF-fuel in the Republic of Belarus	78
<i>Zalyhina V. S., Cheprasova V. I., Novitskaya D. P.</i> Processing of burnt molding earth	89
<i>Tsybulka M. M.</i> Water erosion of soils of agricultural lands in Belarus	102

Журнал включен Высшей аттестационной комиссией Республики Беларусь в Перечень научных изданий для опубликования результатов диссертационных исследований по биологическим, сельскохозяйственным и техническим (экология) наукам.

Журнал включен в библиографическую базу данных научных публикаций «Российский индекс научного цитирования» (РИНЦ).

**Журнал Белорусского
государственного университета. Экология.
№ 3. 2022**

Учредитель:
Белорусский государственный университет

Юридический адрес: пр. Независимости, 4,
220030, Минск.

Почтовый адрес: ул. Долгобродская, 23/1,
220070, Минск.

Тел. 398-89-34, 398-93-44.

www.iseu.bsu.by

E-mail: jecology@bsu.by

«Журнал Белорусского государственного
университета. Экология» издается с сентября 2017 г.

До августа 2017 г. выходил под названием
«Экологический вестник»
(ISSN 1994-2087).

Редактор *Л. М. Корневская*
Технический редактор *М. Ю. Мошкова*
Корректор *М. Ю. Мошкова*

Подписано в печать 30.09.2022.

Тираж 100 экз. **Заказ**.

Республиканское унитарное предприятие
«Информационно-вычислительный центр
Министерства финансов Республики Беларусь»
ЛП № 02330/89 от 3 марта 2014.
Ул. Кальварийская, 17, 220004, Минск.

© БГУ, 2022

**Journal
of the Belarusian State University. Ecology.
No. 3. 2022**

Founder:
Belarusian State University

Registered address: 4 Niezaliežnasci Ave.,
220030, Minsk.

Correspondence address: 23/1 Daŭhabrodskaja Str.,
220070, Minsk.

Tel. 398-89-34, 398-93-44.

www.iseu.bsu.by

E-mail: jecology@bsu.by

«Journal of the Belarusian State University. Ecology»
published since September, 2017.

Until August, 2017 named «Ekologičeskii vestnik»
(ISSN 1994-2087).

Editor *L. M. Korenevskaya*
Technical editor *M. Yu. Moshkova*
Proofreader *M. Yu. Moshkova*

Signed print 30.09.2022.

Edition 100 copies. **Order number**.

RUE «Information Computing Center of the Ministry
of Finance of the Republic of Belarus».
License for publishing No. 02330/89, 3 March, 2014.
17 Kalvaryjskaya Str., 220004, Minsk.

© BSU, 2022