

МИНИСТЕРСТВО НАУКИ И ВЫСШЕГО ОБРАЗОВАНИЯ
РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ
Федеральное государственное автономное
образовательное учреждение высшего образования
«ЮЖНЫЙ ФЕДЕРАЛЬНЫЙ УНИВЕРСИТЕТ»

**МОНИТОРИНГ, ОХРАНА
И ВОССТАНОВЛЕНИЕ ПОЧВЕННЫХ
ЭКОСИСТЕМ В УСЛОВИЯХ
АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ**

.....

*Материалы Международной молодежной научной школы
Ростов-на-Дону, 27–30 сентября 2022 г.*

Ростов-на-Дону – Таганрог
Издательство Южного федерального университета
2022

УДК 631.4:502.65(063)
ББК 40.38+28.080.6 я431
М77

*Конференция поддержана Министерством науки и высшего образования
научно-исследовательский проект «Биореставрация загрязненных
почвенных экосистем» (соглашение № 075-15-2022-1122 от 29.06.2022)*

Главный редактор:

доктор биологических наук, профессор Т. М. Минкина

Редакционная коллегия:

доктор биологических наук, профессор О. С. Безуглова;
доктор географических наук, профессор К. Ш. Казеев;
доктор сельскохозяйственных наук, доцент О. А. Бирюкова;
кандидат биологических наук С. С. Манджиева;
кандидат биологических наук С. Н. Сушкова;
кандидат биологических наук Д. Г. Невидомская;
кандидат биологических наук Н. Е. Кравцова;
кандидат биологических наук Т. В. Бауэр

**М77 Мониторинг, охрана и восстановление почвенных экосистем
в условиях антропогенной нагрузки** : материалы Международ-
ной молодежной научной школы (Ростов-на-Дону, 27–30 сентября
2022 г.) ; Южный федеральный университет. – Ростов-на-Дону ;
Таганрог : Издательство Южного федерального университета,
2022. – 662 с.

ISBN 978-5-9275-4169-0

Представлены материалы Международной молодежной научной школы
«Мониторинг, охрана и восстановление почвенных экосистем в условиях
антропогенной нагрузки». Публикуемые материалы представляют интере-
с для специалистов в области почвоведения, экологии, биологии, гео-
графии, сельского хозяйства и охраны окружающей среды.

УДК 631.4:502.65(063)
ББК 40.38+28.080.6 я431

ISBN 978-5-9275-4169-0

© Южный федеральный университет, 2022
© Оформление. Макет. Издательство
Южного федерального университета, 2022

РАЗДЕЛ I

МОНИТОРИНГ, ОЦЕНКА И НОРМИРОВАНИЕ КАЧЕСТВА ПОЧВ И СОПРЕДЕЛЬНЫХ СРЕД

ENVIRONMENTAL MONITORING AND ASSESSMENT OF PERSISTENT TOXIC SUBSTANCES FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT

Ming Hung Wong

Consortium on Health, Environment, Education, and Research (CHEER),
The Education University of Hong Kong, Hong Kong, China
minghwong@eduhk.hk

Historical Perspectives of Environmental Monitoring and Assessment

Testing for heavy metals during the 1970s and 1980s was essential to safeguard environmental and human health because some of them released from various industries are highly toxic. During the 1980s, pesticides such as DDT, Aldrin, and chlordane are listed in the list of 114 priority organic pollutants for the survey of industrial effluents. The persistent organic pollutants (POPs) listed in the Stockholm Convention of POPs (entered into force in 2004) included chemicals that are persistent, toxic, bioaccumulative, and able to travel long distances [13, 16].

Emerging Chemicals of Concern

The flame retardants, polybrominated diphenyl ethers (PBDEs), used to be an emerging chemical of concern but have been included in the control list in 2010. This is mainly due to their endocrine-disrupting effects on wildlife and humans [22]. In South China, concentrations of PBDEs in the indoor environment are significantly correlated with residents' hair samples [9, 12]. The indoor ultrafine particles also exert harmful health effects [10]. In addition, PBDEs in mother–newborn pairs and their placental transfer samples have been characterized

[2]. Hong Kong residents are also exposed to PBDEs through market fish consumption, leading to high concentrations detected in human blood plasma [11]. Unfortunately, a wide range of toxic chemicals are generated during 2000s: pharmaceuticals and personal care products (PCPPs), detergents, disinfectants, plasticizers, preservatives, microplastics, nanomaterials, etc. [3, 6, 21]. These chemicals and their metabolites can be found in different environmental media, including wastewater, agricultural and urban runoff, lakes, rivers, groundwater, and drinking water. The conventional wastewater and (drinking) water treatment processes are not constantly removing them efficiently [7, 8].

Toxic Chemicals, Food Safety, and Human Health

Some of these potent chemicals may enter the food chain, posing health threats, mainly through consuming contaminated seafood [14]. The primary objectives of this presentation are to review the current status of the sources, fates, and health effects of some PTS, citing some local examples in the Pearl River Delta (Big Bay Area), one of the most developed regions of China. It is also intended to review the exposure pathways of these chemicals and their potential associations with body loadings and associated health effects. It is known that autism spectrum disorders in children are related to exposure to various environmental pollutants [18]. There is an urgent need to study the potentially toxic effects of microplastics (particle size smaller than 5 mm), including those derived from PCPPs, as they are now widely distributed in the coastal environment. Their uptake mechanisms by fish and bivalves and the long-term health impacts on consumers are primarily unknown [19].

Chemicals Management Issues

It is of paramount importance to demonstrate the adverse health effects and associated economic loss to alert policymakers for better management of these PTS, e.g., bisphenol A [3]; perfluorooctane sulfonate [PFOS] [21]; Hg [20], etc. There have been successful cases on the worldwide control of certain PTS, such as DDT, PCB (Stockholm Convention), and Hg (Minamata Convention), and also the combined toxic emissions from uncontrolled recycling of

electronic waste [4, 5]. The project “Chemicals management issues of developing countries and countries with economy in transition” commissioned by the United Nations Environment Program (UNEP) and Global Environment Facility (GEF) is intended to promote the sound management of chemicals throughout their life cycle, to minimize significant adverse effects on human health and the global environment [1].

Conclusion

Managing these emerging chemicals more effectively nationally and internationally is essential [15]. The existing international laws and regulations on controlling toxic chemicals should be fully enforced. These included the Basel Convention (for controlling transboundary movements of hazardous wastes and their disposal), Rotterdam Convention (on the prior informed consent procedure for certain hazardous chemicals and pesticides in international trade), Stockholm Convention (on Persistent Organic Pollutants), the Minamata Convention on Mercury, etc. The principal purpose is to minimize the emissions and spread of toxic chemicals polluting various ecological compartments and safeguard the entry of harmful substances into our food production systems, including crop and fish production. Sites contaminated by toxic chemicals should be restored and remediated. Organic waste (including food waste) should be viewed as a resource and converted into biochar and fertilizer for remediation purposes and other value-added products (such as food and fuel) [17].

The study was carried out with the financial support of the Ministry of Science and Higher Education of the Russian Federation, agreement № 075-15-2022-1122.

References

1. Bouwman H., Wong M. H., Barra R. (2012). GEF Guidance on Emerging Chemicals Management Issues in Developing Countries and Countries with Economy in Transition. UNEP/GEF.
2. Chen Z. J., Liu H. Y., Cheng Z., Man Y. B., Zhang K. S., Wei W., Du J., Wong M. H. (2015). Wang H. S. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in human samples

of mother–newborn pairs in South China and their placental transfer characteristics. *Environ Int* 73: 77-84.

3. Huang Y. Q., Wong C. K. C., Zheng J. S., Bouwman H., Barra R., Wahlstrom B., Neretin L., Wong M. H. (2012). Bisphenol A (BPA) in China: A review of sources, environmental levels, and potential human health impacts. *Environ Int* 42: 91-9.

4. Lin S., Chen X. W., Cai Z., Shi J., Fu J., Jiang G., Wong M. H. (2022). Remediation of emerging contaminated sites due to uncontrolled e-waste recycling. *Chem Engin J* 430: Pt 4, 133169.

5. Lin S., Ubaid Ali M., Zheng C., Cai Z., Wong M. H. (2022). Toxic chemicals from uncontrolled e-waste recycling: Exposure, body burden, health impact. *J Hazard Mat* 426: 127792.

6. Liu J. L., Wong M. H. (2013). Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs): A review on environmental contamination in China. *Environ Int* 59: 208-24.

7. Man Y. B., Chow K. L., Man M., Lam J. C. W., Lau F. T. K., Fung W. C., Wong M. H. (2015). Profiles and removal efficiency of polybrominated diphenyl ethers by two different types of sewage treatment work in Hong Kong. *Sci Total Environ* 505: 261-68

8. Man Y. B., Chow K. L., Tsang Y. F., Lau F. T. K., Fung W. C., Wong M. H. (2018). Fate of bisphenol A, perfluorooctanoic acid, and perfluorooctanesulfonate in two different types of sewage treatment works in Hong Kong. *Chemosphere*, 190: 358-367.

9. Pan W., Kang Y., Zeng L., Zhang Q., Luo J., Wong M.H. (2016). Comparison of in vitro digestion model with in vivo relative bioavailability of BDE-209 in indoor dust and combination of in vitro digestion/Caco-2 cell model to estimate the daily intake of BDE-209 via indoor dust. *Environ Pollut* 218: 497-504.

10. Ubaid Ali M., Lin S., Yousaf B., Abbas Q., Munir M. A. M., Rashid A., Zheng C., Kuang X., Wong M. H. (2022). Pollution characteristics, mechanism of toxicity and health effects of the ultrafine particles in the indoor environment: Current status and future perspectives. *Crit Rev Environ Sci Technol* 52(3): 436-437.

11. Wang H. S., Du J., Ho K. L., Leung H. M., Lam M. H. W., Giesy J. P., Wong C. K. C., Wong M. H. (2011). Exposure of Hong Kong residents to PBDEs and their structural analogues through market fish consumption. *J Hazard Mater* 192: 374-80.

12. Wang W., Zheng J. S., Chan C. Y., Huang M. J., Cheung K. C., Wong M. H. (2014). Health risk assessment of exposure to polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) contained in residential air particulate and dust in Guangzhou and Hong Kong. *Atmos Environ* 89: 786-96.

13. Whyllie P., Albaiges S., Barra R., Bouwman H., Dyke D., Wania F., Wong M. H. (2003). Regionally Based Assessment of Persistent Toxic Substances. Global Report. UNEP/GEF.

14. Wong M. H. (2017). Chemical pollution and seafood safety, with a focus on mercury: The case of Pearl River Delta, South China. *Environ Technol Innov* 7:63-76.

15. Wong M.H., Armour M.A., Naidu R., Man M. (2012). Persistent toxic substances: sources, fates, and effects. *Rev Environ Health* 27: 207-13.

16. Wong M. H., Choi K., Grosheva E., Saki S., Shibata Y., Suzuki N., Wang J., Zhou H., Leung A. O. W (2002). Regionally Based Assessment of Persistent Toxic Substances. Regional Report of Central and North East Asia. UNEP/GEF.

17. Wong M. H., Purchase D., Dickinson N. (Eds) (2022). Food waste valorization: Food, Feed, Fertilizer, Fuel, and Value-Added Products. World Scientific, London.

18. Ye B. S., Leung A. O. W., Wong M. H. (2017). The association of environmental toxicants and autism spectrum disorders in children. *Environ Pollut* 227: 234-42.

19. Zhang F., Man Y. B., Mo W. Y., Man K. Y., Wong M. H. (2019). Direct and indirect effects of microplastics on bivalves, with a focus on edible species: A mini-review. *Crit Rev Environ Sci Technol*, 1-35.

20. Zhang L., Wong M. H. (2007). Environmental mercury contamination in China: Sources and impacts. *Environ Int* 33: 108-21.

21. Zhao Y. G., Wong C. K. C., Wong M. H. (2012). Environmental contamination, human exposure and body loadings of perfluorooctane sulfonate (PFOS), focusing on Asian countries. *Chemosphere* 89: 355-68.

22. Zheng J. S., Jiao L. P., Leung A. O. W., Huang Y. Q., You T. T., Wong M. H. (2012). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in China – sources, trends, and their adverse impacts on human health. In: *Environmental Contamination – Health Risks and Ecological Restoration*. Wong MH (Ed) Taylor and Francis/CRC, London.

ZOOLOGICAL ACTIVITY OF ERODED MOUNTAIN SOILS OF NORTHERN TURKESTAN

O. X. Ergasheva, L. A. Gafurova, N. Paxradinova

National University of Uzbekistan, Uzbekistan
o.ergasheva@nuu.uz

Introduction. The main part of mountain soils typical sierozem soils, dark sierozem soils, mountain brown carbonate, mountain brown typical, mountain brown weakly leached is subjected to erosion and research has been conducted using modern technologies. But along with research of the of eroded arid soils' properties, insufficiently studied a role of pedofauna earthworms, mollusks, nematodes, ticks, collembolans in soil formation processes, the fertility formation, as well as in changing environmental conditions among various environmental factors,

The goal of research is a complex study of soil properties and quantity, the seasonal dynamics of pedofauna of the eroded mountain soils, and development of criteria for the indicator of soil erosion on pedofauna.

Research objectives: determination of properties of mountain soils of the region; study of the erosion effect; determination of fauna

(earthworms, mollusks, collembolans, nematodes and ticks) of eroded soils; determination of the correlative relationship between the basic properties of the soil and pedofauna.

Materials and methods. The object of study was selected eroded typical sierozem soils, dark sierozem soils, mountain-brown carbonate, and mountain-brown typical, mountain-brown weakly leached soils. The scheduled tasks found their solution based on the use of comparative-geographical, comparative analytical and expeditionary methods for study of eroded mountain and foothill soils. In the course of the research, morphological, agrochemical, general physical properties were determined in relation to the zoological activity of the soils of the supporting layers. Selection of soil samples of scientific investigations from genetic horizons, observations and analyzes were carried out on the basis of "Methods of agrochemical, agrophysical and microbiological studies in irrigated cotton areas" of UzSIIC, "Guidance on chemical soil analysis" by E. V. Arinushkina, soil-zoological analyzes based on "Methods of soil and zoological research" by M. S. Gilyarov.

In the studied area, a mechanical composition of soils spread along vertical zonality is weighted from typical sierozem soils to dark sierozem soil, mountain brown carbonate, mountain brown typical and mountain brown weakly leached soils, their composition increases the amount of fine dust and clay (the amount of physical clay from 35,4–42,9 % to 45,2–53,2 %). There is a greater amount of dust fractions, especially coarse dust (up to 50,0–63,4 %), there is a slight decrease in its content from typical sierozem soil to mountain-brown weakly leached soils (up to 46,7–53,4 %). In the middle part of the soil profile, it is observed an intensification of the claying process from sierozem soils to brown soils; an increase in the fractions of fine dust and clay in the alluvial horizon. It was noted influence of erosion processes on the mechanical composition of all soils: there is relief from the upper layers of eroded soils compared to non-eroded soils (due to fractions of fine silt and clay), a decrease in the content of physical clay. It was determined loading of the mechanical composition of washed-off soils.

The volumetric mass of the soil varies within 1,21–1,42 g/cm³, and increases down the profile (1,50–1,58 g/cm³). Eroded soils have higher rates than non-eroded soils. From typical sierozem soils to

dark soils, mountain brown carbonate, mountain brown typical, mountain brown low-alkaline soils, in accordance with changes in specific and volumetric mass, it was noted an alteration in soil porosity to 45,1–53,5 %.

On the basis of conducted research, it was noted a relationship between the content of gross quantities of nitrogen, phosphorus and potassium in the of eroded soils composition, depending on the degree of their erosion. In all the studied soils, it is determined the maximum content of humus and nitrogen is observed in the arable and upper soil layers, and the direct connection of the dynamics of the plant nutrient, nitrogen, with the content of humus in soils. The same regularities is characteristic for mobile forms of phosphorus and potassium in soils. In the washed soils, the humus profile differs from the non-washed, and especially from the washed-away soils, and the humus content gradually decreases down the profile [5].

The content of CO₂ carbonates from typical sierozem soils to mountain brown typical soils of the study area is 6,3–9,2 %, and in mountain brown, low-leached soils, CO₂ carbonates are 4,2–5,1 %. In eroded soils, the carbonates content from the upper layers of soils have high rates, and in washed soils, on the contrary, low rates.

Depending on morphogenetic, agrochemical and agrophysical properties, as well as the erosion processes of the mountain and foothill soils, the regularities are determined for distribution of the soil fauna. As the analysis of the obtained data shows, the distribution of 4 species of earthworms (*Aporrectodea caliginosa trapezoidae*, *A. rosea*, *Aporrectodea caliginosa*, *Allolobophora kaznakovi*), 33 species of nematodes (*Cephalobus monus*, *C. corris*, *Chiloplacus bibiguelae*, *Mesodorylaimus bastiani*, *Eudorylaimus monhystera*, *E. obtusicandatus*, *Acroboloides buetschii*, *A. emarginatus*, *Acrobeles innoxius*, *A. ciliatus*, *Ektophelenchus tenidens*, *Eudoraylaimus elegans*, *Tylenchus davainei*, *Plectus parietinus*, *Ironus ignavis*, *Drepanodorus laetificanus*, *Cephalobus persegnis*, *Eucephalobus laevis*, *Aphelenchoides xylophilus*, *Aphelenchus avenae*, *Aphelenchoides limberi*, *Aphelenchoides parietinus*, *Bitylenchus dubius*, *Ditylenchus dipsaci*, *Ditylenchus tulaganovi*, *Helicotylenchus multicinctus*, *Rotylenchus robustus*, *Pratylenchus pratensis*, *Fylenchus filiformus*, *Prizmatolaimis dolichurus*, *Mylonchylus solus*, *Eudorylaimus*

obtusicaudatus, *Eudorylaimus parvis*), 7 species of mollusks (*Oxyloma elegans*, *Pseudonopaeussogdianus*, *Deroceras leave*, *Candaharia levanderi*, *C. issatullaevi*, *Leucozonella crassicosta*, *Xeropicta candaharica*), 20 species of collembolans (*Isotomiella minor* Schaff, *Proisotoma minuta* Tullb, *Onychiurus procompatus* Gis, *Folsomia quadrioculata* Tullb, *Ceratophusella armata* Nic, *Onychiurus fimatus* Gisin, *O. armatus* Tullb, *Isotoma saltans* Nic, *Isotoma hiemalis* Schott, *Isotoma veridis* Bourl, *Hypogastrura assimilis*, *Neanura muscorum*, *Orchesella flavescens*, *O. cincta*, *Tomocerus vulgaris*, *Pogonognathus plumbens*, *Sminthurus fuscus*, *S. viridis*, *Tomocerus longicornis*, *Tetroden tophora bielanensis*), and 21 species of ticks (*Epilohmannia szanisloe* Oudms, *Thamnacarus pavlovski* B., *Sphaerochthonius splendidus* Berl, *Damaeolus laciniatus* Berl, *Passalozetes perforatus* Berl, *P. variatepictus* Mihelcic Berl, *Licnoliodes andrei* Grandj, *Oppia nova* Oudms, *O. elliptica* Berl, *O. subpectinata* Oudms, *O. minus* Paoli, *Oribatufa venusta* Berl, *Zygoribatula skrjabini* B – Z, *Simkinia turanica* Kriv, *S. schachtachtinskoi* kulijan, *Scheloribates fimbriatus* Thor, *Microzetes arenarius* Kriv, *Protoribates capucinus* Berl, *Allogalumrna thysanura* Crivol, *Prothoplophova palpalis* Berl, *Oribotritia loricata* Rathke) [1, 2, 4, 5].

The formation and development of soil fauna is inseverable linked with the type and subtype of soils, the regularities of their distribution, erosion processes and climatic conditions. High humus horizons are environmentally friendly habitat for multiple soil fauna. In the life of the soil fauna organic matter, in particular humus, plays an important role.

Table 1 – The number of pedofauna in the mountain soils (pieces/m²)

Pedofauna	Typical sierozem soils	Dark sierozem soils	Mountain brown carbonate	Mountain brown typical	Mountain brown weakly leached
Earthworms, pieces/m ²	>2	3–10	3–12	4–13	5–16
Mollusks, pieces/m ²	2–4	4–6	6–7	7–8	7–9
Collembolans, pieces/m ²	10–15	16–21	16–26	25–28	30–38
Nematodes, pieces/m ²	40–50	46–56	55–111	58–90	60–120
Ticks, pieces/m ²	35–38	32–36	29–30	28–30	20–30

The number of soil fauna increases in the sequence of the typical sierozem soil – dark sierozem soil – mountain brown carbonate – mountain brown typical – mountain brown low-leached soils. The number of earthworms, mollusks and collembolans increases from sierozem soils to mountain brown soils in comparison with the number of ticks and nematodes. The main part of pedofauna along the profile is found at a depth of 0–10 cm: in typical and dark sierozem soil in the 0–10 cm layer is 40,7–60,4 %, in mountain brownish carbonate, in typical and weakly leached mountain brown soils – 78,7–82,3 %. It was determined a decrease of the amount of soil invertebrates from 13,5–30,5% from 10–20 cm of the layer, and especially from 0,6 to 5,5 % from 20–30 cm of the layer and down along the profile, especially in moderately eroded soils. In all soils, invertebrates are noted in spring in a larger quantity except for ticks (April – May), relatively less in summer (July – August) and in autumn. In spring, pedofauna occurred mainly at a depth of 0–10 cm, in summer and autumn mainly at a depth of 10–20 cm. In the profile of eroded soils, the number of pedofauna is sharply reduced, especially earthworms and collembolans relative to ticks and nematodes [3, 5, 6].

In washed and non-eroded soils, a correlative relationship was observed between soil invertebrates and humus, nitrogen, phosphorus, potassium, the content of physical clay and soil density: humus, nutrients and nematodes $r = 0,63–0,75$, ticks $r = 0,62–0,70$, mollusks $r = 0,68–0,76$, collembolans $r = 0,81–0,90$, earthworms $r = 0,86–0,93$. The correlative relationship is used in determining fertility and soil erosion degree.

Eroded soils on the activity of the soil fauna can be placed in the following descending order: totally washed – non-eroded – medium-eroded. Based on the soil studies, criteria for the indicator of erosion of mountain soils by pedofauna were developed and soil diagnostics based on them and soil-ecological monitoring were recommended.

Conclusions. Soils of the territory vary in the pedofauna species composition; in all soils it is observed the superiority of nematodes, collembolans and ticks, their dominance in the upper layers of the soil. The distribution of 4 species of earthworms, 33 species of nematodes, 7 species of mollusks, 20 species of collembolans and 21

species of ticks was determined in the soil composition. Eroded soils by the activity of pedofauna are placed in the following descending sequence: totally washed – non-eroded – medium-eroded. The amount of soil fauna increased in sequence of typical sierozem soil – dark sierozem soil – mountain brown carbonate – mountain brown typical – mountain brown weakly leached soils.

References

1. Atlavinit O. P. *Ekologiya dozhdevykh chervey i ikh vliyaniye na plodorodiye pochvy v Litovskoy SSR. «Moklas» – Vilnyus, 1975. S. 200-201.*
2. Bobonazarov G. Y A. *Ekologiya kleshchey roda Sarcoptes Latr 1806 (Sarcoptiformes, Sarcoptidae) v usloviyakh yuga Uzbekistana. Diss.na. sois.uch. step. kan. biol. nuaka. Tashkent 1997. S. 123.*
3. Boymurodov K. H. T. *Dvustvorchatyye mollyuski srednego techeniya basseyna reki Zarafshan (faunisticheskiy sostav, ekologiya, rasprostraneniye, zoogeografiya i znacheniye). Avtoref. kand. diss. Tashkent, 2004. S. 20.*
4. Gafurova L. A., Kadyrova D. A. *Erodirovannyye pochvy Turkestanskogo khrebtta i ikh biologicheskaya aktivnost'. Izd-vo "Fan". Tashkent, 2014. 153 s.*
5. Gafurova L. A., Ergasheva O. X., *Bioindication in ecological assessment of eroded soils in mountain areas // Journal of Critical Reviews. 2020. Vol. 7, Issue 2, P. 288-291.*
6. Pazilov A. P., Akromov F. D., Azimov D. A., Davronov B. O. *Metody issledovaniya nazemnykh mollyuskov-promezhuchnykh khozyayev gel'mintov. Uzb. biol. zhurn. Tashkent, 1998. 3, S. 38-42; Perel' T. S., Sokolov D. F. Kolichestvennaya otsenka uchastiya dozhdevykh chervey (Lumbricidae, Oligochaeta) v pererabotkiye lesnogo opada. Zool. Zhurn. T. 43. Vyp. 11. 1964. S. 65-68.*

GEOSTATISTICAL ANALYSES OF THE SPATIAL DISTRIBUTION OF HEAVY METALS IN SOILS OF GEOCHEMICAL ANOMALOUS ZONE

**V. G. Linnik¹, T. M. Minkina², T. V. Bauer²,
S. S. Mandzhieva²**

¹ Institute of Geochemistry and Analytical Chemistry, Russian Academy of Sciences, Moscow, Russian Federation, vlinnik_53@mail.ru

² Southern Federal University, Rostov-on-Don, Russian Federation
tminkina@mail.ru

Soil contamination by heavy metals (HM) is a worldwide problem for human health. To reduce risk to human health from exposure to toxic chemicals associated with soil contamination, it is necessary to monitor and assess HM concentrations in the soil. Spatial patterning is a necessary tool for assessment of the exposure risk of HM contamination.

Recently, geostatistical methods have become an important tool to analyze the spatial distribution of HM [8]. Geostatistics provides an advanced methodology that facilitates quantification of the spatial features of soil parameters and enables spatial interpolation [7]. The main benefit of geostatistics is the unbiased estimation of variables for spatial objects at unsampled locations [3].

Based on the spatial distribution of HM, priority regions of concern and 'hotspots' can be identified [11]. This is often done by comparing the calculated results with a critical threshold that might cause concern for human health. This process is critical because it provides reference for cost-efficient risk management policy-making.

The purpose of the study is to investigate the spatial distribution of HM in the surface soils of the impact zone of Lake Atamanskoe in the Seversky Donets River flood plain.

The examined area is an impact site in the floodplain of the Seversky Donets River (a main tributary of the Don River, southern Russia), which was used in the 1950s–1990s as the basin for wastewater disposal of a chemical plant [5]. It is a dried oxbow of the Atamanskoe Lake (48°21'00" N, 40°14'31" E) and is now a secondary source of environmental pollution.

The total number of sampling points in the study area was 89. For geostatistical modeling tasks, a local section of 1.7×2.3 km (area 3.91 km²) was selected. The main criterion for choosing the modeling area was the exclusion of single monitoring sites (mainly background ones) located at a distance from the pollution site of hydromorphic soils.

The physical and chemical characteristics of the studied soils were analyzed using conventional standard methods, including pH by potentiometry at a soil to water ratio of 1 : 2.5; content of Corg by titrimetry (dichromate oxidation according to Tyurin) [10]; and particle-size distribution by pipetting with pyrophosphate treatment of the samples [9]. The total contents of HM (Zn, Pb, Cu) in soils were

determined by X-ray fluorescence using a MAKC-GV spectroscan analyzer. To assess the content of Pb in soils was used maximum permissible concentration (MPC), Cu, Zn – appproxible permissible concentration (APC) [6]. Statistical analysis of the physicochemical properties of soils and the content of HM in soils was done using the STATISTICA 2010 software.

The spatial correlation of HM content in the soil was determined by variogram analysis (Hiemstra 2020). The variogram is calculated using the following formula [2]:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2,$$

where $\gamma(h)$ represents the semivariance at lag interval h , $N(h)$ – the number of pairs at the studied interval (lag). $Z(x_i)$ and $Z(x_i + h)$ are measured parameter *value* at a point x_i and $x_i + h$, respectively.

Four different types of models are often used in R Automap package: (i) Spherical model (Sph); (ii) Exponential model (Exp); (iii) Gauss model (Gau); (iv) Matern model (Ste) with M. Stein's Parameterization.

The main descriptive statistics of HM (Cu, Zn, Pb) and chemical composition with clay content in 0-20 cm topsoil of Lake Atamanskoe are given in Table 1. The pH values varied between 3,4 and 8,1 with a mean pH of 6.7. The OM values varied between 1,5 and 9,7 with mean OM of 3.5. The clay content varied from 2,6 % to 70,6 % with a mean of 36,7 %. The differences in a number of properties may be associated with a nonstable chemical composition of effluences, which strongly depend on technological processes and raw materials used at rayon industry plants. The means value of Cu, Zn, and Pb were 110,5 13917,8, and 238,9 mg/kg, respectively (Table 1). Based on the mean levels in the soil samples, the metals followed the order of $Zn > Pb > Cu$. The accumulation of HM in a floodplain lake is strongly affected by the topography of its bottom, the location of engineering structures such as dams and waste pipes.

Results indicated a strong anthropogenic influence on metal concentrations. The mean value of Zn and Pb was found to be above

Table 1 – Summary statistics of HM concentrations and chemical composition in 0–20 cm topsoil of the Lake Atamanskoe

	Cu	Zn	Pb	pH	OM	Clay
	mg/kg				%	
Min	10,1	85,2	11,7	3,4	1,5	2,6
Median	43,7	990,5	58,7	7,1	3,3	37,6
Mean	110,5	13917,8	238,9	6,7	3,5	36,7
Max.	702,2	72886,0	2300,4	8,1	9,7	70,6
Sd	148,5	24266,7	454,7	1,2	1,1	9,7
Skew	2,0	1,5	2,8	-1,5	2,9	0,5
Kurtosis	3,8	0,4	7,4	0,9	13,6	-0,6

Min – minimum value, *max* – maximum value, *SD* – standard deviation, *Skew* – skewness

the permissible level (MPC and APC). The corresponding normative values for these elements are 220 and 32 mg/kg, respectively [6]. In some monitoring sites, the excess of MPC and APC for the gross metal content for Zn and Pb reaches 331 and 72 times, respectively. The data obtained confirm that Zn is the most important soil contaminant in the study area. This is due to the affiliation of chemical enterprise (production of synthetic fibres), that used a number of natural reservoirs in the floodplain of the Seversky Donets river, including Lake Atamanskoe, to accumulate their industrial wastes for many years [4].

All analyzed parameters for HM, OM, and clay content are characterized by positive skewness, only the distribution of the parameter of pH is characterized by negative skewness (Table 1).

All variables can be represented by a set of two distribution models: the content of Cu is approximated by the Gaussian distribution (Gau), Zn and Pb by the Spherical model (Sph). Nugget Variance (C0) for all variables means unexplained variance due to microstructure or 'process noise' with a range shorter than the sample support.

The range for all analyzed HM differs significantly. The minimal range is noted for Pb – 156 m (variogram approximation by Sph model), while the maximum range is detected for Zn – 976 m (variogram approximation also by Sph model). An intermediate-range was found for Cu at a range of 374 m and 422 m respectively (Table 2).

Spatial variability was investigated using semivariograms and the nugget-to-sill ratio to classify spatial dependence. A ratio of less than 25 % indicated strong spatial dependence, between 25 % to 75 % – moderate spatial dependence. Finally, a ratio of 75 % indicated weak spatial dependence [1]. As a rule, a strong spatial dependence of soil properties can be attributed to internal factors, and a weak spatial dependence can be caused by external factors [1]. In this study (Table 2), the total content of Cu, Zn and Pb showed similar moderate spatial dependence (ratios ranged from 31 % to 38 %).

Table 2 – Best fitted semi variogram models of HM and their parameters. C_0 – is nugget, $C + C_0$ – Sill, Range and $C_0/(C_0+C)$ – nugget-to-sill ratio

Metal	Model	C_0	$C + C_0$	$(C_0 / C + C_0) \times 100\%$	Range (m)
Cu	Gau	0,08	0,24	33,3	374
Zn	Sph	0,34	1,10	31,0	976
Pb	Sph	0,13	0,34	38,0	156

Similar values of spatial dependence for HM (Table 2) could be considered as evidence of common soil-geochemical patterns of formation of HM pollution by the discharge of man-made waste to the flood plain.

Thus, the content and spatial distribution of HM (Cu, Zn and Pb) in the surface soil layer (0–20 cm) of the impact zone of former Lake Atamanskoe (floodplain of the Seversky Donets River valley, Rostov region) was studied. Extremely high values of HM concentrations were found with the maximum values of 702 mg/kg, 72886 mg/kg, 2300 mg/kg for Cu, Zn, and Pb, respectively. HM contamination manifested not only in multiple increases in the concentration of elements compared with the geochemical background but also in a significant change in the structure of the geochemical field due to decrease large-scale variation. Examination of variogram revealed that Cu, Zn, and Pb formed moderate spatial dependence patterns (nugget-to-sill ratio ranged from 31 % to 38 %). Similar values of spatial autocorrelation for HM indicated the common origin of the geochemical contamination field originated from a single source of man-made waste (water discharge).

The obtained results of this study could serve as a guide in identifying those areas which need remediation.

The study was carried out in the laboratory «Soil Health» of the Southern Federal University with the financial support of the Ministry of Science and Higher Education of the Russian Federation, agreement no. 075-15-2022-1122, by the “Priority 2030” program of the Ministry of Science and Education of the Russian Federation, project no. SP02/S4_0708 Priority_01/SP02/S4_0706 Priority_01 and the Grant of the President of the Russian Federation, MK- 6137.2021.1.5.

References

1. Cambardella C. A., Moorman T. B., Parkin T. B., Karlen D. L., Novak J. M., Turco R. F., Konopka A. E. Field-Scale Variability of Soil Properties in Central Iowa Soils // Soil Science Society of America Journal, 1994. Vol. 58. Is. 5. P. 1501-1511.
2. Journel A. G. Fundamentals of Geostatistics in Five Lessons. Washington D.C: American Geophysical Union, 1989.
3. Maas S., Scheifler R., Benslama M., Crini N., Lucot E., Brahmis Z. Spatial distribution of heavy metal concentrations in urban, suburban and agricultural soils in a Mediterranean city of Algeria // Environmental Pollution, 2010. Vol. 158. P. 2294-2301.
4. Mamyachenkov S., Anisimova O., Egorov V. Investigation of viscose rayon manufacturing sludges, considered as a raw material for zinc production // KnE Materials Science. 2017. Vol 2. № 2. P. 182-187.
5. Privalenko V. V., Mazurenko V. T., Panaskov V. I., Moshkin V. M., Mukhin N. V., Senin B. K. Ecological problems of the city of Kamensk-Shakhtinsky. Rostov-on-Don: Tsvetnaya pechat, 2000. 152 p.
6. SanPiN 1.2.3685–21. Hygienic standards and requirements for ensuring the safety and (or) harmlessness of environmental factors for humans. Retrieved June 29, 2021.
7. Shi J., Wang H., Xu J., Wu J., Liu X., Zhu H., Yu C. Spatial distribution of heavy metals in soils: a case study of Changxing, China // Environmental Geology. 2007. Vol. 52. P. 1-10.
8. Tóth G., Hermann T., Szatmári G., Pásztor L. Remarks to the debate on mapping heavy metals in soil and soil monitoring in the European Union // Science of The Total Environment. 2017. Vol. 603-604. P. 827-831.
9. Vadyunina A. F., Korchagina Z. A. Practical Guide for Analysis of Physical Properties of Soils and Rocks. Moscow: Agropromizdat, 1986.
10. Vorob'eva L. A. Theory and Practice of the Chemical Analysis of Soils. Moscow: GEOS, 2006.
11. Yang M., Wang C., Yang Z-P., Yan N., Li F-Y, Diao Y-W., Chen M-D., Li H-M., Wang J-H., Qian X. Use of portable X-ray fluorescence spectroscopy and geostatistics for health risk assessment // Ecotoxicology and Environmental Safety. 2018. Vol. 153. P. 68-77.

PRODUCTIVITY OF PASTURELANDS IN SEMI-ARID ZONE OF THE ROSTOV REGION

A. I. Zhumbei

Southern Federal University, Rostov-on-Don, Russian Federation
Zhumbyay@sfedu.ru

The Rostov region, due to its geographical location, is represented among all branches mainly agricultural production. Sustainable management is threatened by the uncontrolled destruction of the main components of the landscape – soils, plant communities, reclamation systems. Land degradation is the process of destruction of sustainable landscapes by human activities and/or a combination of natural processes, such as higher temperatures and low rainfall relative to seasonal precipitation. With aridization, landscape degradation becomes desertification.

An analysis of projective coverage of large rangelands based on remote sensing data was carried out. By constructing the SAVI index (soil reflectivity adjusted vegetation index), vegetation activity at test sites was assessed for 2021 from space imagery. The SAVI index is the NDVI [1], the formula of which is supplemented by a coefficient of brightness of the soil in the ranges of red and near infrared radiation, which gives greater accuracy in sparse vegetation. SAVI is the most suitable vegetation index for moderately dry, dry and semi-desert landscapes.

On the pastureland plots are allocated the complexes of different plant communities, which differ in the composition and ratio of species depending on the pastoral load on individual parts of the plots. The overall projective coverage of the sites varies due to uneven grazing and soil moisture distribution. The plant communities of P2 and P3 (Figure 1) are represented by *Artemisia austriaca* Jacq. As the dominant species and *Stipa lessingiana* Trin. & Rupr. and *Festuca ovina* L. as the often-found ones. On the P3 plot are *Stipa lessingiana*, *Festuca ovina* L. and *Festuca valesiaca* Gaud. do not form a turf layer on the topsoil

but are isolated turf bumps even with numerical superiority over the rest of the species.

The degraded pasturelands P2 and P3 are manifested in the dominance of diverging active species (*Artemisia austriaca*, *Elytrigia repens* (L.) Nevski) by displacing native grasses. In addition, an overall projective cover of more than 60 % is considered depressed when open water sources are close and/or away from animal housing.

Uneven pressures on pasturelands cause an imbalance in plant communities and the landscape, locally reducing the flow of transpiration of moisture transfer, which potentially leads to groundwater uptake and salt aqueous solution transfer up the soil profile [2]. There is no evidence of artificial grass planting due to the absence of characteristic evidence of heavy soil treatment: disturbance of the structure of the surface horizon, presence of the subsurface, traces of machinery passage. The low occurrence or total absence of well-eaten herbs of genera *Festuca*, *Koeleria*, *Bromus*, *Hordeum* on pasture areas indicates a digression.

Pasture areas on endosalic kashtanozem sodic soils (Zavetnoe) and endosalic kashtanozem soils (Dubovskoe and Zimovniki) are represented by damaged plant communities with *A. austriaca* as the dominant species. The estimated pasture productivity of P2 and P3 plots of 0.423 and 0.421 t/ha respectively is close to the P8 background area (0.429 t/ha), but the domination of *Artemisia austriaca* signifies the loss of pasture, manifested in the shifting of the ratio of species in the plant community towards the predominance of the digress-active. The suitability of these pastures for grazing has been significantly reduced. Projective coverage ranges from 30 to 90 %, increasing with distance from the animal housing (Table 1).

Table 1 – Productivity of pasturelands

Site	Average productivity, tons per hectare	Maximum, tons per hectare	Minimum, tons per hectare	Minimum rate	Maximum rate
P2	0,423	0,429	0,35	0	4
P3	0,421	0,429	0,244	0	2
P7	0,28	0,418	0,139	2	5
P8	0,429	0,4289	0,4286	0	1

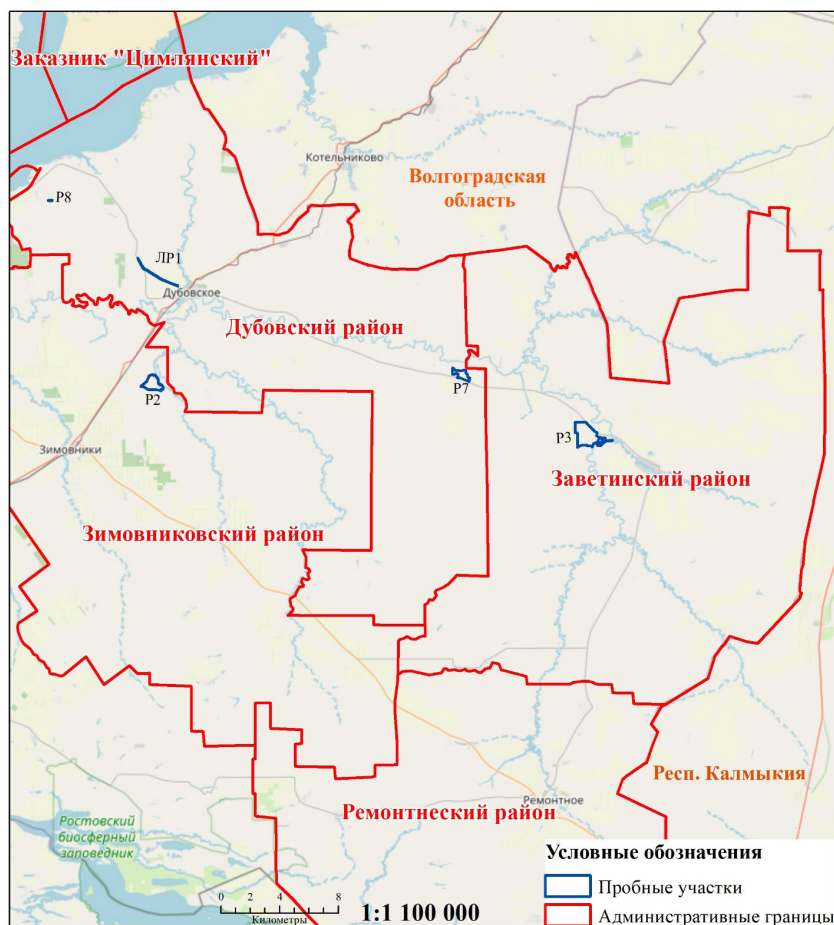


Figure 1 – Observation sites layout

The research was financially supported by the Strategic Academic Leadership Program of the Southern Federal University ("Priority 2030").

References

1. Huete A. R. 1988. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). 1988. Remote Sensing of Environment. 25(3): 295–309. doi: 10.1016/0034-4257(88)90106-X
2. Shcherba T. E., Kust G. S., Smagin A. V., Andreeva O. V., Slavko V. D., 2016. Diagnostics of desertification with the use of water retention curve of soils. *Arid Ecosystems*. 6(4): 249–259. doi: 10.1134/S2079096116040090

ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ПОЧВ РЕСПУБЛИКИ КАЛМЫКИЯ НА ПРИМЕРЕ ЯШКУЛЬСКОГО РАЙОНА

А. Б. Адьянова¹, Н. В. Джимбеев¹, В. Т. Саянов¹,
Р. А. Мукабенова¹, С. С. Манджиева²

¹ Младший научный сотрудник КалмНЦ РАН, г. Элиста, Россия

² Старший научный сотрудник КалмНЦ РАН, г. Элиста, Россия
adyanovaaltana@mail.ru

Введение

В настоящее время опустынивание является актуальной темой на территории Российской Федерации. Проблема деградации почв это один из основных проявлений негативных процессов, который можно отнести к глобальной проблеме во всем мире. Охватываются большие территории сельскохозяйственных угодий, ежегодно происходит увеличение площади эродированных земель Проблема опустынивания является результатом антропогенного воздействия на природные ресурсы и представляет социально-эколого-экономическую проблему, так как несет крупнейший вызов всему человечеству для его устойчивого развития [4].

Яшкульский район располагается на территории южной части Прикаспийской низменности. Структурный состав почв исследуемого района представлен бурыми полупустынными почвами супесчаного и песчаного гранулометрического состава, значительные площади заняты песками. Более 70 % сельскохозяйственных угодий подвержены ветровой эрозии.

Проблема опустынивания и деградации земель в республике является одной из самых актуальных, так как это связано с происходящими необратимыми изменениями природного потенциала территорий и экологической деградации жизненного пространства [1].

Особое место в исследовании занимает почвы, так как от их состояния зависит структурная целостность, функционирование и биопродуктивность биосферы в целом. Изменение почв в результате антропогенного воздействия и климатических изменений обуславливает актуальность проведения исследования с целью оценки физико-химического состояния почв Республики Калмыкия.

Целью исследования является изучение физико-химических свойств почв аридных территорий Республики Калмыкия на примере Яшкульского района.

Объектами исследования являются почвы населенных пунктов Яшкульского района, площадки отбора которых заложены в центре населенного пункта, и фоновая проба отбиралась на расстоянии 500 м от границ селитебной зоны. В общей сложности для исследования были отобраны 18 средних проб почвенных образцов, на территории 8 населенных пунктов. Почвы обследованных территорий представлены в основном зональными светло-каштановыми и бурыми полупустынными почвами, их комплексами с солонцами и солонками.

Основные методы исследования включают в себя определение органического углерода методом И. В. Тюрина в модификации В. Н. Симакова (ГОСТ 26213-91), анализ водной вытяжки определяли потенциометрическим методом (ГОСТ 26483-85). Изучения содержания тяжелых металлов проводили методом атомно-абсорбционной спектрофотометрии с электротермической атомизацией на приборе МГА-1000.

Результаты проведенных исследований показали, что содержание органического углерода на территории Яшкульского района отмечаются низкими показателями (0,31–2,12 %) почвы характеризуются как малогумусные (рис. 1).

По определению кислотности, почвы можно охарактеризовать как слабощелочные, показатели рН находится в пределах нормы от 7 до 9,3 (рис. 2).

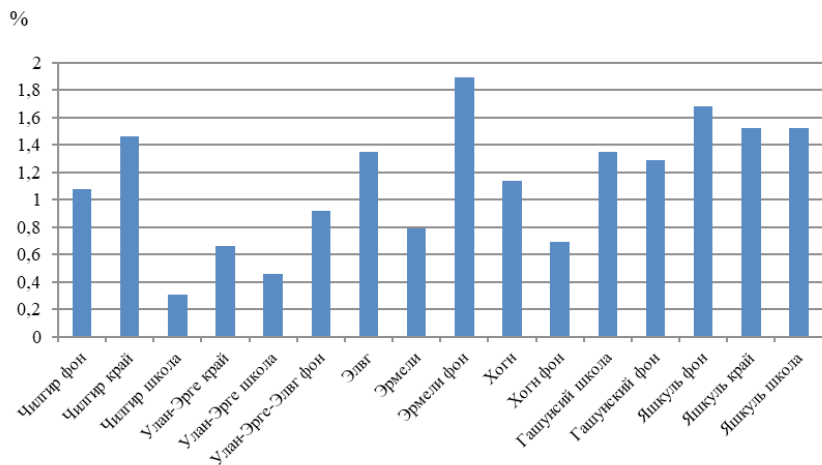


Рисунок 1 – Содержание органического углерода в почвах Яшкульского района

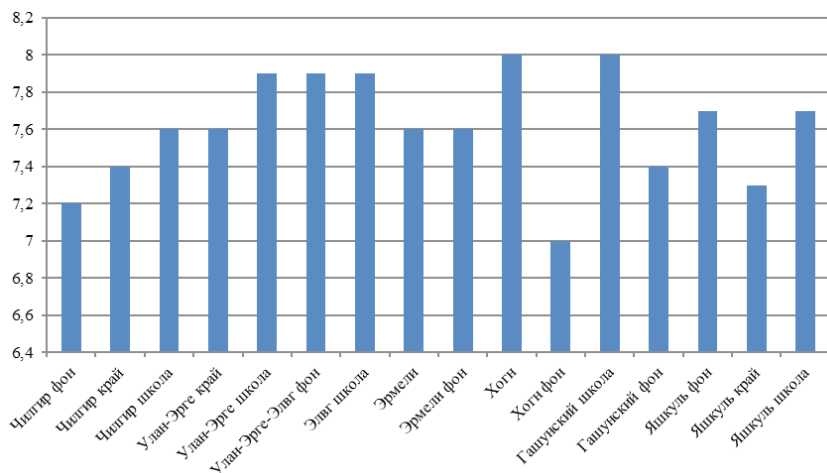


Рисунок 2 – Определение кислотности в почвах Яшкульского района

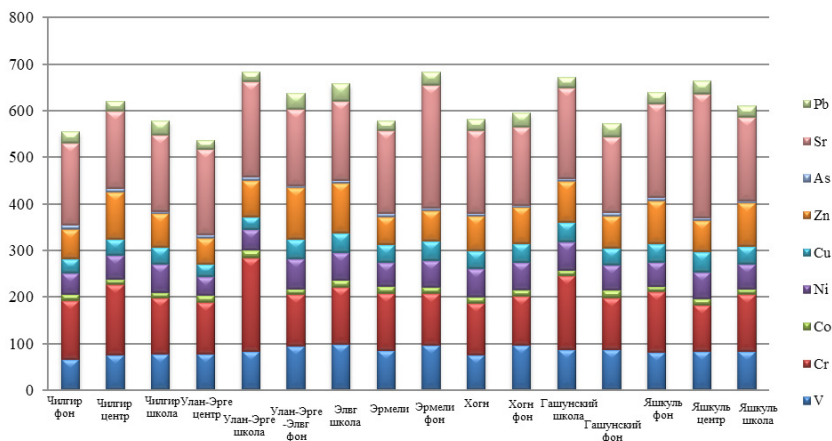


Рисунок 3 – Содержание тяжелых металлов в почвах Яшкульского района

Содержание большинства анализируемых элементов тяжелых металлов на территориях исследуемых площадок не превышает значений предельно-допустимых концентраций, а также значения незначительно превышают показатель кларка литосферы (по Виноградову), отмечается геохимическая специализация по хрому (рис. 3).

Для того чтобы определить характер техногенного загрязнения, требовалось рассчитать значения коэффициентов концентрации K_k (отношение содержания элемента в почве к содержанию в литосфере), коэффициент относительного накопления микроэлементов в почве $K_{кр}$ (отношение содержания микроэлемента в почве к фоновому уровню по Республике), коэффициент фоновое концентрации K_{ϕ} (отношение содержания микроэлементов к фоновому) (табл. 1).

По полученным данным можно наблюдать, что при сравнении с Кларком по Виноградову все элементы $K_k < 1$. Почвы по всем обнаруженным металлам не представляют угрозы. В почвах образовался ряд: $Co > Ni > As > Zn > V > Sr > Cu > Pb > Cr$.

Таблица 1 – Дисперсионный анализ результатов определения тяжелых металлов.

Элемент	Кк	Ккр	Ккф	Доли ПДК
V	0,19	–	1,94	0,48
Cr	0,84	0,64	11,0	1,33
Co	0,42	0,40	0,95	2,3
Ni	0,30	0,65	1	0,62
Cu	0,36	1,0	2,94	0,62
Zn	0,37	0	1,25	0,79
As	0,068	0,04	1	4,26
Sr	0	0	2,48	–
Pb	0,18	0,19	6,36	1,61

Для сравнения с полученными значениями накопления концентрации тяжелых металлов на территории Яшкульского района, можно построить ряды накопления ТМ каждого населенного пункта.

п. Чилгир: As>Co>Pb>Cu>Ni>V>Zn>Cr>Sr

п. Улан-Эрге: As>Co>Pb>Cu>Ni>Zn>V>Cr>Sr

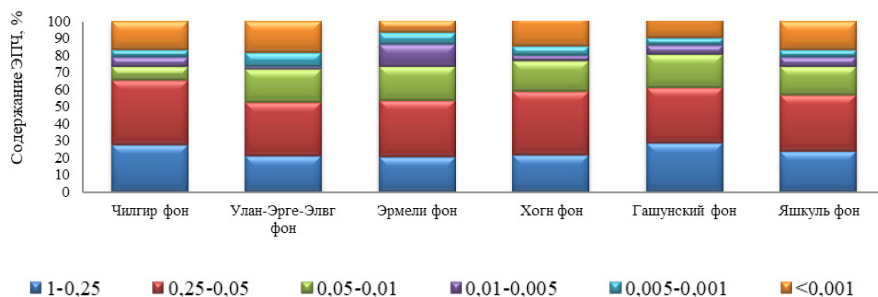
п. Элвг: As>Co>Pb>Cu>Ni>V>Zn>Cr>Sr

п. Эрмели: As>Co>Pb>Cu>Ni>Zn>V>Cr>Sr

п. Хогн: As>Co>Pb>Cu>Ni>Zn>V>Cr>Sr

п. Гашунский: As>Co>Pb>Cu>Ni>Zn>V>Cr>Sr

п. Яшкуль: As>Co>Pb>Cu>Ni>Zn>V>Cr>Sr

**Рисунок 4** – Гранулометрический состав почв Яшкульского района

По результатам гранулометрического состава следует, что почвы изучаемой территории характеризуются как среднесуглинистые с преобладанием песчаной фракции (рис. 4).

Содержание илистых частиц в пахотном слое составляет 5,4–18,4, самые низкие значения наблюдаются на территории п. Яшкуль, п. Эрмели, п. Чилгир.

Содержание физической глины колеблется в пределах 20,6–29,8, самые низкие значения отмечены в п. Чилгир, п. Яшкуль, на территориях школ (рис. 5).

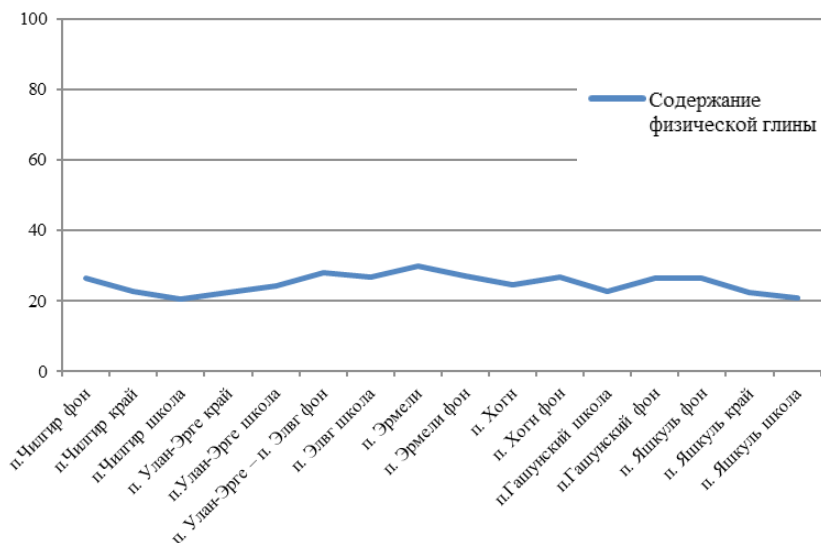


Рисунок 5 – Содержание физической глины в почвах Яшкульского района

Яшкульский район располагается в восточной части региона. Состояние аридных территорий восточной части имеет бедственное состояние территорий, которое характеризуется необратимыми процессами деградации земельных ресурсов и их утрата, сохраняется тенденция роста подвижных песков, высокая степень дигрессии, потеря биоразнообразия, ухудшение кормовых ценностей пастбищ.

Исследование проведено в рамках государственной субсидии – проект «Ассиметрично развивающиеся территории перед традиционными и новыми вызовами: исследование динамики социально-экономических процессов и изменчивости экологической ситуации» (номер госрегистрации: 122022700133-9).

Литература

1. Бакинова Т. И. Эколого-экономические проблемы аграрного землепользования в аридной зоне: на примере Республики Калмыкия: автореф. дис. ... д-ра эконом. наук. Ростов-на-Дону, 2000. 44 с.
2. Булуктаев А. А., Адьянова А. Б. Тяжелые металлы в почвах на территории Республики Калмыкия по данным за 2019 год // Полевые исследования. 2020. № 7. С. 144–150.
3. Глушко А. Я., Разумов В. В. Деградация земель юга России под воздействием экзогенных процессов // Вопросы современной науки и практики. Ун-т им. В. И. Вернадского, 2010. № 4–6. С. 13–19.
4. Сангаджиев М. М., Хохлова Л. И. Сератирова В. В., Онкаев В. А. Край миражей: очаги опустынивания в Яшкульском районе Республики Калмыкия // Глобальный научный потенциал. 2014. № 6. С. 118–120.
5. Sangadzhiev M. M. Mineral resources and their ration use inKalmykia : monograph. LAP LAMBERT Academic Publishing is a trademark of : OmniScriptum GmbH & Co. KG. Germany. Heinrich-Böcking-Saarbrücken. 177 p.

ОЦЕНКА ВОЗМОЖНОСТИ ПРИМЕНЕНИЯ БИОЛОГИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ ПРИ МОНИТОРИНГЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЧЕРНОЗЕМА ОБЫКНОВЕННОГО АНТИБИОТИКАМИ

Ю. В. Акименко

к.б.н., доцент,
Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия
jvakimenko@srfedu.ru

В последние десятилетия, в связи с интенсивным развитием животноводства и аквакультуры наблюдается значительный рост использования антибиотиков. Крупномасштабное исполь-

зование антибиотиков в сельском хозяйстве приводит к их накоплению в объектах окружающей среды (воде, почве, продуктах питания животного и растительного происхождения). Антибиотики поступают в окружающую со сточными водами животноводческих и фармацевтических предприятий, а также благодаря использованию навоза в качестве удобрения и орошения сельскохозяйственных полей [7]. Попадая, и накапливаясь в почве, антибиотики приводят к нарушению структуры естественных бактериальных сообществ, к возникновению антибиотикорезистентности, ингибированию почвенных ферментов и увеличению токсичности свойств [5, 8–10], что может привести к нарушению производства биомассы, деградации органического вещества и в конечном счете, нарушению экологического равновесия агроэкосистем [6, 11].

Целью настоящего исследования являлась оценка возможности применения биологических показателей при мониторинге загрязнения чернозема обыкновенного антибиотиками.

В лабораторных условиях моделировали загрязнение чернозема обыкновенного антибиотиками (окситетрациклином, тилозином) в концентрации 500 мг/кг почвы, при загрязнении которой, по результатам ранее проведенных рекогносцировочных исследований, установлен достоверный эффект изменения большинства биологических показателей почв [1–3]. Все образцы инкубировали при оптимальной температуре (20–25 °С) и увлажнении (60 % от полевой влагоемкости). Контроль – не загрязненная почва. Лабораторно-аналитические исследования биологических показателей (обилие бактерий *p. Azotobacter*, активность ферментов (каталаза, дегидрогеназ, фосфатаза, инвертаза), проводили через 3, 30 и 90 суток после загрязнения, с использованием общепринятых методов, использующихся в экологии и почвоведении [4]. На основе данных показателей рассчитан интегральный показатель биологического состояния почвы (ИПБС).

По результатам анализа проведенных исследований выявлена достоверная положительная корреляционная связь исследуемых биологических показателей. Достоверно положительно коррелируют показатель обилия бактерий *p. Azotobacter* с ($r = -0,70$,

$p < 0,05$) с активностью каталазы с ($r = -0,64$, $p < 0,05$), что свидетельствует о том, что чем выше обилие бактерий данного рода, тем выше активность каталазы. В связи с подавлением бактерий антибиотиками, нарушается синтез ими каталаз, что приводит в целом к уменьшению каталазного пула почвы. Активность каталазы положительно коррелирует и с ферментами класса гидролаз (фосфатаза, инвертаза). Через 30 суток после загрязнения чернозема антибиотиками так же установлены положительные корреляционные связи обилия бактерий *p. Azotobacter* с активностью каталазы, фосфатазы, инвертазы. На 90-е сутки после загрязнения показатель обилия бактерий *p. Azotobacter* достоверно не коррелирует ни с одним из исследованных показателей. Между классами ферментов оксидаз и гидролаз так же наблюдаются корреляционные связи.

По степени снижения исследованных биологических показателей относительно контроля (табл. 1) можно построить следующие ряды их чувствительности к загрязнению антибиотиками на разных сроках исследований:

3 суток: активность фосфатазы (77) $\geq$ активность каталазы (77) $>$ обилие бактерий *p. Azotobacter* (81) $>$ активность инвертазы (84) $\geq$ активность дегидрогеназ (86).

30 суток: активность дегидрогеназ (78) $>$ активность фосфатазы (82) $>$ активность каталазы (89) $>$ обилие бактерий *p. Azotobacter* (93) $>$ активность инвертазы (93).

90 суток: активность дегидрогеназ (84) $>$ активность фосфатазы (85) $>$ активность каталазы (93) $>$ активность инвертазы (96) $\geq$ обилие бактерий *p. Azotobacter* (93).

Усредненные значения по срокам исследований: активность фосфатазы (81) $\geq$ активность дегидрогеназ (83) $>$ активность каталазы (86) $>$ обилие бактерий *p. Azotobacter* (90) $\geq$ активность инвертазы (91).

Наибольшее снижение (на 10–25 %) ИПБС наблюдается в первые сроки от загрязнения (3 суток), диапазон изменений биологических показателей колеблется в пределах 16–30 % от контроля, в зависимости от природы антибиотиков, что свидетельствует о нарушении биохимических, физико-химических, химических, це-

Таблица 1 – Изменение биологических показателей чернозема обыкновенного при загрязнении антибиотиками (500 мг/кг) (% относительно контроля)

	Обилие бактерий р. <i>Azotobacter</i>	Активность каталазы	Активность дегидрогеназ	Активность фосфатазы	Активность инвертазы
3 суток	81	77	86	77	84
30 суток	93	89	78	82	93
90 суток	98	93	84	85	96
Среднее значение	90	86	83	81	91

Примечание: В таблице представлены усредненные значения по окситетра-

лостных и даже физических функций чернозема. Наибольшее изменение (снижение) большинства исследованных биологических показателей наблюдается при загрязнении чернозема обыкновенного окситетрациклином, чем тилозином, что связано с широким спектром действия данного антибиотика. С увеличением сроков инкубации загрязненных образцов наблюдается тенденция восстановления биологических показателей. Однако, полного их восстановления до контрольных значений для большинства показателей не наблюдается и через 90 суток после загрязнения.

В целях мониторинга и диагностики загрязнения чернозема обыкновенного антибиотиками в первые сроки от загрязнения (до 30 суток) целесообразно использовать такие показатели как активность фосфатазы и дегидрогеназ, активность инвертаз и обилие бактерий р. *Azotobacter* изменяются только в первые сроки от загрязнения (3 суток). При мониторинге длительных эффектов воздействия антибиотиков на биологические показатели чернозема обыкновенного (90 суток и более) целесообразно использовать активность дегидрогеназ и фосфатазы.

Исследование выполнено в лаборатории «Здоровье почв» Южного федерального университета при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования Российской Федерации (соглашение № 075-15-2022-1122) и при поддержке гранта Президента Российской Федерации (МК 2085.2022.1.4).

Литература

1. Акименко Ю. В., Казеев К. Ш., Колесников С. И. Влияние загрязнения антибиотиками на биологические свойства чернозема обыкновенного. Южный федеральный университет. Ростов-на-Дону: Издательство Южного федерального университета, 2015. 154 с.
2. Акименко Ю. В., Казеев К. Ш., Колесников С. И., Козунь Ю. С., Мясникова М. А., Одабашьян М. Ю., Николаева К. Н., Тимошенко А. Н. Устойчивость микроорганизмов чернозема к загрязнению антибиотиками в условиях полевого модельного опыта // Политематический сетевой электронный научный журнал Кубанского государственного аграрного университета. 2014. № 104. С. 135–148.
3. Акименко Ю. В., Казеев К. Ш., Колесников С. И., Минникова Т. В. Оценка устойчивости экологических функций почв к загрязнению антибиотиками // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2017. Т. 19. № 2-2. С. 207–210.
4. Казеев К. Ш., Колесников С. И., Акименко Ю. В., Даденко Е. В. Методы биодиагностики наземных экосистем. Ростов-на-Дону: Издательство Южного федерального университета, 2016. 356 с.
5. Akimenko Y. Influence of Pollution by Antibiotics on Biological Properties of Soils (Through the Example of Ordinary Chernozem) // Water, Air, and Soil Pollution. 2021. 232(6), 232.
6. Chee-Sanford J. C., Mackie R. I., Koike S., Krapac I. van G., Lin Y. F., Yannarell A. C., Maxwell S., Aminov R. I. Fate and Transport of Antibiotic Residues and Antibiotic Resistance Genes // J. Environ. Qual. 2009. No. 38. P. 1086-1108.
7. Du L., Liu W. Occurrence, fate, and ecotoxicity of antibiotics in agro-ecosystems // Agronomy for Sustainable Development. 2012. V. 32. P. 309-327.
8. Gros M., Mas-Pla J., Boy-Roura M. et al. Veterinary pharmaceuticals and antibiotics in manure and slurry and their fate in amended agricultural soils: Findings from an experimental field site // Sci. Total Environ. 2019. No. 654. P. 1337-1349.
9. Jechalke S., Heuer H., Siemens J., Amelung W., Smalla K. Fate and effects of veterinary antibiotics in soil // Trends Microbial. 2014. V. 22. P. 536-545.
10. Jufer H., Reilly L., E. Mojica E. R., Geli I., Domingo F., Petrović M. Antibiotics Pollution in Soil and Water: Potential Ecological and Human Health Issues // Encyclopedia of Environmental Health. 2019. P. 118-131.
11. Martinez J. L. Environmental pollution by antibiotics and by antibiotic resistance determinants // Environ. Pollut. 2009. No. 157. P. 2893-2902.

БИОИНДИКАЦИЯ КАК МЕТОД ОЦЕНКИ СОСТОЯНИЯ ПОЧВ

А. О. Акчулпанова

к.б.н., старший преподаватель кафедры тылового обеспечения
уголовно-исполнительной системы О. В. Черникова,
ФКОУ ВО «Академия права и управления Федеральной службы
исполнения наказаний», г. Рязань, Россия
akchulpanova2004@mail.ru

Одним из ведущих антропогенных факторов в настоящее время является загрязнение окружающей среды, которое сегодня носит глобальный характер. Поллютанты, попадая в атмосферу, гидросферу или верхние слои литосферы, в силу физико-химических процессов могут перемещаться из одной среды в другую, а также накапливаться в живых организмах. Для принятия своевременных и верных решений по стабилизации и улучшению страдающих от антропогенного фактора экосистем необходим постоянный мониторинг [5, 6].

Экологический мониторинг – это не просто наблюдение за состоянием окружающей среды, ни и оценка этого состояния, а также прогнозирование возможных антропогенные или других загрязнений, изучение их причин и способов нейтрализации.

Методы биоиндикации и биотестирования – способы экологического мониторинга. Они основываются на учете живых организмов – тест-объектов, особенно чувствительных к конкретным элементам окружающей среды, т.е. организмов-стеноэков. Биоиндикация – это оценка качества среды по обитающим в ней организмам. Для учета изменений среды составляются соответствующие списки индикаторных организмов. Биотестирование – метод определения степени токсичности воздействия тех физических, химических и биологических факторов среды, которые потенциально опасны для живых организмов в экосистемах [1, 2].

Синонимом понятия «биоиндикация» является термин «экологическая индикация». Индикаторами здесь называют организ-

мы, которые своим присутствием или отсутствием указывают на специфику или состояние местности (табл. 1).

Таблица 1 – Использование некоторых организмов индикаторов

Свойство среды	Индикатор
Избыток кальция в почве	Живокость полевая, горчица полевая, лютик полевой, печеночница благородная
Недостаток кальция в почве	Василек синий, редька дикая, майник двулистный, орляк, вереск, фиалка
Избыток азота в почве	Крапива двудомная, лопух большой, марь белая, лебеда, чистотел, малина
Засоление почвы	Солерос, солодка гладкая, тамариск, донник
Недостаток влаги в почве	Очиток едкий, гвоздика песчаная, овсяница, кошачья лапка, полевица
Избыточное увлажнение в почве	Черника, кукушкин лен, сфагнум, калужница, камыш лесной, сабельник болотный
Деградация почвы	Горец птичий, лапчатка гусиная, подорожник, одуванчик
Почвы с высоким плодородием	Кислица, вороний глаз, крапива двудомная

Использование организмов-индикаторов имеет ряд существенных преимуществ перед стандартными методами химического анализа:

- состояние биоиндикаторов отражает состояние среды в целом, а не ее отдельных параметров;
- в случае хронического действия негативного фактора живые организмы могут реагировать на него даже в случае очень низкой интенсивности воздействия в результате эффекта аккумуляции дозы;
- использование биоиндикаторов исключают необходимость регистрации многочисленных физических и химических параметров среды;
- использование биоиндикаторов является менее дорогостоящим и трудоемким по сравнению с методами физико-химического анализа;

– биоиндикаторы реагируют на кратковременные («залповые») выбросы токсикантов, которые могут быть пропущены при работе автоматической системы контроля с периодичным отбором проб на анализы;

– биоиндикаторы позволяют локализовать зоны повышенной концентрации загрязнителей в экологических системах;

– биоиндикаторы позволяют получать данные, необходимые для нормирования допустимой нагрузки на экосистемы разных типов, обладающих различной устойчивостью к действию внешних факторов [3].

Условно можно выделить две формы биоиндикации:

– неспецифическая биоиндикация, в случае которой различные антропогенные факторы могут вызывать одинаковые реакции;

– специфическая биоиндикация, в случае которой наблюдаемые изменения можно однозначно связать с действием одного определенного фактора.

В свою очередь, биоиндикаторы, в зависимости от особенностей их реакции, можно также разделить на две основные группы:

– количественные биоиндикаторы, численность популяций которых существенно изменяется при изменении условий среды;

– качественные биоиндикаторы, у которых при изменении среды наблюдаются изменения морфологии или жизнедеятельности отдельных организмов, но численность популяций не изменяется (по крайней мере, значительно) [4].

Также биоиндикаторы (и биоиндикация) могут быть прямыми и косвенными. Если реакция живого организма вызвана непосредственным воздействием внешнего фактора, говорят о прямой индикации. В случае использования косвенных индикаторов их реакция не вызвана непосредственно действием стрессового фактора, а опосредована системой других взаимосвязанных реакций.

Биоиндикация позволяет осуществлять объективный контроль над состоянием окружающей среды. Любой факт загрязнения неизбежно вызовет изменения в их состоянии.

В число природозащитных мероприятий входит следующее:

– создание нормативов содержания в воздухе, воде и почве тех или иных вредных веществ. Это помогает сохранять нормальные условия жизнедеятельности человека.

– прогнозирование возможных выбросов и ухудшения среды природы.

Еще одним действенным природоохранным мероприятием служит создание особо охраняемых природных территорий (ООПТ). При постоянных нарушениях замкнутости биотических круговоротов, происходящих в агроценозах, где разомкнутость составляет десятки процентов против сотых долей в норме, возврат экосистемы в устойчивое сбалансированное состояние может длиться многие сотни лет. Отсюда понятна роль неиспорченных человеком территорий, таких как национальные парки, в обеспечении стабильности биотических процессов в биосфере в целом.

Таким образом, разработанные к настоящему времени методы биоиндикации состояния почв позволяют получать комплексную достоверную информацию о состоянии почвенных экосистем и широко используются для планирования и контроля антропогенной нагрузки на территории, а также для оценки методов эффективности рекультивации территорий. В то же время необходимо учитывать, что главными факторами, определяющими эффективность использования биоиндикации, является адекватный выбор организмов-индикаторов, а также систематичность наблюдений (взятия проб).

Литература

1. Биодиагностика и индикация почв: учебно-методическое пособие / Е. В. Рассадина, Е. Г. Климентова. Ульяновск: УлГУ, 2016. 186 с.
2. Назаренко Н. Н., Мосиенко М. Ю. Биоиндикация окружающей среды / учебно-практическое пособие. Челябинск: Изд-во Южно-Урал. гос. гуман.-пед. ун-та, 2019. 115 с.
3. Опекунова М. Г. Биоиндикация загрязнений: учебное пособие. СПб.: Изд-во Санкт-Петербургского государственного университета, 2016. 300 с.
4. Рассадина Е. В. Биоиндикация и ее место в системе мониторинга окружающей среды // Вестник Ульяновской государственной сельскохозяйственной академии. 2007. С. 48–53.

5. Черникова О. В. Экологическое обоснование комплексных приемов реабилитации черноземов, загрязненных тяжелыми металлами (на примере Рязанской области): автореф. дис. ... кандидата биологических наук / Рос. гос. аграр. ун-т. Рязань, 2010. 178 с.

6. Черникова О. В. Экологическое обоснование комплексных приемов реабилитации черноземов, загрязненных тяжелыми металлами (на примере Рязанской области): дис. ... кандидата биологических наук / Российский государственный аграрный университет. Рязань, 2010. 24 с.

СРАВНИТЕЛЬНАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ЦЕЛИННЫХ И ПОСТАНТРОПОГЕННЫХ ПОЧВ ТАЁЖНО-ЛЕСНОЙ ЗОНЫ

**В. Н. Барсукова, М. Ю. Васкаева, Э. С. Лоскутова,
К. С. Миляева, К. Е. Стекольников**

Воронежский государственный аграрный университет
им. Императора Петра I, г. Воронеж, Россия
*veronikabars05@gmail, mvaskaeva@bk.ru, loskutova.elya@mail.com,
ksimilyaeva@mail.ru*

По данным Россельхознадзора, общая площадь сельскохозяйственных земель в России составляет 385 млн. га и около 12 % из них не используется. За последние три года выявлено более 2,3 млн. га брошенных участков, но вернуть в оборот удалось лишь треть – 748,6 тыс. га.

Как отметили в Минсельхозе России, в ближайшие пять лет по всей стране предстоит вернуть в оборот 4,8 млн. га земель с.-х. назначения. Это будет происходить, в том числе, и за счёт изменения процедуры изъятия «у собственника застоявшейся» земли и её дальнейшей продажи. Россельхознадзору больше не придется подтверждать факт неиспользования земельных участков по назначению в течение трех лет. Критерии для определения фактов использования или неиспользования земли должно утвердить правительство.

Общую площадь неиспользуемых земель пригодных для аграрного производства в России Минсельхоз оценивает в

44 млн. га, половина из которых пашня. По данным аграрной переписи 2016 года в стране не возделываются 97,2 млн. га. В результате к 2020-му общероссийская посевная площадь составила меньше 80 млн. га. Практически полностью прекращена обработка земли по сравнению с прошлыми годами в Бурятии, Тыве, Магаданской области, Забайкальском крае (снижение обрабатываемых земель там составило более 80 %). Наибольшая доля залежи приходится на Забайкальский, Алтайский края, Курганскую, Тюменскую, Амурскую области и другие регионы. По данным аграрного комитета Госдумы, больше всего неиспользуемой земли (до половины площади пашни) сосредоточено в Центральной России: Смоленской, Тверской, Вологодской, Ярославской, Кировской областях. Существенная доля площадей не задействована в агропроизводстве в Саратовской области.

Причины, по которым участки перестают использоваться, и главная из них заключается в недостаточной маржинальности обработки этих земель, низкой продуктивности, что делает ее при нынешних ценах на продукцию неэффективным ресурсом». В таких условиях ставить цель ввести определенное количество земель в оборот со стороны государства, выглядит странным. Если это не нужно самим сельхозпроизводителям, непонятно, как данную цель выполнять? Возможно, за этим стоят просто чьи-то коммерческие интересы, например крупных холдингов. Прежде они аккумулировали землю арендой и скупкой паев, но такой ресурс закончился, а свободные земли залесены, и для введения их в оборот нужны деньги. «Возможно, крупный бизнес рассчитывает расширять свой земельный банк за государственный счёт».

Требуется полная инвентаризация всех земель аграрного назначения и всех сельхозугодий в составе земель других категорий. Очень правильно, что эта задача определена в качестве первоочередной в проекте госпрограммы. Возникает естественный вопрос, а кто будет исполнителем программы по оценке почв для их возврата в оборот? Система Росгипрозема разрушена. Но чиновники из Минсельхоза нашли «выход» – вопросами по введению в с.-х. оборот брошенных земель будет заниматься

агрохимическая служба. Таким образом «эпидермисники» будут заниматься картированием заброшенных земель. Как при отсутствии почвоведов эта задача может быть решена?

Сбор и систематизация данных для 12 млн. га также занимает достаточно длительное время, и есть вероятность, что очередной план вовлечь их в оборот до 2030 года станет *маловероятным*, а выделенные госсредства будут элементарно разворованы, т.е. успешно «освоены».

Проект госпрограммы предполагает объем финансирования 1,41 трлн. руб., из них около 887,9 млрд. руб. из федерального бюджета. В 2021 году на программу должно быть направлено 171,1 млрд. руб., включая 100,6 млрд. руб. из федерального бюджета [1]. Пока же господдержки на введение неиспользуемых земель в оборот на федеральном уровне нет. Но такое финансирование предусмотрено в некоторых регионах, например в Ярославской, Ивановской, Челябинской, Кемеровской, Курганской областях, а также в Забайкальском крае. «Если государство обеспокоено состоянием земельных ресурсов в конкретных регионах и экономическими результатами, было бы целесообразно ввести субсидии на ввод земель в оборот, но не устанавливать целевые показатели в виде разработанных площадей, В любом случае может получиться несуразица в экономическом плане: кому-то помогли ввести землю в оборот, а кто-то будет разоряться из-за того, что появится больше сельхозпродукции и цены на неё снизятся, и земли вновь будут забрасываться».

В России нет, и не может быть, единой агроэкономической политики. Центральное Нечерноземье стремительно зарастает лесом, также как и часть Северного Урала, где худородные серые лесные почвы и маленькая плотность населения. Выбытие сельхозземель из оборота в стране происходит неравномерно и наблюдается, прежде всего, в регионах, где не лучший агроклиматический потенциал. Кроме того, интенсификация с.-х. производства привела к тому, что для выпуска нужного рынка количества продукции теперь требуется все меньше земель: «Перед началом рыночных реформ урожайность зерновых колебалась на уровне 13–14 ц/га, сейчас – выше 30 ц/га».

Цель работы: выполнить сравнительную оценку почв таёжно-лесной зоны для оценки возможности вовлечения в сельхозоборот.

Задачи:

- определить физико-химическую характеристику;
- выполнить сравнительную оценку свойств почв;
- дать оценку целесообразности вовлечения в сельхозоборот.

Объект исследований. Объектом исследований являются целинные подзолистая супесчаная, дерново-подзолистая тяжелосуглинистая почвы и постантропогенная дерново-подзолистая тяжелосуглинистая почвы Ленинградской области.

Методы исследований. В образцах почв отобранных из генетических горизонтов определены рН водной и солевой вытяжки и гидролитическая кислотность потенциметрически, гумус по Тюрину в модификации Никитина с фотометрическим окончанием, сумма обменных оснований по Каппену, степень насыщенности основаниями расчётным методом.

Результаты исследований. Полученные нами результаты исследований представлены в таблице 1 и на рисунках 1–3.

Таблица 1 – Состав и свойства почв

Почвы	Генетич. горизонт	рН		Гумус, %	S	Hг	V, %
		водн.	соль		мг.-экв/100 г почвы		
Подзолистая иллювиально-железистая супесчаная (Пс)	A1	4,68	3,20	0,67	3,35	1,94	63
	A2	4,80	3,80	0,39	1,95	4,82	29
	B1	4,73	3,48	0,47	2,35	0,68	77
	B2	4,02	3,22	1,20	0,24	10,30	2
Целинная дерново-подзолистая тяжелосуглинистая Ц Дп т	A1	4,87	3,87	2,74	13,71	3,48	80
	A2	4,86	3,86	1,91	9,56	3,33	74
	B1	4,82	3,84	0,65	3,25	3,40	49
	B2	4,93	3,96	0,62	3,12	3,13	50
Постантропогенная дерново-подзолистая, тяжелосуглинистая хорошо окультуренная (Па Дп т)	A1 (пах)	6,34	4,86	3,48	17,43	0,70	96
	A2	6,23	5,15	1,59	7,95	0,58	93
	B1	6,40	5,35	1,28	6,42	0,56	92
	B2	6,32	5,42	0,83	4,56	0,54	89

Как следует из данных таблицы 1, целинные почвы по величине рН водной вытяжки характеризуются как сильно кислые, а постантропогенная дерново-подзолистая почва близко к нейтральным почвам. По величине рН солевой вытяжки целинные почвы относятся к сильнокислым, а постантропогенная к среднекислым.

По величине гидролитической кислотности целинные почвы относятся к слабокислым, а постантропогенная к нейтральным.

Более наглядно это представлено на рисунке 1.

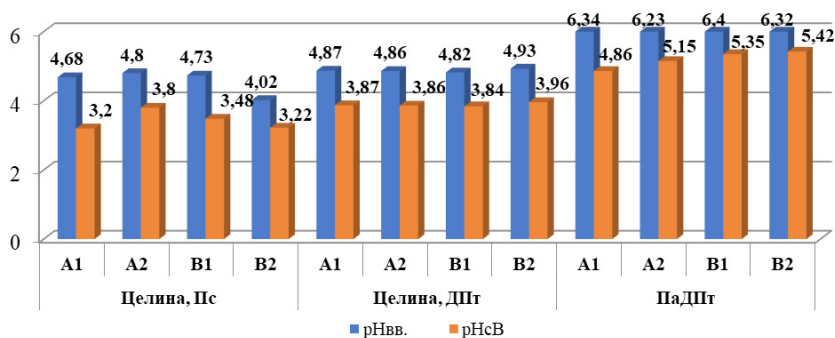


Рисунок 1 – Величина рН водной и солевой вытяжек

Как следует из данных рисунка 1, постантропогенная дерново-подзолистая хорошо окультуренная почва по показателям кислотности выгодно отличается от целинной подзолистой и дерново-подзолистой почв. Для введения в с.-х. оборот бывшей пахотной почвы не потребуется известкование, что подтверждается и низкой величиной гидролитической кислотности. Тем более, что данная почва более гумусирована, в отличие от целинных почв.

Следует отметить, что целинные почвы существенно уступают постантропогенной дерново-подзолистой почве по уровню гумусированности. Это наглядно представлено на рисунке 2.

Низкое содержание гумуса в подзолистой почве обусловлено лёгким гранулометрическим составом. Распределение гумуса по профилю соответствует элювиальному типу. Именно поэтому в иллювиально-железистом горизонте B2 отмечается резкое

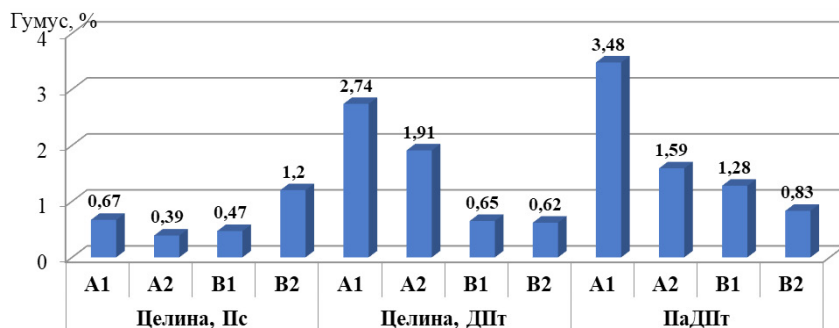


Рисунок 2 – Содержание гумуса

повышение содержания гумуса за счёт его миграционных форм. Целинная дерново-подзолистая тяжелосуглинистая почва заметно уступает по гумусированности постантропогенной дерново-подзолистой тяжелосуглинистой хорошо окультуренной почве. Поэтому вовлечение в с.-х. оборот последней представляется наиболее предпочтительным.

На рисунке 3 представлены величины суммы обменных оснований (S мг/экв/100 г почвы) и гидролитической кислотности ($Hг$ мг/экв/100 г почвы).

Как следует из данных, приведенных на рисунке 3, целинная подзолистая почва имеет самую низкую сумму обменных ос-

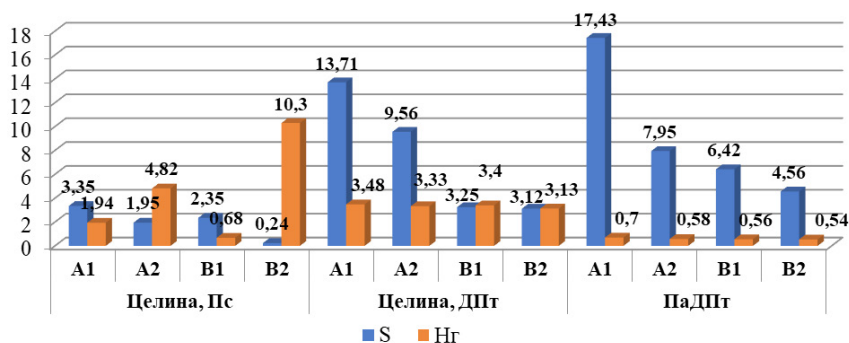


Рисунок 3 – Величина суммы обменных оснований и гидролитической кислотности

нований, что обусловлено её легким гранулометрическим составом. Целинная дерново-подзолистая почва характеризуется более высокой суммой обменных оснований, что обусловлено тяжёлым гранулометрическим составом и более высокой, чем у подзолистой почвы гумусированностью. Однако эта почва имеет наибольшую гидролитическую кислотность из всех изучаемых почв и будет нуждаться в известковании при введении в с.-х. оборот. Почвостантропогенная дерново-подзолистая тяжелосуглинистая хорошо окультуренная почва по величине суммы обменных оснований характеризуется самой высокой суммой обменных оснований в пахотном слое и самой низкой величиной гидролитической кислотности по всему профилю.

Все целинные почвы имеют среднюю насыщенность основаниями пахотного слоя, а почвостантропогенная почва высококу, что свидетельствует о её хорошей окультуренности.

Выводы

1. Установлено, что наихудшая физико-химическая характеристика выявлена у целинной подзолистой иллювиально железистой супесчаной почвы. Вовлечение данной почвы в с.-х. оборот бесперспективно вследствие высокой кислотности и низкой гумусированности. Она потребует больших затрат на окультурирование.

2. Целинная дерново-подзолистая тяжелосуглинистая почва имеет более благоприятные физико-химические свойства. Однако незначительная гумусированность и повышенная кислотность потребует значительные затраты на её окультурирование.

3. Почвостантропогенная дерново-подзолистая тяжелосуглинистая хорошо окультуренная почва имеет наиболее благоприятные физико-химические свойства и может быть введена в с.-х. оборот без значительных затрат на окультурирование.

Литература

1. Постановление Правительства РФ от 14 мая 2021 г. № 731 «О Государственной программе эффективного вовлечения в оборот земель сельскохозяйственного назначения и развития мелиоративного комплекса Российской Федерации». С изменениями и дополнениями от: 2 сентября, 27 октября 2021 г., 1 февраля, 16 марта 2022 г.

ПРОБЛЕМЫ ОЦЕНКИ СОСТОЯНИЯ ТЕРРИТОРИИ ПО ИНДИКАТОРАМ НЕЙТРАЛЬНОГО БАЛАНСА ДЕГРАДАЦИИ ЗЕМЕЛЬ С ПОМОЩЬЮ ДИСТАНЦИОННЫХ МЕТОДОВ

М. В. Беляева

Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова,
г. Москва, Россия
mariabelyaeva2015@gmail.com

В современном мире почвы подвергаются мощной антропогенной нагрузке, что приводит к значительному ухудшению почвенных свойств и почвенной деградации, что не могло не обратить на себя внимание на мировом уровне. В 1992 году на Всемирной конференции по окружающей среде в Рио-де-Жанейро термин «устойчивое развитие» приобрело экологическую направленность. Так, проблема деградации земель нашла свое отражение в цели 15.3: к 2030 году вести борьбу с опустыниванием, восстановить деградировавшие земли и почвы, включая земли, затронутые опустыниванием, засухами и наводнениями, и стремиться к тому, чтобы во всем мире не ухудшалось состояние земель [1]. Для выполнения данной цели Конвенцией ООН по борьбе с опустыниванием (КБО ООН) была разработана концепция нейтрального баланса деградации земель (НБДЗ), которая позволяет осуществлять мониторинг состояния земель с помощью минимального набора основных индикаторов.

Нейтральный баланс деградации земель – это такое состояние, при котором количество и качество земельных ресурсов, необходимое для поддержания функций и услуг экосистемы и повышения продовольственной безопасности, остается стабильным или растет в рамках заданных временных и пространственных масштабов и экосистем [2]. Для мониторинга достижения НБДЗ был принят индикатор ЦУР 15.3, который выражается как доля деградированных земель от их общей площади, который является интегральной интерпретацией показателей более низ-

кого уровня. В 2016 году такие показатели были предложены для оценки состояния и деградации земель [3]. К ним относятся состояние и изменение наземного покрова, продуктивность земель и запасы органического углерода в почве.

Важным отличием данной концепции является сравнение состояния земель не с неким эталоном, а с начальным состоянием территории. Рекомендуемый КБО ООН период оценки деградации составляет 10–15 лет. Однако точное определение исходных показателей в конечном итоге будет зависеть от доступных рядов данных на национальном уровне.

Наиболее сложным для оценки показателем является продуктивность земель. Ниже освещены проблемы, которые возникают при оценке данного индикатора с помощью дистанционных методов на примере оценки состояния земель агроинновационного центра «Орловка» (Похвистневский район, Самарская область).

Продуктивность земель в рамках методологии НБДЗ принято выражать через индекс NDVI. Поскольку данный индекс является очень динамичным, отслеживание трендов изменения состояния территории с помощью индекса NDVI имеет ряд трудностей. Рассмотрим некоторые из них.

Отслеживание ежегодного изменения продуктивности в рамках одного поля для выявления многолетнего тренда затруднено наличием севооборотов, так как для разных культур будут разные значения индекса NDVI. Для снижения погрешности возможно использование снимков поля в те года, в которых на поле растет одна культура. Но стоит учесть, что при этом количество данных по годам уменьшится примерно в 4–5 раз.

Но тем не менее при анализе NDVI на территории хозяйства или в рамках одного поля можно выявить некоторые пространственные закономерности. Так индекс NDVI заметно ниже на смытых почвах, что позволяет выявить территории подверженные деградации (рис. 1).

Если на территории хозяйства введен единый севооборот, то можно проследить ежегодный тренд изменения средней продуктивности на всей территории хозяйства (рис. 2).

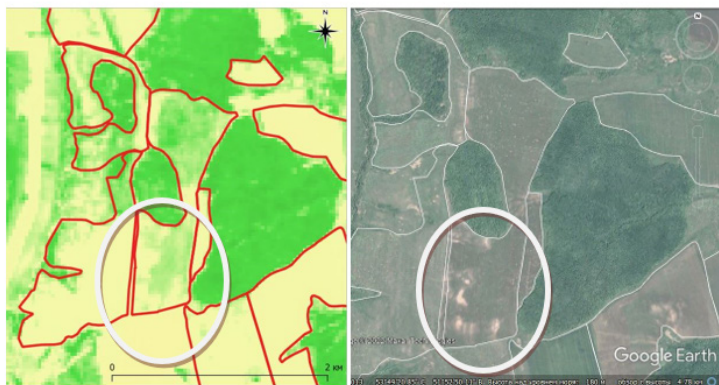


Рисунок 1 – Снижение продуктивности на смытых почвах

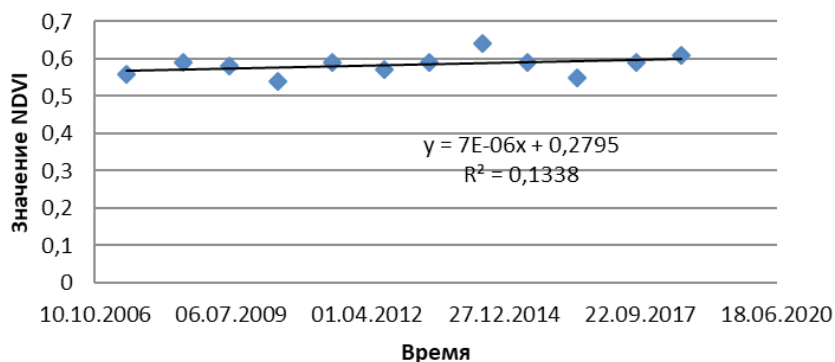


Рисунок 2 – Динамика продуктивности АИЦ «Орловка»

При оценке продуктивности с помощью индекса NDVI необходимо учитывать, что данный индекс весьма чувствителен к действию внешних факторов. Так, снижение или увеличение значений NDVI может быть вызвано не деградационными процессами, а изменением количества осадков. С одной стороны, это вносит некоторые погрешности в оценку трендов изменения состояния земель, и требует оценки продуктивности с поправкой на количество осадков. С другой стороны, может отражать адаптации данного типа землепользования к изменению климата.

Поскольку индекс NDVI выражает степень «зелености» земной поверхности, погрешность в индексе NDVI может быть вызвана наличием сорной растительности на полях. Для снижения неточностей необходимы проведение наземных исследований и оценка засоренности полей.

Альтернативным показателем продуктивности сельскохозяйственных земель является урожайность. Но данный показатель также имеет ряд недостатков. Обычно хозяйства могут предоставить данные по изменению урожайности по культурам на все хозяйство, а не на поле в отдельности. Для молодых хозяйств отслеживание многолетних трендов изменения урожайности не представляется возможным из-за отсутствия данных. Также урожайность зависит не только от состояния земель, но и от агротехнологии хозяйства.

При оценке продуктивности территории с помощью дистанционных методов возникает ряд трудностей, которые вызваны чувствительностью данного показателя к внешним факторам, а также ежегодной сменой растительности на сельскохозяйственных территориях. Для снижения количества ошибок и погрешностей в оценке изменения продуктивности необходимо проведение полевых наблюдений, привлечение фондовых материалов.

Литература

1. URL: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/ru/biodiversity/>
2. UNCCD. (2015a). Report of the Conference of the Parties on its twelfth session, held in Ankara from 12 to 23 October 2015. Part two: Actions taken by the Conference of the Parties at its twelfth session. ICCD/ COP(12)/20/Add. Bonn: United Nations Convention to Combat Desertification.
3. UNSD. 2016. E/CN.3/2016/2/Rev.1*. Report of the Inter-Agency Expert Group on Indicators of the achievement of the Sustainable Development Goals URL: <http://unsdsn.org/wp-content/uploads/2015/03/150320-SDSN-Indicator-Report.pdf>

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ТЕРРИТОРИЙ ВБЛИЗИ РОСТОВСКОЙ АЭС

**В. А. Бобылев, А. С. Павленко, Б. П. Костырев,
Е. А. Буреава**

Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия
slava_bobelev@mail.ru

Введение

Атомные электростанции (АЭС) в настоящее время являются безопасными и экологически чистыми источниками электроэнергии, естественно, при соблюдении всех действующих правил и норм эксплуатации. В Российской Федерации расположено 10 действующих АЭС, среди которых и Ростовская (ранее Волго-донская). Мониторинг радиационной обстановки в зоне влияния АЭС необходим не только для контроля безопасности данного объекта, но и для информирования населения с целью снижения социальной напряженности.

Одним из параметров, определяющих радиационную обстановку в пределах санитарно-защитных зон и зон наблюдения предприятия ядерной топливной энергетики (ЯТЭ), является мощность эквивалентной дозы гамма-излучения (МЭД, мкЗв/ч) или гамма-фон. МЭД на предприятиях ЯТЭ контролируется как внутренними службами, так и при помощи автоматизированных систем (АСКРО). Результаты такого контроля радиационной обстановки на территории Российской Федерации представлены в онлайн-режиме [6], а также вместе с оценками концентраций радионуклидов в объектах экосферы в различных отчетах [4, 7].

Помимо официальных отчетов, радиационному контролю в санитарно-защитных зонах и в зонах наблюдения предприятий ядерного топливного цикла на территории Российской Федерации посвящено множество независимых исследований. Они охватывают исследования донных отложений и подземных вод [1, 8], объемной активности ^{137}Cs и ^{60}Co в приземном слое воздуха [3], а также наземной экосистемы, где удельная активность ^{137}Cs

в почве варьируется в широких пределах от 7,5 до 92,3 Бк/кг и МЭД гамма-излучения не превышает 0,15 мкЗв/ч [2,5].

Материалы и методы

Объектами исследования настоящей работы является почвы степной зоны Ростовской области, находящееся вблизи Ростовской АЭС (РоАЭС). Пробы почв отбирались каждый год на протяжении 21 года с 1999 года.

Места отбора почв производились на залежных и выровненных целинных участках в тридцатикилометровой зоне наблюдения РоАЭС. На рисунке 1 указано расположение точек отбора проб.



Рисунок 1 – Карта схема расположения контрольных участков исследования в зоне наблюдения Ростовской АЭС

На этих участках почва была не обработанной, а растения имели естественный характер произрастания. Почвы на контрольных участках представлены: аллювиально-луговыми, каштановыми и темно-каштановыми почвами.

В рамках данной работы использовались полевые методы исследований. Измерения проводились с использованием дозиметров-радиометров, таких как: ДКС-96, с блоком детектирования

БДКС-96с, ДРБП-03. Гамма-съемка выполнялась по периметру обследуемого участка на высоте 1 м над поверхностью земли.

Описательная статистика полученных данных была выполнена с использованием программного обеспечения Statistica 10.

Проверку распределений на нормальность проводили с использованием тестов Колмогорова-Смирнова (с поправкой на значимость Лиллефорса и Шапиро-Вилка. Пробы почв отбирались с помощью механических приборов сбора проб и по установленной схеме.

Результаты и их обсуждение

Радиационный фон природных и урбанизированных территорий основном обусловлен космическим излучением, плотностью потока радона с поверхности почв, а также излучением от радионуклидов, равномерно распределенных в почве. Основной вклад в радиационный фон вносят ЕРН, такие как: ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K , а также ИРН ^{137}Cs .

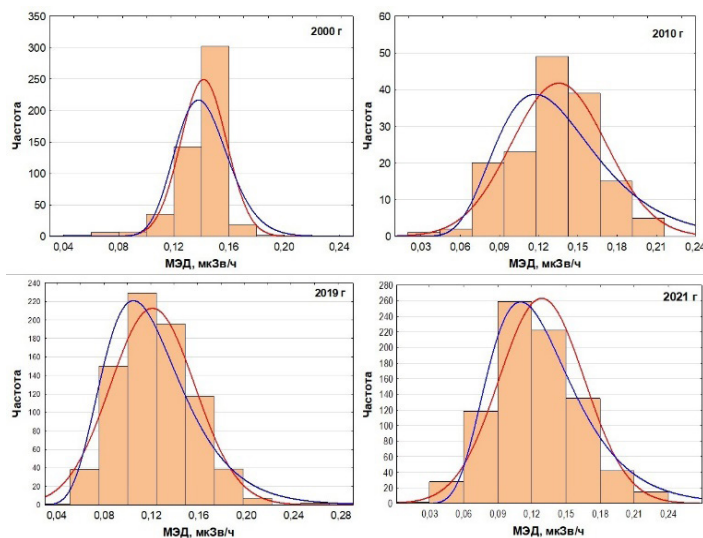


Рисунок 2 – Диаграммы распределения мощности эквивалентной дозы гамма-излучения на высоте 1 метр от поверхности земли в зоне наблюдения Ростовской АЭС

Распределение МЭД гамма-излучения на территории 30-километровой зоны наблюдения РоАЭС представлен на рисунке 2 и варьируется в достаточно широких диапазонах.

Распределение мощности эквивалентной дозы гамма-излучения на территории зоны наблюдения РоАЭС за 2000 и 2021 год не подчиняется ни нормальному, ни логнормальному распределению по следующим критериям: Шапиро-Вилка, асимметрии и эксцесса, и представлен на рисунке 2.

Гамма-фон возле РоАЭС в течение двадцати лет варьируется в диапазоне от 0,01 мкЗв/ч до 0,32 мкЗв/ч, при средних значениях от 0,12 мкЗв/ч до 0,15 мкЗв/ч, что не превышает допустимый гамма-фон, установленный “Нормами радиационной безопасности”, НРБ99/2009 (0,2 мкЗв/ч). Данные значения соответствуют средним значениям МЭД гамма-излучения по Ростовской области.

Минимальные значения гамма-фона ежегодно фиксируются на КУ 201. Это участок, расположенный в пойме р. Дон отличается наличием аллювиально-луговых почв с высоким содержанием песка и низким содержанием радионуклидов.

Основным результатов длительного мониторинга зоны наблюдения Ростовской АЭС является подтверждение отсутствия влияния работы АЭС на окружающую среду. Это подтверждается не только нашими исследованиями, но и измерениями на пунктах АСКРО [6], и сторонними исследованиями [7].

Распределение ^{137}Cs 0–10 см в слое почвы в тридцатикилометровой зоне наблюдения РоАЭС в период с 2000 по 2018 год изображено на рисунке 3. И не подчиняется нормальному и логнормальному закону распределения.

Удельная активность ^{137}Cs в тридцатикилометровой зоне наблюдения за 2000 год колеблется от 1 до 156 Бк/кг, со средним значением в 32,6 Бк/кг. В 2019 году минимальное и максимальное значение удельной активности ^{137}Cs в почве 0,7 Бк/кг и 55,3 Бк/кг соответственно и со средним арифметическим и среднем геометрическим значением в 14,7 и 12,5 Бк/кг, соответственно. Полученные результаты радиоцезия в почвах зоны наблюдения РоАЭС характерны для Ростовской области.

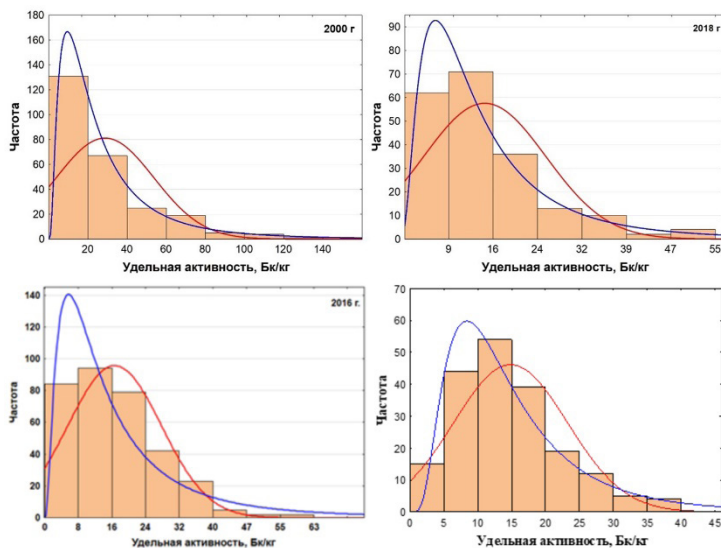


Рисунок 3 – Диаграмма распределения ^{137}Cs в 0–10 см слое почвы, Ростовская АЭС

Ниже представлены динамика распределения ^{137}Cs в почвах 30-км зоны наблюдения РоАЭС за 2018 год.

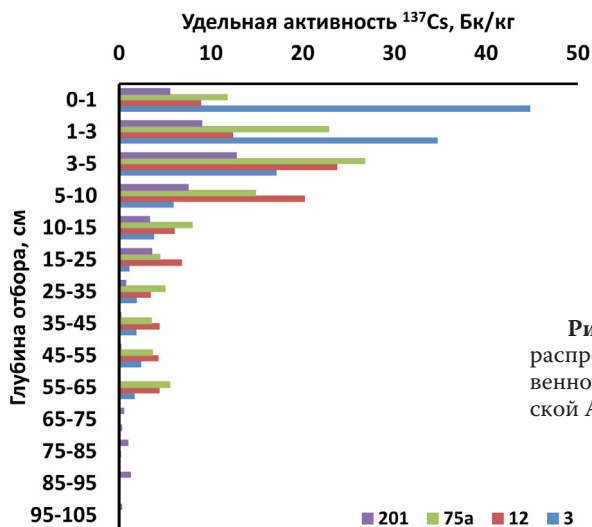


Рисунок 4 – Диаграмма распределения ^{137}Cs по почвенному профилю на Ростовской АЭС за 2018 год

Из рисунка 4 видно, что ^{137}Cs преобладает в верхних слоях почвы (0–10 см) и с увеличением глубины резко уменьшается. Как видно из рисунка 4, минимальные концентрации ^{137}Cs фиксируются на контрольном участке 201. Этот участок, расположенный в пойме реки Дон, отличается наличием аллювиально-луговых почв с высоким содержанием песка.

Исследование выполнено при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования РФ (Государственное задание в сфере научной деятельности научный проект № 0852-2020-0032) / (БАЗ0110/20-3-07ИФ).

Литература

1. Буреава Е. А. Радиоэкологический мониторинг водных экосистем района Ростовской АЭС // Глобальная ядерная безопасность. 2012. № 5 (3). С. 83–92.
2. Ковалёва Е. В., Черникова А. М. Радиоэкологический мониторинг территории вблизи Нововоронежской АЭС и её влияние на окружающую среду урбондшафтов. // Вектор ГеоНаук. 2021. Т. 4. № 1. С. 54–65.
3. Крышев И. И., Булгаков В. Г., Крышев А. И., Каткова М. Н., Сазыкина Т. Г., Павлова Н. Н., Косых И. В., Гниломедов В. Д., Бурякова А. А., Газиев И. Я. Мониторинг радиоактивности приземного слоя воздуха и атмосферных выпадений в районе расположения АЭС // Атомная энергия. 2019. Т. 126. № 4. С. 228–234.
4. Отчет по экологической безопасности за 2021 год. Волгодонск: Росэнергоатом. Ростовская АЭС. 2022. 37 с.
5. Панов А. В., Трапезников А. В., Кузнецов В. К., Коржавин А. В., Исамов Н. Н., Гешель И. В. Радиационно-экологический мониторинг агроэкосистем в районе Белоярской АЭС // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. 2021. Т. 332. № 3. С. 146–157.
6. Радиационная обстановка на предприятиях Росатома [Электронный ресурс] // URL: russianatom.ru
7. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2021 году. Ежегодник. Обнинск: ФГБУ «НПО «Тайфун», Росгидромет, 2022. 350 с.
8. Тихомиров О. А., Тихомирова Л. К. Мониторинг экологического состояния донных отложений водоема-охладителя Калининской АЭС // Вестник Тверского государственного университета. Серия: География и геоэкология. 2007. № 3. С. 33–42.

СОСТАВ СОЕДИНЕНИЙ НИКЕЛЯ В ПОЧВАХ ПРИРОДНЫХ И ТЕХНОГЕННЫХ ЛАНДШАФТОВ РОСТОВСКОЙ ОБЛАСТИ

**М. В. Бурачевская, Т. М. Минкина, В. С. Цицуашвили,
Е. С. Лацынник, В. А. Шуваева,
Д. Г. Невидомская, V. Rajput, Ш. Н. Карпова**

Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия
marina.0911@mail.ru

Введение

Многочисленный опыт исследований показал, что общее содержание тяжелых металлов (ТМ) дает представление об уровне потенциальной опасности высоких содержаний металлов для экосистемы и позволяет определять импактные зоны. Однако, при меняющихся физико-химических показателях почвенной среды, ТМ могут переходить в подвижные формы [1, 3, 4]. Выявлено, что для комплексной фундаментальной оценки почв в условиях активной техногенной нагрузки, необходимо исследовать формы нахождения ТМ, а также прочность связи с минеральными и органическими фазами-носителями, основными из которых являются гумусовые вещества, оксиды и гидроксиды железа и марганца, карбонаты, а также минералы группы слоистых силикатов. При этом связь с соединениями макроэлементов лежит в основе химического фракционирования форм ТМ.

Процедуры последовательного химического фракционирования, такие как Международная схема фракционирования Европейского бюро по стандартам – BCR, созданная для стандартизации метода химического фракционирования [6], являются одними из наиболее часто применяемых и популярных методов фракционирования почв во всем мире, имеют многотысячные цитирования, что демонстрирует эффективность данного подхода для селективного выделения и идентификации форм ТМ при химическом загрязнении.

Объекты

На основе ранее проведенных рекогносцировочных литохимических исследований были выбраны площадки мониторинга, заложенные в природных и техногенных ландшафтах юга России. В качестве фоновой почвы выступает чернозем обыкновенный карбонатный целинного участка заповедной степи. Импактная зона расположена в Каменском районе Ростовской области, на территории озера Атаманское, использовавшегося долгие годы как отстойник для жидких промышленных отходов комбината «Каменскволокно». Почва данной площадки относится к антропогенно-преобразованным почвам – хемоземам (Spolic Technosols, [7]). Свойства почв представлены в таблице 1.

Таблица 1 – Физико-химические свойства исследуемых почв

Почва	Физ. глина, %	Ил, %	$C_{орг.}\%$	рН	$CaCO_3$, % по Шейблеру	Погл. основания, ммоль (+)/100 г		ЕКО, ммоль (+)/100 г
	<0,01	<0,001				Ca^{++}	Mg^{++}	
Чернозем обыкновенный карбонатный (Haplic Chernozem)	48,1 ±1,4*	28,6 ±1,2	3,7 ±0,2	7,3 ±0,1	0,3 ±0,01	30,2 ±3,0	5,1 ±0,4	37,1 ±2,9
Хемозем (Spolic Technosols)	57,6± 1,4	16,4 ±1,5	1,8 ±0,1	7,0 ±0,1	0,3 ±0,01	28,0 ±2,4	4,0 ±0,5	35,1 ±2,4

* – ошибка средней.

Методы

Изучен состав соединений Ni в почвах природного и техногенного ландшафтов. Для последовательного фракционирования ТМ использована схема BCR [6]. Данный метод позволяет извлечь 4 фракции ТМ (табл. 2).

Таблица 2 – Схема последовательного фракционирования BCR

Выделяемые фракции соединений ТМ	Условия экстракции
Кислоторастворимая (обменная, специфически сорбированная и связанная с карбонатами, «1-я фракция»)	20 мл 0,11 М CH_3COOH , pH 3, взбалтывать 16 часов
Восстанавливаемая (связанная с гидроксидами и оксидами Fe и Mn, «железистая»)	20 мл 0,1 М $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$ в 25% CH_3COOH , pH 2, взбалтывать 16 часов
Окисляемая (связанная с органическим веществом, «органическая»)	27% H_2O_2 при нагревании, затем 1 М $\text{NH}_4\text{CH}_3\text{COO}$, pH 2
Остаточный этап (прочно связанная с алюмосиликатами)	Конц. H_2O_2 + конц. HNO_3 при нагревании, затем растворение осадка в 1 н. HNO_3

Основные физико-химические показатели в отобранных почвенных образцах проанализированы стандартными методами [1]. Содержание Ni в почвенных вытяжках определяли методом атомно-абсорбционной спектрофотометрии (МГА-915МД, НПФ ГК «Люмэкс», Санкт-Петербург). Общее содержание металла в почвах получено рентген-флюоресцентным методом (спектроскан МАКС-GV, ООО «НПО «СПЕКТРОН», Санкт-Петербург, Россия). Повторность анализов 3-х кратная.

Результаты и обсуждение

Общее содержание Ni в почвах площадок мониторинга, полученное рентген-флюоресцентным методом, варьирует в широком диапазоне, 42 мг/кг и 660 мг/кг (фоновая почва и хемозем, соответственно).

В незагрязненной почве наблюдается следующее фракционное распределение Ni: остаточная > окисляемая > восстанавливаемая > кислоторастворимая фракция. Установлено, что наибольшее количество всех исследуемого металла в данной почве сосредоточено в остаточной фракции (до 72 % от суммы фракций) (табл. 3).

При повышении загрязнения доля остаточной фракции уменьшается и возрастает количество наиболее подвижных соединений ТМ. Доля кислоторастворимой фракции увеличивается с 3 % в незагрязненной почве до 18 % на загрязненной площадке (табл. 3), что приводит к изменению в распределении фракционного состава металла: остаточная > восстанавливаемая > кислоторастворимая > окисляемая фракция. Специфической особенностью Ni является его активное взаимодействие с (гидр)оксидами Fe-Mn. Доля в данной фракции составляет с 10 % до 24 % на загрязненной почве (табл. 3). При загрязнении содержание Ni во фракции, связанной с (гидр)оксидами Fe-Mn, превышает содержание металла во фракции, связанной органическим веществом (11 %). Определено [5], что именно окристаллизованные частицы оксидов и гидроксидов Fe и Mn принимают основное участие в удерживании металлов в почвах различного генезиса.

Таблица 3 – Фракционный состав Ni в исследуемых почвах (n=3)

Почва	Фракции				
	кислотно-растворимая	восстанавливаемая	окисляемая	остаточная	сумма
Чернозем обыкновенный мощный карбонатный среднегумусный тяжелосуглинистый на лёссовидных суглинках (Haplic Chernozem)	1,5±0,2*	4,9±0,4	7,0±0,7	35,1±3,9	48,5±4,9
Хемозем (Spolic Technosols)	117,3±11,7	150,8±14,8	68,4±7,0	301,0±30,7	637,6±64,5

* – ошибка средней.

Заключение

Результаты фракционного состава соединений Ni в почвах выявили общие закономерности и различия в распределении металла по фракциям в зависимости от уровня техногенной нагрузки. Главной особенностью фракционного состава соединений Ni в фоновой почве, является значительное преобладание остаточной фракции над всеми остальными. С повышением содержания металла в исследуемой почве техногенного ландшафта увеличивается доля наименее прочносвязанной (кислоторастворимой) фракции. Ni интенсивнее всего накапливается в Fe-Mn (гидр) оксидах (восстанавливаемая фракция).

Исследование выполнено в молодежной лаборатории химии и экологии почв, созданной по программе «Приоритет 2030» в ТГПУ им. Толстого в 2022 г.

Литература

1. Водяницкий Ю. Н. Роль почвенных компонентов в закреплении техногенных As, Zn и Pb // *Агрохимия*. 2008. № 1. С. 83–91.
2. Воробьева Л. А. Теория и практика химического анализа почв. М.: ГЕОС, 2006. 400 с.
3. Ладонин Д. В. Формы соединений тяжелых металлов в техногенно-загрязненных почвах: автореф. дис. ... доктора биологических наук. М., 2016. 50 с.
4. Минкина Т. М., Мотузова Г. В., Назаренко О. Г., Крыщенко В. С., Манджиева С. С. Комбинированный прием фракционирования соединений металлов в почвах // *Почвоведение*. 2008. № 11. С. 40–49.
5. Пинский Д. А. Ионнообменные процессы в почвах. Пушкино: ОНТИ ПНЦ РАН, 1997. 166 с.
6. Ure A. M., Quevauviller P. H., Muntau H., Griepink B. Speciation of heavy metals in soils and sediments. An account of the improvement and harmonization of extraction techniques undertaken under the auspices of the BCR of the Commission of the European Communities // *International journal of environmental analytical chemistry*. 1993. V. 51. № 1-4. P. 135-151.
7. World reference base for soil resources 2014, update 2015. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps // *World Soil Resources Report*. 2014. V. 106. P. 12-21.

РЕАКЦИЯ ФЕРМЕНТАТИВНОЙ АКТИВНОСТИ ПОЧВ СУХИХ СУБТРОПИКОВ НА ПИРОГЕННОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ

В. В. Вилкова, М. С. Нижельский, В. Д. Приходько

Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия
lera.vilkova.00@mail.ru

Несомненно, лесные пожары являются одним из наиболее опасных антропогенных факторов, нарушающих природные экосистемы. Но до сих пор ученые не пришли к однозначному выводу о воздействии пожаров на разные компоненты экосистем, поэтому данная тема представляет большой интерес. Регулярно повторяющиеся лесные пожары влияют на изменение типа растительности, динамику растительных ассоциаций, а также на состояние почвенного покрова. Пожар не только нарушает химический состав почв, ухудшает водопроницаемость, влияет на pH, но и уничтожает часть микроорганизмов на определенное время [4, 7, 9].

Для диагностики деградации почвы в результате лесных пожаров можно использовать показатели уровня ферментативной активности почвы. Определение активности внеклеточных ферментов позволяет судить об интенсивности и направленности биохимических процессов, протекающих в почве, дает возможность составить представление о качестве и здоровье почв при антропогенной трансформации [1, 5, 8]. Некоторые внеклеточные, внутриклеточные и «почвенные» ферменты обладают термостабильностью. В большинстве случаев оптимальная активность ферментов ниже 50 °C, а при высоких температурах происходит денатурация белковых молекул ферментов [6]. Повышение термоустойчивости ферментов усиливается в зональном ряду почв с севера на юг. Имобилизованные ферменты обладают повышенной термостабильностью.

Целью работы является определение влияния лесных пожаров на активность ферментов почв Абраусского полуострова.

Государственный природный заповедник «Утриш» на полуострове Абрау был образован в 2010 г. с целью сохранения и изучения одного из самых уникальных природных комплексов сухих субтропиков на территории России. В 2019 г. были реализованы полевые исследования на 2 участках заповедника. Первый участок – мониторинговая площадка в окрестностях пос. Малый Утриш, здесь пожар произошел в 2018 г. Второй участок представляет собой мониторинговую площадку пожара 2009 г.

В лабораториях кафедры экологии и природопользования Южного федерального университета были выполнены аналитические исследования с использованием распространенных в биологии и почвоведении методов [3]. Была установлена активность таких ферментов, как каталазы, инвертазы, уреазы и пероксидазы.

На участке № 1, где пожар произошел относительно недавно, в установлено ингибирующее воздействие пожара на ферменты класса оксидоредуктаз и стимулирующее воздействие на активность ферментов класса гидролаз. Активность инвертазы и уреазы выше на 36–37 % по сравнению с контрольным участком. Активность пероксидазы и каталазы относительно контрольного участка снижена на 13 % и 44 % соответственно (рис. 1). Ингибирование активности ферментов было отмечено и в модельных опытах влияния высоких температур на биологическую активность почв [2].

Ферментативная активность почв участка № 2, где пожар произошел в 2009 г., полностью противоположна участку с недавним пожаром. Здесь наблюдали существенные отличия инвертазы и уреазы, значения активности которых были снижены относительно контроля на 42 % и 54 % соответственно (рис. 2).

Активность пероксидазы и каталазы снижена незначительно по сравнению с контролем. С течением времени биологическая активность почвы восстановилась, поэтому активность некоторых ферментов практически неотличима от контрольных образцов. Установлено, что ферменты из класса оксидоредуктаз восстановились быстрее, чем ферменты из класса гидролаз.

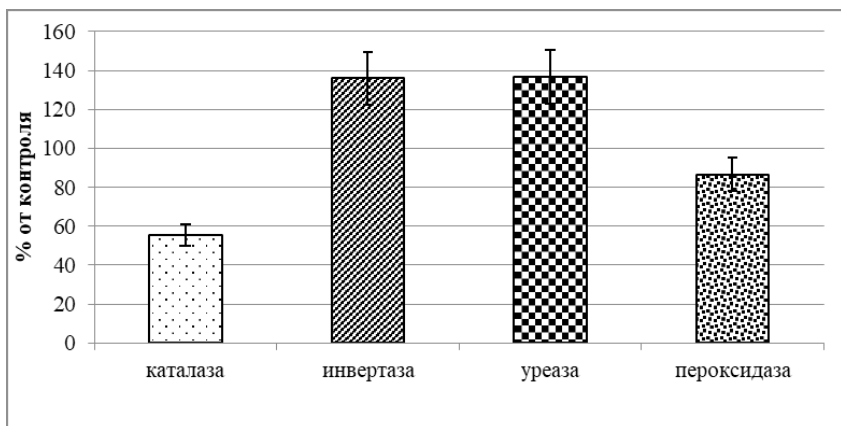


Рисунок 1 – Ферментативная активность постпирогенных почв на пожарище 2018 г., участок № 1

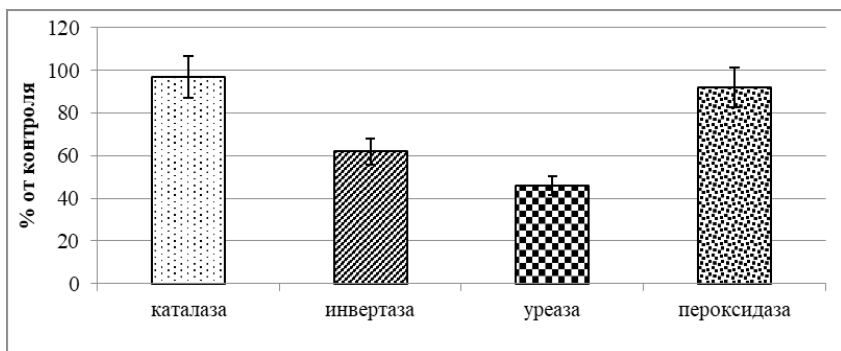


Рисунок 2 – Ферментативная активность постпирогенных почв на пожарище 2009 г., участок № 2

Таким образом, установлено существенное влияние пирогенного воздействия на лесные экосистемы и ферментативную активность почв заповедника «Утриш». Участки Абраусского полуострова, пострадавшие в результате пожара десятилетней и однолетней давности, восстанавливаются в ходе постпирогенных сукцессий. Но даже спустя 10 лет постпирогенные коричневые почвы отличаются от фоновых почв заповедника.

Исследования выполнены при поддержке ведущей научной школы Российской Федерации (НШ-449.2022.5) и Программы

стратегического академического лидерства Южного федерального университета («Приоритет 2030», №СП-12-22-9).

Литература

1. Вилкова В. В., Казеев К. Ш., Шабунина В. В., Колесников С. И. Ферментативная активность постпирогенных почв заповедника «Утриш» // Бюллетень Государственного Никитского ботанического сада. 2021.
2. Вилкова В. В., Казеев К. Ш., Шхапацев А. К., Нижельский М. С., Колесников С. И. Влияние пирогенного воздействия на биологическую активность чернозема обыкновенного в модельных экспериментах // АгроЭкоИнфо: Электронный научно-производственный журнал. 2021. № 5.
3. Казеев К. Ш., Колесников С. И., Акименко Ю. В., Даденко Е. В. Методы биодиагностики наземных экосистем. Ростов-на-Дону: Изд-во ЮФУ, 2016. 356 с.
4. Магзанова Д. К., Хиялиева Р. Г. Исследование влияния полевых пожаров на состояние микробиоценозов почв // Успехи современного естествознания. 2013. № 4. С. 160–161.
5. Burns R. G., DeForest Jared L., Jürgen M., Sinsabaugh R. L., Stromberger M. E., Wallenstein M. D., Weintraub M. N., Zoppini A. Soil enzymes in a changing environment: Current knowledge and future directions // Soil Biology and Biochemistry. 2013. V. 58. P. 216-234.
6. Dadwal A., Sharma S., Satyanarayana T. (2021). Thermostable cellulose saccharifying microbial enzymes: Characteristics, recent advances and biotechnological applications. International Journal of Biological Macromolecules, 188, 226-244. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2021.08.024>
7. Kazeev K., Vilkova V., Shkhapatsev A., Bykhalova O., Rudenok Y., Nizhelskiy M., ... & Rajput V. D. Consequences of the catastrophic wildfire in 2020 for the soil cover of the Utrish State Nature Reserve // SAINS TANAH-Journal of Soil Science and Agroclimatology, 19(1), 52-59.
8. Raiesi F., Salek-Gilani S. The potential activity of soil extracellular enzymes as an indicator for ecological restoration of rangeland soils after agricultural abandonment // Applied Soil Ecology. 2018. V. 126. P. 140-147.
9. Ribeiro-Kumara C., Pumpanen J., Heinonsalo J., Metsläid M., Orumaa A., Jogiste K., Berninger F., Koster K. Long-term effects of forest fires on soil greenhouse gas emissions and extracellular enzyme activities in a hemiboreal forest // Science of the Total Environment. 2020. V. 718. P. 1-14.
10. Sinsabaugh R. L., Lauber C. L., Weintraub M. N., Ahmed B., Allison S. D., Crenshaw C., Contosta A. R., Cusack I., Frey S., Gallo M. E., Gartner T. B., Hobbie S. E., Holland K., Keeler B. L., Powers J. S., Stursova M., Takacs-Vesbach C., Waldrop M. P., Wallenstein M. D., Zak D. R., Zeglin L. H. Stoichiometry of soil enzyme activity at global scale // Ecology Letters. 2008. V. 11. P. 1252-1264.
11. Vilkova V. V., Kazeev K. S., Kolesnikov S. I., Shkhapatsev A. K. Reaction of the Enzymatic Activity of Soils of Xerophytic Forests on the Black Sea Coast in the Caucasus to the Pyrogenic Impact // Arid Ecosystems. 2022. Vol. 12. No 1. P. 93-98.

ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ПОЧВЕННОГО ПОКРОВА ГОРОДСКИХ ТЕРРИТОРИЙ МЕТОДОМ ФИТОИНДИКАЦИИ

**Р. Е. Войтенко, К. Д. Богословский,
Г. Г. Морковкин**

Государственный университет по землеустройству, г. Москва, Россия
Voitenko.rimma@yandex.ru

В настоящее время в городах с высоким уровнем агломерации экологическая обстановка, связанная с изменением функционирования почвы, близка к критической, в связи с этим парадигма экологической оценки состояния среды приобретает все большую значимость в сферах городского хозяйства.

По данным Государственного доклада Роспотребнадзора [1] о состоянии санитарноэпидемиологического благополучия населения в городе Москве в 2021 году, анализ трёхлетней динамики уровня загрязнения почвы показал, что в целом по Москве удельный вес проб, не соответствующих санитарно-гигиеническим нормативам, колеблется в пределах 10,9–11,5 %. Необходимо отметить, что в 2021 году, как и в предыдущие годы, приоритетными загрязнителями городских почв остаются свинец, цинк, хром, кадмий, кобальт.

Городские почвы – это особые образования, которые от природных отличает наличие диагностического горизонта «урбик», поверхностный насыпной, перемешанный горизонт, часть культурного слоя мощностью более 50 см, с примесью – более 5 % – антропогенных включений (строительно-бытовой мусор, промышленные отходы) [2].

В представленной работе проведена оценка экологического состояния почвенного покрова отдельной части территории промышленной зоны методом фитоиндикации [4]. Данный метод заключается в определении фитотоксичности почв по реакции растений на ранних стадиях онтогенеза (интенсивность нарастания корня, ростка). В свою очередь фитотоксичность включает

в себя свойство загрязнённой почвы подавлять прорастание семян, рост и развитие высших растений [3].

Фитотоксичность оценивается на основании сравнения всхожести и энергии прорастания семян. Градация оценки фитотоксичности была проведена по четырем группам:

1) < 20% – фитотоксичность не проявляется; Всхожесть семян при проведении исследований достигает 90–100 %, всходы дружные, проростки крепкие, ровные. Эти признаки характерны для контроля, с которым сравниваются опытные образцы.

2) 20–40 % – слабая фитотоксичность; Всхожесть семян составляет 60–90 %. Проростки почти нормальной длины, крепкие, ровные.

3) 40–60% – средняя фитотоксичность; Всхожесть семян составляет 20–60 %. Проростки по сравнению с контролем короче и тоньше. Некоторые проростки имеют уродства.

4) >60 % – сильная фитотоксичность; Всхожесть семян очень слабая (менее 20 %). Проростки мелкие и уродливые.

Фитотоксичность почв рассчитывается по формуле:

$$\Phi = \frac{(d \text{ р. к} - d \text{ р. э})}{d \text{ р. к}} * 100\%$$

где $d \text{ р. к}$ – длина ростка на контроле, а $d \text{ р. э}$ – длина ростка на экспериментальном участке.

Исследования проводили в зоне воздействия промышленного предприятия на северо-востоке Центрального административного округа города Москвы.

При проведении исследований в качестве тест-объекта для оценки загрязнения почвы был использован листовой салат – травянистое, однолетнее растение. Листовой салат можно отнести к биоиндикаторам, по наличию, состоянию и поведению которых судят о свойствах среды, в том числе о присутствии и концентрации загрязнений в почвенном покрове.

Отбор почвенных образцов осуществлялся в 4-х направлениях по сторонам света на расстоянии 50, 500, 1000 метров от промышленной зоны. За контрольный вариант принята относительно незагрязнённая территория на границе с лесопарковой зоной

в 3 км на восток от промышленной зоны. Перед проведением исследований почвенные образцы выдерживаются в воздушно-сухом состоянии и просеиваются для удаления посторонних предметов (корешков, камней и т.д.). Чашки Петри заполняются до половины исследуемыми почвенными образцами.

Почвенные образцы во всех чашках увлажняли одним и тем же количеством отстоянной, чистой воды до проявления признаков насыщения. В каждую чашку на поверхность почвы укладывали по 10 семян листового салата. Расстояние между соседними семенами листового салата делали примерно одинаковым. Увлажняли верхние слои почвенных образцов до влажности нижних. В течение выбранного количества времени, наблюдали прорастание семян, поддерживали влажность почвенных образцов примерно на одном уровне, далее на 3, 6 и 9 день онтогенеза измеряли проростки семян листового салата.

В таблице 1 представлены данные фитотоксичности почв по степени удаления от территории промышленной зоны в восточном направлении.

Таблица 1 – Проявление фитотоксичности (%) в зависимости от удаленности от промышленной зоны

Удаленность от территории промзоны	Срок определения (количество дней)					
	3		6		9	
	длина ростка	фитотокс. (%)	длина ростка	фитотокс. (%)	длина ростка	фитотокс. (%)
50	1,1	47	2,5	30	3,5	31
500	1,6	23	2,7	25	3,7	27
1000	1,8	14	2,9	19	4,0	21
Контроль	2,1		3,6		5,1	5,1

Исходя из данных таблицы 1 наблюдается уменьшение средней фитотоксичности почвы по степени удалённости от промышленной зоны, так как по мере удаления аналитической точки отбора почвы от территории, концентрация поллютантов в воздухе уменьшается.

В таблице 2 представлены данные фитотоксичности почв на расстоянии 1 км от промышленной зоны по сторонам света.

Таблица 2 – Проявление фитотоксичности (%) по сторонам света на расстоянии 1 км от промышленной зоны

Срок определения (количество дней)	Длина корешка на конт- роле (мм)	Север		Юг		Восток		Запад	
		Длина роста (мм)	Фитотоксичность %	Длина роста (мм)	Фитотоксичность %	Длина роста (мм)	Фитотоксичность %	Длина роста (мм)	Фитотоксичность %
3	2,1	1,2	42	1,1	47	1,8	14	1,3	38
6	3,6	1,8	50	1,9	48	2,9	19	1,9	47
9	5,1	2,5	51	2,8	45	4,0	21	2,7	48
Среднее значение			48		47		18		44

Наиболее высокие показатели фитотоксичности почвенного покрова, по нашим данным, в Центральном административном округе относятся к северной территории, более низкая фитотоксичность определена на территории в восточной части.

Таким образом в результате проведенных исследований можно констатировать, что экологическое состояние почв в Центральном административном округе города Москвы, в преобладающем территориальном отношении, характеризуется проявлением средней фитотоксичности.

В данной работе акцентировано внимание на исследование почвенного покрова селитебных территорий методом фитоиндикации, так как данный метод имеет ряд существенных преи-

муществ перед стандартными методами экологической оценки состояния почвенного покрова:

- использование фитоиндикации является менее дорогостоящим и трудоемким по сравнению с методами физико-химического анализа;

- фитоиндикация позволяют выявить зоны повышенной концентрации загрязнителей в экологических системах;

- данный метод позволяет получать данные, необходимые для нормирования допустимой нагрузки на экосистемы разных типов, обладающих различной устойчивостью к действию внешних факторов.

Перспективы дальнейшего исследования представляются в более детальном изучении экологического состояния территорий, подверженных разной степени антропогенной нагрузки. Полученные данные могут быть использованы в качестве оценочного материала при мониторинге состояния почвенного покрова.

Литература

1. Государственный доклад Роспотребнадзора о состоянии санитарно-эпидемиологического благополучия населения в городе Москве в 2021 году.

2. Капралова О. А., Колесников С. И., Денисова Т. В., Казеев К. Ш., Налета Е. В. Влияние загрязнения тяжелыми металлами на биологические свойства почв г. Ростова-на-Дону: монография / Южный федеральный университет. Ростов-на-Дону: Издательство Южного федерального университета, 2014. 148 с.

3. Максимова Н. Б., Морковкин Г. Г., Лаврентьева А. Оценка токсичности и загрязнения почв методом фитоиндикации // Вестник Алтайского государственного университета. 2003. № 2. С. 106–112.

4. Назаренко Н. Н., Мосиенко М. Ю. Биоиндикация окружающей среды: учебно-практическое пособие. Челябинск: Изд-во Южно-Урал. гос. гуман.-пед. ун-та, 2019. 115 с.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ КАЛЬЦИЯ И СТРОНЦИЯ В ПОЧВАХ

**У. А. Гуляева, С. Ф. Тютиков, В. Н. Данилова,
Т. Г. Кузьмина, Т. В. Ромашова**

Институт геохимии и аналитической химии им. В. И. Вернадского
(ГЕОХИ) РАН, г. Москва, Россия
milia-nova@mail.ru

Проводилось сравнение физико-химических методов количественного определения Са и Sr в почвах: ААС в пламени, ААС в графитовой кювете, РФА и эмиссионной спектроскопии. Для анализа использовались почвенные стандарты. Было установлено, что термическая обработка проб и переводение Са и Sr в раствор даёт заниженный результат. Метод РФА при анализе почв является наиболее приемлемым.

Основными методами определения Са в почвах в прошлом столетии являлись гравиметрия и титриметрия. В процессе анализа навеска почвы прокаливалась в муфельной печи, чтобы удалить органические вещества. Затем соляной кислотой извлекалась Са и Sr вместе с сопутствующими химическими элементами. Далее проводили осаждение щелочноземельных элементов из слабо солянокислого раствора оксалатом, оксалоацетатом или в форме сульфата. Осадок солей отделяли от матричного раствора, регулируя рН, после растворения осадка Са определяли перманганатометрически или трилонометрически [1]. В дальнейшем стали применяться более точные методы, такие как пламенная ААС, ЭС с индуктивно связанной плазмой, ИСП-масс-спектрометрия [4, 6].

Необходимость сравнения определения Са и Sr 60–70-х гг. прошлого века и современных методов, таких как ААС и РФА, возникла из-за проведения исследований сравнительного характера по биогеохимии Са и Sr в эндемичных по урсовой болезни районах Восточного Забайкалья и фоновых территориях.

Объектом исследования были стандарты почв (ГСО): ССК-3 (серозёма карбонатный), СЧТ-1 (чернозём типичный), СДПС-

1 (дерново-подзолистая почва). (табл. 1). Концентрации кальция и стронция в выбранных образцах практически охватывали весь диапазон содержания указанных химических элементов в почвах.

Термическую минерализацию почв проводили с использованием печи ПДП-Lab (Тюмень). Массу пробы 1 г помещали в кварцевый стакан и нагревали по программе: 1 этап – 100 °С – 60 мин. 2 этап – 200 °С – 60 мин 3 этап – 350 °С – 60 мин 4 этап – 560 °С – 120 мин.

Таблица 1 – Содержание Са (в мг/г) и Sr (в мкг/г) в стандартных образцах почв (в мг/кг)

Химический элемент	Стандарт почв		
	ССК-3	СЧТ-1	СДПС-1
Кальций	82,00	11,43	1,93
Стронций	310,0	110,0	69,0

Затем порциями по 0,5-1 мл в стаканы вносилось по 10 мл 6М HCl. Содержимое перемешивали, нагревали до кипения раствора и оставляли на сутки. После 24 часов вносили 5 мл 0,1 М HCl и в колбу объемом 100 мл, фильтровали содержимое через бумажный фильтр «синяя лента». Оставшийся осадок на фильтре трехкратно промывали 5 мл 0,1 М HCl. Затем добавляли 0,3 мл 0,1 %-ного спиртового раствора фенолфталеина к солянокислому раствору, перемешивали и вносили раствор аммиака (12,5 %) до слабо розовой окраски. Добавляли 3 капли 6М HCl до слабо кислой реакции (pH≈6). Вносили 20 мл горячего насыщенного раствора оксалата аммония, а после охлаждения раствора – 20 мл этанола. Через 18 часов осадок отфильтровывали, используя бумажный фильтр синяя лента. Осадок на фильтре промывали 5–6 раз порциями (10 мл) 0,25 %-ным раствором оксалата аммония, высушивали и минерализовали в печи и растворяли в 1 мл 6 М соляной кислоты. Остаток и переносили в мерную пробирку, используя 19 мл дистиллированной воды. При определении Са пламенно-эмиссионным и пламенном атомно-абсорбционным методами полученные растворы разбавляли в 3–5 раз 0,3М соляной кислотой. В качестве «холостого» опыта использовали

1 г спектрально чистого оксида кремния, который обрабатывали также, как и образцы почв.

При помощи полной минерализации кислотами осуществляли «мокрое» озоление. Брали навеску почвы массой 0,5 г и заливали в стеклоуглеродных тиглях 10 мл фтороводородной кислотой. На следующий день добавляли 3 мл концентрированной хлорной кислоты, 10 мл азотной кислоты и производили выпаривание на песчаной бане при слабом нагревании. Дважды повторяли обработку азотной кислотой и нагревали растворы до появления паров хлорного ангидрида. Осадок в тигле растворяли бидистиллированной водой, таким образом доводя объем раствора до 10 мл.

Анализ полученных растворов проводили методом пламенной атомной абсорбции в пропан-бутановом пламени, пламенно-эмиссионным методом, методом ААС в электротермическом варианте с Зеемановским корректором фона на приборах ООО КОРТЭК. Кроме того, стандарты почв анализировали методом РФА. В этом случае использовали рентгенофлуоресцентный спектрометр «AXIOS Advanced» (PANalytical B.V., Нидерланды). Полученные данные приведены в таблице 2.

Несмотря на то, что параллельные определения при «сухом» озолении проб с последующем выделением Ca и Sr оксалатом аммония удовлетворительные, установлено, что полнота их определений (как Ca, так и Sr) низкая. Особенно это касается низких концентраций Ca и Sr. Добавки модификатора (хлорида стронция или лантана) слабо влияют или фактически не влияют на полноту определения. Это свидетельствует о потерях при осаждении оксалатов Ca и Sr и их неполном извлечении из матрицы. Более оптимальным является полное вскрытие навески образцов почв кислотами. В этом случае полнота определения как Ca, так и Sr заметно возрастает. Следует отметить также более высокий процент определения Ca при использовании метода пламенной эмиссии при 554 нм в пропан-бутанового пламени, а также измерение концентраций Sr в графитовой кювете при электротермической атомизации растворов. Для обоих химических элементов полнота определения достигает 100 % при использовании мето-

Таблица 2 – Сравнительное определение Са и Sr в почвах при различных способах минерализации и измерения концентраций

Вариант анализа	% обнаружения					
	Кальций			стронций		
	ССК-3	СЧТ-1	СДПС-1	ССК-3	СЧТ-1	СДПС-1
«Сухое» озоление и отделение от матрицы						
ААС-пламя	57,4+7,6	55,0+4,9	44,6+3,5	49,6+6,6	44,8+7,3	39,8+8,3
ААС-пламя-д	67,2+4,9	57,5+7,0	43,0+2,9	51,8+6,1	43,8+5,6	49,7+5,9
ЭПФ554	61,8+8,7	39,7+11,8	27,4+11,3	-	-	-
ААС-графит	-	-	-	55,2+8,1	47,1+10,5	44,9+12,9
РФА	100+0,2	100,4+0,9	98,8+3,2	100,0+0,2	100,4+0,9	99,8+3,2
«Мокрое» озоление и прямое определение в растворе						
ААС-пламя-д	84,8+6,5	68,1+8,8	48,0+8,7	85,1+4,6	76,0+8,5	68,7+8,6
ЭПФ554	94,3+19,7	101,0+5,1	86,4+8,5	-	-	-
ААС-графит	-	-	-	101,2+10,2	98,5+10,9	71,7+8,7

Обозначения: ААС-пламя. (Са 422,7 нм. без добавки SrCl_2 , Sr 460,7 нм, без добавки нитрата лантана); ААС-пламя-д (Са 422,7 нм, добавка SrCl_2 10 мг/мл, Sr 460,7 нм, добавка нитрата лантана); ААС-графит – анализ растворов без добавок; ЭПФ554 – пламенная эмиссия Са при 554 нм; РФА – рентгено-флуоресцентный анализ почв.

да РФА. В этом случае результаты параллельных определений или совпадают, или отличаются незначительно.

Таким образом, по результатам исследований, для Са наиболее приемлем метод «мокрого озоления и его прямое эмиссионно-пламенное определение при добавках стронция и измерении эмиссии при 554 нм. Для Sr наиболее эффективно его определение методом беспламенной атомной абсорбции в графитовой кювете с Зеemanовским корректором фона. Слабую эффективность показали методы определения Са и Sr при «сухом» озолении проб почв с последующим выделением химических элементов в форме оксалатов. Как Са, так и Sr наиболее оптимально определяются в почвах методом РФА.

Литература

1. Аринушкина Е. В. Руководство по химическому анализу почв. М.: Изд-во Московского университета, 1970. 490 с.
2. ГОСТ 17258-61. Определение содержания кальция. М.: Госстандарт. 17 с.
3. ГОСТ 26570-95. Межгосударственный стандарт «Корма, комбикорма, комбикормовое сырье. Методы определения кальция. М.: ИПК Издательство стандартов, 2002. 30 с.
4. Методические указания по определению валового содержания стронция и кальция в почвах. М.: Минсельхоз России, 1999. 12 с.
5. Jeffery P. G. Chemical Methods of Rock Analysis. Oxford et al.: Pergamon Press, 1981. 379 p.
6. Toxicological Profile for Strontium. Atlanta: Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2004. 400 p.

СОСТОЯНИЕ ГОРНО-ЛУГОВЫХ СУБАЛЬПИЙСКИХ ПОЧВ ЦЕНТРАЛЬНОГО КАВКАЗА ПРИ ВЫСОКИХ УРОВНЯХ ПАСТБИЩНОЙ ДИГРЕССИИ

К. Х. Даова

к.б.н., зав. лабораторией почвенно-экологических исследований
О. Н. Горобцова, Институт экологии горных территорий
им. А. К. Темботова РАН, г. Нальчик, Россия
karina.daova@mail.ru

Луговые экосистемы субальпийского пояса Центрального Кавказа (от 1500–1600 до 2400–2800 м над уровнем моря) традиционно используются под сенокосы и пастбища. Масштабы этой нагрузки настолько велики, что некоторые исследователи признают все горные луговые экосистемы Северного Кавказа полуприродными высокопродуктивными пастбищными экосистемами, сформированными в условиях многовекового выпаса [9]. За последние 100 лет, система хозяйственной деятельности на горных пастбищах Центрального Кавказа не раз подвергалась серьёзным изменениям, при этом уровень пастбищной нагрузки, в зависимости от экономической ситуации, снижался или возрастал. Исследования состояния горно-луговых пастбищных экосистем 1950–1980-х гг. свидетельствуют о выраженном развитии дигрессионных изменений растительного и почвенного

покровов, сопровождающих неумеренный выпас скота [6]. Действующее в настоящее время на территории Кабардино-Балкарии повсеместное арендное землепользование приводит к бессистемной эксплуатации пастбищных угодий на основе отгонно-пригонного типа ведения животноводства на фоне высокой пастбищной нагрузки [10]. В сложившихся условиях возрастает актуальность сбора и систематизации подробной информации, позволяющей осуществлять мониторинг и оценку современного состояния луговых экосистем, необходимую для сохранения природных ресурсов горных территорий Северного Кавказа.

Настоящая работа является частью комплексного мониторингового исследования, посвящённого изучению закономерностей пространственно-временной динамики горных луговых экосистем Центрального Кавказа. *Цель исследования:* установить современное состояние и заложить основы мониторинга субальпийских пастбищных экосистем Центрального Кавказа. Ниже приведены материалы исследования урочища Уштулу, расположенного в верховьях бассейна р. Черек Балкарский. Исследования осуществляли в границах субальпийского пояса (1600–2500 м над ур. м.), в границах 42.953018–42.994562 с.ш. и 43.310781–43.384865 в.д.

Объект исследования: Горно-луговые субальпийские почвы [4] в мировой классификационной почвенной системе WRB [3] Umbrisols, занимают вершины хребтов, склоны всех экспозиций и различной крутизны. Почвообразующие породы представлены слабоненасыщенными сиаллитными продуктами выветривания некарбонатных плотных осадочных и массивно-кристаллических пород [5, 7]. Почвы развиваются в условиях холодного и влажного высокогорного климата (коэффициент увлажнения 2–3). Профиль слабо дифференцирован, переходы между горизонтами постепенные. Выделяется плотный дерновый горизонт (12–15 см). В районе исследований широко распространены среднемошнстые (20–40 см) слабо- и среднекаменистые почвы.

В качестве исследуемых луговых формаций для определения местоположения мониторинговых площадок (МП) выбрали распространенные в субальпийском поясе среднетравные

разнотравно-злаковые луга с доминированием ковра пестрого *Bromus variegatus* M. Bieb. На каждой из заложенных МП определили одну из четырех стадий дигрессии разнотравно-пестроко-стровых лугов (Д0-Д3).

Д0 – эталонные разнотравно-пестроко-стровые луга с выраженным доминированием *Bromus variegatus* (проективное покрытие не менее 30–35 %) при отсутствии признаков выпаса скота.

Д1 – слабо нарушенные сообщества с содоминированием *Bromus variegatus* в растительном покрове (проективное покрытие 15–25 %). Внешне слабо нарушенные луга с хорошо выраженной ярусностью и низкой засоренностью синантропными видами.

Д2 – средне нарушенные сообщества с проективным покрытием *Bromus variegatus* не более 5–10 %, с распространением устойчивых к выпасу ценных кормовых видов, двурусной вертикальной структурой развитой дерниной при отсутствии оголенных участков почв.

Д3 – сильно нарушенные сообщества с низким, 1–5 %, проективным покрытием *Bromus variegatus*. Низкотравные (2–3 см) сбитые луга с высокой долей участия в травостое синантропных, в том числе непоедаемых, видов растений, слабо развитой рыхлой дерниной, наличием эродированных и микротеррасированных участков, пятен оголенной почвы. Такие участки нередко расположены в окрестностях кошей, загонов для скота, ското-прогонных участков в нижней части склонов, на конусах выноса, речных террасах.

Всего заложили 15 МП, на лугах второй (Д2) – 6 шт. и третьей (Д3) – 9 шт. стадиях пастбищной дигрессии. Слабо нарушенные луга (Д0 и Д1) в районе исследования не обнаружены. Смешанный образец отбирали методом конверта, из верхних горизонтов (0–10 см) исследуемых почв. Лабораторно-аналитические исследования выполняли в 3–9-кратной повторности. Содержание гумуса определяли по методу Тюрина в модификации Никитина, рН солевой суспензии (0,1 KCl-1:2,5) – потенциометрически. Активность ферментов (фосфатазы, уреазы, инвертазы, дегидрогеназы) определяли колориметрически, каталазы – газометрически по методикам Галстяна в модификации Хазиева

[8]. Физиологическую активность микробной биомассы установили по скорости базального и субстрат-индуцированного дыхания (БД и СИД) [11]. Определение проводили в соответствии с методическими разработками Ананьевой [1, 2]. Статистическую обработку полученных данных осуществляли в программе «Statistica 10.0». Достоверности различия изученных почвенных характеристик оценивали при уровне значимости $p \leq 0,05$.

Собранные сведения дают возможность сравнить свойства почв *средне нарушенных* (Д2) и *сильно нарушенных* (Д3) субальпийских лугов (табл. 1). Анализ представленных данных показал, что статистически значимых различий между изученными почвенными параметрами, в зависимости от степени повреждения не обнаружено ($t < 1,7$; $p > 0,12$). Плотность верхних горизонтов на сбитых пастбищах обычно повышается, однако на почвах МП средние показатели сопоставимы, а низкие абсолютные значения характерны для органогенных горизонтов с высоким содержанием растительных остатков в различной степени разложения. Однако присутствует определённая тенденция к снижению гумусовых и микробных показателей в почвах сильно нарушенных пастбищ (Д3), по сравнению со средне нарушенными (Д2), которое составляет 18 %, запасы гумуса становятся ниже на 31 %. Процессы гумусообразования протекают в кислой среде, где формируется грубый фульватно-гуматный гумус, а полученные высокие значения гумусовых показателей характерны для горно-луговых субальпийских почв.

Изменение микробных показателей, хотя и не являются статистически значимыми ещё более заметны. Скорость БД в почвах МП сильно сбитых лугов (Д3) снижается на 29 %, скорость СИД и содержание Смик на 32 %. Следует отметить, что полученные данные отражают очень высокую респираторную микробную активность и содержание Смик в почвах всех МП, тесно связанную с высокими гумусовыми показателями исследуемых почв ($r = 0,9-0,8$). Экофизиологические индикаторы указывают на существующий баланс между содержанием углерода органического вещества и углерода микробной биомассы (Смик/Сорг, %), в почвах всех МП этот показатель составляет 3,6–5,5 %. Зна-

Таблица 1 – Средние показатели, характеризующие физико-химические и биологические свойства верхних горизонтов (0–10 см) пастбищных почв мониторинговых площадок, урочища Уштулу (Центральный Кавказ)

Показатели	Средние значения показателей почв МП при различных стадиях луговой дигрессии	
	Д2	Д3
Плотность сложения, г/см ³	0,8±0,1	0,7±0,1
pH (KCl 0,1н.)	4,4±0,1	4,2±0,1
Содержание гумуса, %	17,2±1,0	21,0±2,3
Запас гумуса, т/га (в слое 0–10 см)	227±29	331±64
Скорость БД, мкг СО ₂ –С/г почвы/час	27,5±2,4	19,6±2,5
Скорость СИД, мкг СО ₂ –С/г почвы/час	119,5±25,2	81,0±7,6
Смик, мкг С/г почвы	4784±1009	3242±305
Активность каталазы, мл О ₂ 1 г. 1 мин	2,8±1,3	2,7±1,5
Активность дегидрогеназы, мг ТФФ, 10 г/сут.	0,3±0,06	0,3±0,06
Активность инвертазы, мг глюкозы/ 1 г/сут.	75,5±3,9	59,4±26,8
Активность уреазы, мг NH ₃ , 10 г/сут.	21,4±4,7	20,5±1,3
Активность фосфатазы, мг Р ₂ О ₅ 100 г. 1 ч	329,6±96,0	297,2±89,1

чения коэффициента микробного дыхания ($QR = БД/СИД = 0,2–0,3$) указывает на среднюю степень нарушенности микробоценозов в пастбищных почвах всех МП. Таким образом, несмотря на достаточно высокие значения параметров, характеризующих состояние микробных сообществ, в них всё же происходят неблагоприятные изменения.

Показатели активности почвенных ферментов свидетельствуют, что интенсивность окислительно-восстановительных процессов существенно ниже, чем гидролитических. Каталаза слабоактивна, а действие дегидрогеназы лежит в границах градации «очень слабая» практически во всех почвах МП. Деятельность окислительно-восстановительных ферментов находится в положительной корреляционной связи с уровнем кислотности исследуемых почв ($r = 0,6–0,7$). Известно, что оксидоредукта-

зы, особенно каталаза существенно активнее в слабощелочной среде. Возможно, в рассматриваемых почвах в процессах трансформации органических соединений и их гумификации более существенную роль играют гидролитические ферменты. Уреаза и дегидрогеназа проявляют в основном среднюю и высокую активность в почвах МП. Показатели фосфатазы соответствуют значениям «высокие» и «очень высокие». При этом не наблюдается различий в проявлении деятельности ферментов обоих классов в почвах средне- и сильно повреждённых пастбищ. Отсутствуют не только статистически значимые различия ($t < 1,3$; $p > 0,19$), но и какие-либо заметные тенденции в изменении показателей активности, в зависимости от степени повреждения пастбищ.

Исследования горных пастбищ других районов Центрального Кавказа (ущелья Баксанское, Чегемское, Безенгийское) свидетельствуют, что наиболее значимые, статистически достоверные различия наблюдали при сравнении почвенных показателей слабонарушенных луговых экосистем (Д1) со средне нарушенными (Д2), а ещё более глубокие изменения зафиксировали при сопоставлении (Д1) и (Д3). Сопоставление почвенных характеристик нарушенных пастбищ (Д2) и (Д3), как правило, указывают на усиление негативных тенденций и деградацию пастбищных почв, как и было показано в представленной работе. Полученные сведения пополняют формируемую базу данных, характеризующую состояние растительного и почвенного покрова луговых экосистем на фоне современных климатических изменений и возрастающих антропогенных нагрузок, и являются вкладом в развитие моделирования динамики горных территорий.

Литература

1. Ананьева Н. Д. Микробиологические аспекты самоочищения и устойчивости почв. М.: Наука, 2003. 222 с.
2. Ананьева Н. Д., Сусьян Е. А., Рыжова И. М., Бочарникова Е. О., Стольникова Е. В. Углерод микробной биомассы и микробное продуцирование двуокиси углерода дерново-подзолистыми почвами постагрогенных биоценозов и коренных ельников южной тайги (Костромская область) // Почвоведение. 2009. № 9. С. 1108–1116.

3. Единый государственный реестр почвенных ресурсов России. Версия 1.0. М.: Почв. ин-т им. В. В. Докучаева, 2014. 768 с.
4. Классификация и диагностика почв СССР / Егоров В. В., Фридланд В. М., Иванова Е. Н., Розов Н. Н. и др. М.: Колос. 1977. 221 с.
5. Молчанов Э. Н. Сравнительная характеристика основных типов почв высокогорий Северного Кавказа (на примере Кабардино-Балкарской и Дагестанской АССР): дис. ... канд. геогр. н. М., 1973. 236 с.
6. Уянаев А. К. Первичная продуктивность горных экосистем в условиях Центрального Кавказа в связи с различной антропогенной нагрузкой // Проблемы горной экологии: межвежомственный сборник научных трудов. Нальчик: Кабардино-Балкарский госуниверситет. 1982. С. 112–125.
7. Фиापшев Б. Х. Высокогорные почвы центральной части Северного Кавказа. Нальчик: Изд-во КБСХА, 1996. 137 с.
8. Хазиев Ф. Х. Системно-экологический анализ ферментативной активности почв. М.: Наука, 1982. 203 с.
9. Цепкова Н. А., Гольдберг А. М. К оценке пастбищного состояния высокогорных лугов // Труды Высокогорного геофизического института. 1988. Вып. 71. С. 111–121.
10. Шифферс Е. В. Растительность Северного Кавказа и его природные кормовые угодья. М.-Л.: Наука. 1953. 400 с.
11. Anderson T. H., Domsch K. H. Carbon links between microbial biomass and soil organic matter // Perspectives in microbial ecology. Slovene Soc. Microbiol. / Eds. Megusar F., Gantar M. Ljubljana, 1986. P. 467–471.

ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ПОЧВ ЯШАЛТИНСКОГО РАЙОНА РЕСПУБЛИКИ КАЛМЫКИЯ ЗА 2020 г.

**Н. В. Джимбеев, А. Б. Адьянова, Р. А. Мукабенова,
В. Т. Саянов, А. А. Булуктаев, С. С. Манджиева**

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки «Калмыцкий научный центр Российской академии наук», г. Элиста, Россия
nikshady98@mail.ru

Введение

Почвенный покров Республики Калмыкия отличается комплексностью, которая обусловлена развитым микрорельефом, недостаточным и неустойчивым атмосферным увлажнением [1]. В пределах республики широкое распространение получили светло-каштановые и бурые полупустынные почвы. Также встре-

чаются темно-каштановые почвы и черноземы [1], но они занимают небольшую площадь на крайнем юго-западе Калмыкии, где находятся Городовиковский и Яшалтинский районы.

Яшалтинский район вместе с Городовиковским районом образуют Западную природно-сельскохозяйственную зону. Эта зона имеет наиболее мягкий климат и самые плодородные почвы [3]. Эта зона животноводческо-зернового направления, большую часть территории исследуемого района занимают пашни.

Состояние почв в результате активного землепользования, антропогенного воздействия и климатических изменений обуславливает необходимость проведения систематического мониторинга почв Яшалтинского района в частности, и Калмыкии в целом.

Материал и методы

Для оценки состояния почв Яшалтинского района было исследовано содержание органического вещества, кислотность почв, содержание обменных кальция и магния, содержание тяжелых металлов и гранулометрический состав. Было заложено по несколько точек мониторинга в населенных пунктах: центр населенного пункта или территория образовательного учреждения (школа), граница населенного пункта и точка на расстоянии 500–1000 м от селитебной зоны. Также образцы почв отбирались с пашен и лесополос. Образцы почв отбирались с поверхностного слоя (0–20 см). Пробы почв отбирались в 2020 г. Содержание органического углерода определялось методом Тюрина в модификации В. Н. Симакова (ГОСТ 26213-91), кислотность почв определялась потенциометрическим методом (ГОСТ 26483-85), содержание обменного кальция и магния комплексонометрическим методом, содержание тяжелых металлов определяли методом атомно-абсорбционной спектроскопии с электротермической атомизацией на атомно-абсорбционном спектрометре «МГА-1000» с селективными лампами, гранулометрический состав определяли методом Качинского.

Образцы почв были взяты на территории следующих населенных пунктов: с. Яшалта, п. Краснополье, п. Манычский, п. Красный Маныч и п. Эркетен.

Результаты

Концентрации валового содержания тяжелых металлов в почвах на территории Яшалтинского района представлены в таблице 1.

Таблица 1 – Содержание тяжелых металлов в почвах Яшалтинского района, мг/кг

Место отбора	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
с. Яшалта, школа	0,000	6,006	0,000	6,785	31,450
с. Яшалта, край	0,000	6,100	0,000	7,250	32,200
п. Краснополье, центр	0,000	6,066	0,000	6,840	31,890
п. Краснополье, край	0,000	6,073	0,000	6,970	32,015
п. Манычский, школа	0,000	6,000	0,000	6,950	31,689
п. Манычский, край	0,000	6,004	0,000	6,980	31,830
п. Красный Маныч, центр	0,000	6,060	0,000	6,900	31,145
п. Красный Маныч, край	0,000	6,090	0,000	7,110	31,690
п. Красный Маныч, 500 м	0,000	6,090	0,000	7,200	31,780
п. Эркетен, центр	0,000	6,040	0,000	7,150	31,599
п. Эркетен, край	0,000	6,084	0,000	7,170	31,690
п. Эркетен, пахота	0,000	6,100	0,000	7,185	31,850
ПДК валовое	1,0	55,0	2,1	30,0	100,0
Класс опасности	I	II	I	I	I
Кларк по Виноградову	0,50	14,7	0,20	16,0	83,0
Фоновое содержание в почвах мира	0,5	20,0	–	10,0	50,0

Содержание кадмия и ртути в почвах Яшалтинского района находится ниже пределов обнаружения, так же, как и в ранее проведенных работах по изучению почв Калмыкии [2].

Содержание меди не превышает ПДК и варьирует от 6,00 мг/кг до 6,10 мг/кг. По сравнению с прошлым годом наблюдается небольшое уменьшение максимальной концентрации с 6,133 мг/кг до 6,10 мг/кг.

Содержание свинца находится в пределах от 6,79 мг/кг до 7,25 мг/кг и не превышает ПДК. Концентрации выше 7,00 мг/кг зафиксированы в с. Яшалта (край), п. Красный Маныч (край и в

500 м от поселка) и в п. Эркетен. Концентрации ниже 7,00 мг/кг обнаружены в с. Яшалта (школа) и в п. Краснополье. По сравнению с прошлым годом концентрация свинца на территории школы в с. Яшалта уменьшилась с 7,25 мг/кг до 6,79 мг/кг.

Содержание цинка не превышает ПДК и варьирует от 31,15 мг/кг до 32,20 мг/кг. В сравнении с прошлым годом концентрация цинка на территории школы повысилась с 30,00 мг/кг до 31,45 мг/кг.

Результаты исследования кислотности почв, содержания органического углерода, обменных ионов кальция и магния, а также характеристика почв представлены в таблице 2.

Таблица 2 – Кислотность почв, содержание органического углерода, ионов кальция и магния

Место отбора	pH	C орг	Ca ²⁺ мг/экв	Mg ²⁺ мг/экв	Характеристика почвы
с. Яшалта, школа	8,6	1,33	0,048	0,066	Черноземы южные, лугово-каштановые солонцеватые почвы
с. Яшалта, край	8,5	3,64	0,05	0,062	Черноземы южные, лугово-каштановые солонцеватые почвы
п. Краснополье, центр	8,9	3,74	0,052	0,064	Черноземы среднегумусные, темно-каштановые
п. Краснополье, край	8,5	3,43	0,054	0,054	Черноземы среднегумусные, темно-каштановые
п. Манычский, школа	8,5	2,20	0,048	0,066	Лугово-каштановые солонцеватые, малогумусные
п. Манычский, край	8,0	1,58	0,056	0,060	Лугово-каштановые солонцеватые, малогумусные
п. Красный Маныч, центр	8,1	2,35	0,042	0,07	Черноземы среднегумусные, темно-каштановые

Окончание таблицы 2

Место отбора	pH	C орг	Ca ²⁺ мг/экв	Mg ²⁺ мг/экв	Характеристика почвы
п. Красный Маньч, край	8,4	2,77	0,044	0,084	Черноземы среднегумусные, темно-каштановые
п. Красный Маньч, 500 м	8,9	3,97	0,05	0,058	Черноземы среднегумусные, темно-каштановые
п. Эркетен, центр	8,6	2,62	0,06	0,072	Черноземы среднегумусные, темно-каштановые
п. Эркетен, край	8,5	3,85	0,048	0,072	Черноземы среднегумусные, темно-каштановые
п. Эркетен, пахота	8,4	0,77	0,048	0,066	Черноземы среднегумусные, темно-каштановые

Реакция почвенного раствора щелочная (pH 8,0–8,9), характерная для материнских пород многих черноземов и каштановых почв.

Содержания органического углерода варьирует от 0,77 % (пахота около п. Эркетен) до 3,97 % (500 м от п. Красный Маньч). Почвы характеризуются довольно высокой гумусированностью и значительной мощностью гумусового горизонта, по количеству гумуса являются среднегумусными.

Содержание ионов кальция находится в пределах от 0,042 мг-экв до 0,060 мг-экв, ионов магния – от 0,540 мг-экв до 0,084 мг-экв.

Заключение

Исследование почв Яшалтинского района показало, что реакция почвенного раствора является щелочной (pH 8,0–8,9). Содержание органического углерода относительно велико. Наблюдается пониженное содержание органического углерода в местах с большой антропогенной нагрузкой. Содержание кадмия, меди,

ртути, свинца и цинка не превышают предельно допустимых концентраций. В сравнении с предыдущим годом наблюдаются незначительные изменения содержания меди, свинца и цинка в нескольких населенных пунктах.

Исследование проведено в рамках государственной субсидии «Ассиметрично развивающиеся территории перед традиционными и новыми вызовами: исследование динамики социально-экономических процессов изменчивости экологической ситуации» (№ регистрации 122022700133-9).

Литература

1. Бакинова Т. И., Воробьева Н. П., Зеленская Е. А. Почвы Республики Калмыкия. Элиста: ЗАОр НПП «Джангар», 1994. 231 с.
2. Будуктаев А. А., Хочаева С. С. Тяжелые металлы в почвах Республики Калмыкия по данным за 2018 г. // Полевые исследования. 2019. Вып. 6. С. 103–111.
3. Лачко О. А., Суслякова Г. О. Природопользование аридных территорий // Элиста: КалмГУ, 2005. 167 с.

АТМОСФЕРНЫЕ ОСАДКИ КАК ФАКТОР ВЛИЯНИЯ НА ГИДРОЛОГИЧЕСКИЙ РЕЖИМ ОЗЕРА МАЛЫЙ ЛИМАН

Н. В. Доценко, В. Н. Габова, В. А. Савицкий

Южный федеральный университет,
г. Ростов-на-Дону, Россия
nickvd@mail.ru, gabova@sfedu.ru, alecporto@yandex.ru

Продолжительные колебания значений температуры воздуха и количества атмосферных осадков могут оказывать воздействие на гидрологическое состояние водных объектов. Засухи, вызванные длительным воздействием высоких температур при сопутствующем дефиците осадков, приводят к негативным последствиям – таким как сокращение водности. Наоборот, увеличение водности может быть вызвано обильными осадками. В со-

общении рассмотрена роль атмосферных осадков, оказывающих влияние на гидрологический режим озера Малый Лиман, основанная на результатах аналитического обзора работ [1–4].

Озеро Малый Лиман расположено на юге полуострова Абрау, в 1,5 км от одноименного озера, в непосредственной близости к побережью Черного моря – их разделяет лишь насыпь шириной около 35 м, возвышающаяся над его уровнем на 3 м. Это уникальное озеро, имеющее статус природного заповедника регионального значения.

Согласно основной, на данный момент, принятой концепции, озеро Малый Лиман образовалось под воздействием эндогенных процессов в виде землетрясений и экзогенных, проявляющихся в обвалах и оползнях. Хотя, позиции различных исследователей разительно расходятся.

В статье [2] была рассмотрена гидрометеорологическая обстановка региона с 2006 по 2022 год исходя из данных метеорологической станции г. Новороссийска (Краснодарский край, Россия): 44.72 с.ш. 37.85 в.д. при высоте над уровнем моря 3 м. Ввиду специфичности рельефа исследуемой территории данные метеостанции могут незначительно разниться с показателями о. Малый Лиман, однако их динамика идентична. Показано, что среднее количество выпадающих атмосферных осадков за указанный период составило 862 мм/год [2].

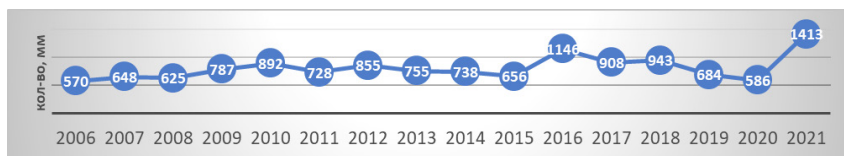


Рисунок 1 – Годовые суммы выпавших осадков в городе Новороссийск [2]

История Малого Лимана знала как периоды полного высыхания, так и периоды переполнения чаши. Причем, смена гидрологической обстановки могла быть очень стремительной. Так, в статье [2] автором было выделено 3 условных периода, фактически, демонстрирующих полярную по отношению друг к другу картину.

Первый период – лето 2020 года. Следует отметить, что 2020 год отметился крайне низкими показателями увлажнения – за год выпало всего 586 мм осадков, что является минимумом за 16 лет – аналогичные показатели были отмечены в 2006 году [2]. Сумма атмосферных осадков в июле-августе 2020 года была меньше климатической нормы в 1,5 и 2,3 раза соответственно [1]. Значения среднемесячной температуры в июне-июле 2020 года превышали климатическую норму на 1,3 °C и 1,1 °C соответственно [1]. Кроме того, в 2020 году (рис. 2) отмечалось 3 засушливых периода – март-апрель, июнь, август [1]. В целом, с 1980 года в районе о. Малый Лиман наблюдается тенденция к увеличению продолжительности засушливых периодов [1].

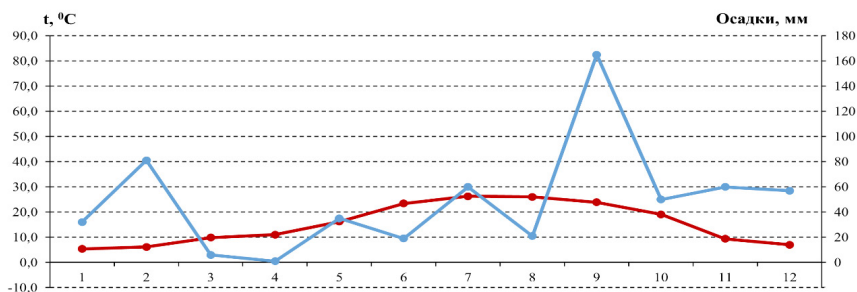
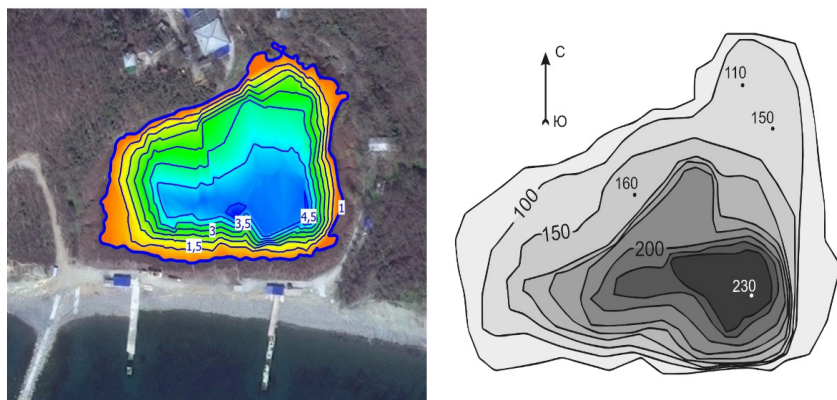


Рисунок 2 – Динамика годового хода среднемесячных температур воздуха и атмосферных осадков в 2020 году по данным метеостанции г. Новороссийск [1]

В статье [2] авторами было отмечено полное опустошение пруда-накопителя, из которого, как позже было доказано [4] происходила разгрузка в озеро Малый Лиман.

Во время проведения экспедиционных работ трижды выполнялось батиметрическое картографирование, производился отбор воды, озерных донных отложений и окружающих озеро пород, изучение выходов подземных источников, гидротехнических сооружений [2].

Максимальная установленная глубина озера во время первой экспедиции в 2020 году составила – 2,3 м, в то время как в 2012 полноводном году, фиксировалось наполнение озера до глубин 4,5 м [3].



Рисунки 3–4 – Батиметрическая карта оз. Малый Лиман во время полноводного 2012 (глубины указаны в метрах) и засухливого периода (29 августа 2020 г.; глубины указаны в сантиметрах) [4]

Второй период – лето 2021 года. Лето 2021 года вышло полной противоположностью вышеуказанному периоду. Подтверждением тому служил заполненный пруд-накопитель на озере Абрау [2]. Динамика выпадения осадков говорит о том, что самый обильный на осадки был месяц проведения второй экспедиции, а именно август: количество атмосферных осадков превысило климатическую норму в 5 раз (рис. 5).

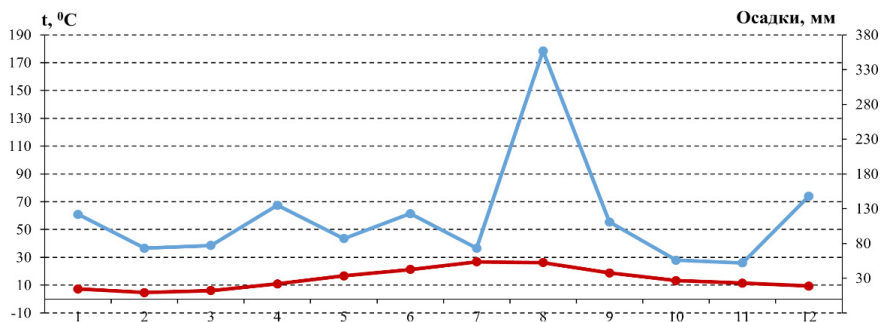


Рисунок 5 – Динамика годового хода среднемесячных температур воздуха и атмосферных осадков в 2021 году по данным метеостанции г. Новороссийск [1]

Наконец, после длительного засушливого периода, появились выходы подземных вод. Наиболее полноводным с дебитом 30 л/сек был источник, впадающий в озеро Малый Лиман. Было установлено, что источник начал работу через 2 недели после выпадения проливных дождей [4].

Третий период – зима 2022 года. Зима 2021–2022 годов отличалась переполнением чаши озера Абрау и выходом его из берегов. Данная ситуация не является исключительной. Подобное наблюдалось и ранее, в частности, двумя годами ранее – в 2019 году, хотя генезис данных явлений отличался. Так, если в 2019 году главным фактором стали обильные январские осадки, поставившие месячный максимум за 16 лет (188 мм), то в 2022 году пик растянулся на 3 зимних месяца (рис. 6) [2].

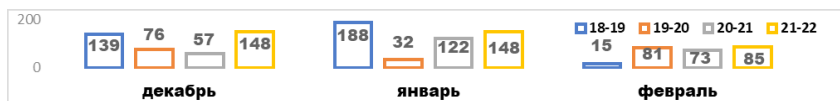


Рисунок 6 – Количество осадков в зимний период (Новороссийск) с 2018–2019 по 2021–2022 годы. Средние значения: декабрь – 87 мм, январь – 103 мм, февраль – около 70 мм [1]

Исходя из проведенных авторами аналитических исследований, был построен гидрогеологический профиль по линии Абрау-Малый Лиман, исходя из которого стало ясно геологическое строение, а также механизм образования верховодки и грунтовых вод с обоснованием преимущественной разгрузки вод верхнего горизонта в озеро, а нижнего в Черное море [4].

В работах [3, 4] были представлены две концептуальные модели, характеризующие составляющие водного стока озера Малый Лиман в полноводный и засушливый периоды. Они демонстрируют, что в полноводный период питание озера складывается из атмосферных осадков, поверхностного стока, верховодки и теоретически возможной части грунтовых вод. В свою же очередь, в засушливый период было отмечено фактически полное отсутствие поступления вод верховодки в чашу озера [4].

В заключение следует отметить, что, была установлена в результате аналитического обзора ранее выполненных с участием авторов исследований, прямая взаимосвязь между гидрологической и метеорологической обстановкой озера Малый Лиман [1–4]. Была также обоснована тесная связь между гидрологическими режимами озер Малый Лиман и Абрау. Выявлена доминирующая роль верховодки в питании озера Малый Лиман. При анализе ретроспективных сведений о гидрологическом режиме озера Малый Лиман, проведении экспедиционных работ и комплексного изучения бассейна были отмечены два, казалось бы, взаимоисключающих состояния водоемов, связанных с частотой и количеством выпадения атмосферных осадков – от полного высыхания до переполнения чаши озера.

Исследование выполнено в рамках Программы стратегического академического лидерства ЮФУ Приоритет-2030; проект № СП-12-22-5. Авторы выражают особую благодарность доктору географических наук, профессору Юрию Александровичу Федорову за полезную консультацию.

Литература

1. Габова В. Н., Федоров Ю. А., Савицкий В. А., Доценко И. В. Динамика среднемесячных температур воздуха и атмосферных осадков в летний период в некоторых районах Ростовской области и Краснодарского края // Успехи современного естествознания. 2022. № 8. С. 25–38.
2. Доценко Н. В., Головков И. В., Станиславский К. С., Гидролого-геологические особенности формирования водного стока озера Малый Лиман при различных сценариях, статья, Ростов-на-Дону, Неделя науки 2022 сборник тезисов, 2022.
3. Доценко Н. В., Станиславский К. С., Савицкий В. А. Аналитический обзор ретроспективных исследований озер Малый Лиман и Абрау // Экологические проблемы. Взгляд в будущее. Ростов-на-Дону; Таганрог: Издательство Южного федерального университета, 2020. С. 221–234.
4. Федоров Ю. А., Кузнецов А. Н., Савицкий В. А., Талпа Б. В., Головков И. В., Доценко Н. В., Станиславский К. С., Габова В. Н. Особенности образования и функционирования озера Малый Лиман как природно-техногенной системы // Инженерный вестник Дона. Вып. 4. Ростов-на-Дону, 2022.

ОСОБЕННОСТИ ВНУТРИПРОФИЛЬНОЙ МИГРАЦИИ ПОЛИЦИКЛИЧЕСКИХ АРОМАТИЧЕСКИХ УГЛЕВОДОРОДОВ В ПОЧВАХ ПРИБРЕЖНЫХ ТЕРРИТОРИЙ

**Т. С. Дудникова, С. Н. Сушкова, Т. М. Минкина,
А. И. Барбашев, Е. М. Антоненко, Е. В. Шуваев,
И. Г. Шпортун, И. Г. Дерябкина**

Южный федеральный университет,
г. Ростов-на-Дону, Россия
tyto98@yandex.ru

Вследствие повсеместного влияния промышленных объектов на природные территории существует необходимость проведения комплексного мониторинга экологического состояния различных компонентов ландшафта. Особенного внимания в этом отношении заслуживает почва, как природное тело, выступающее фактором, ограничивающим миграцию поллютантов или наоборот [2]. Ключевым аспектом при оценке и прогнозировании экологического состояния почв, а также разработке систем их ремедиации является оценка миграционной способности наиболее опасных поллютантов. К таковым можно отнести вещества, входящие в список приоритетных поллютантов агентств по охране окружающей среды США [3] и международного по исследованию рака [1] – полициклические ароматические углеводороды (ПАУ). Молекула ПАУ представляет собой два и более сконденсированных бензольных кольца. По количеству бензольных колец полиарены образуют группы со схожими физико-химическими свойствами: 2-х, 3-х, 4-х, 5-ти, 6-ти и т.д. кольчатые. Их распространённость в окружающей среде, в том числе почвах связана с пиролизом углеводородных материалов, разливами жидких топлив, и в целом развитии топливно-энергетического комплекса [5]. Несмотря на все выше сказанное миграционная активность ПАУ в почвах различных типов практически не изучалась.

Цель данной работы состояла в определении особенностей внутрипрофильной миграции ПАУ в почвах прибрежных территорий.

Объектом исследования являлись почвы различных типов, расположенные на территории ООПТ Чумбур-коса (рис. 1). Для исследования заложено порядка 3 полнопрофильных разреза. Образцы почв отбирались послойно с каждого генетического горизонта. Свойства почв представлены в таблице 1.

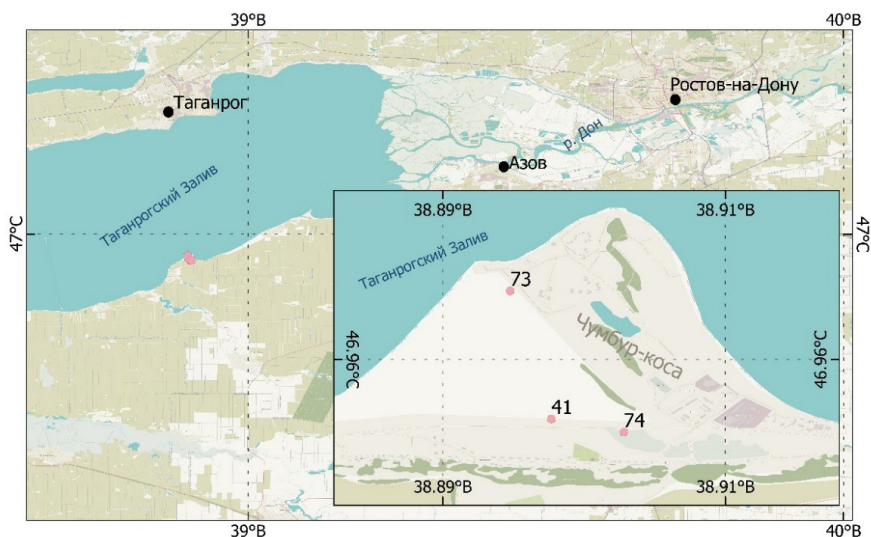


Рисунок 1 – Картограмма расположения площадок мониторинга

Экстракция ПАУ из образцов почвы проведена гексаном в трехкратной повторности. Предварительно мешающую липидную фракцию почвы удаляли путем кипячения образца в 2-% спиртовом растворе гидроксида калия. Количественное определение содержания поллютантов в экстракте проведено с использованием метода высокоэффективной жидкостной хроматографии на Agilent 1260. В отобранных образцах почвы определены 16 приоритетных полиаренов: 2-х кольчатый – нафталин; 3-х кольчатые – антрацен, аценафтен, аценафтилен, флуорен, фе-

Таблица 1 – Физические и химические свойства почв, отобранных с различных генетических горизонтов

Горизонт; глубина, см	C _{орг} , %	Содержание гранулометрических фракций, %		pH
		Физическая глина ($<0,01\text{мм}$)	Ил ($<0,001\text{мм}$)	
№41 Чернозем обыкновенный карбонатный среднесуглинистый на лессовидных суглинках				
Ad 0-5	2,32±0,11	37,6±2,1	24,0±1,1	7,7±0,2
A1 5-19	2,20±0,15	38,5±2,0	24,6±0,6	7,8±0,2
Aca 19-35	1,80±0,10	38,6±2,2	25,1±1,2	7,8±0,3
ABca 35-55	1,16±0,12	38,1±2,5	25,3±1,5	7,9±0,2
BC1ca 55-90	0,46±0,07	38,9±2,5	25,6±1,5	8,0±0,2
BCca 90-125	0,35±0,05	40,3±2,3	27,8±1,2	8,0±0,1
№73 Аллювиальная луговая насыщенная тяжелосуглинистая на морских отложениях				
Ad 0-6	2,20±0,10	54,5±3,0	26,4±1,9	7,5±0,1
A 6-17	1,96±0,10	55,9±3,4	27,9±1,4	7,7±0,1
ACg 17-25	0,86±0,13	58,6±3,6	29,6±1,7	8,0±0,1
G 25-53	1,10±0,14	59,8±3,5	33,9±2,0	8,1±0,1
№74 Солончак соровый легкоглинистый на морских отложениях				
Asa 0-4	2,38±0,12	62,1±4,0	31,5±1,5	7,9±0,2
ACsa 4-21	2,09±0,08	65,6±3,3	32,9±1,9	8,1±0,2
Cg 21-33	1,74±0,14	67,3±4,1	34,9±1,9	8,1±0,1
G 33-60	1,22±0,15	69±3,5	38,6±2,3	8,2±0,2

нантрен; 4-х кольчатые – флуорантен, пирен, хризен, бенз(а)антрацен, 5-ти кольчатые бенз(б)флуорантен, бенз(к)флуорантен, бенз(а)пирен, дибенз(а, h)антрацен, 6-ти кольчатые – бенз(г, h, i)перилен, индено(1,2,3-сd)пирен. Результаты определения индивидуальных соединений группы ПАУ суммировались [4].

Статистический анализ полученных результатов выполнен в программе STATISTICA 7 и Microsoft Excel включал расчет кри-

терия Манна-Уитни, коэффициента корреляции Спирмена, а также регрессионного анализа.

Результаты. По суммарному содержанию ПАУ в приповерхностных горизонтах почвы образуют следующий убывающий ряд: № 73 аллювиальная луговая насыщенная (265 нг/г) > № 74 солончак соровый (392 нг/г) > № 41 чернозем обыкновенный карбонатный (432 нг/г). Значимых различий между почвами площадок №41 и №74 не отмечалось (рис. 2). Более низкая концентрация поллютантов в почве площадки № 73, расположенной вблизи водной поверхности залива, указывает на вынос полиаренов с поверхности в следствие приливно отливных явлений (рис. 1, 2).

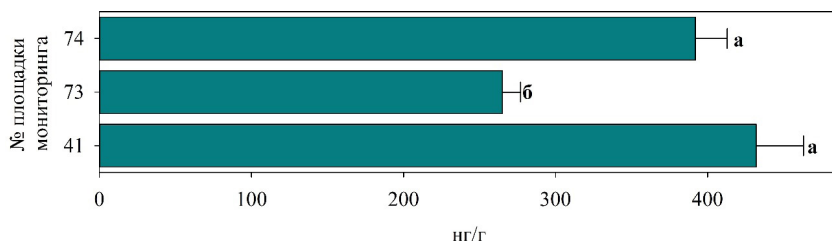


Рисунок 2 – Суммарное содержание 16 приоритетных ПАУ в черноземе обыкновенном карбонатном (№ 41), аллювиальной луговой насыщенной (№ 73), солончаке соровом (№ 74). Буквами показаны статистически значимые отличия, рассчитанные с использованием критерия Манна-Уитни при $p < 0,05$

Установлено снижение содержания ПАУ по профилю почв с глубиной (рис. 3, 4). Снижение имеет экспоненциальный вид при R^2 не превышающем 0,72 и $p < 0,05$ (рис. 4), что свидетельствует о наличии геохимического барьера в приповерхностном слое почвы, препятствующего миграции поллютантов вниз. Характер изменения суммарной концентрации 16 приоритетных ПАУ с глубиной зависит от типа почвы. Так для чернозема обыкновенного карбонатного (№ 41) характерно резкое снижение содержания полиаренов с глубиной, а для солончака сорового (№ 74) наблюдается более плавное, равномерное снижения (№ 74). При этом пики концентраций поллютантов приходятся на приповерхностный слой почвы. Отличительной особенностью аллювиальной луговой насыщенной (№ 73) является наличие макси-

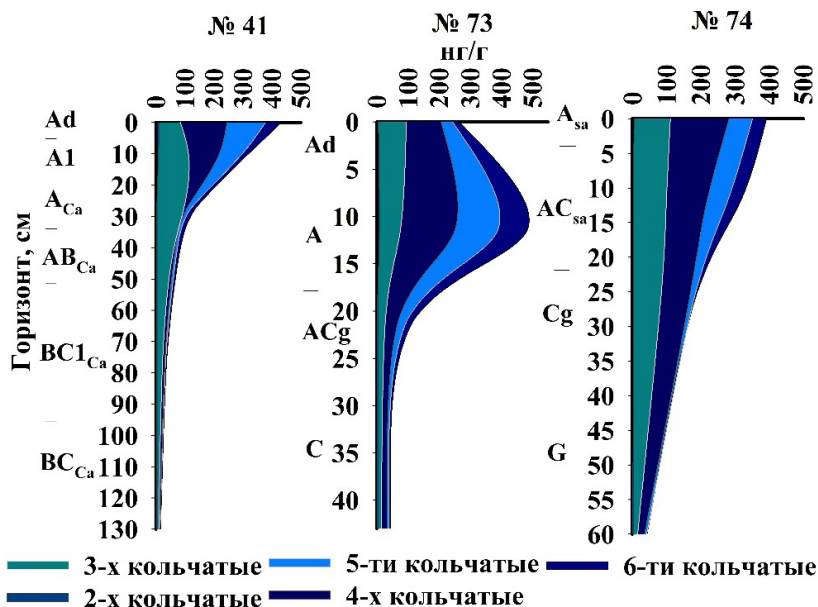


Рисунок 3 – Изменение содержания ПАУ различной кольчатости в черноземе обыкновенном карбонатном (№ 41), аллювиальной луговой насыщенной (№ 73), солончаке соровом (№ 74) по профилю

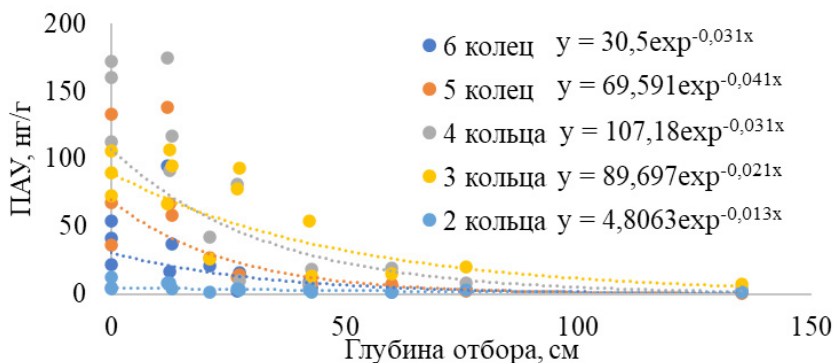


Рисунок 4 – Результаты регрессионного анализа. Взаимосвязь снижения содержания ПАУ различной кольчатости с глубиной почвенного профиля

му концентрация поллютантов в горизонте А с дальнейшим ярко выраженным снижением вниз по профилю почвы. Для всех исследуемых типов изменение концентрации ПАУ с глубиной происходит однонаправленно с $C_{\text{орг}}$ и рН почв (табл. 1). При этом интенсивность снижения поллютантов усиливается с увеличением бензольных колец в молекуле ПАУ и следовательно их растворимости.

Таким образом, концентрация 16 приоритетных ПАУ в приповерхностном слое различных типов почв прибрежных территорий обусловлена близостью расположения к водной поверхности. Интенсивность миграции поллютантов вниз по профилю почв зависит от свойств почв, таких как $C_{\text{орг}}$ и рН, а также свойств самих ПАУ – их растворимости.

Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда № 20-14-00317 в Южном федеральном университете.

Литература

1. IARC. List of classifications, volumes 1–123 // IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Lyon: International Agency for Research on Cancer, 2020. <https://monographs.iarc.fr/list-of-classifications-volumes> (accessed 25.07.2020).
2. Lodygin E., Abakumov E., Nizamutdinov T. The content of polyarenes in soils of antarctica: Variability across landscapes // Land. 2021. V. 10. № 11. P. 1162.
3. US EPA (US Environmental Protection Agency). Integrated Risk Information System (IRIS). Washington, DC: Office of Research and Development, 2020. URL: https://cfpub.epa.gov/ncea/iris_drafts/AtoZ.cfm (accessed March 20.03.2020).
4. ПНД Ф 16.1:2.2:3.39-03. Методика выполнения измерений массовой доли 3,4-бенз(а)пирена в пробах почв, грунтов, донных отложений и твердых отходах методом ВЭЖХ с использованием анализатора жидкости «Флюорат-02 в качестве флуориметрического детектора». М., 2003. 32 с.
5. Цибарт А. С., Геннадиев А. Н. Полициклические ароматические углеводороды в почвах: источники, поведение, индикационное значение (обзор) // Почвоведение. 2013. № 7. С. 788–802.

ИЗМЕНЕНИЕ АКТИВНОСТИ КАТАЛАЗЫ В ЧЕРНОЗЕМЕ ОБЫКНОВЕННОМ ПРИ ЗАГРЯЗНЕНИИ МЕДЬЮ

Н. А. Евстегнеева, С. И. Колесников

Южный федеральный университет,
г. Ростов-на-Дону, Россия
evstegneeva@sfedu.ru

Загрязнение почв тяжелыми металлами много лет не перестает быть серьезной глобальной экологической проблемой. Дополнительной нагрузке в виде внесения пестицидов и минеральных удобрений подвержены сельскохозяйственные земли [6]. Защита полей от сорной растительности и грибковых заболеваний растений может привести к накоплению тяжелых металлов в почве. Ценным сельскохозяйственным ресурсом Российской Федерации является чернозем обыкновенный. Этот тип почвы богат гумусом, характеризуется высоким количеством и разнообразием микроорганизмов, высоким уровнем ферментативной активности и высокой поглотительной способностью. На черноземах выращивается 2/3 сельскохозяйственной продукции страны [1]. Высокая антропогенная нагрузка может привести к снижению плодородия черноземов.

Целью данной работы является оценка ферментативной активности (на примере каталазы) в черноземе обыкновенном при загрязнении медью.

Объектом исследования был выбран чернозем обыкновенный. Согласно классификации World Reference Base for Soil Resources (WRB) – *Haplic Chernozem (Loamic)* [4]. Образцы почвы отбирались в Самарской области, Красноармейском районе, с. Криволучье-Ивановка.

Загрязнение почвы моделировали в лабораторных условиях. Почву инкубировали в вегетационных сосудах при комнатной температуре (+20–22 °С) и оптимальном увлажнении (60 % полной влагоемкости) в трехкратной повторности [2]. Медь вносили в почву в форме оксида CuO в размере 100, 1000 и 10 000 мг/кг. За

основу были взяты показатели ПДК, разработанные в Германии [3], т.к. допустимые концентрации в почве общего содержания меди в России не установлены. Состояние почвы было изучено через 10 суток после загрязнения. Активность каталазы исследовали методом А. Ш. Галстяна (1978). Измерения основаны на определении количества кислорода, выделившегося при распаде пероксида водорода в единицу времени.

В результате исследований установлена тесная зависимость между концентрацией оксида меди и устойчивостью почвы к химическому загрязнению. Загрязнение чернозема обыкновенного оксидом меди приводит к снижению каталазной активности. Отмечается прямая зависимость между дозой загрязняющего вещества и степенью снижения исследуемого показателя: чем выше концентрация, тем сильнее происходит снижение активности фермента.

Схожие закономерности снижения биологической активности чернозема обыкновенного при загрязнении медью были получены ранее [5].

Исследование выполнено при поддержке Программы стратегического академического лидерства Южного федерального университета («Приоритет 2030»), проект № СП-12-22-10.

Литература

1. Вальков В. Ф., Казеев К. Ш., Колесников С. И. Почвы юга России. Ростов н/Д: Эверест, 2008. 276 с.
2. Казеев К. Ш., Колесников С. И., Акименко Ю. В., Даденко Е. В. Методы биодиагностики наземных экосистем. Ростов н/Д.: Изд-во ЮФУ, 2016. С. 356.
3. Касьяненко А. А. Контроль качества окружающей среды. М.: Изд-во РУДН, 1992. 136 с.
4. IUSS Working Group WRB. 2022. World Reference Base for Soil Resources. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. 4th edition. International Union of Soil Sciences (IUSS), Vienna, Austria.
5. Kolesnikov S. I., Kazeev K. S., Akimenko Y. V. Development of regional standards for pollutants in the soil using biological parameters. Environmental Monitoring and Assessment. 2019. Vol. 191. № 9. P. 1-10.
6. Kong F., Chen Y., Huang L., Yang Z., Zhu K. Human health risk visualization of potentially toxic elements in farmland soil: A combined method of source and probability // Ecotoxicology and Environmental Safety. 2021. Vol. 211. P. 111922.

ПОЛИЦИКЛИЧЕСКИЕ АРОМАТИЧЕСКИЕ УГЛЕВОДОРОДЫ В ПОЧВАХ БАЙКАЛЬСКА

**Н. Б. Жаксылыков, М. А. Узор,
Н. Е. Кошелева**

Московский государственный университет имени М. В. Ломоносова,
г. Москва, Россия
niyaz.zh@mail.ru

Введение. Почвы, как важнейший объект мониторинга в городах, выступают маркером многолетнего загрязнения. Полициклические ароматические углеводороды (ПАУ, полиарены) являются экологически значимыми поллютантами компонентов городских ландшафтов, многие из них токсичны, являются опасными канцерогенами и мутагенами. ПАУ поступают в городскую среду от выбросов, отходов и стоков многих промышленных производств, ТЭЦ, транспорта, при добыче и сжигании угля и нефти. Образуюсь при пиролизе органических веществ, эти соединения в своей структуре имеют от 2 до 7 конденсированных бензольных колец. К приоритетным загрязнителям отнесены 16 ПАУ, рекомендованных для мониторинга Агентством по охране окружающей среды США.

Территорией нашего исследования является Байкальск (Иркутская область) – город, расположенный на юго-западном берегу оз. Байкал, объекта всемирного наследия ЮНЕСКО. В период с 1966 по 2008 гг., когда в городе функционировал Байкальский ЦБК (БЦБК), было накоплено 6,2 млн. тонн отходов, которые размещены в картах-накопителях Солзанского (площадью 138 га) и Бабхинского (42 га) полигонов [3]. Возможность миграции отходов БЦБК с геохимическими потоками в сопредельные ландшафты и их аккумуляция в почвах создает потенциальную угрозу для загрязнения вод оз. Байкал.

Природные условия изучаемой территории. Байкальск расположен на подгорной равнине в предгорьях хребта Хамар-Дабан. Количество атмосферных осадков составляет в среднем

859 мм/год, город самый снежный и дождливый на побережье озера Байкал. Самый холодный месяц – январь ($-17,4^{\circ}\text{C}$), теплый – июль ($+15,3^{\circ}\text{C}$). Среднегодовая скорость ветра достигает 2,5 м/с, в течение года преобладают ветры северо-восточного, северного и восточного направлений, дующие с Байкала.

Растительность на территории города представлена пихтовой, кедрово-пихтовой и елово-пихтово-кедровой тайгой. Местами древесный покров в городе разрежен и наряду с почвами испытывает антропогенное воздействие. Наибольшее распространение на территории Байкальска получили горные подбуры [2] с малой мощностью профиля (менее 40 см). В пределах города почвенный покров частично утрачивает свои зональные черты, так как в урбанизированных условиях почвы претерпевают значительные преобразования. В городах повсеместно распространены урбаноземы, профиль которых чаще всего состоит из одного или нескольких урбиковых горизонтов UR. Городские почвы характеризуются большой мощностью (горизонт UR способен достигать более 40 см), бесструктурностью, резкими переходами между горизонтами, наличием различных артефактов (стройматериалов, мусора).

Источники техногенного воздействия. Основными источниками загрязнения в Байкальске являются объекты теплоэнергетики и промышленности (БЦБК), а также автомобильный и железнодорожный транспорт. Город является важным транспортным узлом, через который проходит федеральная автотрасса «Байкал» и Транссибирская железнодорожная магистраль. Загрязнение городских почв обусловлено многолетним воздействием БЦБК, а именно отходами шлам-лигнина и золой ТЭЦ. Отходы целлюлозно-бумажного производства размещены на двух полигонах: Солзанский в юго-восточной части города, состоящий из 10 карт-накопителей, и Бабхинский в юго-западной части города, более удаленный от промышленной площадки БЦБК с 4 картами-накопителями. ТЭЦ города использует в качестве сырья бурые угли Канско-Ачинского бассейна.

Материалы и методы

В основу работы положены результаты почвенно-геохимической съемки на территории г. Байкальска в июле 2019 г. Отробо-вание верхнего (0–10 см) горизонта городских почв выполнено по регулярной сетке с шагом 500–700 м в функциональных зонах города: промышленной, транспортной (автомобильной и железно-дорожной подзонах), селитебной низкой и высокой этажно-сти, рекреационной. В качестве природного фона использова-ны почвы Южного Прибайкалья за пределами города. Всего на территории исследования отобрано 68 образцов почв и 4 пробы отходов производства из карт-накопителей БЦБК и золы ТЭЦ.

Содержание ПАУ в почвенных пробах, шлам-лигнине БЦБК и золе ТЭЦ определялось методом низкотемпературной спек-трофлуориметрии Э.В. Шпольского в лаборатории углеродистых веществ биосферы географического факультета МГУ. В работе проанализированы абсолютные содержания 16 полиаренов в фо-новых почвах и в почвах отдельных функциональных зон города, в отходах карт-накопителей БЦБК и золе ТЭЦ, рассчитаны сум-марные значения для легких (2-3-кольчатых), тяжелых (4-6-коль-чатых) и всех ПАУ, определены соотношения низкоядерных сое-динений к высокоядерным.

Результаты и их обсуждение

ПАУ в фоновых и городских почвах. Горные подбурсы легко-суглинистого состава, выступающие как фоновые почвы, имеют низкие содержания ПАУ в верхнем слое, суммарное содержание полиаренов 7,68 мг/кг (табл. 1). В составе фоновых почв преоб-ладают тяжелые структуры, отношение легких к тяжелым ПАУ 0,029. Среди высокоядерных полиаренов преобладают 4-коль-чатый флуорантен (65,5 %) и 5-кольчатый бенз(б)флуорантен (29,0 % от суммы ПАУ), среди низкоядерных – 2-кольчатый наф-талин (1,0 %) и его гомологи (0,6 % от суммы ПАУ).

В золе ТЭЦ сумма ПАУ (46 мг/кг) незначительно выше сред-ней концентрации по городу и в составе полиаренов преоблада-ют низкокольчатые структуры, на их долю приходится 73 % от всей суммы ПАУ (табл. 1). В составе золы больше всего гомоло-

Таблица 1 – Среднее содержание ПАУ в верхнем (0–10 см) горизонте фоновых горных подбуров и почв функциональных зон Байкальского, в шлам-лигнине БЦБК и золе ТЭЦ, мг/кг

ПАУ	Фоновые (4*)	Промышленная (21)	Автотранспортная (11)	Транспортная ж/а (10)	Жилая многоэтаж. (6)	Жилая одноэтаж. (12)	Рекреационная (8)	Среднее в городе (68)	Шлам-лигнин БЦБК	Зола ТЭЦ
Гомологи нафталина	0,05	0,6	3,87	1,08	0,75	0,28	0,04	1,03	0,28	15,8
Нафталин	0,08	0,28	3,04	0,08	0,5	0,16	0,02	0,63	0,38	10,9
Аценафтен	0,02	0,04	0,67	0,07	0,24	0,1	0,001	0,16	0	0
Флуорен	0,008	0,02	0,11	0,02	0,02	0,01	0,002	0,03	0,05	0
Фенантрен	0,04	0,53	2,37	0,2	0,62	0,4	0,04	0,67	0	2,65
Антрацен	0,003	0,02	0,04	0,01	0	0,03	0,0005	0,02	0	4,11
Аценафтилен	0,02	0,08	0,45	0,14	0,03	0,03	0,007	0,12	0	0
Сумма легких ПАУ	0,22	1,57	10,6	1,61	2,15	1,02	0,11	2,67	0,7	33,5
Хризен	0,001	0,1	0,99	0,07	0,01	0,32	0,004	0,25	0,8	2,38
Пирен	0,08	0,06	0,36	0,3	0,03	0,13	0,01	0,14	0	0
Бенз(а)антрацен	0,02	0,04	0,23	0,06	0,15	0,04	0,002	0,08	0	0,2
Флуорантен	5,04	52,8	34,1	4,86	3,3	7,09	3,99	23,5	0,19	0,46
Бенз(а)пирен	0,005	0,02	0,06	0,03	0,005	0,05	0,001	0,03	0,01	0,04
Бенз(ghi)перилен	0,03	0,2	0,96	0,23	0,06	0,05	0,003	0,25	0,12	1,08
Дибензантрацен	0,04	0,13	0,5	0,13	0,03	0,07	0,002	0,15	0,09	0,55
Бенз(к)флуорантен	0,02	0,06	0,2	0,05	0,01	0,14	0,007	0,08	0,02	0,23
Бенз(б)флуорантен	2,23	4,54	57	0,54	1,74	5,21	0,29	11,3	5,94	7,53
Сумма тяжелых ПАУ	7,47	57,9	94,4	6,28	5,34	13,1	4,31	35,7	6,46	12,5
Отношение легких к тяжелым ПАУ	0,029	0,027	0,112	0,26	0,402	0,078	0,026	0,075	0,11	2,68
Сумма ПАУ	7,68	59,5	105	7,89	7,48	14,1	4,43	38,4	7,16	45,9

*в скобках – количество проб.

гов нафталина (34,5 %) и нафталина (23,7 %), слабо накапливаются антрацен (9 %) и фенантрен (5,8 % от суммы ПАУ). Среди высококольчатых полиаренов доминируют бенз(б)флуорантен (16,4 %) и хризен (5,2 %). Полученные нами данные согласуются с результатами других исследований, посвященных полиаренам в золе угольных ТЭЦ [1, 4].

В отходах производства из карт-накопителей БЦБК уровень содержания концентрации полиаренов низкий, сумма ПАУ составляет 7,16 мг/кг, что ниже содержания в золе ТЭЦ в 6,4 раза. По сравнению с золой ТЭЦ в шлам-лигнине преобладают высокоядерные структуры (90 %), но доминирует так же бенз(б)флуорантен (83 % от суммы ПАУ). Повышенные содержания имеют флуорантен (3 %) и бенз(ghi)перилен (2 % от суммы ПАУ). Среди легких ПАУ в шлам-лигнине, также как и в золе, доминирует нафталин и его гомологи, доли которых в сумме ПАУ составляют 5 и 4 % соответственно.

Городские почвы в основном супесчаного состава, с высоким содержанием ПАУ, сумма полиаренов в верхнем слое (38,4 мг/кг) выше фоновых значений в 5 раз (табл. 1). Преобладают высокоядерные структуры, отношение легких к тяжелым полиаренам составляет 0,075. Среди тяжелых ПАУ, аналогично фоновым почвам, доминируют флуорантен (61,1 %) и бенз(б)флуорантен (29,4 % от суммы ПАУ). Из низкоядерных структур слабо накапливаются гомологи нафталина и нафталин (2,7 и 1,6 %), а также у 3-кольчатый фенантрен (1,7 % от суммы ПАУ).

Наиболее высокий уровень загрязнения ПАУ в почвах автомобильной подзоны (105 мг/кг), где высокоядерные ПАУ преобладают над низкоядерными структурами. В их составе преобладают тяжелые бенз(б)флуорантен (54,3 %) и флуорантен (32,5 % от суммы ПАУ). Сумма ПАУ в автомобильной подзоне в 13,3 раза превышает концентрации в железнодорожной. В структуре полиаренов железнодорожной подзоны преобладает флуорантен (61,6 % от суммы ПАУ), входящий в состав продуктов сжигания как древесины, так и бензина, что определяет его накопление в городских почвах в результате выбросов БЦБК, выхлопных газов автотранспорта и лесных пожаров. Сжигание автомобиль-

ного топлива способствует накоплению бенз(б)флуорантена в почвах автотранспортной подзоны. Второй по загрязненности является промышленная зона (59,5 мг/кг), где так же доминируют флуорантен (88,7 %) и бенз(б)флуорантен (7,6 % от суммы ПАУ). Уровень загрязнения промышленной зоны обусловлен нахождением вблизи основных техногенных источников города – промышленной площадки БЦБК и ТЭЦ, Солзанского полигона отходов БЦБК с картами-накопителями и золоотвалом. Флуорантеновый тип загрязнения промышленной зоны определен влиянием техногенных объектов – шлам-лигнин наиболее обогащен высокоядерными бенз(б)флуорантеном и флуорантеном, в золе ТЭЦ, несмотря на преобладание в составе легких летучих ПАУ, среди тяжелых преобладает бенз(б)флуорантен. Кроме того, по территории промышленной зоны проходит ответвление железнодорожной магистрали, по которой транспортировалось сырье на предприятие и уголь на ТЭЦ, а также вывозилась готовая продукция. Почвы железнодорожной подзоны наиболее обогащены флуорантеном, что и объясняет его вклад в загрязнение почв промышленной зоны, наряду с автотранспортом.

Таким образом, почвы Байкальска обогащены преимущественно двумя высокоядерными полиаренами – флуорантеном и бенз(б)флуорантеном, что определяет флуорантеновый тип их загрязнения. Данная структура загрязнения обусловлена воздействием специфических техногенных источников – отходов и выбросов БЦБК, автотранспорта. Атмосферный перенос продуктов горения лесов – основной путь поступления легких 2–3 кольчатых ПАУ в городские почвы [5].

Заключение

Исследование содержания полиаренов в почвах г. Байкальска показало, что загрязнение почв формируется в основном за счет высококольчатых структур, среди которых преобладает флуорантен (61 % от суммы ПАУ), что определяет тип загрязнения городских почв как флуорантеновый. Суммарное содержание ПАУ в городских почвах превышают фоновые концентрации в среднем в 5 раз. Повышенный фон полиаренов вблизи города,

связанный с влиянием выбросов БЦБК и лесных пожаров, определяет такую невысокую контрастность в уровнях накопления ПАУ между городскими и фоновыми почвами. Концентрации легких ПАУ в почвах Байкальска превышают фоновые в среднем в 12 раз, тяжелые ПАУ – в 5 раз. Самые высокие уровни загрязнения выявлены в почвах промышленной зоны и автомобильной транспортной подзоны. Источниками ПАУ в Байкальске являются выбросы и отходы БЦБК и Байкальской ТЭЦ, а также авто- и железнодорожного транспорта. В золе ТЭЦ наибольшие уровни концентрации у низкокольчатых нафталина и его гомологов (24 и 34 % соответственно), антрацена (9 %), фенантрена (6 %) и у высококольчатого бенз(б)флуорантена (16 % от суммы ПАУ). В шлам-лигнине преобладает бенз(б)флуорантен (83 % от суммы ПАУ), что определяет тип загрязнения почв отходами производства БЦБК как бенз(б)флуорантеновый. Нафталин и его гомологи доминируют в шлам-лигнине по сравнению с другими легкими полиаренами (5 и 4 % от суммы ПАУ соответственно).

Работа выполнена при поддержке РФФИ-РГО (проект № 17-2905055\17 офи_м).

Литература

1. Габов Д. Н., Яковлева Е. В., Василевич М. И., Василевич Р. С. Накопление полициклических ароматических углеводородов в снежном покрове вблизи предприятий топливно-энергетического комплекса вокруг г. Воркута // Геоэкология. 2019. № 1. С. 24–37.
2. Почвенная карта РСФСР, масштаб 2500000. М.: ГУГК, 1988.
3. Родькина И. А., Самарин Е. Н., Зеркаль О. В., Чернов М. С., Кравченко Н. С. Нейтрализация влияния Байкальского ЦБК на окружающую среду. Часть 1 // Твердые бытовые отходы. 2021. № 3. С. 49–52.
4. Хомич В. С., Рыжиков В. А., Курман П. В. Золоотвалы ТЭЦ как источники загрязнения почв полициклическими ароматическими углеводородами // Природопользование. 2014. № 26. С. 44–53.
5. Цибарт А. С., Геннадиев А. Н. Полициклические ароматические углеводороды в почвах: источники, поведение, индикационное значение (обзор) // Почвоведение. 2013. № 7. С. 788–802.

РЕЗУЛЬТАТЫ МОНИТОРИНГА РАСПРЕДЕЛЕНИЯ УДЕЛЬНОЙ АКТИВНОСТИ ^{137}Cs В ПОЧВАХ ЗОН НАБЛЮДЕНИЯ ЗА ПРЕДПРИЯТИЯМИ ЯДЕРНОГО ТОПЛИВНОГО ЦИКЛА РОСТОВСКОЙ ОБЛАСТИ

Д. В. Иванков, Е. А. Бураева, Т. М. Минкина

Южный федеральный университет,
г. Ростов-на-Дону, Россия
ivankov@sfedu.ru

Искусственные радионуклиды с наступлением века ядерной энергетики, с середины прошлого века, вносят значительный вклад в формирование дозовой нагрузки на окружающую среду. В связи с чем остро стоит вопрос мониторинга распределения искусственных радионуклидов в почвах зон наблюдения за предприятиями ядерного топливного цикла (ЯТЦ).

Большое влияние на содержание искусственных радионуклидов в объектах окружающей среды оказали испытания ядерного оружия и аварии на предприятиях атомной энергетики, самой крупной из которых является авария на Чернобыльской АЭС (26 апреля 1986 года), нанесящая огромный ущерб экологии.

Особый интерес при изучении данного вопроса вызывает искусственный радионуклид – ^{137}Cs . В основном, из-за его длительного периода полураспада (30 лет) и сильного сродства к связыванию с почвой. Огромное количество исследователей со всего мира уделяют ^{137}Cs особое внимание [1, 2, 3, 6].

На сегодняшний день радиологические обследования территорий атомных электростанций пользуются большим спросом среди ученых. Исследователи Китая проводят мониторинг территории Тяньваньской атомной электростанции [4], а исследователи Литвы – Игналинской атомной [5].

Объектами исследования данной работы были почвы зон наблюдения за предприятиями ЯТЦ Ростовской области. На ее территории расположено 2 таких объекта – Ростовская атомная электростанция (РоАЭС) и Федеральное государственное уни-

тарное предприятие «Федеральный экологический оператор» (ФГУП «ФЭО»). Почвенные образцы отбирали в 0–10 сантиметровых прикопках в пятикратной повторности и из почвенных разрезов по слоям: 0–1, 1–3, 3–5, 5–10, 10–15 и далее по 10 см (по 5 разрезов на каждом контрольном участке методом «конверта» на целинных или залежных почвах).

Удельную активность искусственного радионуклида ^{137}Cs в образцах определяли гамма-спектрометрическим методом радионуклидного анализа по фотопику 661,7 кэВ (89,9 %). Минимальная детектируемая активность ^{137}Cs составляет 0,5 Бк/кг. Погрешность определения удельной активности ^{137}Cs не превышала 15%.

Для того чтобы оценить уровень поверхностной загрязненности в почвах предприятий ЯТЦ Ростовской области искусственным (^{137}Cs) радионуклидам, определили его содержание в верхнем, 0–10 см слое почвы.

В целом, как видно из рисунка 1, на исследуемых территориях загрязненность верхнего (0–10 см) слоя удельной активностью ^{137}Cs варьирует в широких пределах от минимального значения в 0,5 Бк/кг до 34,4 Бк/кг при среднем содержании 13,7 Бк/кг. Это

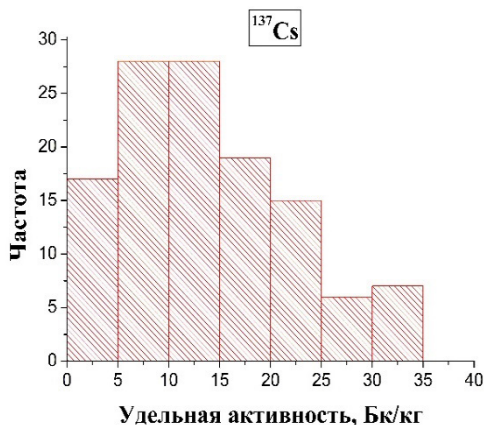


Рисунок 1 – Общее распределение удельной активности ^{137}Cs в почвах зон наблюдения за предприятиями ЯТЦ Ростовской области (слой 0–10 см) ($n = 120$).

связано в первую очередь с неравномерным выпадением данного радионуклида на земную поверхность при инцидентах на предприятиях ЯТЦ.

На рисунке 2 представлено распределения ^{137}Cs в 0–10 см слое разных почв в зонах наблюдения.

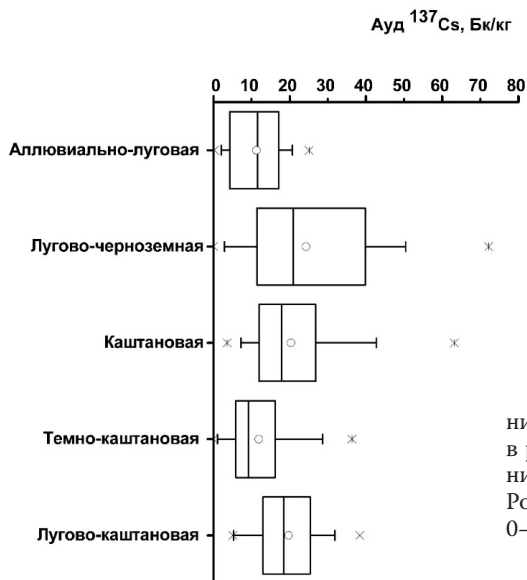


Рисунок 2 – Распределение удельной активности ^{137}Cs в разных почвах зон наблюдения за предприятиями ЯТЦ Ростовской области (слой 0–10 см)

Как видно из рисунка 2, наибольшее содержание удельной активности ^{137}Cs зафиксировано в лугово-черноземной почве (территория наблюдения ФГУП «ФЭО») и составляет $72,2 \pm 7,2$ Бк/кг при среднем содержании $24,4 \pm 2,5$ Бк/кг, что также является наибольшим средним значением среди всех почв. Наименьшее среднее значение удельной активности ^{137}Cs установлено в аллювиально-луговой почве (территория наблюдения РоАЭС, пойма реки Дон) – $11,3 \pm 1,1$ Бк/кг. Подобное распределение можно объяснить наибольшим (4,8 %) и наименьшим (1,6 %) содержанием в 0–10 см слое данных почв гумуса [7].

На рисунках ниже представлено распределение удельной активности ^{137}Cs в аллювиально-луговой (рис. 3) и темно-каштановой (рис. 4) почвах с 2003 по 2017 года.

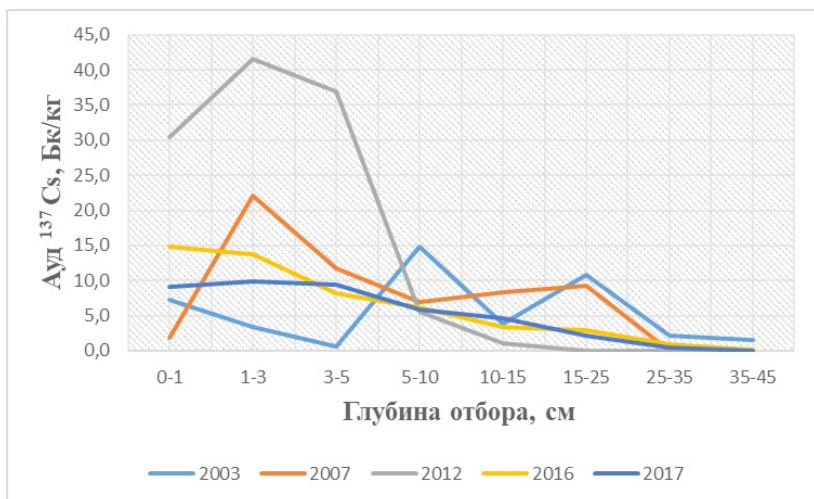


Рисунок 3 – Распределение удельной активности ^{137}Cs в аллювиально-луговой почве с 2003 по 2017 год

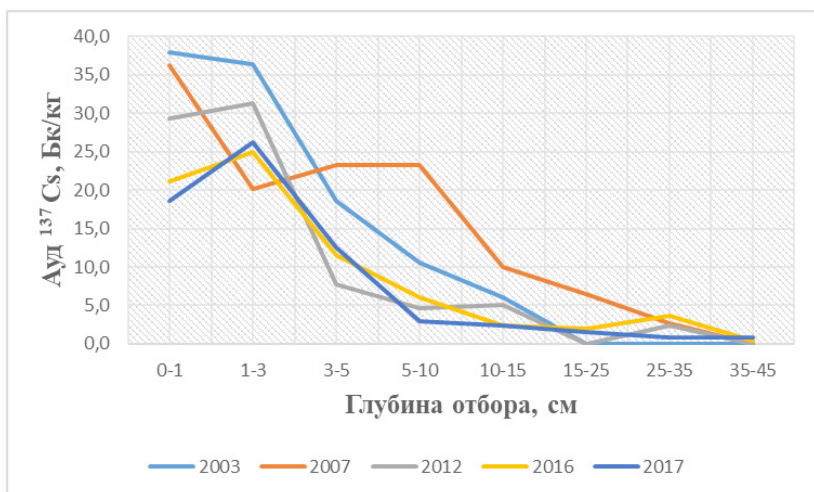


Рисунок 4 – Распределение удельной активности ^{137}Cs в темно-каштановой почве с 2003 по 2017 год

Как видно из рисунка 3 распределение удельной активности ^{137}Cs в аллювиально-луговой почве меняется незначительно и только в 2012 году виден всплеск содержания ^{137}Cs . В то время как в том же году на темно-каштановой почве никакого всплеска не происходит (рис. 4). Это можно объяснить расположением аллювиально-луговой почвы в пойме реки и возможным поднятием грунтовых вод и капиллярной влаги. Также хочется отметить скачкообразное поведение ^{137}Cs по профилю аллювиально-луговой почвы, объясняемое чередованием в профиле слоев с разным гранулометрическим составом и содержанием гумуса.

Результаты мониторинга распределения удельной активности ^{137}Cs в почвах зон наблюдения за предприятиями ядерного топливного цикла Ростовской области показывают, что начиная с 2000 года (предпусковой мониторинг Ростовской АЭС) наблюдается незначительная тенденция к снижению содержания удельной активности изучаемого искусственного радионуклида.

Литература

1. Guo J. et al. Accumulation rates and chronologies from depth profiles of ^{210}Pb and ^{137}Cs in sediments of northern Beibu Gulf, South China sea // Journal of environmental radioactivity. 2020. V. 213. P. 106136.
2. Kato H. et al. Six-year monitoring study of radiocesium transfer in forest environments following the Fukushima nuclear power plant accident // Journal of environmental radioactivity. 2019. V. 210. P. 105817.
3. Lopez-Perez M. et al. Natural and artificial gamma-emitting radionuclides in volcanic soils of the Western Canary Islands // Journal of Geochemical Exploration. 2021. V. 229. P. 106840.
4. Lu J. et al. The investigation of ^{137}Cs and ^{90}Sr background radiation levels in soil and plant around Tianwan NPP, China // Journal of environmental radioactivity. 2006. V. 90. № 2. P. 89–99.
5. Lukšienė B. et al. Distribution of artificial gamma-ray emitting radionuclide activity concentration in the top soil in the vicinity of the Ignalina Nuclear Power Plant and other regions in Lithuania // Science of the total environment. 2012. V. 439. P. 96–105.
6. Murugan R. et al. Measurement of uranium isotope ratios in Fukushima-accident contaminated soil samples using multi collector inductively coupled plasma mass spectrometry // Journal of Environmental Radioactivity. 2021. V. 232. P. 106568.
7. Иванков Д. В. Распределение радионуклидов в почвах территорий предприятий ядерной топливной энергетики Ростовской области: диплом. работа. Южный федеральный университет. Ростов-на-Дону, 2020. 66 с.

ОЦЕНКА ТОКСИКАЦИИ СВЕТЛО-КАШТАНОВЫХ ПОЧВ

В. Н. Капля, А. А. Околелова

Волгоградский государственный технический университет,
г. Волгоград, Россия
veronikazaikina@mail.ru

Оценка токсикации светло-каштановых почв поллютантами (нефтепродукты, НП и тяжелые металлы, ТМ), представлена на примере светло-каштановых глинистой и песчаной почв г. Волжского Волгоградской области, с использованием таких биоиндикаторов как дождевые черви рода *Lumbricus rubellus* и гриб рода *Botrytis cinerea*. Установлено, что показателями биоиндикации загрязнения почв являются: выживаемость (смертность) дождевых червей рода *Lumbricus rubellus*, общее микробное число светло-каштановой почвы и масса мицелия гриба рода *Botrytis cinerea*.

Одним из биоиндикаторов служили красноватые дождевые черви рода *Lumbricus rubellus*, в связи с их чувствительностью к нефтепродуктам и тяжелым металлам, типичностью их обитания в зональных почвах Волгоградской области, и возможностью оперативного установления токсикации почв. Длина червей составляет 7–15 см. Это типичный обитатель почв на небольшой глубине, относящийся к типу кольчатых – *Annelides* [1, 4].

Другим биоиндикатором был выбран гриб рода *Botrytis cinerea*, в связи с тем, что он поражает различные растения (томаты, землянику, виноград и др.) и у него хорошая способность к росту в лабораторных условиях. *Botrytis cinerea* – фитопатогенный гриб, являющийся возбудителем серой гнили на растениях, который был принят в качестве модельной системы в молекулярной фитопатологии [2, 3, 6, 7].

Объекты и методы исследования. Объекты исследования расположены в г. Волжском. Это светло-каштановые глинистая (АЗС № 1) и песчаная (АЗС № 3) почвы. Отбор проб и подготовку почв к анализу проводили согласно ГОСТ 17.4.3.01-2017.

Для эксперимента с грибом рода *Botrytis cinerea* предварительно готовили водную вытяжку из 2 почвенных образцов по методу Е. В. Аринушкиной согласно ГОСТ 26423-85. Валовые формы Cu, Ni, Zn (сумма TM_{Σ}) в почве определяли рентгенофлуорисцентным методом на приборе «Спектроскан МАКС-GV» согласно ГОСТ 33850-2016. Водорастворимые формы Cu и Ni определены фотометрическим методом на приборе «Спектрофотометр UNICO 2100», Zn – флуориметрическим методом на анализаторе жидкости «Флуорат-02-3М». Содержание НП в почве и водной вытяжке определяли на приборе «Концентратомер КН-2М». Концентрацию органического углерода (гумуса) анализировали по И. В. Тюрину в модификации ЦИНАО на спектрофотометре СФ-14 по ГОСТУ 26213-91 [3].

Для оценки влияния нефтепродуктов и тяжелых металлов на выживаемость дождевых червей в светло-каштановых почвах использовали 12 прозрачных пластиковых кювет объемом 500 мл, в которые помещали по 400 г и 30 мл дистиллированной воды – 1 вариант опыта (без хитозана), дополнительно к вышеперечисленным компонентам добавляли 30 г хитозана – 2 вариант опыта. Двукратная повторность, температура 19–21 °С. Контроль состоял из двух кювет, в которые было внесено 400 г светло-каштановой глинистой почвы и 30 мл воды. В каждую кювету на поверхность было внесено по 10 дождевых червей (*Lumbricus rubellus*). Выживаемость определяли с учетом смертности червей во время опыта.

Для культивирования *B. cinerea* посуду и среды стерилизовали соответственно сухим жаром и текучим паром в автоклаве при давлении 1,0 атм. Затем в колбы добавляли по 50 мл питательной среды Чапека и разные разведения из водных вытяжек 2 почвенных образцов в 3-х кратной повторности: 10^{-2} , 10^{-3} , 10^{-4} . В контрольные колбы в стерильных условиях вносили по 50 мл питательной среды Чапека. После этого готовили суспензию конидий *B. cinerea* в питательной среде, содержащую 10^3 КОЕ/мл, и добавляли 250 мкл суспензии в каждую колбу. Через 10–14 суток, подсчитывали общее микробное число (ОМЧ) почвы и массу мицелия гриба, и сравнивали их с контролем [5].

Результаты и их обсуждение

Оценка токсикации почв с помощью дождевых червей *Lumbricus rubellus*. Эксперимент без хитозана. Первые 3 дня черви были живы во всех кюветах. Гибель червей в обеих исследуемых почвах началась на 4 день: 2 из 10 червей. На 5 день погибло 6 червей в песчаной почве с АЗС № 3, в глинистой почве с АЗС № 1 – 5. На 6 день умерло 9 червей в почве с АЗС № 3, в почве с АЗС № 1 – 8. Через неделю погибли все 10 червей в опытах без хитозана (табл. 1).

Таблица 1 – Выживаемость дождевых червей рода *Lumbricus rubellus* в светло-каштановых почвах, загрязненных НП и ТМ, %

Время опыта, дни	Количество выживших червей								
	Контроль			Без хитозана			С хитозаном		
	I	II		I	II	Средн.	I	II	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Глинистая почва, АЗС № 1, НП = 135 мг/кг, ТМ _Σ = 188,19 мг/кг (Cu – 55,79 мг/кг; Ni – 55,34 мг/кг; Zn – 77,06 мг/кг)									
1	10	10	10	10	10	10	10	10	10
4	10	10	10	8±0,71	9±0,71	8±0,71	10	10	10
5	10	10	10	4±1,41	6±1,41	5±1,41	10	10	10
6	10	10	10	2±0,71	3±0,71	2±0,71	10	10	10
7	10	10	10	0	0	0	10	10	10
31	10	10	10	0	0	0			
Песчаная почва, АЗС № 3, НП = 202 мг/кг, ТМ _Σ = 242,74 мг/кг (Cu – 37,33 мг/кг; Ni – 43,32 мг/кг; Zn – 162,09 мг/кг)									
1	10	10	10	10	10	10	10	10	10
4	10	10	10	9±0,71	8±0,71	8±0,71	10	10	10
5	10	10	10	5±0,71	4±0,71	4±0,71	10	10	10
6	10	10	10	2±0,71	1±0,71	1±0,71	10	10	10
7	10	10	10	0	0	0	10	10	10
31	10	10	10	0	0	0			

Эксперимент с хитозаном. В течение недели все черви были живы. Через 31 день погибло 3 червя в глинистой почве с АЗС

№ 1 и 4 – в песчаной почве с АЗС № 3. В контроле погибших червей не наблюдалось в течение 31 дня (табл. 1). Анализ полученных данных показывает, что содержание в почве нефтепродуктов и тяжелых металлов негативно влияет на тест-организм (*Lumbricus rubellus*). В глинистой и песчаной светло-каштановых почвах 100 % смертность отмечена на 7 день. Хитозан эффективно снижает токсичность почв, загрязненных НП и ТМ. Без внесения хитозана в почву с АЗС №1 и с АЗС № 3 черви погибли на 7 день, а при его внесении в почвы АЗС погибло 3–4 червя через 31 день.

Оценка токсикации почв с помощью гриба рода *Botrytis cinerea*. Через 7 дней споры гриба *Botrytis cinerea* начали расти на контроле и в почве АЗС № 3. А через 14 дней выросли на остальных почвах.

Общее микробное число (ОМЧ) почвы (табл. 2). На контроле (только на питательной среде Чапека) ОМЧ составило 245 333 КОЕ / см³ водной вытяжки почвы. Наибольшее ОМЧ почвы выявлено при наибольшем разведении 10⁻⁴ в песчаной почве АЗС № 3 (133 333 КОЕ / см³ водной вытяжки почвы) с большим содержанием НП = 52,00 мг/кг и ТМ_Σ = 9,52 мг/кг, что в 1,84 раза меньше, чем на контроле и в 5,37 раза выше, чем в глинистой

Таблица 2 – Результаты оценки токсикации светло-каштановых почв нефтепродуктами и тяжелыми металлами с помощью гриба рода *Botrytis cinerea*

Объект		Суммарная концентрация ТМ в водной вытяжке почвы (ТМ _Σ), мг/кг		ОМЧ почвы, КОЕ / см ³ водной вытяжки почвы	Масса мицелия гриба <i>Botrytis cinerea</i> , г
1	2	3	4	5	6
Контроль	-	-	-	245333±36961	0,0850±0,0220
АЗС № 1, глинистая почва	17,00	7,99 (Cu – 2,26; Ni – 2,00; Zn – 3,73)	10 ⁻²	6773±3815	0,0573±0,0010
			10 ⁻³	2482±567	0,0466±0,0020
			10 ⁻⁴	24823±5675	0,0683±0,0280
АЗС № 3, песчаная почва	52,00	9,52 (Cu – 1,59; Ni – 2,00; Zn – 5,93)	10 ⁻²	14234±1108	0,0572±0,0010
			10 ⁻³	3243±882	0,0514±0,0008
			10 ⁻⁴	133333±25137	0,0800±0,0120

почве АЗС № 1 (24823). Зависимость общего микробного числа, оцененного по грибу рода *Botrytis cinerea* от концентрации НП в водной вытяжке почвы представлена на рисунке 1, для тяжелых металлов она аналогична.

Наименьшее ОМЧ почвы в светло-каштановых почвах отмечено при среднем разведении 10^{-3} в глинистой почве АЗС № 1 (2482 КОЕ / см³ водной вытяжки почвы), что ниже контроля в 98,84 раза и 1,5 раза ниже, чем в песчаной почве АЗС № 3 (3243). В светло-каштановых почвах выявлена следующая зависимость: общее микробное число (ОМЧ) почвы выше в песчаной почве АЗС № 3 (133 333 КОЕ / см³ водной вытяжки почвы) с большим содержанием НП = 52,00 мг/кг и $ТМ_{\Sigma} = 9,52$ мг/кг и при наибольшем разведении 10^{-4} и ниже в глинистой почве АЗС №1 (24823) при наименьшем разведении 10^{-2} и при меньшем содержании НП = 17,00 мг/кг и $ТМ_{\Sigma} = 7,99$ мг/кг, что возможно обусловлено гранулометрическим составом почвы и большим содержанием Сорг (2,70 %) в почве АЗС № 3 по сравнению с АЗС № 1 – Сорг (0,82 %).

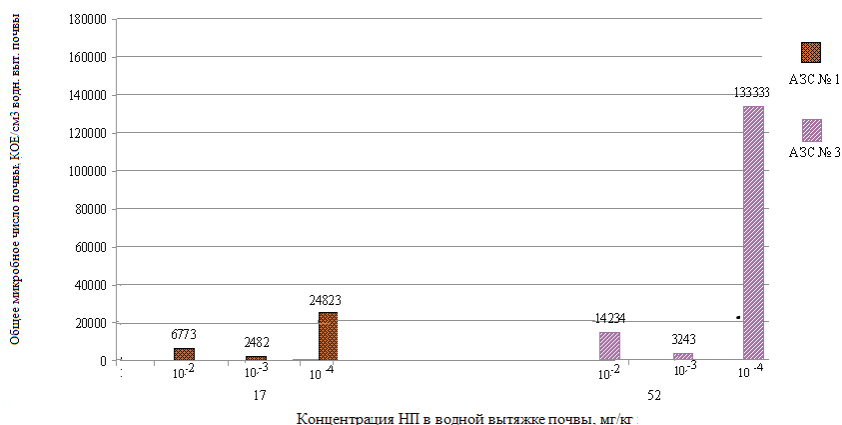


Рисунок 1 – Зависимость общего микробного числа, оцененного по грибу рода *Botrytis cinerea* от концентрации НП в водной вытяжке почвы: 10^{-2} , 10^{-3} , 10^{-4} – разведения

Масса мицелия гриба *Botrytis cinerea*. В контроле масса мицелия гриба *Botrytis cinerea* составила 0,085 г (табл. 2). Зависимость массы мицелия гриба рода *Botrytis cinerea* от концентрации нефтепродуктов (НП) в водной вытяжке почвы, представлена на рисунке 2, для тяжелых металлов она аналогична. Максимальная масса мицелия гриба *B. cinerea* отмечена при наибольшем разведении 10^{-4} в песчаной почве АЗС № 3 (0,0800 г), что ниже в 0,94 раза по сравнению с контролем и выше в 1,17 раза, чем в глинистой почве АЗС № 1 (0,0673). Минимальная масса мицелия гриба *B. cinerea* наблюдается при среднем разведении 10^{-3} в глинистой почве АЗС № 1 (0,0466 г), что ниже в 1,82 раза по сравнению с контролем и ниже в 1,10 раза, чем в почве АЗС № 3 (0,0514).

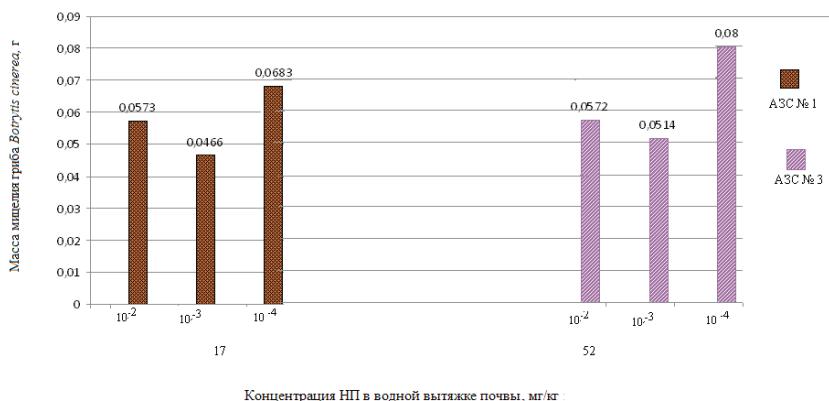


Рисунок 2 – Зависимость массы мицелия гриба рода *Botrytis cinerea* от концентрации НП в водной вытяжке почвы: 10^{-2} , 10^{-3} , 10^{-4} – разведения

Литература

1. Гимадеев М. М., Щеповских А. И. Экологический энциклопедический словарь. Казань: Природа, 2000. 544 с.
2. Мир растений. Т. 2 / под ред. Горленко М. В. М.: Просвещение, 1991. 475 с.

3. Околелова А. А., Заикина В. Н. Биоиндикация загрязненных нефтью светло-каштановых почв // Естественно-гуманитарные исследования. Краснодар, 2017. № 17. С. 16–23.
4. Прохоров А. М. Большой энциклопедический словарь. Санкт-Петербург: Норинт, 2004. 1456 с.
5. Теппер Е. З., Шильникова В. К., Переверзева Г. И. Практикум по микробиологии. М.: Дрофа, 2004. 120 с.
6. Francisco Javier Ferna'ndez-Acero, Thomas Colby, Anne Harzen, Maria Carbu', Ursula Wieneke, Jesu's Manuel Cantoral1 and Ju.rgen Schmidt. 22-DE proteomic approach to the Botrytis cinerea secretome induced with different carbon sources and plant-based elicitors // Proteomics № 10, 2010, pp. 2270–2280.
7. Lin Zhang, Jinkui Yang, Qiuhong Niu, Xuna Zhao, Fengping YeLianming Liang, Ke-Qin Zhang. Investigation on the infection mechanism of the fungus Clonostachys rosea against nematodes using the green fluorescent protein // Applied Microbiology and Biotechnology, Volume 78, Issue 6, 2008, pp. 983–990.

ОЦЕНКА ФУНКЦИЙ ДЫХАНИЯ ПОЧВ ПОД ВЛИЯНИЕМ ТРАНСПОРТНОЙ НАГРУЗКИ

Ж. Д. Кенжин, А. П. Хаустов

Департамент экологической безопасности и менеджмента качества
продукции, Институт экологии, Российский университет дружбы народов,
г. Москва, Россия
kenzhin_zh@pfur.ru

Введение

Оценка влияния, интенсивности автотранспортных потоков и последующего уровня, техногенной нагрузки, может быть тесно взаимосвязана с анализом динамики почвенного дыхания, как одного из маркеров, вклада в изменение состояния геохимической среды.

Одним из наиболее чувствительных показателей, активности автотранспортных выхлопов, является генерация CO_2 . Как показывают исследования, образование CO_2 относят к наиболее надежным маркерам техногенных потоков веществ [7]. На основании имеющегося объема данных возможности разделения генерации CO_2 на техногенные и природные источники, был

применен подход оценки, интенсивности почвенного дыхания в закономерности поступления CO_2 , в их непосредственной связи с автотранспортными потоками. Как правило различными авторами [2]; [5] рассматривается зависимость генерации CO_2 в условиях агроценозов, окультуренных и естественных ландшафтов, техногенных территорий относящихся к производственным и индустриальным объектам [6]. Имеются отдельные работы, посвященные точечному поступлению CO_2 , от производственных объектов [4]. При этом меньше всего работ посвящено исследованию оценки функций дыхания почв и, напрямую зависящих от длительного проявления транспортной нагрузки.

Методы исследования

Методический подход в определении генерации CO_2 и связанного с ним почвенного дыхания, был проведен, в рамках международной программы экологизации ВУЗов, UI Green Metric, Зеленый Кампус, [8]. Объектом исследования выступила территория, университетского кампуса, Российского университета дружбы народов.

По данным установленных дополнительных транспортных нагрузок, ул. Миклухо-Маклая, приведенных в исследовании Боевой [1], территория кампуса РУДН, была поделена на 3-ри условные зоны, в зависимости от уровня нагрузки автотранспортных потоков: административную зону университета, лесопарковую зону и территорию автотрассы. Скорость потока CO_2 , в атмосферном воздухе была измерена, при помощи газоанализатора ГАНГ 4 (АР), с применением измерительного щупа. Для замера уровня содержания CO_2 , были использованы аттестованные методики определения массовой концентрации вредных веществ, в атмосферном воздухе, [3].

Интенсивность почвенного дыхания ($\text{мг CO}_2/\text{м}^2/\text{ч}$) рассчитывали по наклону кривой накопления CO_2 с учетом объема системы, площади основания камеры и температуры почвенного воздуха. Для оценки суточной динамики были проведены измерения 3–4 раза в сутки: утром, днем, вечером и ночью.

Результаты исследования

Как показали результаты инструментальных замеров, суточного распределения концентрации CO_2 , в поверхностном почвенном слое и атмосферном воздухе, наибольший показатель был выражен в дневное и вечернее время, наименьший в ночной и утренний периоды (рис. 1). Максимальное выделение, как правило, фиксировалось во второй половине суток (с 12 до 22 ч), минимальное зарегистрировано в ночные часы (с 2 до 6 ч), а близкое к среднесуточному наблюдалось в 9–10 ч.

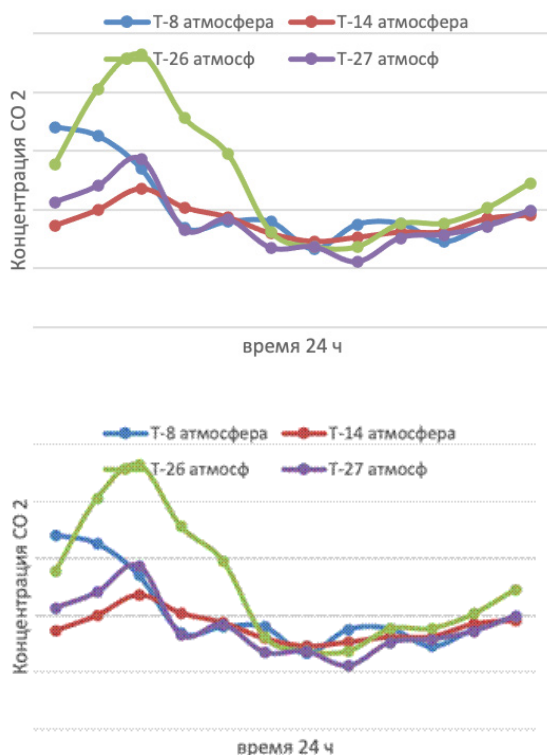


Рисунок 1 – Суточный прирост концентраций CO_2 , в точках зоны лесопарка, автотрассы и социально-административной зоны

Как видно из данных диаграммы расчет прибавки прироста внутрисуточных изменений величины дыхания почвы составил, как правило, 25–43 % от среднесуточной, а пики изменения продуцирования CO_2 в почве отличались на 1–3 ч.

Средняя концентрация CO_2 , в 3-х зонах территориии кампуса РУДН, имела увеличение, в поверхностном почвенном покрове автотрассы, в сравнении с аккумуляцией в атмосферном воздухе (рис. 2).

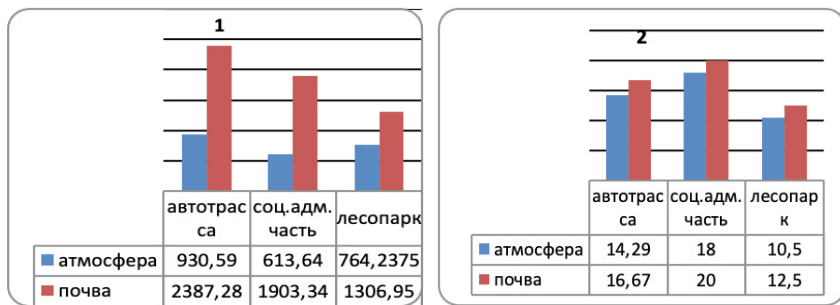
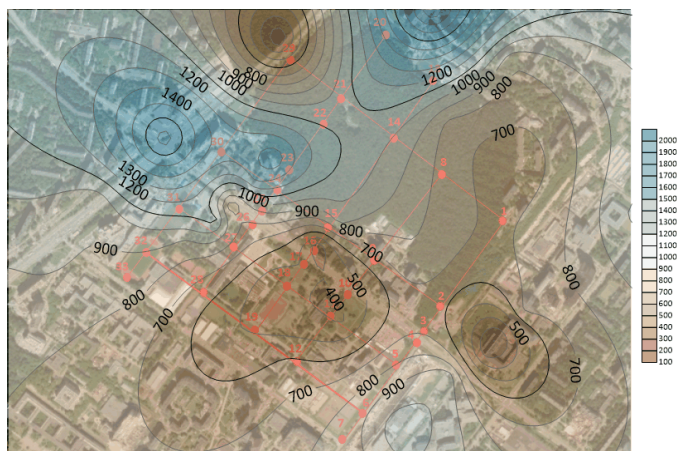


Рисунок 2 – 1 – средняя, 2 – процентная концентрация генерации CO_2 , в приземном атмосферном воздухе и поверхностном почвенном слое 3-х зон анализа, территории кампуса РУДН

По результатам диаграммы, мы видим, отличия средних и процентных концентраций. Процентное соотношение CO_2 , выражено более равномерной генерацией, в социально-административной и лесопарковой зонах. Но все же имеется преобладание в районе социально-административной и автотранспортной зон. Отдельно, стоит обратить внимание, на естественные процессы генераций, условно чистая зона, лесопарка, характеризовалась, равномерным приростом концентраций CO_2 , независимой от ездовых циклов периодов транспорта. Как показывают, исследования [5] эмиссия CO_2 из почв, или почвенное дыхание, формируется дыханием корней и микробным разложением органического вещества почвы, отмерших растительных остатков и органических веществ, продуцируемых вегетирующими корнями, а также, в меньшей степени, дыханием животных.

Пространственное распределение, концентрации CO_2 территории кампуса РУДН, выделило максимум в нескольких точках, прилегающих к автодороге ул. Миклухо-Маклая и Ленинского проспекта, в атмосферном воздухе. Распределение генерации CO_2 , в почвенном покрове, имело увеличенную интенсивность, в отдельных точках, расположенных, вдоль территории автотрассы (рис. 3).

1



2

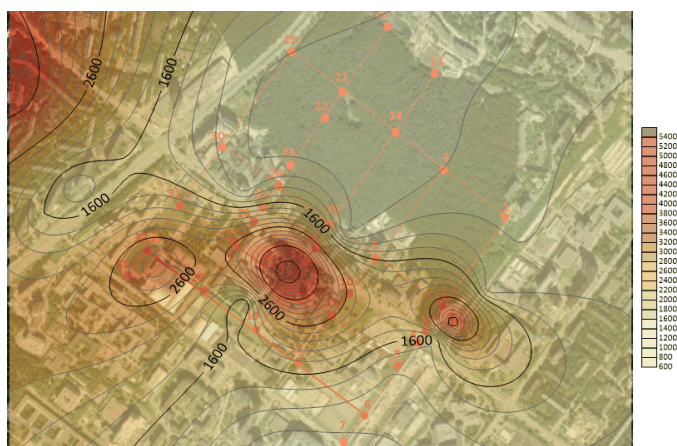


Рисунок 3 – Распределение концентрации CO_2 , на территории кампуса РУДН
1 – атмосферный воздух; 2 – поверхностный почвенный слой

Как видно, из рисунка выше, выделяются отдельные точки генерации диоксида углерода в точках территории кампуса, приуроченных к зонам автотранспортных магистралей. Картографические данные концентрации диоксида углерода, совпадают, с данными суточных замеров, генерации CO_2 , в поверхностном почвенном покрове и атмосферном воздухе, что может доказывать весомый вклад автотранспортных средств и служить своего рода маркером нагрузки автотранспортных потоков.

Выводы

Согласно данным оценки анализа, почвенного дыхания, в точках мониторинга кампуса РУДН, удалось определить различия генерации диоксида углерода, как одного из наиболее чувствительных парниковых газов, в зонах разной степени транспортной нагрузки, кампуса РУДН.

Применение суточного цикла движения автотранспортных средств, выявило закономерность концентрации CO_2 , при различной динамике движения транспорта. Этот факт доказывает необходимость оценки автотранспортного вклада в поступлении веществ как фактора, взаимобмена в системе атмосфера – почва.

Литература

1. Боева Д. В., Хаустов А. П. Оценка влияния автотранспорта на территорию кампуса Российского университета дружбы народов // Вестник Российского университета дружбы народов. Сер.: «Экология и безопасность жизнедеятельности». 2018. № 4. С. 419–430.
2. Курганова И. Н., Кудеяров В. Н. Оценка потоков диоксида из почв таежной зоны России // Почвоведение. 1998. № 9. С. 1058–1070.
3. Методика измерения массовой концентрации вредных веществ в атмосферном воздухе газоанализатором ГАНК-4. МВИ-4215-002-56591409-2009.
4. Саржанов Д. А., Васенев В. И., Сотникова Ю. А., Тембо А., Васенев И. И., Валентини Р. Краткосрочная динамика и пространственная неоднородность эмиссии CO_2 почвами естественных и городских экосистем центрально-черноземного региона // Почвоведение. 2015. № 4. С. 469–478.
5. Суховеева О. Э., Курганова И. Н., Лопес де Гереню В. О., Сапронов Д. В. Моделирование потоков углерода в агроэкосистемах. Материалы Пятой конференции «Математическое моделирование в экологии». ЭкоМатМод-2017. г. Пушкино. Россия.

6. Сморкалов И. А., Воробейчик Е. Л. Почвенное дыхание лесных экосистем в градиентах загрязнения среды выбросами медеплавильных заводов // Экология. 2011. № 6. С. 429–435.

7. Смагин А. В. Газовая фаза почв. М.: МГУ, 2005. 301 с.

8. Green Metrics World University Ranking (UI Green Metric World University Ranking 2017) // URL: <https://greenmetric.ui.ac.id>

ОЦЕНКА ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВ ЛЕСОСТЕПНОЙ ЗОНЫ ОМСКОЙ ОБЛАСТИ СОЕДИНЕНИЯМИ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ И МЫШЬЯКОМ В РАМКАХ ПРОВЕДЕНИЯ ИНЖЕНЕРНО-ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИЗЫСКАНИЙ

**Е. В. Клевакина, Н. Н. Жаркова,
Д. А. Долгова**

ФГБОУ ВО Омский ГАУ, г. Омск, Россия
nn.zharkova@omgau.org

В настоящее время в нашей стране, как и во всем мире, сельское хозяйство и промышленность оказывают значительное воздействие на почвогрунты в связи с антропогенной деятельностью. В связи с этим возникает необходимость оценки степени загрязнённости территорий при составлении прогнозов возможности их дальнейшего использования или восстановления. Поэтому организация и проведение инженерно-экологических изысканий является актуальной практической задачей на стадиях разработки предпроектной и проектной документации в соответствии с действующим экологическим законодательством [3, 4]. Одним из элементов инженерно-экологических изысканий является анализ почвогрунтов обследуемой территории. Это обусловлено необходимостью получения сведений о состоянии почвы и грунтов с целью определения пригодности территории для планируемых видов деятельности, так как почвогрунты являются важной составляющей окружающей среды, выполняя глобальные и биогеоценотические функции [5].

Цель исследований – дать оценку загрязнения почв лесостепной зоны Омской области соединениями тяжелых металлов и мышьяком в рамках проведения инженерно-экологических изысканий.

Исследования почв проводились в рамках инженерно-экологических изысканий в трёх районах лесостепной зоны Омской области (Тюкалинском, Называевском и Омском) в 2015–2020 гг., с целью определения возможности их дальнейшего использования. Объектом исследований были почвы лесостепной зоны Омской области.

Пробы почв отбирали согласно ГОСТ 17.4.3.01-2017 «Охрана природы. Почвы. Общие требования к отбору проб», ГОСТ 17.4.4.02-2017 «Охрана природы. Почвы. Методы отбора и подготовки проб для химического, бактериологического, гельминтологического анализа».

Отбор проб и камеральная обработка проводились в ЗАО Проектный институт реконструкции и строительства объектов нефти и газа (ЗАО «ПИРС»). Определение содержания тяжелых металлов и мышьяка проводили в лаборатории ФГБУ «Центр агрохимической службы «Омский». В ходе исследований в почвенных пробах определяли валовые формы тяжелых металлов (Cu, Zn, Cd, Pb, Ni) атомно-абсорбционным методом согласно ПНД Ф 16.1:2.3:3.11-98 «Количественный химический анализ почв. Методика выполнения измерений содержания металлов в твёрдых объектах методом спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой». Содержание ртути в почве определяли методом беспламенной атомной абсорбции в соответствии с М-МВИ-80-2008 «Методика выполнения измерений массовой доли элементов в пробах почв, грунтов и донных отложений методами атомно-эмиссионной и атомно-абсорбционной спектрометрии». Мышьяк определяли фотометрическим методом.

В ходе исследований были отобраны фоновые пробы почв на ненарушенных землях на расстоянии не менее 500 м от ближайшего техногенного объекта с целью определения локального геохимического фона.

Степень загрязнения тяжелыми металлами определяли сопоставлением их концентраций в исследуемом материале с локальным геохимическим фоном, а также с установленными

ПДК и ОДК [1]. Интегральную оценку степени загрязнения тяжелыми металлами выполняли по суммарному показателю загрязнения [2].

На исследуемых территориях, для оценки экологического состояния почв как компонента окружающей среды, способного накапливать загрязняющие вещества, было проведено определение содержания в почвах и грунтах неорганических токсикантов 1 (цинк, свинец, кадмий, мышьяк, ртуть) и 2 (никель, медь) класса опасности (ГОСТ 17.4.1.02-83 «Классификация химических веществ для контроля загрязнения»).

В Тюкалинском районе отбор почвенных проб проводился на двух объектах (табл. 1). В ходе исследований было отобрано 15 образцов. На исследованной территории количественное содержание цинка в пробах почв и грунтов находилось в пределах 56,0–59,2 мг/кг, свинца – 12,77–12,82 мг/кг, кадмия – 0,54–0,58 мг/кг, мышьяка – 7,11–9,6 мг/кг, ртути – 0,018–0,023 мг/кг, никеля – 45,5–51,2 мг/кг, меди – 35,6–36,6 мг/кг (табл. 1). Почвы и грунты участка изысканий имели суглинистый гранулометрический состав и характеризовались слабокислыми, нейтральными и слабощелочными значениями pH (5,3–7,36).

Для оценки уровня загрязнения почв и грунтов использовался коэффициент концентрации относительно ОДК (ПДК), который равен отношению фактического содержания i -го загрязняющего элемента в исследуемом объекте к его ОДК (ПДК) с учетом гранулометрического состава и кислотности почв. Опасность химического загрязнения почв и грунтов тем выше, чем больше фактическое содержание загрязняющего вещества в почве превышает величины ОДК (ПДК), или чем больше величина $K_{\text{ОДК(ПДК)}}$ превышает единицу.

Результаты исследований показали, что в почвах и грунтах Тюкалинского района содержание тяжелых металлов и мышьяка не превышало ОДК (ПДК). Коэффициенты концентрации относительно ОДК (ПДК) были ниже единицы (табл. 1).

В связи с отсутствием фактических данных по регионально-фоновому содержанию контролируемых химических элементов в почве, в качестве фоновых значений были приняты ори-

Таблица 1 – Среднее содержание валовых форм тяжелых металлов и мышьяка в почвах лесостепной зоны Омской области в 2015–2020 гг., мг/кг

Участок геоэкологического опробования	Hg	As	Pb	Cd	Cu	Zn	Ni
Тюкалинский район, объект №1	<u>0,023 *</u> <u>0,01 **</u>	<u>9,6</u> <u>0,96</u>	<u>12,82</u> <u>0,09</u>	<u>0,58</u> <u>0,28</u>	<u>36,6</u> <u>0,28</u>	<u>59,2</u> <u>0,27</u>	<u>51,2</u> <u>0,64</u>
Тюкалинский район, объект №2	<u>0,018</u> <u>0,009</u>	<u>7,11</u> <u>0,71</u>	<u>12,77</u> <u>0,09</u>	<u>0,54</u> <u>0,27</u>	<u>35,6</u> <u>0,27</u>	<u>56,0</u> <u>0,25</u>	<u>45,5</u> <u>0,57</u>
Омский район, объект №1	<u>0,10</u> <u>0,05</u>	<u>3,55</u> <u>0,36</u>	<u>16,25</u> <u>0,13</u>	<u>0,20</u> <u>0,10</u>	<u>13,48</u> <u>0,10</u>	<u>43,13</u> <u>0,20</u>	<u>21,75</u> <u>0,27</u>
Называевский район, объект №1	<u>0,018</u> <u>0,01</u>	<u>7,11</u> <u>0,71</u>	<u>12,77</u> <u>0,09</u>	<u>0,54</u> <u>0,27</u>	<u>35,6</u> <u>0,27</u>	<u>56,0</u> <u>0,25</u>	<u>45,5</u> <u>0,57</u>
Называевский район, объект №2	<u>0,025</u> <u>0,01</u>	<u>6,64</u> <u>0,66</u>	<u>10,46</u> <u>0,08</u>	<u>0,55</u> <u>0,28</u>	<u>28,8</u> <u>0,22</u>	<u>47,0</u> <u>0,21</u>	<u>41,0</u> <u>0,51</u>
ПДК	2,1	-	-	-	-	-	-
ОДК ¹	-	10	130	2,0	132	220	80
Фон	0,1	2,2	15	0,12	15	45	30
ГК ²	0,083	1,7	16	0,13	47	83	58

Примечание: * – среднее содержание элемента в почве; ** – коэффициент концентрации относительно ОДК (ПДК); ¹ – ориентировочно допустимая концентрация; ² – геохимический кларк твердой земной коры по А. П. Виноградову.

ентировочные значения, приведённые в таблице 1 СП 11-102-97 для дерново-подзолистых суглинистых почв. Фактические концентрации загрязняющих веществ в почвах Тюкалинского района превышали фоновые значения по мышьяку в 3,2–4,4 раза, кадмию в 4,5–4,8 раз, меди в 2,4 раза, цинку в 1,24–1,32 раза и никелю в 1,52–1,71 раз (табл. 1).

В Омском районе отбор проб проводился на одном объекте, количество отобранных проб четыре (табл. 1). Почвы Омского района имели суглинистый и супесчаный гранулометрический состав, значения pH изменялись от 5,9 до 6,7 (слабокислые и нейтральные). Сравнивая содержание тяжелых металлов с фоном, превышения были отмечены по мышьяку (в 1,6 раза) и кадмию – (в 1,7 раза). Превышений ПДК и ОДК в почвенных образцах Омского района не было отмечено (табл. 1).

В Называевском районе отбор почвенных проб проводился на двух объектах, было отобрано 15 образцов (табл. 1). Почвы Называевского района суглинистого гранулометрического состава, значения рН изменялось от 3,92 до 8,28. В исследуемых пробах превышений нормативных значений (ПДК и ОДК) не отмечалось. Коэффициенты концентрации относительно ОДК (ПДК) были ниже единицы.

По результатам выполненных исследований почвенных образцов в трёх районах лесостепной зоны Омской области установлено, что пробы почво-грунтов (суглинистого и супесчаного состава), отобранные на изыскиваемых участках, в объёме проведённых испытаний соответствуют требованиям СанПиНа 2.1.3684-21. Превышений установленных нормативов (ПДК и ОДК) ни на одном объекте не было выявлено.

Оценка уровня химического загрязнения почв и грунтов как индикатора неблагоприятного воздействия на здоровье населения проводится согласно СП 11-102-97 по показателям, разработанным при сопряженных геохимических и гигиенических исследованиях окружающей среды с действующими источниками загрязнения. Такими показателями интенсивности загрязнения, отражающими уровень и структуру загрязнения, являются коэффициент концентрации химического элемента (K_{ci}) и суммарный показатель химического загрязнения (Z_c).

Коэффициент концентрации химического элемента определяется отношением фактического содержания определяемого компонента в почве (C_i , мг/кг) к региональному фоновому C_{fi} :

$$K_{ci} = C_i / C_{fi} \quad (1)$$

где C_i – фактическое содержание i -го химического элемента в почвах и грунтах, мг/кг; C_{fi} – региональное фоновое содержание i -го химического элемента в почвах и грунтах, мг/кг.

Согласно СП 11-102-97 Z_c определяется как сумма коэффициентов концентрации химических элементов и может быть выражен формулой (2):

$$Z_c = K_{c_1} + \dots + K_{c_i} + \dots + K_{c_n} - (n-1) \quad (2)$$

где n – число определяемых компонентов; K_{ci} – коэффициент концентрации i -го загрязняющего компонента, равный кратно-

сти превышения содержания данного компонента над фоновым значением.

В таблице 2 представлены коэффициенты концентрации тяжелых металлов и мышьяка в почвах и грунтах (Кс) и суммарный показатель загрязнения (Zс) исследуемых почв и грунтов.

Таблица 2 – Суммарный показатель загрязнения почв лесостепной зоны Омской области

Участок геоэкологи- ческого опробывания	Коэффициент концентрации (Ксi)							Zс	Категория загрязнения (согл. СанПиНом 2.1.3684-21)
	1 класс опасности					2 класс опасности			
	Hg	As	Pb	Cd	Zn	Cu	Ni		
Тюкалинский район, объект №1	0,23	4,36	0,85	4,83	1,32	2,44	1,71	9,74	допустимая
Тюкалинский район, объект №2	0,18	3,23	0,85	4,50	1,24	2,37	1,52	7,90	допустимая
Омский район, объект №1	1,00	1,61	1,08	1,67	0,90	0,96	0,73	1,95	допустимая
Называевский район, объект №1	0,18	3,23	0,85	4,50	2,37	1,24	1,52	7,90	допустимая
Называевский район, объект №2	0,25	3,02	0,70	4,58	1,92	1,04	1,37	6,88	допустимая

В пробах почвогрунтов Тюкалинского, Омского и Называевского районов Омской области, отобранных на участках изысканий, величина суммарного показателя загрязнения Zс составила менее 16 (табл. 2). Согласно оценочной шкале степени химического загрязнения данные почвы относятся к категории «допустимая» (Zс менее 16) по уровню загрязнения тяжелыми металлами. Таким образом, возможно использование данных почвогрунтов без ограничений, исключая объекты повышенного риска.

Литература

1. СанПИН 1.2.3685-21 Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания. М.: ЦЕНТРМАГ, 2021. 736 с.
2. СП 11-102-97 Инженерно-экологические изыскания для строительства. М.: ПНИИИС Госстроя России, 1997. 42 с.
3. Lonzing A. V. Position of engineering and environmental survey of subsoils in the complex of preliminary permissions at new construction // *Nauka i Mir*. 2014. № 2(6). P. 238–240 (in Russian).
4. Novykh L. L. Modern problems of soil research during engineering and environmental surveys // *Vestnik TGU*. 2014. V. 19. No 5. P. 1466–1449 (in Russian).
5. Okolelova A. A., Zheltobryukhov V. F., Sazhin V. N., Kozhevnikova V. P. Semi-element detoxification of soils: monograph. Volgograd: VolgGTU, 2015. 148 p. (in Russian).

ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ТРАНСФОРМАЦИЯ ПОЧВЕННОГО ПОКРОВА В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ ПРЕДПРИЯТИЙ УГЛЕДОБЫЧИ

**Е. Ю. Константинова, Д. Г. Невидомская,
Е. П. Пуликова, А. В. Барахов**

Южный федеральный университет,
г. Ростов-на-Дону, Россия
konstantliza@gmail.com

Восточный Донбасс является крупнейшей топливно-энергетической базой Юга России. Добыча угля на данной территории продолжалась более двух веков, но к концу XX в. эксплуатация большинства шахт региона была завершена [6]. Многолетнее размещение вскрышных пород и отходов угледобычи привело не только к изъятию высокопродуктивных земель из сельскохозяйственного оборота, подъему уровня подземных вод, подтоплению и заболачиванию территории, выбросам газов, активизация микросейсмических явлений, но и к ухудшению состояния сопредельных компонентов ландшафта вследствие загрязнения [2].

Техногенное поступление элементов является значимым фактором изменения геохимических потоков [9]. Ранее было пока-

зано, что техноземы, сформированные на поверхности угольных отвалов, существенно отличаются от естественных почв степной зоны Ростовской области по элементному и минералогическому составу [7]. Цель данного исследования состоит в анализе степени техногенной геохимической трансформации почв в зоне воздействия разновозрастных угольных отвалов угледобывающей отрасли.

Исследования проведены на участках породных отвалов закрытых шахт Самбековская, № 3/35, им. В. И. Ленина, Аютинская, и Майская в окрестностях городов Новошахтинск и Шахты (рис. 1). На склонах и подножья терриконов заложено 40 пробных площадок, на которых отобраны поверхностные горизонты (0–20 см) техногенно-нарушенных черноземов обыкновенных, лугово-черноземных, аллювиальных луговых насыщенных почв и техноземов.

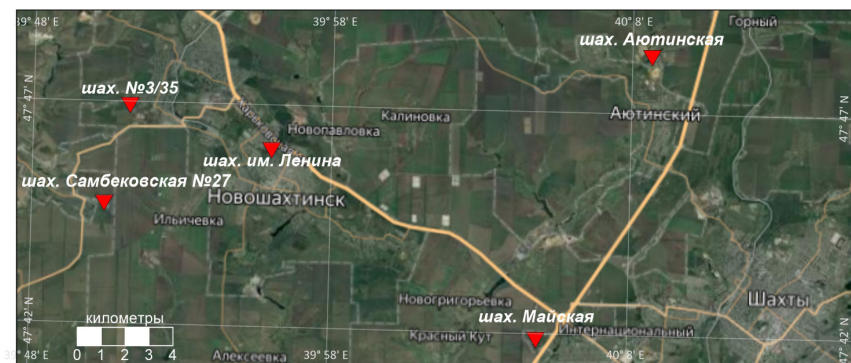


Рисунок 1 – Расположение ключевых участков исследования

Валовое содержание тяжелых металлов и металлоидов (ТМ) в почвах, а именно Cr, Mn, Ni, Cu, Zn, As, Pb и Cd, определено с применением рентгеновского спектрометра «Спектроскан МАКС-GV» (Спектрон, Россия) в соответствии с аттестованной методикой [4].

Геохимические особенности почв выявлены на основе расчета кларков концентрации (КК) относительно глобальных этало-

нов: $KK = C_i / C_b$, где C_i – валовое содержание ТМ в поверхностном горизонте почв, C_b – кларк элемента в верхней части континентальной коры [1] или среднемировое содержание в почвах [8]. Значения КК от 1,0 до 2,0 соответствуют околокларковым неопасным содержаниям веществ в пределах природной вариации [5], тогда как значения выше 2,0 указывают на концентрирование поллютантов в почвах. Значения $KK > 10$ позволяют выделить сульфатоксиканты [3].

Результаты исследования показали, что уровни Cr и Pb в почвах статистически значимо различаются ($p < 0,05$) в зависимости от особенностей террикона, к которому они приурочены, что подтверждается тестом Краскела-Уоллиса (рис. 2). Отличия отсутствуют по содержаниям Mn ($p = 0,345$), Ni ($p = 0,130$), Zn ($p = 0,080$). Максимальные медианные содержания Cr и Pb (122,1 и 10,9 мг/кг) отмечаются в почвах вблизи террикона шахты № 3/35, Cu, As (119,9 и 33,1 мг/кг) – шахты им. Ленина, Cd (11,1 мг/кг) – шахты Самбековская №27. Для ТМ характерна высокая внутригрупповая гетерогенность, которая может быть обусловлена как техногенными, так и естественными факторами, поэтому целесообразно определить геохимическую специализацию отдельных типов почв.

Относительно кларков верхней части континентальной коры (рис. 3а) в техногенно-нарушенных черноземах обыкновенных шахты Самбековская концентрируются Cd, As, Cu, Pb и Zn (от 9,85 до 1,65 раз), остальные элементы в среднем характеризуются околокларковыми концентрациями (КК от 1,15 до 1,0). В черноземах вблизи шахты №3/35 ТМ образуют следующий ряд по убыванию КК: Pb (6,3) > Cd (2,85) > Cu (2,5) > Zn (1,8) > Ni (1,45) > Cr (1,3) > As = Mn (1,25). На территории шахты Майская в черноземах отмечается концентрирование только Pb (2,6), медианные содержания остальных элементов близки к околокларковым. В техногенно-нарушенных лугово-черноземных и аллювиальных луговых насыщенных почвах вблизи шахты Аютинской, относительно повышены содержания Pb (КК 2,5) и понижены – Cd (КК 0,7 и 0,5). Вместе с тем, остальные элементы имеют тенденцию к концентрированию только в лугово-черноземных почвах (от 1,1

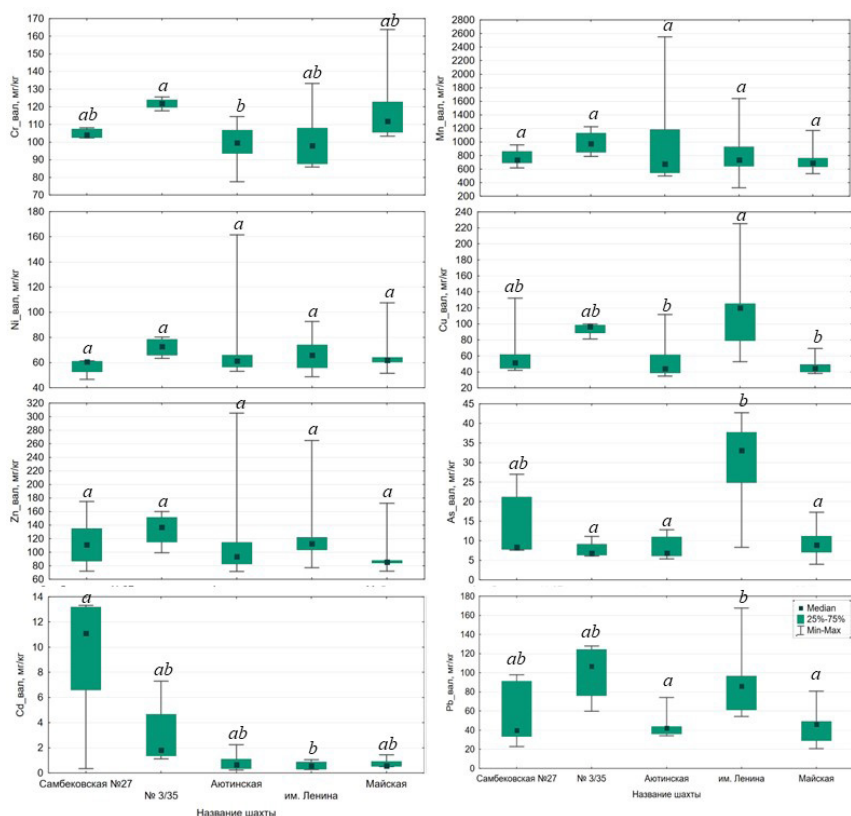


Рисунок 2 – Различия в валовом содержании ТМ в поверхностных горизонтах почв, приуроченным к терриконам Восточного Донбасса. Разными буквами обозначены статистически значимые отличия ($p < 0,05$) по результатам теста Краскела-Уоллиса

до 2,1), а в аллювиальных почвах содержания ТМ близки (1,0–1,3; Cu, As, Zn, Ni) или ниже кларка (КК Mn 0,7 и Cr 0,9). Геохимическая специализация техноземов, по всей видимости, отражает особенности состава вскрышных пород, слагающих терриконы. В техноземах вблизи террикона шахты Самбековская ТМ образуют следующий ряд по убыванию КК: Cd (18,05) > Pb (3,7) > As = Zn (1,5) > Cu (1,3) > Ni (1,2) > Cr (1,1) > Mn (0,95). Похожий ряд

характерен для техноземов шахты Аютинская с той разницей, что концентрирование элементов в целом выражено в меньшей степени, а наибольшее значение КК характерно для Pb (2,3). Иначе выглядит геохимический ряд ТМ в техноземах на территории бывшей шахты им. Ленина: As (5,9) > Pb (5,1) > Cu (3,1) > Zn (1,5) > Ni (1,3) > Cr (1,1) > Mn (1,0) > Cd (0,9). Аналогичный паттерн характерен для техноземов шахты Майской, при этом к концентрирующимся элементам относятся Pb (2,8) и As (1,6), к рассеивающимся – Mn и Cd (0,8), остальные к околокларковым (1,0–1,1).

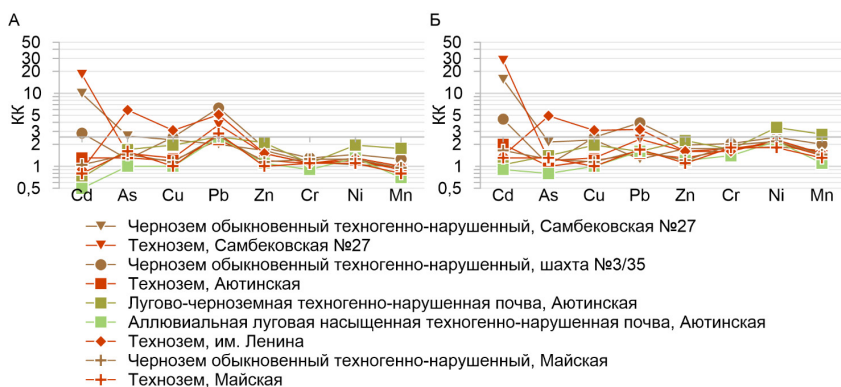


Рисунок 3 – Геохимические спектры валового содержания ТМ в почвах территории исследования относительно: А) кларков в верхней части континентальной коры [1], Б) среднемирового содержания в почвах [8]

Согласно литературным данным, угли значительно обогащены As, Cd, Pb: их среднемировое содержание в породах составляет 10, 1,0 и 20 мг/кг [10], соответственно, что в 1,8, 1,6 и 1,2 раза выше, чем кларк верхней части континентальной коры. Вместе с тем, по сравнению как с кларками литосферы, так и среднемировым содержанием в почвах, в среднем угли обеднены Mn (40 мг/кг, в 19,3 и 12,2 раза), Cr (90 мг/кг, в 4,6 и 3,0 раза), Ni (32 мг/кг, в 2,5 и 1,5 раза), Cu (32 мг/кг, в 2,0 и 1,9 раза) и Zn (70 мг/кг, в 1,5 и 1,4 раза). Таким образом, можно утверждать, что только элементы первой группы имеют преимущественно техногенное происхождение в почвах данной территории. Накопление в по-

чвах Cr, Mn, Ni, Cu, Zn, по всей видимости, связано с характером процессов почвообразования, а вскрышные угольные породы не являются основным источником данных элементов в почвах.

Относительно высокие значения КК элементов в почвах территории исследования, нормированные по среднемировому содержанию ТМ в почвах (рис. 3б), свидетельствуют об интенсивном техногенезе. В районе шахты Самбековской в техноземах содержания ТМ превышают среднемировые в почвах по Cd в 28,2 раза, по Pb и Ni – более, чем в 2 раза, Cr, Zn, Mn – в 1,5-1,7 раза, и только уровни Cu и Zn сопоставимы с глобальным фоном. В то же время, в техноземах шахт Аютинская и Майская в среднем отмечается незначительное концентрирование Ni (КК 2,1 и 1,8), Cd (КК 2,0 и 1,3), Cr (КК 1,7 и 1,8) и Pb (КК 1,5 и 1,7), остальные элементы характеризуются околосредними концентрациями. Техноземы шахты им. Ленина отличаются от аналогичных типов почв других терриконов, в них отмечается значимое концентрирование As (4,9), Pb (3,2), Cu (3,1), Ni (2,3), Cr и Zn (1,6), а содержания Mn и Cd сопоставимы с фоном (1,5 и 1,4). Геохимическая специализация техногенно-нарушенных почв отдельных приотвальных территорий в общем аналогична соответствующим техноземам. В районе террикона шахты Самбековской в черноземах обыкновенных наблюдается значительное накопление Cd (КК 15,4), и несколько менее выраженное для остальных элементов (КК 1,7–2,3), кроме Pb (КК 1,25). В черноземах шахты Майской концентрируются те же элементы, что и в техноземах, но более выражено: Cd, Pb (1,75), Cr (1,95) и Ni (2,2). По характеру накопления элементов черноземы вблизи шахты №3/35 можно сравнить с техноземами шахты Самбековская (концентрируются все элементы, КК 1,95–4,4, кроме As с КК 1,05). В пределах территории шахты Аютинская техногенез в большей степени проявляется для лугово-черноземных почв, где медианные КК элементов варьируют от 1,6 для Pb до 3,4 для Ni, а средний уровень As и Cd близок фоновому (1,4 и 1,05). Последняя группа элементов относится к рассеивающимся в аллювиальных почвах участка (КК 0,8 и 0,9), только Cr и Ni накапливаются (КК 1,6 и 2,2).

В целом, исследуемые участки по интенсивности техногенеза в почвах относительно глобальных эталонов образуют следую-

щий ряд: шахта Самбековская > шахта № 3/35 > шахта им. Лени-на > шахта Аютинская > шахта Майская.

Исследование выполнено при поддержке гранта Российского научного фонда (проект № 22-77-00099) в Южном федеральном университете.

Литература

1. Григорьев Н. А. Распределение химических элементов в верхней части континентальной коры. Екатеринбург: УрО РАН, 2009. 382 с.
2. Закруткин В. Е., Гибков Е. В., Складенко Г. Ю., Решетняк О. С. Угледобывающие районы как очаг экологической напряженности // Известия вузов. Северо-кавказский регион. Естественные науки. 2018. № 2. С. 75–83.
3. Касимов Н. С., Власов Д. В. Кларки химических элементов как эталоны сравнения в экогеохимии // Вестник Московского университета. Серия 5: География. 2015. № 2. С. 7–17.
4. ПНД Ф 16.1.42-04. Методика выполнения измерений массовой доли металлов и оксидов металлов в порошковых пробах почв методом рентгенофлуоресцентного анализа (утв. ФГУ Федеральный научно-методический центр анализа и мониторинга окружающей среды МПР России 23.03.2004). М., 2010. 13 с.
5. Саэт Ю. Е., Ревич Б. А., Янин Е. П., Смирнова Р. С., Башкевич И. Л., Онищенко Т. Л., Павлова Л. Н., Трефилова Н. Я., Ачкасов А. И, Саркисян С. Ш. Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 1990. 335 с.
6. Экологический вестник Дона «О состоянии окружающей среды и природных ресурсов Ростовской области в 2021 году». Ростов-на-Дону: Министерство природных ресурсов и экологии Ростовской области, 2022. 394 с.
7. Alekseenko V. A., Bech J., Alekseenko A. V., Shvydkaya N. V., Roca N. Environmental impact of disposal of coal mining wastes on soils and plants in Rostov Oblast, Russia // Journal of Geochemical Exploration. 2018. Vol. 184, B. 261-270.
8. Kabata-Pendias A. Trace Elements in soils and Plant. CRC Press is an imprint of the Taylor & Francis Group, Boca Raton London New York, 2011. P. 505.
9. Minkina T., Konstantinova E., Bauer T., Mandzhieva S., Sushkova S., Chaplygin V., Burachevskaya M., Nazarenko O., Kizilkaya R., Gülser C., Maksimov A. Environmental and human health risk assessment of potentially toxic elements in soils around the largest coal-fired power station in Southern Russia // Environmental Geochemistry and Health. 2021. Vol. 43. P. 2285-2300.
10. Reimann C., de Caritat P. Chemical elements in the environment: factsheets for the geochemist and environmental scientist. Springer, 1998. 398 p.

НЕКОТОРЫЕ ПОКАЗАТЕЛИ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ НА ЗЕМЕЛЬНЫЕ РЕСУРСЫ РОСТОВСКОЙ ОБЛАСТИ

И. Е. Левушкина, А. В. Цыганкова, А. Ю. Гончарова

Южный федеральный университет,
г. Ростов-на-Дону, Россия
goncharova@mail.ru

Ростовская область является одним из крупнейших сельскохозяйственных и промышленных регионов Российской Федерации, также крупнейшим производителем сельхозпродукции (4,6 % российского производства, второе место после Краснодарского края). Территория области расположена в пределах ландшафтных подзон типичных и южных степей, юго-восток – в пределах зоны полупустынь. Главное богатство области – ее почвенные ресурсы [3, 4].

Регион обладает внушительным земельным фондом, насчитывающим 10096,7 тыс. га. В общей структуре земли чернозёмы составляют почти 65 %. Территория области характеризуется повышенной степенью распаханности почвенного покрова и возрастающей степенью воздействия промышленности на окружающую среду. Значительная часть почв сельскохозяйственных угодий области подвержена неблагоприятным процессам: эрозии, дефляции, дегумификации, увеличению щёлочности и карбонатности. Лесной фонд области невелик (2,4 % территории области) и большей частью представлен искусственными лесами, выполняющими водоохранные и защитные функции (70 % от общей площади земель лесного фонда) [3, 4].

В структуре антропогенного воздействия на окружающую среду исследуемой территории наибольшую роль стали играть демографическая (плотность населения), промышленная, сельскохозяйственная и транспортная нагрузки [3, 4, 6]. Поэтому проведение мониторинговых исследований по изучению антропогенного воздействия на земельные ресурсы Ростовской области является весьма актуальным

Цель работы – изучение показателей антропогенной нагрузки (АН) на земельные ресурсы Ростовской области и их мониторинг по сравнению с 2005 г.

В задачи исследований входили:

- расчеты коэффициентов абсолютной и относительной напряженности изучаемой территории;
- определение экологического фонда Ростовской области;
- расчет коэффициента естественной защищенности для Ростовской области и оценка эколого-хозяйственного состояния земель.

В работе были использованы данные и документы по состоянию окружающей среды в Ростовской области из официальных статистических источников [3, 4, 6].

Используя Классификацию земель по степени антропогенной нагрузки, общепринятые методы определения расчетных показателей [1, 2, 5] были получены показатели антропогенной нагрузки на земельные ресурсы Ростовской области. Для сравнения и изучения тенденции их изменений были рассчитаны такие же показатели и для 2005 г. (табл. 1).

Таблица 1 – Показатели антропогенной нагрузки Ростовской области в 2005 и в 2021 гг.

Объект	Коэффициент абсолютной напряженности		Коэффициент относительной напряженности		Экологический фонд, тыс. га		Коэффициент экологической защищенности	
	2005	2021	2005	2021	2005	2021	2005	2021
РО	12,81	12,68	0,053	0,054	3584,3	3641,0	0,355	0,361

Коэффициент абсолютной напряженности характеризует соотношение сильно нарушенных площадей и площадей земель, слабо нарушенных или не тронутых хозяйственной деятельностью. Рассчитанный таким образом коэффициент абсолютной напряженности эколого-хозяйственной деятельности в Ростовской области в 2005 г. составил $K_a=12,81$

Так как получились высокие расчетные значения K_a , это позволяет сделать вывод о том, что состояние окружающей среды в Ростовской области в 2005 г. характеризуется как неблагоприятное [1, 2, 5].

Коэффициент относительной напряженности ($K_{\text{экс}}$) определяется по формуле:

$$K_{\text{экс}} = \frac{S_{1-2}}{S_{4-5}}, \quad (1)$$

где S_{1-2} – площади земель с АН в 1 и 2 балла; S_{4-5} – площади земель с АН в 4 и 5 баллов.

Для Ростовской области коэффициент относительной напряженности в 2005 г составил = 0,053, а в 2021 г. – 0,054, то есть можно говорить, что за 16 лет мониторинга $K_{\text{экс}}$ практически не изменился. Если значения $K_{\text{экс}} = 1$ или близко к 1, то территория считается сбалансированной по степени антропогенной нагрузки и обладает высокой природной защищенностью и наоборот. Таким образом, территория Ростовской области несбалансированна по эколого-хозяйственному состоянию [1, 2, 5].

Суммарная площадь земель экологического фонда ($P_{\text{эф}}$) рассчитывается с учетом антропогенной нагрузки на отдельные группы земель определяется по следующей общепринятой формуле:

$$P_{\text{эф}} = 0,4 \text{АН}_4 + 0,6 \text{АН}_3 + 0,8 \text{АН}_2 + \text{АН}_1 \quad (2)$$

В 2005 г. экологический фонд Ростовской области ($P_{\text{эф}}$) составил 3584,3 тыс. га, а в 2021 – 3641,02 тыс. га, то есть произошло увеличение этого показателя на 56,72 тыс. га за 16 лет.

Следующий показатель, характеризующий антропогенную нагрузку на почвенный покров Ростовской области, это коэффициент экологической защищенности территории:

$$K_{\text{эз}} = \frac{\text{Экологический фонд}}{\text{общую площадь}} \quad (3)$$

Рассчитанный по формуле (3) коэффициент экологической защищенности Ростовской области составил $K_{\text{эз}} = 0,355$ в 2005 году, а в 2021 г. – 0,361. Так как $K_{\text{эз}}$ получился менее 0,5, то территория Ростовской области и в 2005 году и в 2021 году была перегружена хозяйственной деятельностью.

Анализ полученных данных таблицы 1 можно сделать вывод, что эколого-хозяйственное состояние земель Ростовской области является крайне неблагоприятным, о чем свидетельствуют значения коэффициентов абсолютной и относительной напряженности, а также коэффициента экологической защищенности. С 2005 г. картина практически не изменилась, можно отметить слабую тенденцию к снижению антропогенной нагрузки на территорию региона, что объясняется небольшим увеличением экологического фонда на 56,7 тыс. га.

Таким образом, проведенные мониторинговые исследования показали, что в Ростовской области нарушено равновесие антропогенных воздействий по отношению к восстановительному потенциалу природных экосистем, но его еще можно восстановить при помощи человека, то есть путем рационального использования земельных ресурсов региона.

Литература

1. Варламов А. А. Земельный кадастр: Теоретические основы. М.: Колос, 2003. 383 с.
2. Данилов-Данильян В. И. Экологическая безопасность. Общие принципы и российский аспект. М.: Изд-во МНЭПУ, 2001. 332 с.
3. Доклад о состоянии и использовании земель в Ростовской области в 2005 году. Ростов-на-Дону, 2006. 156 с.
4. Доклад о состоянии и использовании земель в Ростовской области в 2020 году. Ростов-на-Дону, 2021. 160 с.
5. Управление земельными ресурсами: учеб. пособие. 2-е изд-е / А. А. Левов, О. С. Семкина, П. В. Кухтин. СПб.: Питер, 2006. 448 с.
6. Экологический вестник Дона «О состоянии окружающей среды и природных ресурсов Ростовской области в 2020 году» // URL: <https://минприроды-ро.рф/projects/19/>

СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ ДЕГИДРОГЕНАЗНОЙ АКТИВНОСТИ ЧЕРНОЗЕМОВ НА ТЕРРИТОРИЯХ ООПТ РОСТОВСКОЙ ОБЛАСТИ

**Ю. А. Литвинов, Е. С. Федоренко, А. И. Барбашев,
А. В. Горовцов, Т. М. Минкина**

Южный федеральный университет,
г. Ростов-на-Дону, Россия
mlost1618@mail.ru

Введение

Несмотря на то, что более 87% территории Ростовской области (РО) вовлечено в сельское хозяйство, почвенный покров в его естественном состоянии сохранён на территории целого ряда особо охраняемых природных территорий (ООПТ). На сегодняшний день систематических исследований ферментативной активности РО проведено недостаточно, поэтому актуальной становится задача сбора информации по данным почвенным характеристикам. Определение ферментативной активности почв является одной из важных задач при характеристике почвенного плодородия, так как среди прочих ферментов, дегидрогеназы занимают особое положение благодаря высокой чувствительности к нарушению почвенного равновесия.

Объекты и методы

Объектами исследования выступали почвы, отобранные на территории особо охраняемых природных территорий ООПТ в РО (табл. 1). Для сравнительно анализа были выбраны почвы одного типа – чернозём, двух подтипов – чернозём обыкновенный и чернозём южный (по классификации 1977 года). Почвы отличаются между собой мощностью, степенью смывости и наличием солонцеватости (образец 10). Площадки отбора расположены преимущественно в северо-западной и центральной части РО, исключения: площадка № 5 – восточная часть, площадка № 4 – южная (рис. 1).

Таблица 1 – Характеристика объектов исследования

№ образца	Место отбора	Название почвы
1	ООПТ Хороли	Чернозем обыкновенный карбонатный
2	ООПТ Разнотравно-типчаково-ковыльная степь	Чернозем обыкновенный карбонатный
3	ООПТ Раздорские склоны	Чернозём обыкновенный карбонатный
4	ООПТ Приманычская степь	Чернозем обыкновенный карбонатный
5	ООПТ Миусские склоны	Чернозем обыкновенный карбонатный
6	ООПТ Меловые отложения	Чернозем южный обычный
7	ООПТ Черная балка	Чернозем южный обычный
8	Урочище «Ореховое»	Чернозем южный обычный
9	Урочище «Широкое и Жуково»	Чернозем южный обычный
10	Урочище балка Моисеева	Чернозем южный солонцеватый

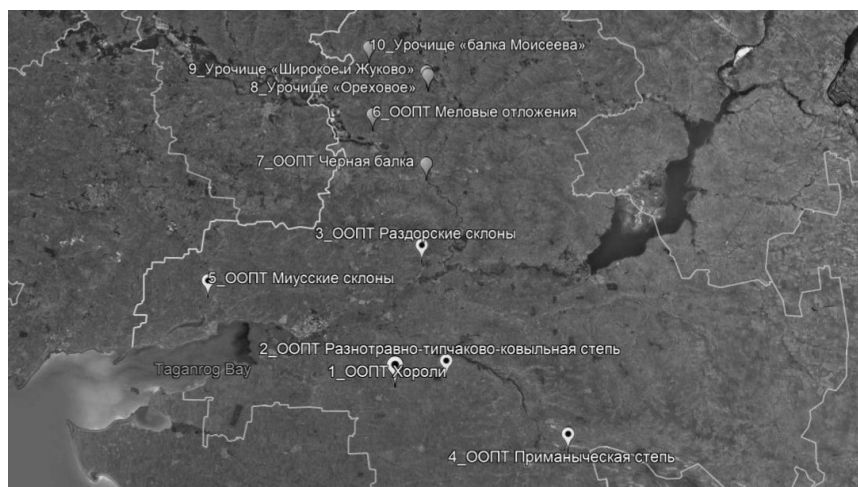


Рисунок 1 – Географическое положение площадок отбора почвенных образцов

Дегидрогеназная активность определялась стандартным методом [3] и адаптированным под почвы РО методом на основе работы Casida L. E. [4]. Методика Хазиева активно используется в отечественной науке, тогда как многие иностранные исследователи выполняют анализ по методу Casida. В первом случае активность выражалась количеством образовавшегося трифенил-формазана (ТФФ) из трифенилтетразолий хлорида (ТТХ) путём отщепления водорода от внесённого субстрата – глюкозы. Вторым методом отличался отсутствием внесения внешней органики, субстратом служила уже имеющиеся в почве органические вещества. Таким образом результаты отражают два процесса, катализируемых дегидрогеназами: окисление органических веществ, находящихся в почве, и окисление глюкозы. Похожий принцип наблюдается в определении базального и субстрат-индуцированного дыхания почвы [2], с тем отличием, что используемые в данном исследовании методы определяют окислительно-восстановительные процессы на клеточном уровне. Пересчёт результатов проводился на абсолютно сухую почву.

Результаты и обсуждение

Результаты представлены в виде диаграмм. Все почвы по шкале Звягинцева можно оценить, как богатые и очень богатые дегидрогеназами [1]. Следовательно, можно говорить о высокой биологической активности данных почв, слабом влиянии негативных факторов, таких как водная эрозия, присутствующая в почвах №1 и 2 (рис. 2). Заметное снижение активности, по сравнению с остальными, наблюдается в образцах № 9 и 10. При этом низкие значения в образце № 10 можно объяснить наличием солонцеватости. Интересно, что и без добавления глюкозы, активность фермента в почве находится на высоком уровне, что говорит о биодоступности значительной части почвенной органики.

Выводы. В целом, значимых различий между разными подтипами чернозёмов не наблюдается, высокие значения дегидрогеназной активности присутствуют в и обыкновенных (почвы

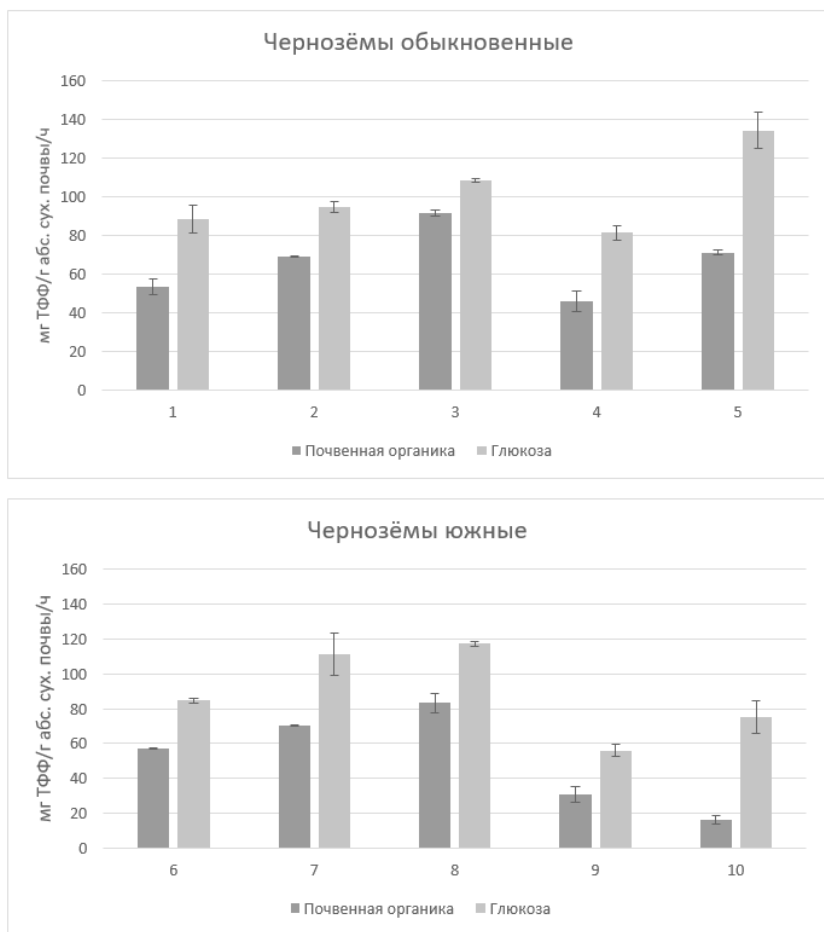


Рисунок 2 – Дегидрогеназная активность объектов исследования

№3 и 5), и в южных (№7 и 8) чернозёмах. Можно сделать вывод, что, несмотря на различное географическое расположение почв, чернозёмы ООПТ показывают очень высокую дегидрогеназную активность, как за счёт почвенных органических веществ, так и за счёт глюкозы.

Исследование выполнено при поддержке Русского географического общества и Программы стратегического академического лидерства Южного федерального университета («Приоритет 2030»).

Литература

1. Звягинцев Д. Г. Биологическая активность почв и шкалы для оценки некоторых ее показателей // Почвоведение. 1978. Т. 6. С. 48–54.
2. Ларионова А. А., Сапронов Д. В., Лопес де Гереню В. О., Кузнецова А. Г., Кудяров В. Н. Вклад дыхания корней травянистых и древесных растений в эмиссию CO₂ из почвы // Почвоведение. 2006. № 10. С. 1248–1257.
3. Хазиев Ф. Х. Методы почвенной энзимологии. М.: Наука, 1990.
4. Casida L. E., Klein D. A., Santoro T. (1964) Soil dehydrogenase activity. Soil Sci 98:371–376.

УДЕЛЬНАЯ АКТИВНОСТЬ ¹³⁷CS В ПОЧВАХ РОСТОВСКОЙ ОБЛАСТИ НА ТЕРРИТОРИЯХ С РАЗЛИЧНЫМ АНТРОПОГЕННЫМ ВЛИЯНИЕМ

Н. В. Маломыжева, Е. А. Бураева

Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону
llia.2013@sfedu.ru

Введение

Определение радиоактивности почв на природно-городских (ПГТ) и особо охраняемых природных (ООПТ) территориях необходимо для выявления зон с повышенным уровнем содержания радионуклидов. Почвы ООПТ подвержены минимальной антропогенной нагрузке по сравнению с аналогичными почвами, расположенными на ПГТ. В следствие этого, изучение почв, расположенных на территориях имеющих особый природоохранный статус, несет особую ценность для радиоэкологии.

Обширные радиоэкологические исследования почв ООПТ в Российской Федерации начались после аварий на предприятиях ядерного-топливного цикла и проводились на территориях

различных заповедников и национальных парков [1, 3, 4, 8, 9]. В данных работах проанализирована мощность дозы гамма-излучения воздуха и радиоактивность почв ООПТ, в том числе и миграция ^{137}Cs по почвенному профилю. При этом на степных территориях активно изучаются особенности распределения тяжелых металлов [5,6], процессы опустынивания [2], исследуются вопросы и проблемы почв [7].

Цель данной работы провести радиоэкологическое исследование почв на природно-городских и особо охраняемых природных территориях Ростовской области для оценки влияния антропогенных факторов на содержание искусственных радионуклидов в объектах окружающей среды на примере ^{137}Cs .

Материалы и методы

Статистическая обработка результатов измерения удельной активности ^{137}Cs в почвах была выполнена с использованием программного обеспечения Statistica 10.

Проверку распределений на нормальность проводили с использованием тестов Колмогорова-Смирнова (с поправкой на значимость Лиллефорса). Преобразование полученных данных с приведением их к нормальному закону распределения осуществляли с помощью преобразований Бокса-Кокса. Для сравнения данных в работе использовали t-критерий Стьюдента.

Пробы почв отбирались с помощью механических приборов сбора проб и по установленной схеме.

Результаты

В таблице 1 представлены особенности распределения удельной активности радионуклидов в почвах ООПТ и ПГТ.

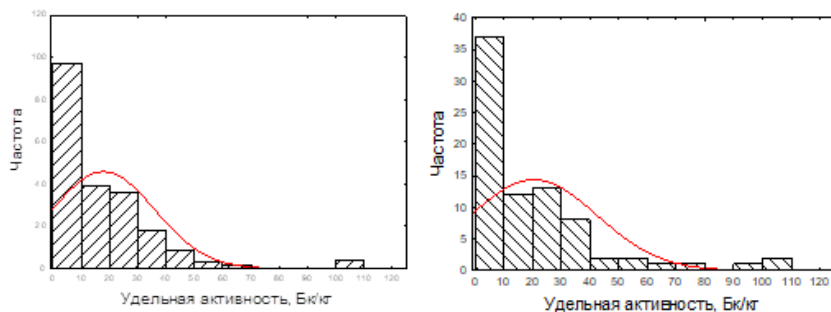
Таблица 1 – Результаты статистической обработки данных по измеренной удельной активности ^{137}Cs в почвах ООПТ и ПГТ Ростовской области

Параметр	ООПТ	ПГТ
Минимум, Бк/кг	0,47	0,26
Максимум, Бк/кг	106,7	67,1

Окончание таблицы 1

Параметр	ООПТ	ПГТ
Среднее арифметическое, Бк/кг	12,2	10,3
Среднее геометрическое, Бк/кг	20,3	16,1
Медиана, Бк/кг	13,0	12
Мода, Бк/кг	–	2,5
Стандартное отклонение	22,0	13,9
Дисперсия выборки	482,7	193,5
Эксцесс	5,4	1,0
Асимметричность	2,2	1,1
Количество измерений, шт.	79	204

На рисунке 1 представлено распределение удельной активности ^{137}Cs на ООПТ и ПГТ в почвах Ростовской области.



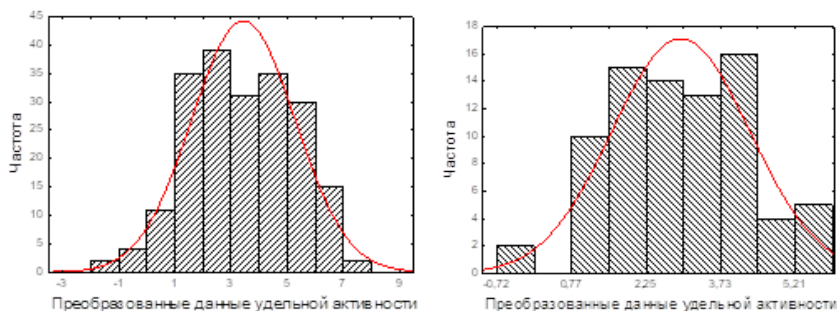
а) ^{137}Cs на ПГТ

б) ^{137}Cs на ООПТ

Рисунок 1 – Распределение удельной активности ^{137}Cs в почвах Ростовской области

Проверка при уровне значимости равным 0,05 непараметрическим критерием Колмогорова Смирнова распределения удельной активности ^{137}Cs в почвах показала отсутствие принадлежности к нормальному закону распределения в обоих массивах данных. Вследствие этого анализ данных возможен путем преобразования данных в выборках или с помощью использования непараметрических тестов.

Используя преобразования Бокса-Кокса, можно подобрать оптимально значение λ , для распределения удельной активности ^{137}Cs в почвах на ПГТ и ООПТ Ростовской области. На рисунке 2 представлено распределение для преобразованных данных удельной активности ^{137}Cs в почвах Ростовской области.



а) ^{137}Cs на ПГТ ($D_p = 0,1666$, $D_t = 0,1141$)

б) ^{137}Cs на ООПТ $D_p = 0,1832$, $D_t = 0,1834$

Рисунок 2 – Распределение преобразованных данных удельной активности ^{137}Cs в почвах Ростовской области

Преобразования Бокса-Кокса для распределения удельной активности ^{137}Cs в почвах на ПГТ и ООПТ Ростовской области подчиняются нормальному закону распределения. Среднее значение для преобразованных данных удельной активности ^{137}Cs в почвах составляет 3,4032 и 2,9179 (условных единиц) для ПГТ ($\lambda=0,25$) и ООПТ ($\lambda=0,10$) соответственно. Средняя удельная активность ^{137}Cs в почве ПГТ и ООПТ составляет 11,7 и 12,9 Бк/кг соответственно, которые близки к медианным значениям.

Сравнительный анализ с помощью t-критерия Стьюдента ($t_{\text{табл}} = 1,972$, $t_{\text{расч}} = 0,245$), показал статистическое равенство средних удельных активностей ^{137}Cs в почве ПГТ и ООПТ с 95 % вероятностью.

Проведенное радиоэкологическое исследование почв на природно-городских и особо охраняемых природных территориях Ростовской области показывает вероятное отсутствие влияния

антропогенных факторов на содержание искусственного радионуклида ^{137}Cs в почвах.

Работа выполнена при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования Российской Федерации в рамках государственного задания №ГЗ0110/22-01-ЭП.

Литература

1. Буряева Е. А., Швецова Д. А., Ляхова Н. В., Михайлова Т. А. Радиальное и латеральное распределение радионуклидов в почвах особо охраняемых природных территории Ростовской области // Вестник Луганского государственного университета имени Владимира Даля. 2020. №10(40). С. 126–133.
2. Безуглова О. С., Назаренко О. Г., Ильинская И. Н. Динамика деградации земель в Ростовской области // Аридные экосистемы. 2020. Т. 26. № 2 (83). С. 10–15.
3. Галушкина Д. Н., Рихванов А. П. Радиоактивное загрязнение почв Баргузинского заповедника (Бурятия) // Материалы V Международной конференции, г. Томск. 2016. С. 176–177.
4. Гончаров Е. А., Булыгина Н. А., Васин С. Г. Радиоэкологические исследования ландшафтов национального парка «Смольный» // Вестник ПГТУ. 2017. № 4. С. 36.
5. Минкина Т. М., Федоров Ю. А., Невидомская Д. Г., Манджиева С. С., Козлова М. Н. Особенности содержания и подвижность тяжелых металлов в почвах поймы реки Дон // Аридные экосистемы. 2016. Т. 22. № 1(66). С. 86–98.
6. Чернова О. В., Безуглова О. С. Опыт использования данных фоновых концентраций тяжелых металлов при региональном мониторинге загрязнения почв. // Почвоведение. 2019. № 8. С. 1015–1026.
7. Чернова О. В., Безуглова О. С. Принципы и особенности создания Красных книг почв степных регионов (на примере Ростовской области) // Аридные экосистемы. 2018. Т. 24. № 1 (74). С. 40–51.
8. Худайбердина Н. М., Гусев А. С. Влияние восточно-уральского радиоактивного следа на особо охраняемые природные территории Челябинской области // Молодежь и наука. 2018. № 2. С. 24.
9. Kiselev G. P., Yakovlev E. Y., Druzhinin S. V., Kiseleva I. M., Bazhenov A. V., Bykov V. M. Assessment of radioactivity of environmental components in the Kostomuksha State Nature Reserve // Arctic Environmental Research. 2018. № 1. P. 3-13.

ВЛИЯНИЕ ПАСТБИЩНОЙ ДИГРЕССИИ НА ПЛОТНОСТЬ СЛОЖЕНИЯ ПОЧВ НА ПРИМЕРЕ АСТРАХАНСКОЙ ОБЛАСТИ

Е. А. Маслова, С. И. Колесников

Астраханский государственный университет им. В. Н. Татищева,
г. Астрахань, Россия
pro100-ekaterina@mail.ru

Влияние перевыпаса сельскохозяйственных животных на растительный и почвенный покров очень велико, разнохарактерно и разнообразно.

При выпасе сельскохозяйственного скота происходит подавление поедаемых растений, в связи с отчуждением их наземных частей, а порой и вырывания их с корнем. Воздействия пасущихся животных на сообщества весьма существенны, поэтому они вызывают быстро текущие смены регрессивного характера, получившие название пастбищной дигрессии. Ход пастбищной дигрессии зависит от ряда факторов:

- вид выпасаемых животных и их численность;
- система выпаса скота;
- особенности исходной растительности и почв и др.

Помимо влияния на растения нужно учитывать еще и механическое воздействие животных на почву: ее уплотнение, поверхностное распыление, разбивание с разрушением дернины.

Формируясь в самых разнообразных соотношениях, различные воздействия выпаса животных приводят к смене или полному уничтожению растительного покрова. Понятно то, что пути дигрессии отличаются и связано это с изменением соотношения перечисленных факторов.

Равным образом и восстановление растительности при ослаблении или временном исключении выпаса идет по своему особому пути (это показано О. Н. Чижиковым на примере зимних пастбищ юга Астраханской области) [3].

Стоит отметить, что естественные пастбища являются не только основной базой развития животноводства, но и резервом пахотных площадей. Под влиянием частого воздействия копыт сельскохозяйственных животных, а именно в период, в котором почва не успела приобрести свойства так называемой «физической спелости», происходит уплотнение верхнего слоя почв и ухудшение физических свойств пастбищных экосистем.

Это явление требует изучения как с целью пополнения теоретических знаний об антропогенном изменении свойств пастбищных почв, приводящих к ухудшению почвенного покрова, так и для их практического применения.

Необходимо подчеркнуть, что одной из основных причин опустынивания является перевыпас скота и дигрессия пастбищных угодий. Дигрессия пастбищ является одной из самых часто встречающихся причин опустынивания в Астраханской области.

Исходя из вышеннаписанного цель исследования заключалась в изучении изменений плотности сложения почв при разной интенсивности пастбищной нагрузки в Астраханской области.

В качестве объекта исследования был выбран земельный участок, расположенный в Приволжском районе Астраханской области, поселок Кафтанка (рис. 1).

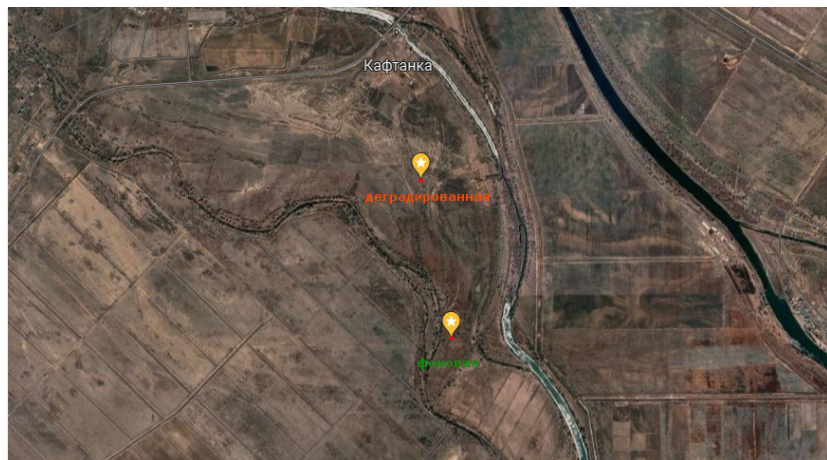


Рисунок 1 – Спутниковый снимок с указанием места взятия почвенных проб

На территории пастбищных угодий были выбраны участки без выпаса крупного рогатого скота (далее – КРС) и с постоянным перевыпасом КРС (рис. 2).

**А****Б**

Рисунок 2 – Внешний вид объекта исследования

Для отбора образцов были заложены две площадки, координаты которых были привязаны с помощью GPS-навигатора.

Почвенный покров исследуемой фоновой территории (рисунок 2а) представлен аллювиальными луговыми карбонатными почвами; территория, подверженная пастбищной дигрессии – аллювиальными опустынивающими карбонатными почвами (рис. 2б).

В ходе проведения эксперимента были выполнены измерения объемного веса почвы (по методу Качинского) [1, 2] в 3-кратной повторности через интервалы 0,5 м из верхнего минерального

горизонта почвы, не нарушая его сложения, а также с глубин 10, 20, 40 см (с помощью металлического бура известного объема). В лабораторных условиях путем взвешивания высушенных образцов определяли объемный вес почвы, дающий представление об исследуемой площадке.

Плотность почвы высчитывалась по формуле:

$$\rho_b = \frac{m}{V},$$

где m – масса почвенной навески (г), V – объём бура Качинского (г/см³).

В лабораторных условиях было определено изменение плотности взятых почвенных проб. Полученные результаты представлены в таблице 1.

Результаты лабораторных измерений показывают, что средний показатель плотности почвы подверженной пастбищной дигрессии (от 1,04 до 1,28 г/см³) по сравнению с показателями фоновой почвы (от 0,43 до 1,26 г/см³) намного выше. Оценка плотности сложения по Качинскому (1965) [2], используемая в РФ показала, что почвы на фоновой площадке входят в группу почв вспушенных или богатых органическим веществом, однако с увеличением глубины, плотность постепенно увеличивается и на глубине в 40 см становится уплотненной. Стоит отметить, что объемный вес почв подверженных пастбищной дигрессии относятся к группам типичных величин для культурной или свежеспаханной пашни, а с увеличением глубины переходят в уплотненную пашню. Однако на глубине 20 см замечен резкий скачек по показателю, который граничит с сильно уплотненной почвой по таблице Качинского.

Таким образом, можно сделать предварительный вывод о том, что изменения по плотности сложения почв, которые происходят при перевыпасе сельскохозяйственных животных, происходят главных образом в глубине на 20 см.

Таблица 1 – Результаты изучения плотности сложения почвы

Фоновый образец			Образец подверженный пастбищной дигрессии		
Глубина, см	Плотность сложения почвы, г/см ³ (3-х кратная повторность)	Средняя плотность сложения почвы, г/см ³	Глубина, см	Плотность сложения почвы, г/см ³ (3-х кратная повторность)	Средняя плотность сложения почвы, г/см ³
0	0,43	0,43	0	1,04	1,04
	0,44			1,04	
	0,43			1,05	
10	0,80	0,81	10	1,15	1,15
	0,81			1,16	
	0,81			1,15	
20	0,83	0,83	20	1,28	1,28
	0,82			1,28	
	0,83			1,29	
40	1,25	1,26	40	1,18	1,17
	1,26			1,16	
	1,26			1,17	

При дальнейшем неконтролируемом перевыпасе сельскохозяйственных животных ситуация усугубится.

Литература

1. Вадюнина А. Д., Корчагина З. А. Методы исследования физических свойств почв. М., 1986. 416 с.
2. Качинский Н. А. Физика почв. М.: Высшая школа, 1965. Т. 1. 324 с.; М.: Высшая школа, 1970. Т. 2. 359 с.
3. Экологическая оценка кормовых угодий по растительному покрову / А. Г. Раменский, И. А. Цаценкин, О. Н. Чижиков, Н. А. Антипин. М.: Сельхозгиз, 1956. 320 с.

ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ И РАДИОАКТИВНЫЕ ИЗОТОПЫ В ПОЧВАХ ЕСТЕСТВЕННЫХ И АНТРОПОГЕННЫХ ЛАНДШАФТОВ РОСТОВСКОЙ ОБЛАСТИ

В. А. Матюгин, О. С. Безуглова

Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия
ФГБНУ «Федеральный Ростовский аграрный научный центр»
vlad.matyugin@mail.ru

Актуальность

Интенсификация процессов урбанизации актуализирует проблему сохранения почвенного покрова городских и природных территорий. В этой связи необходимо иметь всестороннюю картину влияния антропогенного фактора, чтобы исключить дальнейшее пагубное воздействие и, по возможности, исправить уже нанесённый ущерб.

В рамках разнопланового экологического мониторинга урбандо-ландшафтов и территорий, на которых преобладают естественные гео- и биологические процессы, в период 2013–2017 гг. было исследовано содержания валовых и подвижных форм тяжелых металлов, а также содержание радионуклидов в почвах Ростовской агломерации и области в целом. Подобные исследования помогут спрогнозировать дальнейшее развитие экологической ситуации и предотвратить негативные последствия.

Цель работы: изучение содержания валовых и подвижных форм тяжелых металлов, удельной радиоактивности естественных и антропогенно-преобразованных почв Ростовской агломерации и области; исследование профильного содержания, распределения, накопления и миграции оксидов, элементов и радионуклидов в этих почвах.

Задачи работы: определение содержания валовых форм следящих элементов и соединений: TiO_2 , V, Cr, MnO , Fe_2O_3 , Co, Ni, Cu, Zn, As, Sr, Pb, CaO, Al_2O_3 , SiO_2 , P_2O_5 , K_2O , MgO; описание распределения этих элементов и соединений в профилях

естественных и антропогенно-преобразованных почв; изучение профильного распределения подвижных форм тяжелых металлов в почвах; определение факторов, влияющих на накопление и миграцию элементов по профилю; выявление превышения ПДК подвижных форм по профилю почвы; изучение профильного распределения радионуклидов в естественных и антропогенно-преобразованных почвах; оценка радиологического состояния исследуемых почв.

Методы исследования

На рентгенофлуоресцентном спектрометре «Спектроскан МАКС-GV» определяли валовой химический состав почв на содержание следующих элементов и соединений: TiO_2 , V, Cr, MnO , Fe_2O_3 , Co, Ni, Cu, Zn, As, Sr, Pb, CaO, Al_2O_3 , SiO_2 , P_2O_5 , K_2O , MgO. Также на атомно-адсорбционном спектрометре МГА-915 определялись подвижные формы тяжелых металлов. Измерение удельной активности радионуклидов гамма-спектрометрическим методом радионуклидного анализа проводилось с использованием сцинтилляционного спектрометра «Прогресс-гамма».

Выводы

Накопление свинца приходится на урбо-горизонты. Далее по профилю содержание металла снижается. Такое распределение может указывать на источник поступления элемента в почву. Металл может поступать в почву с атмосферными осадками, частицами пыли, с транспортными выбросами выхлопных газов. Иная картина наблюдается у цинка. Концентрация металла растет вниз по профилю. Превышение ПДК также наблюдается в нижних горизонтах, что может указывать на поступление металла из почвообразующей породы. Но, важно отметить, что в некоторых разрезах высокое содержание микроэлемента обнаружено в поверхностных горизонтах. Наибольшее количество подвижной меди в антропогенно-преобразованных почвах приходится на урбо-горизонты и равномерно снижается с глу-

биной. В естественных почвах распределение меди по профилю равномерное. Превышений ПДК не зафиксировано даже в единичных случаях. Содержание кобальта и хрома значительно ниже, чем остальных элементов. Наибольшую подвижность элементы имеют в гумусо-аккумулятивных горизонтах. Превышений ПДК по этим металлам нет. Профиль городских почв Ростовской агломерации характеризуется весьма неоднородным распределением подвижных форм тяжелых металлов. Тем не менее, прослеживаются некоторые закономерности подобного рода миграционной активности тяжелых металлов, сопряженные с физико-химическими характеристиками самой почвы, что совпадает с полученными ранее данными. Естественные радионуклиды в исследуемых почвах распространены в профиле равномерно. Некоторое увеличение удельной активности наблюдается в нижележащих горизонтах, что связано с природой самих радионуклидов и тем фактом, что основным источником их поступления в почвенный покров и биосферу в целом являются материнские породы. Удельная активность искусственного радионуклида ^{137}Cs имеет максимальное значение в верхних дерновых горизонтах, что связано с хорошей сорбцией этого элемента гумусом.

УСТОЙЧИВОСТЬ ЧЕРНОЗЕМА ТИПИЧНОГО (ГОРНОГО) ЦЕНТРАЛЬНОГО ПРЕДКАВКАЗЬЯ ПО БИОЛОГИЧЕСКИМ ПОКАЗАТЕЛЯМ К ЗАГРЯЗНЕНИЮ МЕДЬЮ

Д. И. Мощенко, С. И. Колесников

Южный федеральный университет, Академия биологии и биотехнологии
имени Д. И. Ивановского, кафедра экологии и природопользования,
г. Ростов-на-Дону, Россия
dimoshenko@sfsedu.ru

Площадь черноземных почв России составляет около 120 млн га, что составляет лишь 7 % площади страны, но на ней размещено более половины пашни и производится около двух третей всей сельскохозяйственной продукции [1]. Черноземы являются преобладающим типом почв на территории Предкавказья и занимают около 38 % [9]. Одной из актуальных экологических проблем России является загрязнение почв тяжелым металлам (ТМ). Оксид меди негативно влияет на активность почвенных ферментов, растения, численность микроорганизмов [10]. Медь является характерным токсикантом, проявляющим признаки токсичности даже при низком содержании ее в почве [3, 7]. Поэтому для дальнейшего мониторинга необходимо проводить комплексную биологическую оценку плодородия черноземов и изменения их свойств в результате химического загрязнения.

Цель исследования — оценка устойчивости чернозема типичного (горного) Центрального Предкавказья по биологическим показателям к загрязнению медью.

Место отбора — п. Правоберёзовский (Ставропольский край, Предгорный район, 43°51'34.51"N 42°42'3.00"E). Биологическая активность: общая численность бактерий 4,1 млрд/г почвы, активность каталазы — 9,3 мл O_2 /г почвы за 1 мин, активность дегидрогеназ — 62,2 мг ТФФ/10 г почвы за 24 часа.

Загрязнение почвы оксидом меди моделировали в лабораторных условиях. Используемый диапазон концентраций составлял — 1, 10, 100 ПДК (100, 1000 и 10 000 мг/кг). Исследовали влияние оксидной формы, так как наибольшая доля тяжелых металлов поступает в почву в виде оксидов [11].

Почву инкубировали в вегетационных сосудах при комнатной температуре воздуха (20–22 °C) и оптимальной влажности воздуха (60 % от полевой влагоемкости) в двукратной повторности. Биологические показатели почвы определяли через 30 суток после внесения оксида меди.

Биологические показатели в почвах, исследовали согласно общепринятым методам в биологии, почвоведении и экологии. Определяли общую численность бактерий, обилие бактерий рода *Azotobacter*, активность каталазы и дегидрогеназ, целлюло-

золитическую активность, фитотоксические свойства почвы и другие показатели [2, 4].

Для объединения большого количества показателей и комплексной оценки биологического состояния использовали методику определения интегрального показателя биологического состояния почвы (ИПБС) [6]. В результате проведенного исследования установлено, что загрязнение чернозема типичного (горного) оксидом меди приводит к снижению биологических свойств (рис. 1).

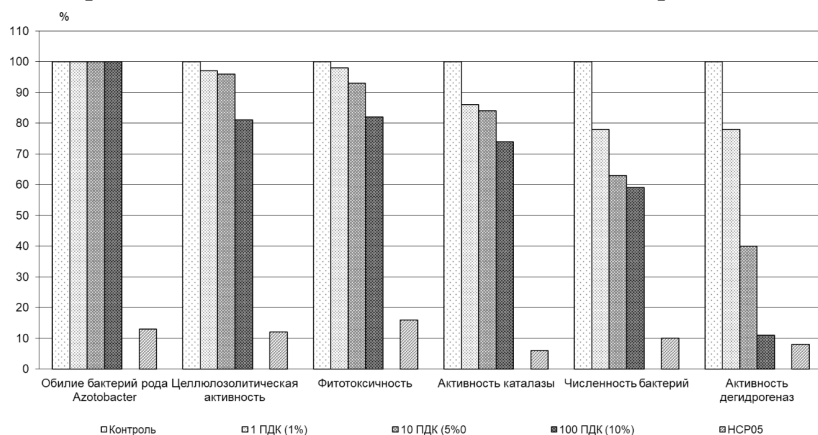


Рисунок 1 – Устойчивость чернозема типичного (горного) Центрального Предкавказья по биологическим показателям к загрязнению медью, % от контроля

Наблюдалась прямая зависимость между концентрацией оксида меди и степенью снижения биологических показателей. Ранее схожие результаты были получены при загрязнении чернозема обыкновенного, чернозема выщелоченного и чернозема оподзоленного Центрального Предкавказья и Кавказа [8], чернозема обыкновенного Предкавказского Прикубанской низменности [5].

Было проведено ранжирование биологических показателей по чувствительности к меди: обилие бактерий рода *Azotobacter* > целлюлозолитическая активность = фитотоксичность > активность каталазы > численность бактерий > активность дегидрогеназ.

Устойчивость почв зависит от эколого-генетических свойств почвы, определяющих подвижность в них меди, прежде всего, от гранулометрического состава, а также реакции почвенной среды и содержания органического вещества. Исследуемый чернозем относится к тяжелосуглинистым, рН = 7,5 и содержание органического вещества = 3,7%.

Исследование выполнено в лаборатории «Здоровье почв» Южного федерального университета при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования Российской Федерации, соглашение № 075-15-2022-1122, ИП-212-21-16 (поддержка аспирантов), СП-12-22-10.

Литература

1. Вальков В. Ф., Казеев К. Ш., Колесников С. И. Почвы юга России. Ростов н/Д: Эверест, 2008. 276 с.
2. Галстян А. Ш. Унификация методов определения активности ферментов почв // Почвоведение. 1978. № 2. С. 107–114.
3. ГОСТ 17.4.1.02-83. Охрана природы. Почвы. Классификация химических веществ для контроля загрязнения.
4. Казеев К. Ш., Колесников С. И., Акименко Ю. В., Даденко Е. В. Методы биодиагностики наземных экосистем. Ростов-на-Дону: Издательство Южного федерального университета, 2016. 356 с.
5. Колесников С. И. Влияние загрязнения тяжелыми металлами на биологическую активность черноземов обыкновенных Северного Приазовья и Западного Предкавказья. Автореф. дис. ... канд. географ. наук. Ростов-на-Дону, 1998. 24 с.
6. Колесников С. И., Казеев К. Ш., Вальков В. Ф. Экологические функции почв и влияние на них загрязнения тяжелыми металлами // Почвоведение. 2002. № 12. С. 1509–1514.
7. Колесников С. И., Пономарева С. В., Казеев К. Ш., Вальков В. Ф. Ранжирование химических элементов по степени их экологической опасности для почвы // Доклады РАСХН. 2010. № 1. С. 27–29.
8. Мощенко Д. И., Кузина А. А., Колесников С. И. Сравнительная оценка устойчивости черноземов Центрального Предкавказья и Кавказа к загрязнению свинцом, хромом, медью, никелем и нефтью // Устойчивое развитие горных территорий. 2020, № 1 (Т. 12). С. 75–87. DOI: 10.21177/1998-4502-2020-12-1-76-87.
9. Щеглов Д. И. Черноземы центральных областей России: современное состояние и направление эволюции // Черноземы Центральной России: генезис, эволюция и проблемы рационального использования. 2017. С. 5–18.
10. Antoniadis, V., Shaheen, S., Levizou, E., Shahid, M., Niazi, N., Vithanage, M., Ok, Y., Bolan, N., Rinklebe, J., 2019. A critical prospective analysis of the potential

toxicity of trace element regulation limits in soils worldwide: are they protective concerning health risk assessment? - a review. Environ. Int. 127, 819-847. doi: 10.1016/j.envint.2019.03.039.

11. Kabata-Pendias A. Trace Elements in Soils and Plants. 4th Edition. Boca Raton, FL: Crc Press, 2010. 548 p.

РАЗРАБОТКА ПРИБОРА ДЛЯ ЭКСПРЕСС-АНАЛИЗА СОСТОЯНИЯ ПОЧВ МЕТОДОМ ШИРОКОПОЛОСНОЙ ИМПЕДАНСНОЙ СПЕКТРОСКОПИИ

**Д. В. Науменко, А. О. Беляев,
С. А. Синютин**

Южный федеральный университет, г. Таганрог, Россия
danil.naumenko@gmail.com

Введение

Важнейшей задачей для аграрного сектора является получение максимально возможного урожая с минимальными затратами средств на удобрения. Одной из компонентов успешного выполнения этой задачи является наличие инструментов для диагностики состава почв в полевых условиях [7]. Сегодня уже существуют различные приборы импортной разработки позволяющие проводить экспресс диагностику почв, например «умная лопата» от агротехнического стартапа Stenon (США), в разработку прибора FarmLab (рис. 1) инвесторы вложили уже более 20 млн. долларов [3]. FarmLab совмещает в себе инфракрасный спектрометр, оптические и электрохимические сенсоры, что делает данное устройства весьма дорогими. Другое устройство LandMapper ERM-02 (рис. 2) от компании Landviser [2, 4] применяет адаптированные для неглубоких сельскохозяйственных и экологических исследований методы электрогеофизики такие как вертикальное электротзондирование, четырехэлектродный зонд, бесконтактное электромагнитное профилирование [1].



Рисунок 1 – «Умная лопата»
Stenon FarmLab



Рисунок 2 – Прибор Landviser
LandMapper ERM-02

Метод измерения

При разработке мобильного устройства для экспресс-анализа за основу взяты исследования демонстрирующие связь электрического сопротивления с базовыми свойствами почв [9]. Предполагаемый к использованию метод основан на принципе электрической импедансной спектроскопии [8], применение которого уже было предложено для контроля состояния посевов [10]. В настоящей работе предполагается расширение частотного диапазона до 2 МГц относительно реализации Феклистова А. С. и соавторов с возможным его последующим расширением до десятков МГц. Схожие методы применяются для гранулометрического анализа почв, но в существенно более широком частотном диапазоне. Имеющийся теоретический и практический базис в данном направлении исследований подтверждает обоснованность выбранных технических решений.

Обработка результатов измерений

Существенным отличием предлагаемого метода от уже описанных является отказ от измерения физического и химического состава почвы косвенным методом. Вместо измерения предполагается использование вероятностной оценки состава почв по результатам анализа измерений комплексного сопротивления нейросетевыми алгоритмами. Базой для обучения нейросети будет являться существенная выборка из более тысячи измерений с последующим лабораторным определением физико-химического состава почв классическими способами. Подобный способ имеет существенные ограничения ввиду большого количества переменных факторов влияющих на результат измерений комплексного сопротивления, однако является наименее затратным как с точки зрения разработки и производства оборудования на этапе исследований, так и в пересчете на одно измерение при выводе системы на рынок.

На этапе исследований каждая измеренная проба впоследствии будет подвергнута лабораторному анализу, а набор этих проб составит обучающую выборку для нейросетевых алгоритмов. Все измерения будут сохраняться в онлайн базе данных, что позволит корректировать нейросеть при поступлении новых измерений.

Аппаратная часть

Базовым элементом предлагаемой методики является устройство для экспресс-анализа почв, используемое непосредственно на месте забора проб, в полях. Технические характеристики устройства представлены в таблице 1. Устройство представляет собой электронный измеритель комплексного сопротивления [6], функциональная схема которого показана на рисунке 3.

Устройство формирует гармонический сигнал заданной частоты посредством управляемого DDS генератора, который через буферный усилитель У1 подается на коммутатор К1 и, через буферный усилитель У2, на вход АЦП1. Буферные усилители У1 и У2 предназначены для исключения влияния выходного сопротивления DDS генератора и входного сопротивления АЦП1 на

сети Интернет (устройства индикации и устройства каналов связи условно не показаны). Коммутаторы K1 и K2 используются для подключения либо электродной системы, либо калибровочной нагрузки с известными параметрами Z_k . Такая схема аналогична используемой микросхеме AD5933 [5] для измерения импеданса, но имеет более широкий диапазон измерений и выполнена на доступной элементной базе.

Заключение

Разработана схема устройства для измерения импеданса образцов почв методом импедансной спектроскопии. При разработке устройства использована доступная элементная база. Устройство будет иметь эргономичную форму, съемную литий-ионную батарею и небольшой вес, что гарантирует его портативность и автономность.

Исследование выполнено при поддержке Программы стратегического академического лидерства Южного федерального университета («Приоритет 2030»)

Литература

1. Allred B., Daniels J. J., Ehsani M. R. (2008) Handbook of Agricultural Geophysics. In: Allred B, Daniels JJ, et al. (Eds.), (1st edn), CRC Press Boca Raton, Florida, USA.
2. Golovko L., Pozdnyakov A. Electrical Geophysical Methods in Agriculture. 4th International Symposium on Intelligent Information Technology in Agriculture, ISII-TA 2007. P. 457-471.
3. Laboratory Independent Real-Time Soil Analysis [Электронный ресурс]. Режим доступа: <https://stenon.io/en/>
4. Trubin, Aleksei & Manstein, Yuri & Golovko, Larisa. (2022). Electrical Geophysics for Agronomic Soil Characterization. 11. 10.31031/MCDA.2022.11.000754.
5. Базаев Н. А., Пржиялговская А. В., Руденко П. А. Особенности использования микросхемы AD5933 в качестве измерителя импеданса при проектировании малогабаритных систем // Известия вузов. Электроника. 2016. Т. 21. № 3. С. 279–285.
6. Волович Г. И. Схемотехника аналоговых и аналогово-цифровых электронных устройств. М.: Издательский дом «Додэка-XXI», 2005. 528 с.
7. Громовик А. И. Современные инструментальные методы в почвоведении. Теория и практика. Воронеж, 2010. 60 с.
8. Гусев Ю. А. Основы диэлектрической спектроскопии: учебное пособие. Казань: КГУ, 2008. 112 с.

9. Елисеев П. И. Взаимосвязь некоторых свойств почвы лёгкого гранулометрического состава гумидной зоны с электрофизическими параметрами: дис. канд. биол. наук: 06.01.03. М., 2013. 140 с.

10. Феклистов А. С. и др. Проектирование устройства для экспресс-контроля состояния посевов после зимовки // Вестник аграрной науки Дона. 2021. № 2 (54). С. 64–71.

ПРОБЛЕМЫ ОБЕСПЕЧЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ В ХОДЕ УТИЛИЗАЦИИ СНЕГА

А. В. Непейкова

Тюменский государственный университет,
Институт наук о Земле, г. Тюмень, Россия
stud0000217025@study.utmn.ru

Значительная часть территории России характеризуется большим количеством осадков в зимний период. Выпавший снег содержит в себе как вредные примеси, так и мусор, наносящие экологический ущерб окружающей среде. Субъектам РФ необходимо не просто эффективно организовать работу по очистке и вывозу снега с улиц города, но и грамотно его утилизировать без вреда для местных жителей и окружающей среды. Поэтому все более актуальным становится вопрос обеспечения экологической безопасности в ходе уборки и утилизации снежных масс.

Таяние снега приводит к следующим разновидностям загрязнения:

- наличие повышенной в воздухе концентрации загрязняющих веществ;
- загрязнение поверхностных водных объектов некачественной талой водой;
- наличие загрязнения почвы твердым нерастворимым осадком;
- загрязнение окружающей среды бытовыми отходами, содержащимися в снеге.

Очевидно, что выпавший снег является опасным источником загрязнения окружающей среды, который необходимо утилизи-

ровать. Однако, представляя собой природное явление, снег не может относиться к классу отходов [2], и поэтому вопросы его уборки и утилизации отнесены на уровень субъектов Российской Федерации (в части ответственности) и органов местного самоуправления (в части правил обращения со снегом).

В российской практике для утилизации снежных масс используются три способа: вывоз на снежные полигоны, применение реагентов для стаивания снега и использование снегоплавильных установок.

Применение реагентов не может быть основным в борьбе с утилизацией снежных масс, но оно способствует уменьшению их объемов, а вследствие чего и сокращению площадей, отведённых под снежные полигоны. Однако в качестве распространенного реагента используют хлорид натрия, который негативно влияет на почву и растительность, а также увеличивает жалобы со стороны горожан.

Самый простой способ освобождения городских улиц от сугробов и наледи — организация снежных полигонов. Вдалеке от жилых домов, сельхозпредприятий выделяются территории для складирования собранного снега.

Однако в процессе функционирования «снежных полигонов» возможно развитие негативных инженерно-геологических (загрязнение, эрозия, суффозия, морозное пучение и др.), геоэкологических (загрязнение компонентов окружающей среды) и микроклиматических (выхолаживание прилегающих территорий талыми водами с полигонов, понижение альбедо и увеличение температуры на поверхности полигона за счет вытаивания мусорного слоя) последствий [1].

Анализируя региональный опыт обращения со снежными массами на примере города Тюмени, мы наблюдаем, что главной проблемой, было отсутствие специально оборудованных мест складирования снега.

Для ее решения была разработана дорожная карта, планом которой предусмотрены снежные полигоны. Технология процесса утилизации снега на снежные полигоны на примере организации снежного полигона представлена на рисунке 1.



– Распространенным и самым эффективным методом утилизации снежных масс за рубежом и в центральной части России является применение снегоплавильных установок.

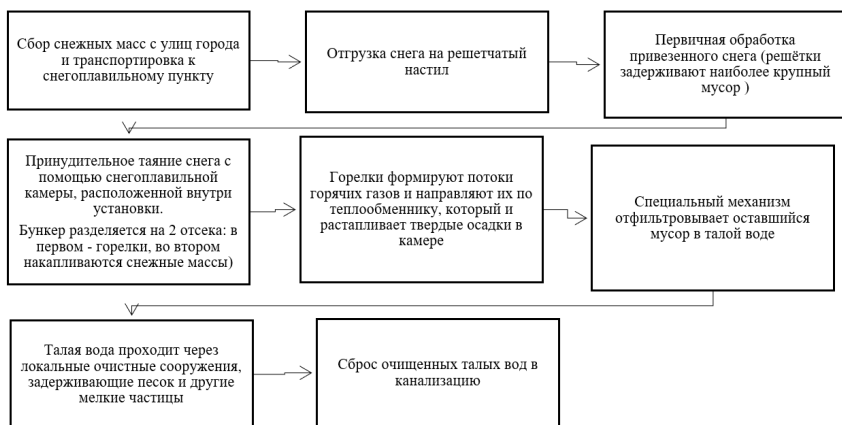


Рисунок 2 – Технология работы стационарной снегоплавильной установки

Также одно из мест складирования снега г. Тюмени предусматривает комбинированный тип плавления: естественное снеготаяние и плавление за счет вод канализации. Планируемые полигоны будут принимать снег, складировать его и уплотнять в кучи. При наступлении положительных температур снежные массы будут плавиться, уходить в коллектор грубой очистки, а затем сливаться в сети городской канализационной очистной станции. Плавление за счет вод канализации обеспечит производительность в 1 млн куб. м и сэкономит средства на приобретение снегоплавильных установок. Об эффективности принятых мер можно будет судить после ввода мест складирования снега в эксплуатацию в ближайшие годы.

Чтобы определить сильные и слабые стороны системы утилизации снежных масс на снежных полигонах, а также ее угрозы и возможности альтернативных способов обращения для обеспечения экологической безопасности была составлена следующая SWOT-матрица (рис. 3).

На основе проведенного анализа и составленной матрицы, очевидно, что система обращения со снегом путем его утилизации на места складирования и таяния не может в полной мере обеспечить экологическую безопасность города. Вывоз снежных масс на снежные полигоны наносит значительный экологический ущерб и выводит из градозастройки значительные площади территории. А применение снегоплавильных станций хоть и наиболее экологически безопасно, но требует значительных экономических затрат.

Поэтому целесообразным, по нашему мнению, является увеличение финансирования в сферу обращения со снежными массами, что позволит увеличению применения снегоплавильных установок, обеспечивающих потребности города и сокращающих площади земель, занимаемых под полигоны, а также грамотное оборудование снежных полигонов с учетом природоохранных требований, предъявляемых к полигонам ТКО. Только с помощью комплексной оценки территорий, пригодных для размещения, хранения и плавления снега возможно добиться уменьшения негативного воздействия и оптимизации затрат на вывоз снега с городских улиц.

S (сильные стороны)	W (слабые стороны)
• экономия технических ресурсов при таянии на снежных полигонах; • экономия материальных ресурсов при таянии на снежных полигонах; • удовлетворение потребностей города в объемах собранного снега; • рекультивация нарушенных земель в результате складирования и таяния снега и льда • разработка специально оборудованных полигонов для таяния снега.	• использование больших площадей территории под снежные полигоны; • жалобы местных жителей на негативные последствия от эксплуатации снежных полигонов; • длительный период снеготаяния; • вместе со снегом на полигоны часто привозят городской мусор; • отрицательное влияние на экологическую обстановку в районе складирования; • необходимость последующих затрат на рекультивацию полигонов.
О (угрозы)	Т (возможности)
• в процессе функционирования «снежных полигонов» возможно развитие негативных инженерно-геологических (затопление, эрозия, суффозия, морозное пучение и др.), геоэкологических (загрязнение компонентов окружающей среды) и микроклиматических (выхолаживание прилегающих территорий тальми водами с полигонов, понижение альбедо и увеличение температуры на поверхности полигона за счет вытаивания мусорного слоя) последствий; • шумовое и атмосферное загрязнение из-за постоянного потока транспорта на территории снежных полигонов; • недостаточное финансирование; • плохо проработанная нормативно-правовая база; • ведение возложено на субъекты РФ, вследствие чего разная система обращения и увеличение спорных (в том числе судебных) ситуаций.	• увеличение финансирования; • внедрение мобильных и стационарных снегоплавильных установок, способствующих уменьшению территорий снежных полигонов и увеличивающих скорость переработки и объемы утилизированного снега; • закрепление понятия «снежный полигон» на законодательном уровне и признание снега видом отхода; • разработка современных технологий, позволяющих упростить работу по уборке и утилизации снега и одновременно облегчающих дорожное движение; • разработка на федеральном уровне регламента по обращению со снежными массами, применимого ко всем субъектам РФ.

Рисунок 3 – SWOT-матрица утилизации снежных масс на снежные полигоны

Литература

1. Михалев М. В. Снежные полигоны как объекты негативного воздействия на компоненты окружающей среды: автореф. дис. ... кандидата географических наук. Барнаул, 2021. URL: http://www.iwep.ru/ru/diss/mich/Avtoreferat_Mihalev

2. Федеральный закон № 89-ФЗ от 24 июня 1998 года "Об отходах производства и потребления" (с изм. и доп., вступ. в силу с 01.03.2022).

НЕКОТОРЫЕ АСПЕКТЫ БИОДИАГНОСТИКИ ПАСТИЩИХ ПОЧВ УЗБЕКИСТАНА

Н. А. Нурғалиев, Г. М. Набиева

Национальный университет Узбекистана имени М. Улугбека,
г. Ташкент, Узбекистан
gulchekhra-nabieva@rambler.ru

В последние годы в результате развития деградационных процессов в ряде регионов наблюдается снижение плодородия почв. В связи чем, изучение деградационных процессов в настоящее время чрезвычайно актуально в этом отношении с активным его проявлением в разных почвенно-климатических. Поэтому использование биологических методов диагностики и индикации необходимо для общей характеристики состояния почвы и оценки ее плодородия.

Как известно, современная диагностика почв использует достижения всех разделов почвоведения, применяя данные по морфологии, химии, физике и минералогии почв. Физические и химические свойства почв характеризуют относительно консервативные накопившиеся признаки и свойства почв, являясь "памятью" почвы. Биология почв располагает показателями, характеризующими динамические свойства ("почва-момент", "почва-жизнь") и являющимися индикаторами современного режима почвы.

Усиление антропогенного воздействия привело к необходимости разработки методов, позволяющих вовремя обнаруживать антропогенно обусловленную деградацию природных экосистем.

В разработке основ глубокого познания плодородия почвы все большее внимание привлекают к себе биологические факторы. В современных условиях для диагностики почв используется почти все основные показатели: морфогенетическая характеристика, химия, физика, минералогия и биология почв. В этом отношении биологические свойства почвы обладают такими показателями, характеризующими динамические свойства как “почва-жизнь” и являющимися чуткими индикаторами современного состояния почвы.

Изучение биологической активности пастбищных почв дает возможность сохранить и улучшить плодородие своеобразных малоизученных в этом отношении почв и является основой в разработке биологических основ развития пастбищеводства в условиях аридной зоны. Поэтому, в целях развития современного землепользования, при диагностике и индикации уровня плодородия почв предполагается обязательное включение важнейших методов биологического исследования – ботанических, зоологических, микробиологических и биохимических. В связи с этим для оценки уровня плодородия, при биологических исследованиях воспользовались микробиологическими и биохимическими методами диагностики и индикации почв.

Для понимания закономерностей формирования деградированных (дегумифицированных, засоленных) почв Наваийского вилоята рассмотрели особенности их дегумифицированности засоленности в зависимости от разной степени деградированности и влияние пастбищных растений а также технологий.

Целью диагностики являлось изучение современного состояния основных свойств и биологической активности полупустынных почв, распространённых в аридных условия Нуратинского тумана, а также изменений этих показателей под влиянием деградационных процессов, для биодиагностики почв.

Микробиологическая и биохимическая характеристика почвы – это наиболее сложные разделы почвенной биодиагностики. Изменение биологической характеристики почвы в зависимости от содержания органического вещества, реакции почвы, влажности, температуры и др. отражаются на ее свойствах, при

этом меняется численность, состав и активность микрофлоры, нарушаются основные биохимические процессы, происходящие в почве, снижается активность ферментов, изменяется уровень ее плодородия.

В плодородии почвы большую роль играют почвенные микроорганизмы и ферменты, которые участвуют в почвообразовательном процессе. Особенно важны процессы, связанные с гумификацией, образованием питательных веществ для высших растений и, соответственно, с повышением почвенного плодородия: аммонификация, нитрификация, азотфиксация, процессы разложения клетчатки, маслянокислое брожение, окислительно-восстановительные процессы и др. По интенсивности этих явлений можно проводить индикацию состояния почвы и характеризовать направленность происходящих в ней процессов. В связи с этим, знание особенностей протекания биологических процессов вызываемых комплексом почвенной биоты, интенсивностью дыхания и активностью ферментов, дает возможность сохранения и повышения плодородия почвы. В этом отношении изучение основных элементов биологической активности (БА) таких как, содержание гумуса, активность окислительно-восстановительных (каталаза, пероксидаза и полифенолоксидаза) и численность основных групп почвенных микроорганизмов (аммонификаторы, грибы, актиномицеты) дают более полную и достоверную оценку о БА почвы (Хазиев и др. [1]).

В результате исследований выявлено, что от деградированных почв к недеградированным почвам общая численность микроорганизмов умножалась с увеличением содержания органического вещества. Такое распределение микрофлоры согласуется с особенностями трансформации органических остатков в агрофитоценозах создаются наиболее благоприятные условия для более глубокой переработки органики и процессы деструкции идут энергичнее, что и создает благоприятные условия для развития микрофлоры. Также полученные данные свидетельствуют о том, что от деградированных почв к недеградированным почвам активность окислительно-восстановительных и гидролитических ферментов возрастает в соответствии с увеличением общей ми-

микробиологической активности, содержанием гумуса, органических соединений азота и фосфора.

Во время исследований по значениям выше приведенных наиболее характерных показателей БА почвы определяли показатель суммарной относительной биологической активности почвы (ОБА). Наибольшее значение каждого показателя принимали за 100 и по отношению к нему рассчитывали в процентах остальные показатели. Затем суммировали относительные показатели, абсолютные значения которых не могут быть суммированы, результат выражали в процентах по отношению к наибольшей из полученных сумм.

Из выше приведенных результатов, следует, что относительно наивысшим значением БА из исследуемых почв обладают недеградированные почвы, а наименьшим деградированные почвы. Предоставленная закономерность определяется, прежде всего, изменением содержания в почве гумуса и степенью деградированности этих почв. По изменению БА почвы можно судить об изменении уровня ее плодородия, что дает возможность рекомендовать показатели общей биологической активности для широкого использования при мониторинге и биоиндикации почв.

При помощи данного биологического метода диагностики почвы смогли оценивать суммарную БА почвы под каждым агрофитоценозом, проводить комплексно-сравнительный анализ в условиях аридного почвообразования и характеризовать степень влияния основных свойств почвы, некоторых деградиционных процессов (дегумификации, засоления) на биологическую активность почв. Комплексное изучение БА деградированных почв с разными физико-химическими, микробиологическими и биохимическими свойствами, а также обладающими неоднородностью строения почвенного профиля, дает возможность раскрывать их эколого-генетические особенности, а также степень воздействия природно-экологических факторов на плодородие почв. В результате комплексных исследований выявлено, что общая биологическая активность (ОБА) почвы зависит не только от отдельного свойства почвы, а находится во взаимосвязи и

взаимообусловленности с окружающими его системами и процессами.

Комплексное изучение почвенного покрова полупустынных пастбищных светлых сероземов (морфогенезиса, агрохимических, физических, физико-химических свойств, гумусового состояния, микробиологической и ферментативной активности, относительной биологической активности, растительного покрова, задернованности и разнообразия кормовых растений) позволили определить основные индикаторы (табл. 1) деградированности пастбищ на примере исследуемого региона.

Проведенные полевые работы по совершенствованию технологий повышения плодородия почвы позволили улучшить состояние почвенного покрова, увеличение мощности дернового горизонта, улучшение гумусового состояния, оптимизацию агрохимических свойств и биологической активности, а также увеличению всхожести семян и выживаемости растений, увеличению их густоты, что в конечном счете способствовало повышению продуктивности пастбищных земель.

Таблица 1 – Общая относительная биологическая активность (БА) пастбищных почв Нуратинского района, % от max

[illegible]

Таблица 2 – Индикаторы деградированности пастбищ (светлые сероземы полупустынной зоны)

Показатели	Степень деградации				
	Недеградированная	Слабодеградированная	Среднедеградированная	Сильнодеградированная	Очень сильнодеградированная
Количество видов растений, штук/га	40	28-35	20-25	10-17	3-6
Площадь дернины, %	70-80	60-50	40-30	10-5	-
Проективное покрытие растений, %	45-40	35-30	25-20	10-5	2-1
Количество растений на 1 м ²	300-350	200-250	120-150	50-30	9-10
Гумус, %	>1,0	0,6-1,0	0,4-0,6	0,2-0,4	<0,2
Относительная БА	100	60-80	40-60	20-40	0-20
Физическая глина, %	30-45, 45-60	20-30, 30-40	20-30	10-20	<10
Плотный остаток, %	<0,3	0,3-1,0	1,0-2,0	2,0-3,0	>3
Тип гумуса, в слое 0–20 см	фульватно-гумутный	гуматно-фульватный	гуматно-фульватный	фульватный	фульватный

По значению относительной биологической (БА) активности почв, пастбищные почвы с учетом давности агрофитоценозов можно расположить в следующий убывающий порядок: агрофитоценозы 1986 года > агрофитоценозы 1996 года > агрофитоценозы 2000 года > агрофитоценозы 2012 года. Уменьшение биологической активности, в особенности активности полифенолоксидазы, характеризующей синтез гумусовых веществ привело к уменьшению коэффициента гумификации у деградированных почв: у недеградированных – 1,20 – слабодеградиро-

ванных – 1,10 среднедеградированных – 0,9 сильнодеградированных – 0,6.

Таким образом, можно констатировать на тот факт, что комплексное изучение БА деградированных почв с разными физико-химическими, микробиологическими и биохимическими свойствами, а также обладающими неоднородностью строения почвенного профиля, дает возможность раскрывать их эколого-генетические особенности, а также степень воздействия природно-экологических факторов на плодородие почв. В результате комплексных исследований выявлено, что общая биологическая активность (ОБА) почвы зависит не только от отдельного свойства почвы, а находится во взаимосвязи и взаимообусловленности с окружающими его системами и процессами.

Литература

1. Хазиев Ф. Х., Гулько А. Е. Некоторые свойства гумус-пероксидазного комплекса. // Почвоведение. 1990. № 2. С. 30–36.

ГЕНОТОКСИЧНОСТЬ ГОРОДСКИХ ПОЧВ (НА ПРИМЕРЕ Г. РОСТОВ-НА-ДОНУ И Г. ШАХТЫ)

Е. А. Парамонова, О. С. Безуглова

Южный федеральный университет,
г. Ростов-на-Дону, Россия
keito.paramonova@mail.ru

Антропогенная деятельность обуславливает рост отрицательного влияния человека на все компоненты окружающей среды, в том числе и на почву, выполняющую множество функций, одной из которых является защитная. Причем в городской среде именно защитная функция почвы становится главной [2]. Однако при попадании большого количества загрязняющих веществ в почву, механизмы, по которым осуществлялась эта защита, начинают работать в негативном направлении. Проще говоря, почва уже

сама становится источником загрязнения. Поллютанты могут не только оказывать токсическое действие на живые организмы, но и влиять на их генетический аппарат, вызывая различные заболевания. Причем генетические изменения определить сложнее, а опасность их в том, что заболевания, спровоцированные изменением генетического аппарата, могут передаваться по наследству.

Поэтому очень важно следить за качеством почвенного покрова, особенно в городской среде, где здоровье огромного количества людей будет зависеть от его экологического состояния. Одним из методов, позволяющих оценить уровень мутагенной активности почв, является цитогенетическое тестирование, которое активно применяется для выявления и определения степени влияния негативных факторов на окружающую среду.

В качестве объектов исследования были выбраны поверхностные горизонты почв г. Ростов-на-Дону и г. Шахты из трех мест локации с учетом предположительно разной степени загрязнения: парки, улицы с низким автомобильным трафиком и улицы с высоким автомобильным трафиком. Отбор почвенных проб производили на глубине 0–10 см. Для данного анализа в качестве тест-культуры был выбран лук репчатый (*Allium cepa*, L., сорт «Штуттгартер ризен»). За контроль принимались растения, пророщенные на дистиллированной воде. Процедура эксперимента проводилась в трехкратной повторности. Перед посадкой луковицы диаметром 1,5–2 см очистили от шелухи и поместили в пробирки с почвенной суспензией (соотношение почвы к воде = 1:5). Материал проращивали 2–3 дня, а когда корешки достигали длины равной 1–2 см, их срезали и помещали в ацетаталкогольный фиксатор Кларка. Фиксация длилась 2 дня при температуре $t=4^{\circ}\text{C}$ [5]. Затем корешки промыли 2 раза от фиксатора в 70 % спирте и поместили в пробирки со спиртом той же концентрации для долговременного хранения. Окрашивание материала проводили следующим образом: корешки отмыли от спирта в дистиллированной воде, поместили в термостойкие пробирки с красителем, доводили до тайного кипения над пламенем спиртовки, а после оставляли прокрашиваться на 1 сутки. Давленные препараты корневой меристемы готовили по стандартной мето-

дике [3]. Их анализировали под микроскопом при увеличении $12,5 \times 1,5 \times 40$.

Учёт различных мутаций проводили без учета профаз с использованием классификации патологий митоза по Алову [1], где регистрировали: 1) фрагменты; 2) мосты; 3) отставания; 4) множественные аберрации; 5) ассиметричные митозы; 6) нерасхождения сестринских хроматид; 7) рассеивания хромосом в метафазе; 8) полые метафазы.

Также вместе с этим анализом выполнялся микроядерный тест, где регистрировали количество микроядер на стадии интерфазы.

Статистическую обработку данных проводили с использованием критерия Стьюдента.

Экологическую оценку почв проводили по учету уровня мутаций (патологических митозов) на основании документа [4]: превышение мутаций над контрольными значениями менее, чем в 2 раза говорит об удовлетворительной ситуации, в 2–10 – об относительно удовлетворительной, превышение в 10–100 характеризует ситуацию как неудовлетворительную, в 100–1000 – как чрезвычайную экологическую ситуацию, а более, чем в 1000 раз – как экологическое бедствие.

Статистически значимое превышение уровня мутаций (патологических митозов) по сравнению с контролем наблюдалось для всех исследуемых почв как в Ростове-на-Дону, так и в г. Шахты. Состояние большей части образцов парковой зоны обоих городов характеризуется как неудовлетворительное. Причиной тому послужила либо близость парков к улицам с высоким автомобильным трафиком, либо загрязненная токсичными медицинскими отходами почва, отобранная в больничном парке (г. Шахты). Это отразилось на средних результатах групп с разной степенью автотранспортной нагрузки в двух городах, где в парках наблюдалось немного большая частота встречаемости патологических митозов, чем на улицах с низким автомобильным трафиком. Практически все образцы, отобранные в г. Ростов-на-Дону на улицах с низким автомобильным трафиком, имели относительно удовлетворительное состояние. А в г. Шахты состояние большей части образцов, отобранных на улицах с низким авто-

мобильным трафиком, характеризуется как неудовлетворительное. Возможно, это связано с близостью шахтных терриконов. Высокий процент почвенных образцов, отобранных на улицах с высоким автомобильным трафиком, как г. Ростов-на-Дону, так и г. Шахты имели неудовлетворительное состояние.

Среди всех мутаций, обнаруженных в исследуемых почвах, преобладали мосты, реже встречались фрагменты, отставания и микроядра, что говорит о воздействии загрязняющих веществ не только на хромосомы, но и на митотический аппарат. В некоторых образцах резко увеличивалась доля рассеянных метафаз. Послужили этому так же, либо близость парков и улиц с низким автомобильным трафиком к дорогам с высоким трафиком автотранспорта, либо сами образцы отбирались с участков дорог с высоким автотрафиком.

Почвы, имеющие состояние, соответствующее оценкам «удовлетворительное», «чрезвычайная экологическая ситуация» и «экологическое бедствие», обнаружены не были.

Таким образом, данное исследование показало, что превышение уровня патологических митозов по сравнению с контролем наблюдалось для всех почвенных образцов гг. Ростов-на-Дону и Шахты, где большая часть почв имела неудовлетворительное состояние. Причем в обоих городах более низкая генотоксичность характерна для почв вдоль улиц с низким трафиком движения. А присутствующие в исследуемых почвах мутагены влияют на различные структуры генетического аппарата.

Литература

1. Алов И. А. Цитофизиология и патология митоза. М.: Медицина, 1972. 264 с.
2. Безуглова О. С., Горбов С. Н., Морозов И. В., Невидомская Д. Г. Урбопочвоведение: учебник. Ростов-на-Дону, 2011. 260 с.
3. Гостимский С. А., Дьяков М. И., Ивановская Е. В., Монахова М. А. Практикум по цитогенетике. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1974. 275 с.
4. Нормы и правила проектирования комплексного благоустройства на территории города Москвы. М., 2006. <https://files.stroyinf.ru/Data1/10/10949/index.htm>
5. Fiskesjö G. The Allium test as a standard in environmental monitoring // Hereditas., 1985. Vol. 102. P. 99-112.

ОЦЕНКА СОДЕРЖАНИЯ УГЛЕРОДА ПИРОГЕННО-МОДИФИЦИРОВАННЫХ СОЕДИНЕНИЙ В ПОСТПИРОГЕННЫХ ПОЧВАХ СОСНЯКА ЛИШАЙНИКОВОГО

**И. В. Паюсова, В. В. Старцев,
И. В. Груздев, А. А. Дымов**

Институт биологии ФИЦ Коми НЦ УрО РАН, г. Сыктывкар, Россия
irina.payusova2016@yandex.ru

Особый интерес исследования почв определяется тем, что в составе почв депонированы значительные запасы углерода. Пожары являются одним из основных факторов, воздействующих на лесные экосистемы. На протяжении тысячелетий пожары нарушали экологический баланс между компонентами биогеоценозами, кардинально меняя внешний вид ландшафта современных лесов.

Углерод пирогенно-модифицированных соединений (PyC) образуется в результате неполного сгорания биомассы и ископаемого топлива и обнаруживается почти повсюду из-за его атмосферного переноса и высокой стойкости в окружающей среде. Неполное сгорание органических соединений приводит к образованию богатых углеродом ароматических соединений и конденсатов. В настоящее время PyC считается одним из самых стабильных и устойчивых к разложению пулов углерода в почве.

В качестве объектов для оценки современных пожаров, были изучены почвы сосняка лишайникового, пройденного пожаром 21 июля 2021 года (рис. 1). Согласно почвенно-географическому районированию, данная территория находится в Вымь-Вычегодском округе типичных подзолистых, иллювиально-железистых подзолов, торфянисто-глеевых иллювиально-гумусовых почв. Количество осадков 500–600 мм. Средняя годовая температура 0,5 °С.

Исследование образцов проводили по методике, взятой из статьи «Чёрный углерод в почвах: использование бензолполикарбоновых кислот как специфических маркеров» (Glaser, 1998).



Рисунок 1 – Карта расположения объекта исследования иллювиально-железистых подзолов (источник спутникового изображения – <http://www.glovis.usgs.gov>).



Рисунок 2 – Схема проведения анализа по методу Гласера

В качестве стандартов было использовано шесть бензолполикарбоновых кислот (БПКК). Всего оценено содержание восьми кислот (рис. 3).

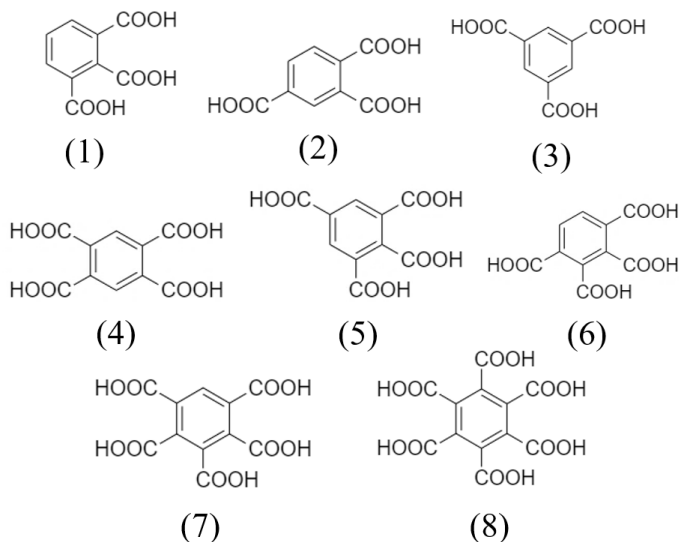


Рисунок 3 – Структуры БПКК: (1) – Гемимеллитовая кислота (бензол-1,2,3-трикарбоновая кислота), (2) – Тримеллитовая кислота (бензол-1,2,4-трикарбоновая кислота), (3) – Тримезиновая кислота (бензол-1,3,5-трикарбоновая кислота), (4) – Пиромеллитовая кислота (бензолтетракарбоновая-1,2,4,5 кислота), (5) – Меллофаниковая кислота (бензол-1,2,3,5-тетракарбоновая кислота), (6) – Пренитовая кислота (бензол-1,2,3,4-тетракарбоновая кислота), (7) – Бензолпентакарбоновая кислота (бензол-1,2,3,4,5-пентакарбоновая кислота), (8) – Меллитовая кислота (бензол-1,2,3,4,5,6-гексакарбоновая кислота)

По полученным данным, в исследуемой почве суммарное содержание бензолполикарбоновых кислот (БПКК) органогенного горизонта до и после пожара возрастает в 15 раз, а содержание БПКК минерального горизонта до и после пожара возрастает в 1,5 раза.

В пересчете на углерод, содержащийся в молекулах кислот, для органогенного горизонта до и после пожара изменения составили от 0,26 % до 3,76 %, а для минерального горизонта до и после пожара – от 0,03 % до 0,04 %. Наибольшее содержание углерод пирогенно-модифицированных соединений выявлено в образцах, подверженных пиролизу во время низового пожара.

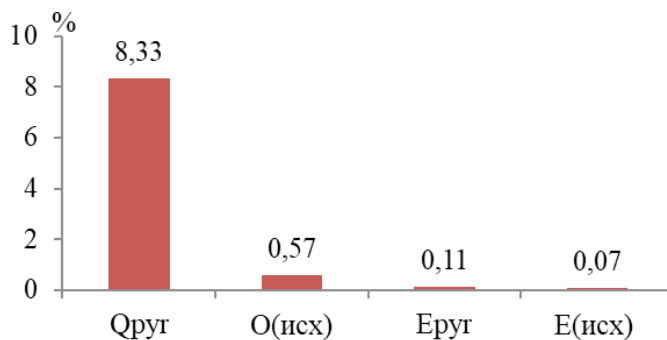


Рисунок 4 – Профильное изменение суммарного содержания БПКК органического горизонта до (О(исх)) и после (Qrug) пожара; профильное изменение суммарного содержания БПКК минерального горизонта до (Е(исх)) и после (Еrug) пожара подзолов иллювиально-железистых.

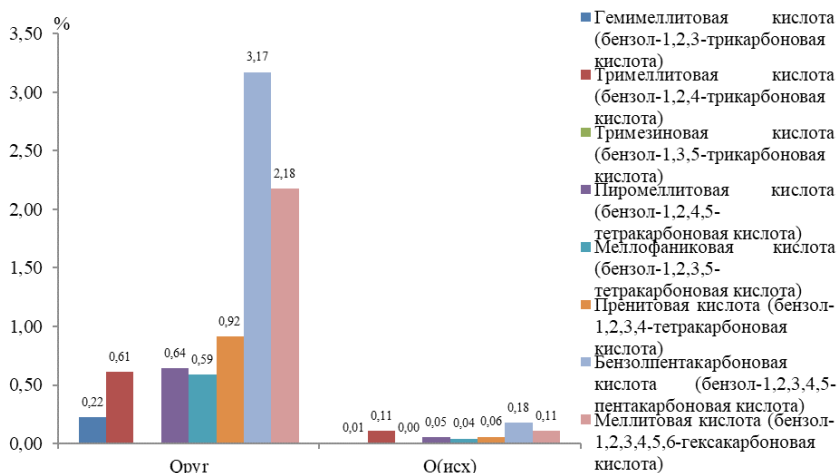


Рисунок 5 – Диаграмма процентного содержания кислот в горизонтах почвы органического горизонта до (О(исх)) и после (Qrug) пожара

Беглые низовые пожары приводят к возрастанию суммарного содержания БПКК в органических горизонтах. Возрастание в пирогенном горизонте происходит за счет всех индивидуальных кислот, наиболее возрастают концентрации бензолпентакарбо-

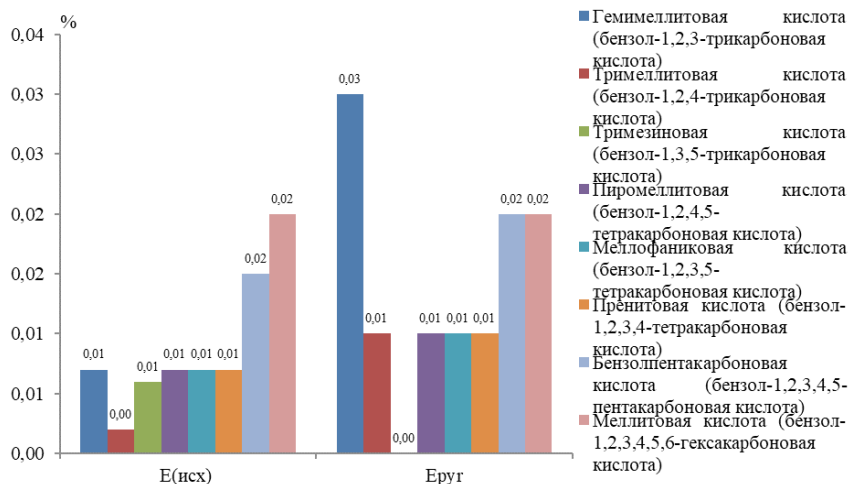


Рисунок 6 – Диаграмма процентного содержания кислот в минеральных горизонтах почвы до (Е(исх)) и после (Еруг) пожара подзолов иллювиально-железистых

новой и меллитовой кислот. В исследуемых образцах изменение суммарного содержания БПКК органогенного горизонта до и после пожара изменяется от 0,57 % до пожара, и до 8,33 % от массы.

Работа выполнена в рамках проекта РФФИ 19-29-05111мк.

Литература

1. Дымов А. А., Старцев В. В., Горбач Н. М., Паюсова И. В., Габов Д. Н., Доннерхак О. Сравнение методов определения соединений углерода пирогенно измененных органических соединений // Почвоведение. 2021. № 11. С. 1332–1345. doi: 10.31857/s0032180x2111006x
2. Bento-Goncalves A., Vieira A., Ubada X., Martin D. Fire and soils: Key concepts and recent advances // Geoderma. 2012. V. 191. P. 3–13. doi:10.1016/j.geoderma.2012.01.004
3. Dymov A. A., Startsev V. V., Milanovsky E. Yu., Valdes-Korovkin I. A., Farkhodov Yu. R., Yudina A. V., Donnerhack O., Guggenberger G. Soils and soil organic matter transformations during the two years after a low-intensity surface fire (Subpolar Ural, Russia) // Geoderma. 2021. V.404. P. 1-10. doi: 10.1016/j.geoderma.2021.115278
4. Forbes M. S., Raison R. J., Skjemstad J. O. Formation, transformation and transport of black carbon (charcoal) in terrestrial and aquatic ecosystems // Sci. Total Environ. 2006. V. 370. P. 190-206. doi: 10.1016/j.scitotenv.2006.06.007
5. Glaser B., Haumaier L., Guggenberger G., Zech W. Black carbon in soils: the use of benzenecarboxylic acids as specific markers // Organic Geochemistry. 1998. V. 29, P. 811-819.

СОДЕРЖАНИЕ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ В НЕКОТОРЫХ ВИДАХ ЛЕКАРСТВЕННЫХ РАСТЕНИЙ АСТРАХАНСКОЙ ОБЛАСТИ

М. С. Перепечкина¹, Е. А. Мозгунова¹,
Т. С. Ершова¹, В. Ф. Зайцев¹, Е. А. Помогаева²

¹ Астраханский государственный технический университет, г. Астрахань, Россия, *mari.perepechkina.05@bk.ru, mozgunova.2021@mail.ru, ershova_ts@mail.ru, viacheslav-zaitsev@yandex.ru*

² Астраханская городская ветеринарная станция, г. Астрахань, Россия
kate13-20@mail.ru

Введение

Девясил британский (*Inula britannica* L.) и дербенник иволистный (*Lythrum salicaria* L.), обладая лекарственными свойствами, применяются в медицине. Широкое применение данных видов растений делает актуальным исследование на определение экологической чистоты его сырья, в частности выявление содержания в них химических элементов в современных экологических условиях.

Изменение содержания тяжелых металлов в окружающей среде сопровождается их накоплением в почвах и растениях, что оказывает отрицательное влияние не только на рост и развитие растений, но и на продуктивность всей экосистемы. Почва является основным источником поступления химических элементов в растения, которые вызывают в них большое количество разнообразных изменений [2]. Накапливаясь в органах растений, тяжелые металлы способны по пищевым цепям поступать в организм человека и оказывать негативное воздействие [1, 4].

Цель исследования – изучить особенности накопления химических элементов органами девясила британского (*Inula britannica* L.) и дербенника иволистного (*Lythrum salicaria* L.).

Материалы и методы

Исследования проводили в лаборатории «Мониторинг окружающей среды» ФГБОУ ВО «АГТУ».

Объектами исследования являлись растения: девясил британский (*Inula britannica* L.), дербенник иволистный (*Lythrum salicaria* L.), а также образцы почвы.

Отбор проб почвы осуществлялся на глубине 0–20 см методом «конверта» путем осреднения материала из 5 частных проб. Пробы растений и почвы отобраны в Астраханской области. Сбор и подготовка материала к химическому анализу проводились в соответствии с общепринятыми методическими указаниями (ГОСТ ISO 11464-2015 и ГОСТ Р 58588-2019). В ходе работы были отобраны надземные части растений – листья и стебли. В исследуемых образцах определяли Cu, Mn, Zn, Pb, Fe – методом атомно-абсорбционной спектрофотометрии (ГОСТ 30178-96-2010).

Статистическая обработка полученных в ходе исследования данных проводилась с использованием программы Microsoft Excel.

Результаты и обсуждение

В почве исследуемого участка наибольшим содержанием отличалось железо ($1731,64 \pm 61,86$ мг /кг сухого вещества) (табл. 1).

Таблица 1 – Концентрация химических элементов в почве, мг/кг сухого вещества

Химический элемент	Cu	Mn	Zn	Fe	Pb
Концентрация, мг/кг сухого вещества	21,26± 4,05	136,25± 45,02	37,53± 3,94	1731,64± 61,86	31,94± 4,85

Концентрация марганца по сравнению с концентрацией железа почти в 13 раз меньше. Выявленные различия в содержании цинка и свинца в почве недостоверны ($p > 0,05$). Меньше всего в почве выявлено меди.

По содержанию в почве химические элементы располагаются в следующем убывающем порядке: Fe>Mn>Zn>Pb>Cu.

В результате проведенных исследований выявлены видовые особенности в накоплении химических элементов у *Inula*

britannica и *Lythrum salicaria*. Так, в листьях и стеблях девясила британского преимущественно накапливалось железо (рис. 1), тогда как в листьях и стеблях дербенника иволистного аккумуляровался марганец (рис. 2).

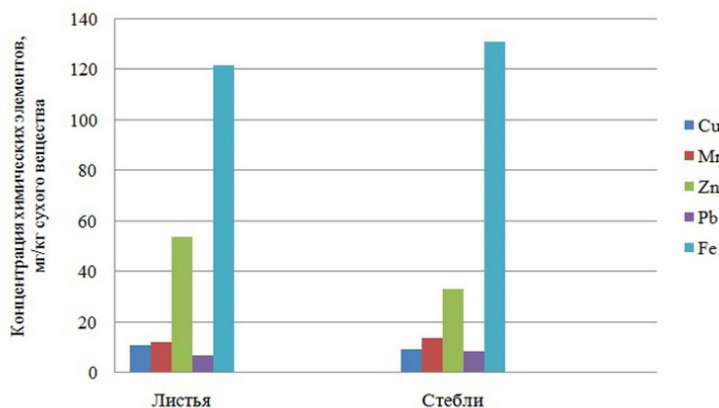


Рисунок 1 – Содержание химических элементов в *Inula britannica* L.

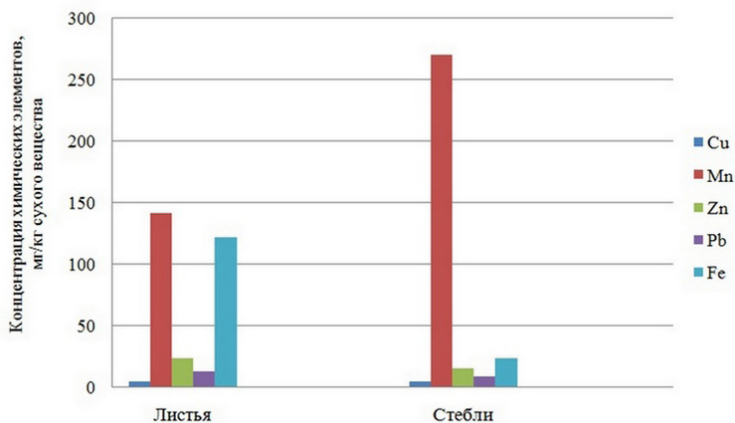


Рисунок 2 – Содержание химических элементов в *Lythrum salicaria* L.

Меньше всего в надземной части у двух видов растений накапливались медь и свинец.

Несмотря на то, что у изученных видов растений отмечена сходная тенденция в накоплении химических элементов листьями и стеблями, тем не менее, они обладают разной избирательной способностью к поглощению металлов.

В ходе исследования обнаружено, что в листьях девясила британского Zn почти в 2 раза, чем в стеблях, тогда как содержание Fe, Mn, Pb в стеблях несколько больше, чем в листьях. При этом концентрация железа на порядок выше, чем концентрация других исследованных химических элементов.

В листьях дербенника иволистного содержание Zn и Pb в 1,5 раза больше, чем в стеблях, а Fe в 5 раз. В то же время концентрация Mn в стеблях в 2 раза выше, чем в листьях.

Таким образом, установлены видовые особенности в накоплении металлов в образцах изученных видов растений, что характеризуют следующие убывающие ряды:

Inula britannica Fe > Zn > Mn > Cu > Pb, *Lythrum salicaria* Mn > Fe > Zn > Pb > Cu.

Для выявления особенностей аккумуляции химических элементов листьями и стеблями растений вычислены коэффициенты биологического накопления (табл. 2).

Таблица 2 – Оценка степени концентрации химических элементов в органах *Lythrum salicaria* L. и *Inula britannica* L.

Металл Вид растения	Cu	Mn	Zn	Pb	Fe
Листья					
<i>Lythrum salicaria</i> L.	0,24	1,04	0,64	0,42	0,07
<i>Inula britannica</i> L.	0,51	0,09	1,42	0,22	0,07
Стебли					
<i>Lythrum salicaria</i> L.	0,21	1,98	0,42	0,27	0,01
<i>Inula britannica</i> L.	0,44	0,10	0,89	0,27	0,07

Отмечено, что листья и стебли *Lythrum salicaria* являются концентраторами марганца, при этом эта особенность лучше выражена у стеблей. Листья *Inula britannica* являются аккумуляторами цинка. Накопление таких элементов как марганец и цинк исследованными видами растений объясняется, прежде всего, их участием в процессе фотосинтеза.

На основании рассчитанных коэффициентов биологического накопления выявлена способность дербенника аккумулировать химические элементы из почвы, которую отражает следующий убывающий ряд: $Mn > Zn > Pb > Cu > Fe$. Девясил способен аккумулировать химические элементы из почвы в следующем убывающем порядке: $Zn > Cu > Pb > Mn > Fe$.

Сравнивая полученные результаты с данными А. Я. Тамахиной и Ж. Р. Локьяевой (2016), исследовавших особенности накопления тяжелых металлов девясилом британским в районах Кабардино-Балкарской Республики, установлено, что коэффициенты биологического накопления Cu, Zn и Pb надземной частью *Inula britannica* в наших образцах выше (табл. 3). Так, КБН свинца выше в 3 раза, а КБН цинка – в 6 раз по сравнению с аналогичными показателями, выявленными для девясила британского в Кабардино-Балкарской Республике.

Таблица 3 – Коэффициенты биологического накопления Cu, Zn и Pb надземной частью *Inula Britannica* L.

	Cu	Zn	Pb
Астраханская область	0,45	1,16	0,25
Кабардино-Балкарская Республика (по данным Тамахиной и Локьяевой, 2016)	0,33	0,18	0,08

Также стоит отметить, что в почвах Кабардино-Балкарской Республики содержание Cu и Zn выше в 1,3 и 4,4 раза, чем в наших образцах. В тоже время концентрация Pb в почве Астраханской области, наоборот, в 2,4 раза выше, чем в почвах Кабардино-Балкарской Республики.

Содержание свинца в надземных частях девясила британского в 1,3 раза превышало значение предельно установленной ве-

личины (6 мг/кг) в соответствии с СанПиН 2.3.2.1078-01 для БАД на растительной основе, а дербенника иволистного – в 2 раза.

Заключение

В результате проведенных исследований выявлены видовые особенности в содержании химических элементов девясила британского (*Inula Britannica* L.) и дербенника иволистного (*Lythrum salicaria* L.): в листьях и стеблях *Inula britannica* преобладали Fe и Zn, в листьях *Lythrum salicaria* – Mn и Fe, а в стеблях *Lythrum salicaria* – Fe. Рассчитанные коэффициенты биологического накопления свидетельствуют, что *Lythrum salicaria* является аккумулятором Mn, а *Inula britannica* – Zn.

Литература

1. Агаджанян Н. А., Скальный А. В. Химические элементы в среде обитания и экологический портрет человека. М.: КМК, 2001. 83 с.
2. Ильин В. Б. Тяжелые металлы в системе почва-растение. Новосибирск: Наука, 1991. 151 с.
3. Прозорова Т. А., Черных И. Б. Кормовые растения Казахстана: Книга-Павлодар, 2004. 278 с.
4. Титов А. Ф., Таланова В. В., Казнина Н. М., Лайдинен Г. Ф. Устойчивость растений к тяжелым металлам. Институт биологии КарНЦ РАН. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2007. 172 с.

ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СТАТУСА УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ Г. ТАГАНРОГА ПО МИКРОБИОЛОГИЧЕСКИМ ПОКАЗАТЕЛЯМ

**Я. А. Плотницкая, Д. В. Цыбульников, К. А. Кобушкина,
И. В. Мишин, А. В. Горовцов, Е. Ю. Константинова,
Т. М. Минкина**

Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия
gorovtsov@gmail.com

Значительная часть населения планеты проживает в городах. Уровень загрязнения почвенного покрова в городской черте быстро нарастает из-за процессов урбанизации и технологического прогресса в целом [9]. Наиболее сильное техногенное влияние проявляется на промышленных территориях, где производится большое количество токсикантов, таких как полициклические ароматические углеводороды, неорганические соединения, тяжелые металлы и т.д., представляющих угрозу для окружающей среды. Буферная способность почв позволяет удерживать определенное количество загрязнителей, однако превышение данного лимита влечет за собой образование подвижных форм, способных к активной миграции и накоплению в растениях. Существует большое количество методов мониторинга и обнаружения высокого содержания токсикантов. Для предотвращения развития негативных явлений в почвенном покрове рекомендуется использовать биодиагностику почв, основной задачей которой является определение даже незначительных негативных изменений экологического состояния педосферы вследствие антропогенного воздействия [2, 7]. Важным методом при оценивании качества урбанизированных территорий считается биоиндикация, которая позволяет оценивать состояние окружающей среды по особенностям развития организмов-биоиндикаторов. Для этого изучают активность растений и микроорганизмов, что позволяет дать оценку состоянию всей экосистемы и оценить уровень почвенного плодородия.

Таким образом, целью данного исследования было оценить экологический статус урбанизированных территорий по микробиологическим и физико-химическим показателям. Для проведения исследований, в частности, для анализа физико-химических свойств почвы и ее микробиологических показателей, были отобраны образцы почвы с площадок на территории города Таганрог, расположенных в селитебной и рекреационной функциональных зонах. Образец почвы, отобранный на территории ООПТ Персиановская степь, являлся контрольным. Отбор почвенных проб проводился с помощью метода конверта поверхностного слоя почвы на глубину до 20 см. Отбор образцов проводился в соответствии с требованиями ГОСТ 58595-2019 [5].

В рамках выполнения микробиологического анализа почвы был проведен посев на плотные питательные среды. При этом определялась численность аммонификаторов на мясо-пептонном агаре, олиготрофов на почвенном агаре. Обработку исходных и полученных в результате исследований данных производили в Microsoft Excel для Windows.

В результате проведения исследований численности микроорганизмов для разных эколого-трофических групп бактерий были получены различные результаты. Численность аммонификаторов представлена на рисунке 1.

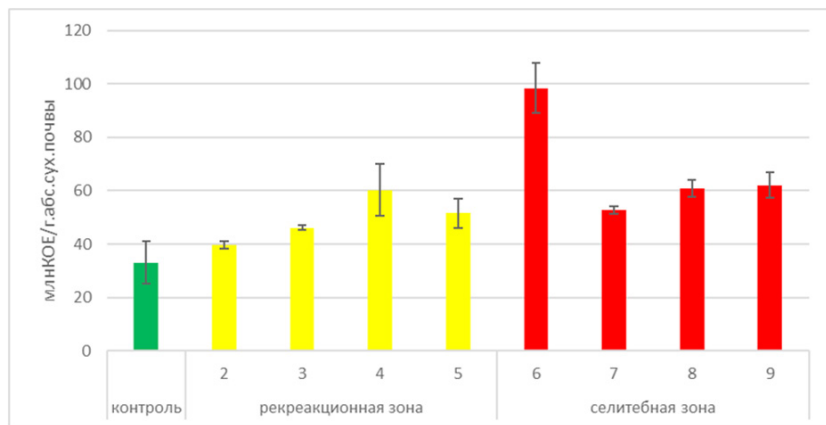


Рисунок 1 – Численность аммонифицирующих бактерий в почвах различных функциональных зон г. Таганрога

Численность аммонифицирующих бактерий превышала контрольные значения как в рекреационной, так и в селитебной зоне. Особенно резкие различия наблюдаются в почве площадки 6, где численность аммонификаторов выше контроля более чем в три раза. Следует отметить, что такая картина устойчиво наблюдается в почвах г. Ростова-на-Дону в разные годы – численность аммонификаторов оказывается повышена в почвах центра города относительно окраин [3–4, 6], что свидетельствует об адаптации данной группы микроорганизмов к городской среде. Численность олиготрофных бактерий представлена на рисунке 2.

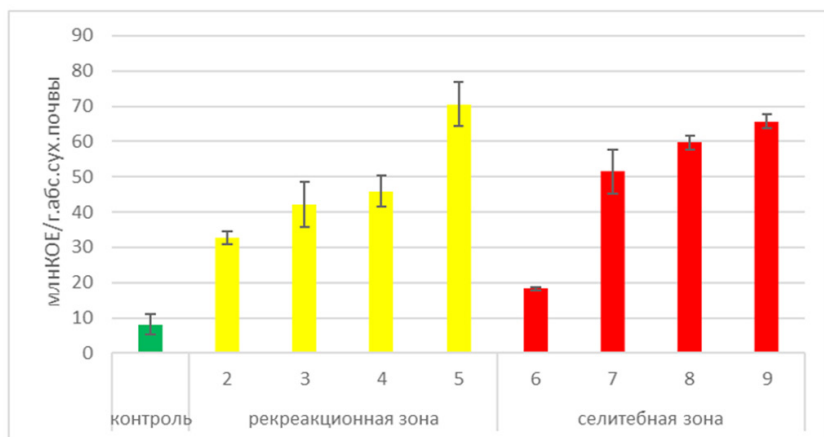


Рисунок 2 – Численность олиготрофных бактерий в почвах различных функциональных зон г. Таганрога

Представленные данные показывают, что численность олиготрофов в почвах г. Таганрога оказывается в несколько раз выше, чем в контроле независимо от функциональной зоны. При этом показатель соотношения олиготрофов и аммонификаторов в исследуемых почвах: в контроле численность аммонификаторов выше численности олиготрофов более чем в три раза, тогда как в почвах города численность этих групп оказывается близкой. Это свидетельствует о дефиците свежей органики в городских почвах и преобладании процессов деструкции почвенного органического вещества. Отмечается, что в нарушенных городских почвах олиготрофы составляют значительную долю микробных сообществ [1].

Таким образом, по итогам проведенного исследования можно отметить, что в условиях города наблюдаются значительные изменения микробных сообществ почвы, причем наблюдается возрастание численности бактерий с увеличением доли олиготрофов в сообществе. Данный процесс наблюдается как в рекреационной, так и в селитебной зоне и вероятно связан как с загрязнением, так и с изменением баланса поступления свежей органики в почву в условиях города.

Исследование выполнено в лаборатории «Здоровье почв» Южного федерального университета при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования Российской Федерации, соглашение № 075-15-2022-1122 и при поддержке Программы стратегического академического лидерства Южного федерального университета («Приоритет 2030»).

Исследование выполнено при поддержке грантов РФФИ 19-05-50097 и Президента МК-4654.2022.1.5

Литература

1. Артамонова В. С., Лютых И. В. Антропогенная трансформация почвенных экосистем // Антропогенная трансформация природной среды. 2011. № 1. С. 17–22.
2. Горбов С. Н. Генезис, классификация и экологическая роль городских почв Европейской части Юга России (на примере Ростовской агломерации). М.: Российский государственный аграрный университет – Московская сельскохозяйственная академия им. К.А. Тимирязева, 2018.
3. Горовцов А. В., Иванов Ф. Д., Козьменко С. В., Алешукина И. С. Влияние урбанизации на микробные сообщества почв г. Ростова-на-Дону // Живые и биокосные системы. 2018. № 26. URL: <http://www.jbks.ru/archive/issue-26/article-4>
4. Горовцов А. В., Полякова А. В., Внуков В. В. Показатели структуры микробного сообщества почв г. Ростова-на-Дону как инструмент мониторинга состояния антропогенно-преобразованных почв // Политематический сетевой электронный научный журнал Кубанского государственного аграрного университета. 2013. № 89. С. 303–315.
5. ГОСТ 9.048-89. Единая система защиты от коррозии и старения. Изделия технические. Методы лабораторных испытаний на стойкость к воздействию плесневых грибов. М.: Изд-во стандартов, 1989. 22 с.
6. Илюшкина Л. Н., Полякова А. В., Внуков В. В. Влияние урбанизации на показатели ферментативной и микробиологической активности почв // Известия высших учебных заведений. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. 2007. № 5. С. 52–53.
7. Симочко Л. Ю. Біодіагностика ґрунтів агроєкосистем Закарпаття // Агро-екологічний журнал. 2015. № 1. С. 100–106.
8. Шаркова С. Ю., Парфенова Е. А., Полянская Е. А. Биоиндикация городской среды по состоянию микробного комплекса почв // Экология и промышленность России. 2011. № 11. С. 44–47.
9. Ojuederie O. B., Babalola O. O. Microbial and plant-assisted bioremediation of heavy metal polluted environments: a review // International journal of environmental research and public health. 2017. V. 14. № 12. P. 1504.

МЕТОДИКА И РЕЗУЛЬТАТЫ ИЗУЧЕНИЯ ТОКСИЧЕСКОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ СПАВ- СОДЕРЖАЩИХ ПРЕПАРАТОВ НА СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫЕ КУЛЬТУРЫ

В. А. Поклонов¹, С. А. Остроумов²

¹ Международный независимый эколого-политологический университет,
г. Москва, Россия

² Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова,
г. Москва, Россия
warvir@rambler.ru

Этот общий анализ исследований, посвящен изучению взаимодействия поверхностно активных веществ с сельскохозяйственными культурами. Проведены биотесты, при которых можно пополнить информацию о широком круге опасных биоэффектов вызываемых синтетическими поверхностно активными веществами (СПАВ) у растений [5].

В работах [4, 5, 6, 7] показана применимость биотеста на основе культурных растений для оценки экологической опасности на примере СМС (синтетическое моющее средство). Цель данных исследований: изучить воздействие СМС Amway (>30 % НПАВ (неионогенные поверхностно активные вещества), мыло 5–15 %, <5 % АПАВ (анионогенные поверхностно активные вещества)); Frosch ecological (<5 % АПАВ, мыло 5–15 %, 5–15 % НПАВ); Organic People (15–30 %: АПАВ, <5 % амфотерные ПАВ, <5 % НПАВ); AOS (15–30 % АПАВ, <5 % НПАВ); Tide (5–15 % АПАВ, <5 % НПАВ) на растения кресс-салат (*Lepidium sativum* Linne, вид рода Клоповник (*Lepidium*) семейства Капустные, или Крестоцветные (Brassicaceae Burnett)), чечевица (*Lens culinaris* Medikus, вид рода Чечевица (*Lens*) семейства Бобовые (Fabaceae Lindley)), фасоль белая (*Phaseolus vulgaris* Linne, семейства Бобовые (Fabaceae Lindley)) и бобы мунг (*Vigna radiata* Linne, род Вигна (*Vigna*), семейства Бобовые (Fabaceae Lindley)).

В биотестировании было использовано 9600 семян: *V. radiata*, *L. sativum*, *P.vulgaris*, *L. culinaris* для тестирования каждого вида

СМС. При проведении биотестирования каждую из концентраций тестировали в двух стеклянных чашках Петри (диаметром 200 мм). Биотестирование проводили три раза, в каждом опыте – по 32 чашки соответственно (по 2 чашки Петри для каждой концентрации тестируемого вещества). В каждой чашке находилось по 100 семян *Vigna radiata*, *Phaseolus vulgaris*, *Lepidium sativum*, *Lens culinaris*. В каждую чашку вносили по 50 мл растворов. Инкубация чашек Петри происходила при температуре 20 ± 2 °С. Наблюдения совершали на 6 сутки. Тестируемые растворы содержали следующие концентрации СМС: 0 г/л (контроль); 0,05 г/л; 0,3 г/л; 3,1 г/л [4, 5, 6, 7]. Данные концентрации были подобраны, ссылаясь на рекомендации [1].

В сточных водах от населения синтетических поверхностно-активных веществ может содержаться 20–50 мг/л. Самой минимальной концентрацией для тестирования в опыте была 0,05 г/л (50 мг/л). Эта концентрация является максимальной для сточных вод от населения по содержанию синтетических поверхностно – активных веществ. Средняя концентрация СПАВ, которая воздействовала на проростки, составила 0,3 г/л, так как она является минимальной в стоках предприятий первичной обработки шерсти. Максимальная концентрация СПАВ составила 3,1 г/л, потому что это максимальная концентрация (в среднем по отраслям) в сточных водах многих предприятий [1].

Был выбран метод определения фитотоксичности на основе измерения и расчета условной средней длины проростков [2]. Биотест показал, что *L. sativum* (кресс-салат), *P. vulgaris* (фасоль белая) и *L. culinaris* (чечевица) являются высокочувствительными тест-объектами и их можно использовать в целях экотоксикологии. Например, детергент Frosch ecological значительно ингибировал (≥ 85 %) проростки *Phaseolus vulgaris* (фасоль), *Lepidium sativum* (кресс-салат), *Lens culinaris* (чечевица) во всех концентрациях. В это время *V. radiata* продемонстрировало большую толерантность по отношению ко всем видам СМС.

Все детергенты ухудшали прорастание и всхожесть семян всех использованных организмов. Единственное выжившее растение (*V. radiata*) в самой большей из испытанных концентраций (3,1 г/л)

имело токсические повреждения корней и побегов. Оранжевые, желтые и бурые пятна фиксировались по всем побегам растений. Корни были короткими и извилистыми в отличие от контроля.

Можно провести ранжирование жизнеспособности растений от меньшей к большей (в среднем по токсичности всех детергентов): *L. sativum* (кресс-салат) $\leq$ *P. vulgaris* (фасоль) $\leq$ *L. culinaris* (чечевица) $\leq$ *V. radiata* (маш).

Растение *V. radiata* подходит для определения большего количества химических веществ, чем остальные использованные в работе организмы. Эту информацию можно использовать для характеристики загрязненных вод и в перспективе их ремедиации. Сведения о сравнительно высокой толерантности *V. radiata* можно использовать для создания систем для биотехнологической очистки и обработки загрязненных вод, осадков, почв или иных компонентов экосистем, а также для технологий биоремедиации окружающей среды [4, 5, 6, 7].

В работе [3] рассмотрены методы для мониторинга мутагенных соединений, тяжёлых металлов и поверхностно активных веществ (ПАВ) в почвах и высших водных растениях. Из работы [3] известно, что ксенобиотик аминокантрацен незначительно ингибирует развитие проростков (на 20–28 %), в то время как ПАВ и ПАВ совместно с аминокантраценом существенно ингибируют это развитие. Изучение экстрактов проростков показало, что в присутствии концентрации 250 мг/л ПАВ (додецилсульфат натрия) аминокантрацен накапливается в проростках в более значительных количествах [3].

Расширены возможности использования более гуманных методов биотестирования без использования теплокровных животных. Выявлены факты токсического воздействия СПАВ на растительные организмы. Полученные данные полезны при подборе организмов для биотестирования загрязняющих веществ. Данные исследования привлекают внимание к проблеме антропогенного загрязнения окружающей среды этим классом веществ (СПАВ) [7].

Данный обзор представляет интерес для исследователей, работающих в области экологии, наук об окружающей среде и биосфере, сельскохозяйственных наук и экотоксикологии.

Литература

1. Когановский А. М., Клименко Н. А. Физико-химические методы очистки промышленных сточных вод от поверхностно-активных веществ. М.: Химия, 1983. 288 с.
2. Остроумов, С.А., Биологические эффекты при воздействии поверхностно-активных веществ на организмы. М.: МАКС Пресс, 2001. 344 с.
3. Поклонов В. А. Мутагенные ксенобиотики, тяжёлые металлы и поверхностно-активные вещества в почвах и высших водных растениях: дис. ... кандидата биологических наук: 03.02.08, 03.02.07 / Российский университет дружбы народов (РУДН). М., 2013. С. 254.
4. Поклонов В. А., Остроумов С. А. Влияние синтетических поверхностно-активных веществ на бобовые культуры // Экологическая химия. Санкт-Петербург: Теза, 2019. Т. 28. № 5. С. 244–249.
5. Поклонов В. А., Глебов В. В., Аскарова Д. А., Ерофеева В. В., Аникина Е. В. Сравнение токсичности СПАВ-содержащих смесевых препаратов при взаимодействии с зернобобовыми культурами в одном биотесте // Вестник Северо-Восточного федерального университета им. М. К. Аммосова. Серия: Науки о Земле. Якутск: СВФУ, 2021. № 3. С. 85–93.
6. Поклонов В. А., Глебов В. В., Аскарова Д. А., Ерофеева В. В., Аникина Е. В. Воздействие СПАВ-содержащего смесового препарата на культурные растения в условиях биотестирования // Вестник Воронежского государственного университета. Серия: Химия. Биология. Фармация. Воронеж: ВГУ, 2021. № 4. С. 45–51.
7. Поклонов В. А., Глебов В. В., Остроумов С. А., Аскарова Д. А., Ерофеева В. В., Аникина Е. В. Исследование токсичности синтетического моющего средства при воздействии на культурные растения в одном биотесте // Экологическая химия. Санкт-Петербург: Теза, 2022. Т. 31. № 1. С. 46–52.

ТРОСТНИК ЮЖНЫЙ (*PHRAGMITES AUSTRALIS* SAV.) КАК БИОИНДИКАТОР ГИДРОМОРФНЫХ ЭКОСИСТЕМ МАЛЫХ СТЕПНЫХ РЕК

Т. Н. Польшина¹, Д. Г. Невидомская², Т. М. Минкина²

¹ Южный научный центр РАН, г. Ростов-на-Дону, Россия

² Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия
tanja0701@mail.ru

В настоящее время возрастает уровень антропогенных воздействий на водные объекты. Малые реки представляют собой сложный природный объект, находящийся в тесной связи с окру-

жающей средой, реагирующий на естественные и антропогенные изменения ее компонентов. Прибрежно-водные экосистемы характеризуется ростом макрофитов, которые являются сосудистыми растениями, развивающиеся в условиях избыточного увлажнения. Макрофитная растительность является одной из самых перспективных групп для фитомониторинга. Тростник южный (*Phragmites australis* Cav.), благодаря способности аккумулировать различные загрязняющие вещества, в том числе, тяжелые металлы (ТМ), органические соединения подходит для биоиндикационных наблюдений гидроморфных экосистем [1–4].

Целью данной работы было исследование экологического состояния гидроморфных экосистем на примере малых степных рек с использованием в качестве биоиндикаторов растений-макрофитов *Phragmites australis* Cav.

Прибрежно-водная растительность малой степной реки Кагальник, входящей в бассейн Азовского моря, развивается в литоральной зоне, на увлажненных берегах и мелководьях. Она представлена тростниковыми (*Phragmites australis*), рогозовыми (*Typha latifolia*, *Typha australis*, *Typha laxmanni*), камышовыми (*Schoenoplectus lacustris*) сообществами. Наиболее широкой экологической амплитудой отличаются тростниковые сообщества. Они характеризуются бедностью видового состава при массовом развитии *P. australis* с проективным покрытием до 90–100 %.

В настоящем исследовании приоритетное внимание было уделено устьевой области малой степной реки Кагальник, испытывающей наибольший прессинг антропогенного загрязнения в своем нижнем течении, где были заложены площадки мониторинга. Почвенный покров на территории исследования представлен почвами гидроморфного ряда – аллювиальными луговыми почвами. На площадках были отобраны пробы почв и растений (*P. australis*).

Тростниковые сообщества изучались в 2020 году с использованием маршрутно-рекогносцировочного метода и закладыванием мониторинговых площадок, размером 5×5 м. Стандартные укусы для определения морфобиометрических измерений растений тростника проводили на площадках мониторинга в

первой половине сентября, когда вегетативные и генеративные части растений тростника достигают максимума. С каждой площадки мониторинга формировали среднюю пробу из растений тростника южного. Объединенная проба растений состояла из 8–10 точечных проб. Морфологические измерения проводили на свежесобранных растениях.

Первая площадка мониторинга представляет собой фоновый участок с преобладанием *P. australis*, расположена на 47°01'87"07 с. ш. и 38°44'12"73 в. д. и приурочена к нижнему течению реки Кагальник (рис. 1). На данной площадке растения *P. australis* являются доминирующим видом и образует сплошные заросли с проективным покрытием до 80–100 %. Максимальная высота растений тростника на данной площадке составила – 2 метра 50 см.

Местоположение второй площадки мониторинга находится на р. Кагальник, около поселка Павловка (рядом с автомобильной трассой 60Н-53), и представляет собой загрязненный участок с выходами солей в виде сплошного покрова, преобладанием *P. australis*, располагается на 47°05'81"51 с. ш. и 39°34'49"84 в. д. По береговой линии пересохшего притока выявлены галофильные виды растений: солерос солончаковый (*Salicornia perennans* Willd.), реже встречаются кермек Гмелина (*Limonium gmelinii* (Willd.) Kuntze), лебеда бородавчатая (*Halimione verrucifera* (M. Bieb.) Aellen.). В растительном покрове прибрежной части р. Кагальник отмечено, что *P. australis* образует форму с низкорослыми побегами до 1 метра, что может быть воздействием поступающих засоленных вод.

Третья площадка мониторинга расположена в пляжной зоне населенного пункта Платово-Петровка, рядом с мостом. Отмечено загрязнение прибрежной территории бытовым мусором (бутылки, крышки, полиэтиленовые пакеты). Это загрязненный участок с преобладанием *P. australis*, расположенный на 46°94'27"61 с. ш. и 39°66'10"04 в. д. Тростник южный в зоне пляжа не образует сплошные, густые заросли. Максимальная высота растений тростника достигала 3 метра. Проективное покрытие тростника на площадке составило 70–80 %. В фитоценозе отмечены следующие виды: цикорий обыкновенный (*Cichorium*



Фоновая площадка мониторинга (площадка № 1)



Площадка мониторинга с засолением и загрязнением (площадка № 2)



Площадка мониторинга с загрязнением (площадка № 3)

Рисунок 1 – Общий вид площадок мониторинга, зарослей и соцветий растений *P. australis*

intybus L.), лебеда бородавчатая (*Halimione verrucifera* (M. Bieb.), пырей ползучий (*Elytrigia repens* L.) и карантинный сорняк - амброзия полыннолистная (*Ambrosia artemisiifolia* L.).

Морфометрические исследования популяции *P. australis* в исследуемых сообществах выявили неоднородность в значениях морфологического строения по площадкам мониторинга.

Таблица 1 – Статистические параметры морфометрических характеристик растений *P. australis* с исследуемых площадок мониторинга, $n = 30$, $P = 0,95$

Показатель	Растения с фоновой незагрязненной площадки		Растения с площадки, характеризующейся засолением и загрязнением		Растения с загрязненной площадки	
	Высота растения, см	Длина соцветия (метелка), см	Высота растения, см	Длина соцветия (метелка), см	Высота растения, см	Длина соцветия (метелка), см
Среднее с доверительным интервалом средних значений	262,5±13,8	25,0±1,9	245,0±17,4	20,6±1,7	220,0±24,7	19,0±1,9
Медиана	265,0	25,0	265,0	20,5	215,0	19,0
Минимум	200,0	18,0	184,0	16,0	175,0	15,0
Максимум	320,0	32,0	279,0	28,0	270,0	24,0
Стандартное отклонение (<i>SD</i>)	19,4	4,2	18,4	4,0	24,6	2,7
Коэффициент вариации (<i>CV</i>), %	11,8	16,7	6,9	17,1	15,7	14,3

Модельные растения на фоновой незагрязненной площадке № 1 отличаются от площадок с выявленным уровнем загрязнения более высокими побегами растений и развитыми генеративными частями – соцветиями (табл. 1). На площадке мониторинга № 2 с выраженными признаками засоления и сопутствующим загрязнением диагностированы наименьшие морфометрические значения для вегетативных и генеративных ($19,4 \pm 2,8$ см) побегов (табл. 1), наблюдались видимые многочисленные изменения в развитии побегов *P. australis*, выражающиеся в недоразвитии соцветий растений.

Ранее на данных площадках мониторинга были проведены биогеохимические обследования [4], которые выявили, загряз-

нения ТМ на участках № 2 и № 3, там было диагностировано превышение кларков литосферы и предельно-допустимых концентраций ТМ для почв по Mn, Cr, Zn, Pb, Cu и Cd. Было установлено увеличение содержания подвижных форм Cd, Pb и Zn. Максимальное содержание подвижных форм металлов выявлено в почве площадки мониторинга № 3.

Таким образом, показана взаимосвязь между влиянием загрязнения гидроморфных экосистем ТМ с сопутствующими негативными факторами засоления на морфометрические и анатомические изменения растений *P. australis*, что дает возможность потенциального их использования в биоиндикационных исследованиях в системе мониторинга и контроля уровня загрязнения окружающей среды всех переувлажненных ландшафтов региона.

Исследование выполнено при финансовой поддержке Министерства образования и науки Российской Федерации, проект № 121100500084-2 и РФФИ, проект № 19-05-50097.

Литература

1. Bonanno G., Borg J. A., Di Martino V. Levels of heavy metals in wetland and marine vascular plants and their biomonitoring potential: a comparative assessment // Science of the Total Environment. 2017. Vol. 576. P. 796-806.
2. Bonanno G., Vymazal J., Cirelli G. L. Translocation, accumulation and bioindication of trace elements in wetland plants // Science of the Total Environment. 2018. Vol. 631-632. P. 252-261.
3. Eid E. M., Shaltout K. H., Al-Sodany Y. M., Haroun S. A., Galal T. M., Ayed H., Khedher K. M., Jensen K. Common reed (*Phragmites australis* (Cav.) Trin ex. Steudel) as a candidate for predicting heavy metal contamination in Lake Burullus, Egypt: a biomonitoring approach // Ecological Engineering. 2020. Vol. 148. P. 105787.
4. Minkina T., Fedorenko A. Nevidomskaya D., Fedorenko G., Pol'shina T., Sushkova S., Chaplygin V., Beschetnikov V., Dudnikova T., Chernikova N., Lychagin M., Rajput V. Uptake of potentially toxic elements and polycyclic aromatic hydrocarbons from the hydromorphic soil and their cellular effects on the *Phragmites australis* // Environmental Pollution. 2022. Vol. 309. P. 119727.

ЗАКОНОМЕРНОСТИ АККУМУЛЯЦИИ ЦИНКА И СВИНЦА В АССИМИЛЯЦИОННЫХ ТКАНЯХ ДРЕВЕСНЫХ РАСТЕНИЙ БОТАНИЧЕСКОГО САДА ЮФУ

**Н. В. Сальник, В. А. Корбань, И. П. Мельникова,
С. Н. Горбов**

Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия
salnik@sfedu.ru

На урбанизированных территориях лучшими фитохимическими индикаторами выступают древесные формы растений. Их ассимилирующие органы весьма чувствительны к условиям произрастания и в случае негативного влияния поллютантов могут претерпевать анатомические и морфологические изменения. Загрязняющие вещества аккумулируются в почвенном покрове, в различных частях, тканях растений. Изучение и оценка накопления тяжелых металлов ассимилирующими органами в последнее время весьма актуальна, поскольку позволяет диагностировать состояние лесного фитоценоза, выявить дефицит или токсичность элементов для растения [4, 6].

Для оценки степени накопления тяжелых металлов в ассимиляционных тканях растений проведены исследования по определению содержания тяжелых металлов, а именно Zn и Pb, в хвое и листьях древесной растительности.

Для изучения загрязнения химическими элементами были выбраны лиственные (*Populus alba* L., *Acer negundo* L.) и хвойные породы (*Pinus pallasiana* D. Don, *Picea abies* (L.) Н. Karst), произрастающих на территории Ботанического сада ЮФУ города Ростов-на-Дону. Исследуемые почвы согласно КиДПР [5] идентифицированы как черноземы миграционно-сегрегационные.

Определение концентрации тяжелых металлов проведено методом атомно-абсорбционной спектрофотометрии на приборе МГА-915, в соответствии с методикой сухого озоления с последующим добавлением разбавленной азотной кислоты

(1:1). Валового содержания тяжелых металлов в почве проводилось рентгенофлуоресцентным методом приборе «Spectroscan MAKS-GVM».

Для оценки загрязнения использовался показатель: предельно допустимая концентрация (ПДК). Вычисляли коэффициенты биологического поглощения (КБП) отдельных тяжелых металлов, как отношение содержания химического элемента в наземной части растения к общему содержанию элемента в почве. В результате анализа содержания валовых форм тяжелых металлов в почве под деревьями выявлено превышение фоновых значений Zn в почве под *Acer negundo* L. и *P. Pallasiana* D. Don и Pb в почве под *Populus alba* L. и *Picea abies* (табл. 1).

Таблица 1 – Содержание валовых форм тяжелых металлов (мг/кг) в черно-земе миграционно-сегрегационном под древесными растениями

Химический элемент	Содержание химических элементов в почве под древесными растениями, мг/кг				ПДК/ОДК/Фон
	<i>Populus alba</i> L.	<i>Acer negundo</i> L.	<i>P. Pallasiana</i> D. Don	<i>Picea abies</i>	
Zn	73,69	86,50	89,54	74,44	100/220/75
Pb	33,16	24,80	23,04	34,04	32/130/25

Результаты определения содержания тяжелых металлов в листьях деревьев представлены в таблице 2.

Таблица 2 – Содержание тяжелых металлов (мг/кг) в листьях и хвое изученных древесных видов Ботанического сада г. Ростова-на-Дону

Химический элемент	Концентрация ТМ в тканях листьев <u>Достаточное/избыточное</u>	Содержание химических элементов, мг/кг/ Коэффициент биологического поглощения (КБП)			
		<i>Populus alba</i> L.	<i>Acer negundo</i> L.	<i>P. Pallasiana</i> D. Don	<i>Picea abies</i>
Zn	<u>27-150</u> 100-400	<u>30,70</u> 0,28	<u>20,74</u> 0,18	<u>1,93</u> 0,02	<u>1,67</u> 0,02
Pb	<u>5-10</u> 30-300	<u>5,15</u> 0,05	<u>5,64</u> 0,04	<u>0,96</u> 0,02	<u>0,84</u> 0,02

Тяжелые металлы могут поступать в древесные формы растений как с аэральным потоком, так и с корневым поглощением почвенных растворов. Сравнительный анализ хвойных и лиственных пород показывает более высокое содержание тяжелых металлов в лиственных породах, что подтверждается в работах [1, 2, 4]. Оценивая полученные данные, можно заключить, что содержание тяжелых металлов является характерным как для лиственных пород – *Populus alba* L. и *Acer negundo* L., так и для *P. Pallasiana* D. Don и *Picea abies*. Коэффициенты биологического поглощения листьями деревьев в отношении свинца ниже 1, что, вероятно, связано с барьерным механизмом изученных видов деревьев.

Повышенное биопоглощение цинка в породах тополя белого и клена ясенелистного обусловлены биофильностью данного элемента и безбарьерным характером его поглощения. В ряде публикаций авторами [3] исследовано влияние техногенных нагрузок на содержание тяжелых металлов в хвое сосен и елей, однако, авторами отмечается неясность с механизмом поступления и накопления цинка [6]. Поглощение свинца для данных пород хвойных деревьев оценивается как низкое.

Исследование выполнено при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования РФ в рамках государственного задания в сфере научной деятельности № 0852-2020-0029 и при поддержке Программы стратегического академического лидерства Южного федерального университета («Приоритет 2030»).

Литература

1. Коротченко И. С., Мучкина Е. Я. Тяжелые металлы в почвенном покрове и древесных растениях урбанизированной территории города Красноярска // Экология урбанизированных территорий. 2017. № 2. С. 6–11.
2. Коротченко И. С., Мучкина Е. Я. Сравнительная оценка накопления тяжелых металлов лиственными и хвойными породами в условиях техногенного загрязнения // Материалы конференции: Механизмы устойчивости растений и микроорганизмов к неблагоприятным условиям среды. 2018. № 1. С. 1067–1069.
3. Менщиков С. А., Кузьмина Н. А., Мохначев П. Е. Аккумуляция металлов в хвое сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.), в почве и снеговой воде в условиях техногенного загрязнения // Лесной вестник. 2020. Т. 24. № 3. С. 94–102.

4. Ташекова А. Ж., Торопов А. С. Использование листьев растений как био-геохимических индикаторов состояния городской среды // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. 2017. Т. 328. № 5. С. 114–124.

5. Шишов А. А., Тонконогов В. Д., Лебедева И. И., Герасимова М. И. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 341 с.

6. Щербенко Т. А. Поглощение элементов сосной и елью в лесных экосистемах северной тайги в условиях атмосферного загрязнения: автореф. ... канд. биол. наук (03.00.27). М., 2008.

ЗАПАСЫ ОРГАНИЧЕСКОГО УГЛЕРОДА И АЗОТА В СРЕДНЕТАЁЖНЫХ ПОДЗОЛИСТЫХ ПОЧВАХ РЕСПУБЛИКИ КОМИ ПОСЛЕ ЛЕСОЗАГОТОВИ- ТЕЛЬНЫХ МЕРОПРИЯТИЙ

**Д. А. Севергина, В. В. Старцев, Н. М. Горбач,
А. А. Дымов**

ИБ ФИЦ Коми НЦ УрО РАН, г. Сыктывкар, Россия
severgina.darja@gmail.com

Органическое вещество почв ($C_{\text{орг}}$) является основным и долговременным резервуаром углерода на территории России [1]. Бореальные леса, выполняя важные средообразующие функции, играют огромную роль в регуляции климата и обмене веществ биосферы Северного полушария. Изучение динамики углерода органического вещества требует анализа влияния различных нарушений на функционирование лесных экосистем [2]. Промышленные рубки – наиболее значимый антропогенный фактор, приводящий к нарушению структурной организации таежных биогеоценозов и естественных потоков вещества и энергии в них [3]. Естественно, что надежная оценка запаса углерода в почвах России и его распределение по территории является чрезвычайно актуальной задачей [5].

Основная цель исследования заключалась в оценке накопления органического углерода и азота в подзолистых почвах средней тайги Республики Коми после лесозаготовительных мероприятий.

На площадке было заложено три волокна с тремя проходами форвардера (ЗП), три волокна с десятью проходами форвардера (10П) и три волокна с десятью проходами форвардера и последующим выравниваем (10Р). Запасы углерода и азота на почвах для волокон с разным количеством проходов форвардера рассчитывали согласно Смагину [4] с учетом рекомендаций [6] и сравнивали их с полученными результатами для фоновой почвы. Пересчет запасов элементов производился до глубины 50 см. Было установлено, что запасы углерода в фоновой почве до глубины полуметра составляют $3,8 \text{ кг м}^{-2}$, из них на органогенный и минеральные горизонты приходится по 50 %. Эти данные совпадают со средними расчетами для подзолистых почв Республики Коми. Запасы азота фоновой почвы $0,27 \text{ кг м}^{-2}$, 73 % из которых относится к минеральным горизонтам (рис. 1).

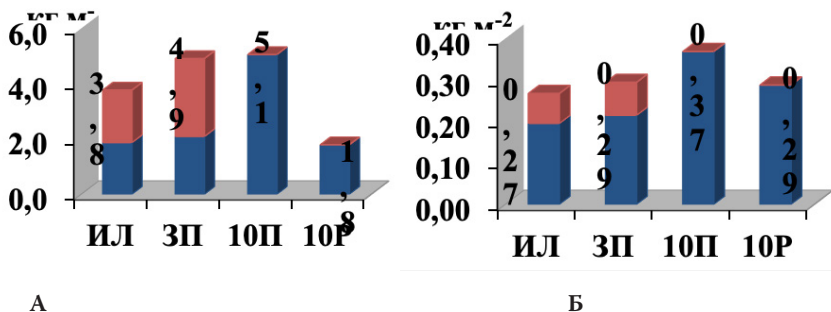


Рисунок 1 – Запасы углерода (А) и азота (Б) в исследованных почвах. Обозначения: 1 – подстилка, 2 – минеральные горизонты, ИЛ – исходная почва, ЗП – разрез на волокне с тремя проходами, 10П – разрез на волокне с десятью проходами, 10Р – разрез на волокне с десятью проходами, с последующим выравниванием.

Увеличение плотности подстилки почвы волокна с тремя проходами (ЗП) приводит к возрастанию в ней запасов элементов. Запасы углерода в органогенном горизонте составляют $2,8 \text{ кг м}^{-2}$, запасы азота – $0,08 \text{ кг м}^{-2}$, на которые приходится 57 % и 27 % общих запасов в почве, соответственно. Всего в почве аккумулируется $4,9 \text{ кг м}^{-2}$ углерода и $0,29 \text{ кг м}^{-2}$ азота.

В почве с десятью проходами форвардера и последующим выравниванием (10Р) органогенный горизонт сохранен лишь частично, поэтому запасы приведены только для минеральной толщи. Максимальные запасы углерода $5,1 \text{ кг м}^{-2}$ и азота $0,37 \text{ кг м}^{-2}$ среди исследованных разрезов выявлены в почве волока с десятью проходами форвардера (10П). Это обусловлено максимально высоким содержанием углерода в верхнем минеральном горизонте и высокой плотностью его сложения. В горизонте TUR почвы волока с десятью проходами приходится 77 % ($3,9 \text{ кг м}^{-2}$) углерода и 54 % ($0,20 \text{ кг м}^{-2}$) азота от общего содержания элементов в почве. Минимальные запасы углерода выявлены для почвы 10Р – $1,8 \text{ кг м}^{-2}$, что объясняется менее плотным сложением минеральных горизонтов и удалением подстилки. Запасы азота близки к исследованным почвам – $0,29 \text{ кг м}^{-2}$. Кроме этого, были рассчитаны запасы углерода и азота с учетом вычета средней глубины колеи выделенных волоков (рис. 2). В результате были получены схожие закономерности при общем уменьшении запасов элементов в почвах волоков. Содержание углерода в почве волока с тремя проходами с учетом глубины колеи составляет $4,6 \text{ кг м}^{-2}$, запасы азота – $0,25 \text{ кг м}^{-2}$. Запасы углерода в почве с десятью проходами форвардера (10П) составляют $4,3 \text{ кг м}^{-2}$, запасы азота – до $0,24 \text{ кг м}^{-2}$. Минимальные запасы также характерны для почвы волока 10Р: запасы углерода – $1,0 \text{ кг м}^{-2}$, запасы азота – $0,13 \text{ кг м}^{-2}$.

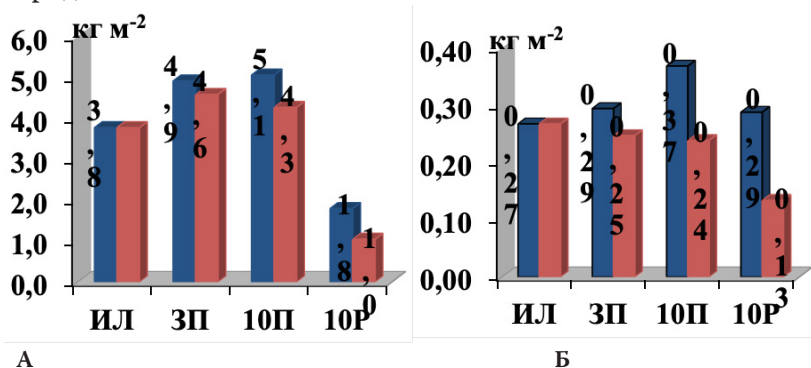


Рисунок 2 – Сравнение запасов углерода (А) и азота (Б) исследованных почв. 1 – без учета глубины колеи, 2 – с учетом глубины колеи.

Таким образом, показано, что интенсивность механической нагрузки оказывает значительное влияние на запасы углерода в почвах. Выявлено некоторое увеличение запасов в почвах ЗП и 10П, обусловленное включением порубочных остатков и некоторому переуплотнению верхних минеральных горизонтов. Удаление подстилки при выравнивании (10Р) приводит к 2-4 кратному сокращению углерода в почвах.

Литература

1. Курганова И. Н., Лопес Де Гереню В. О. Запасы органического углерода в почвах Российской Федерации: современные оценки в связи с изменением системы земледельческого использования // Доклады Академии наук. 2009. Т. 426. № 1. С. 132-134.
2. Осипов А. Ф., Тужилкина В. В., Дымов А. А., Бобкова К. С. Запасы фитомассы и органического углерода среднетаежных ельников при восстановлении после сплошнолесосечной рубки // Изв. РАН. Сер. биол. 2019. № 2. С. 215–224.
3. Панов А. В., Онучин А. А., Зражевская Г. К., Шибистова О. Б. Структура и динамика пулов органического вещества на вырубках в сосняках лишайниковых среднетаежной подзоны Приенисейской Сибири // Изв. РАН. Сер. биол. 2012. № 6. С. 658–666.
4. Смагин А. В., Садовникова Н. Б., Смагина М. В., Глаголев М. В., Шевченко Е. М., Хайдапова Д. Д., Губер А. К. Моделирование динамики органического вещества почв. М.: Изд-во МГУ, 2001. С. 120.
5. Щепаченко Д. Г., Мухортова Л. В., Швиденко А. З., Ведрова Э. Ф. Запасы органического углерода в почвах России // Почвоведение. 2013. № 2. С. 123.
6. Hiederer R. and Köchy M. Global Soil Organic Carbon Estimates and the Harmonized World Soil Database. Publications Office of the European Union, 2011. P. 79.

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В СИСТЕМЕ «ПОЧВА – ОПАД– ТРАВЯНИСТЫЕ РАСТЕНИЯ» В ЗОНЕ НАБЛЮДЕНИЯ РОСТОВСКОЙ АЭС

**А. В. Сивцов, А. А. Наливайченко, У. А. Сидорина,
Е. А. Бураева**

Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия
sivtsov1999@list.ru

Поглощение радионуклидов из почвы растениями в наземной среде зависит от нескольких факторов окружающей среды,

которые включают: текстуру почвы и химические свойства, pH, влажность, содержание органических веществ, ионообменную способность и элементарную концентрацию радионуклидов (например, калия) и т.д. Кроме того, существует зависимость от таких факторов, как сезонное изменение климатических условий, а также от антропогенной деятельности, проводимой в регионах, в том числе по агрономическим характеристикам. Для оценки переноса радионуклидов от абиотического компонента земной среды (т.е. почвы) к растениям используются несколько типов параметров переноса, направленных либо на оценку переноса в пищевой цепи человека [2, 5, 6] или для использования в качестве радиоэкологических индексов, чтобы дать представление о радиологическом состоянии окружающей среды [1, 4, 7].

Метод коэффициента переноса обеспечивает грубую оценку переноса радионуклидов в качестве общего фактора, подходящего для того, чтобы грубо выразить перенос радионуклидов из окружающей среды (почва, воздух, вода, отложения) в организм, выраженный в терминах всего тела [1].

Отношение концентраций нуклида в организме определяется как активность нуклида на единицу массы организма (здесь в траве, в сухом весе), деленная на активность того же нуклида на единицу массы субстрата, где субстрат – это физическая среда (вода или почва), откуда организм получает нуклид (здесь почва в сухом весе).

Объектами исследования настоящей работы являются почвы и растения степной зоны Ростовской области, находящиеся вблизи Ростовской АЭС (РоАЭС). Пробы почв и растений отбирались каждый год на протяжении 21 года с 1999 года. Места отбора почв и растений производились на залежных и выровненных целинных участках в тридцатикилометровой зоне наблюдения РоАЭС.

Отбор проб почвы происходил в осенний (сентябрь-октябрь) и (или) летний (июнь-июль) период на 5 различных контрольных участках.

Отбор проб проводят в местах с ненарушенной поверхностью почвы после образования радиоактивного загрязнения, при от-

сутствии подозрения на смыв слоя почвы или намыва ее на эту поверхность за то же время. Отдают предпочтение задернованным местам, протяженность которых составляет не менее 5 м. Избегают отбора почвы на песчаных участках, лишенных травянистой растительности. Место отбора следует быть ровным, однородным, открытым. Расстояние от окружающих его построек и деревьев должно составлять не менее двух их высот

Пробоподготовка почв происходит следующим образом: после взвешивания “мокрой” пробы почвы, её высушивают в сушильном шкафу при температуре 105–110 °С. Заново взвешивают всю пробу для определения “сухого” веса почвы. Из всей пробы методом квартования отбирают необходимое количество почвы, взвешивают и переносят в специальный сосуд нужного объёма. Полученный счётный образец герметично запаковывают, выдерживают его в течение двух недель до установления радиоактивного равновесия в ряду ^{222}Rn и проводят измерения с помощью сцинтилляционного гамма-спектрометра “Прогресс-Гамма” на основе кристалла йодистого натрия NaI(Tl) .

Для анализа измеренных активностей радионуклидов были выполнены описательные статистические данные, включающие минимальное и максимальное значения, среднее арифметическое, стандартную ошибку среднего и стандартное отклонение, медиана, мода, а также тест ANOVA. Кроме того, из-за логнормального распределения активности радионуклидов в почве было вычислено среднее геометрическое. Статистическая значимость учитывалась при $p \leq 0,05$.

Для того, чтобы убедиться, что распределение радионуклидов в почвах, отобранных на разных точках, не имеет различия, мне пришлось воспользоваться дисперсионным анализом (ANOVA).

Здесь мы обращаем внимание на уровень значимости p . Если он меньше 0,05, то данные статистически различны. Если он равен или больше 0,05, то данные статистически не различимы.

Следовательно, мы можем сделать вывод что данные по радионуклидам (^{232}Th , ^{226}Ra , ^{40}K , ^{137}Cs) имеют уровень значимости ниже 0,05 лишь при сравнении 201 КУ со всеми остальными, это говорит нам о сильном различии полученных данных отно-

Таблица 1 – Уровень значимости содержания радионуклидов в почвах на разных участках

КУ	КУ 12	КУ 75а	КУ 201	КУ 3	КУ 208
КУ 12		0,988988	0,000017	0,914032	0,997878
КУ 75а	0,988988		0,000017	0,681080	0,977927
КУ 201	0,000017	0,000017		0,000017	0,007429
КУ 3	0,914032	0,681080	0,000017		0,999794
КУ 208	0,997878	0,977927	0,007429	0,999794	

сительно остальных КУ. Для остальных контрольных участков критерий значимости много выше 0,05, что говорит о неразличимости полученных активностей радионуклидов в почве.

Средние уровни концентрации ^{137}Cs в почве (в пересчете на сухую массу) на пяти участках отбора проб были примерно равны $11,0 \pm 1,1$ Бк/кг. Известно, что радий не входит в состав отдельных минералов, а широко распространен в виде включений во многих образованиях. Процессы миграции в почвах, поглощение и накопление растениями ^{226}Ra существенно зависят от путей поступления радионуклида в окружающую среду и прочности закрепления в сложной многокомпонентной системе, какой и является почва. Средние концентрации ^{226}Ra составили $21,3 \pm 2,1$ Бк/кг. Показатели тория (^{232}Th) в целом не отличались. Среднее значение в почве исследованных районов составило $26,1 \pm 2,6$ Бк/кг. Известно, что основной вклад в содержание радионуклидов в почвах исследуемых территорий вносит ^{40}K . Как показали результаты работы, средние показатели ^{40}K в почвах исследуемых КУ (контрольных участков) составили $462,4 \pm 46,2$ Бк/кг.

Средние значения ^{40}K в траве составили 469,77 Бк/кг, в опаде активность составила около 336,18 Бк/кг. Наибольшая активность была зафиксирована в образце травы, отобранном на контрольном участке 3 и составило 3295 Бк/кг, стоит отметить, что на контрольном участке 75а наибольшая активность составила 3294 Бк/кг, что не отличается от участка 3. Наибольшая концентрация ^{40}K в опаде была зафиксирована в образце отобранном на контрольном участке 12.

Среднее значение концентрации ^{226}Ra в траве составило 9,05 Бк/кг. Наибольшие значения ^{226}Ra , были зарегистрированы на

контрольном участке 12 и составило 67 Бк/кг, для опада максимум был зафиксирован в образцах контрольного участка 201 (58,90 Бк/кг). Среднее значение ^{232}Th во всех собранных образцах травы составило 15,83 Бк/кг и 9,88 Бк/кг в опаде.

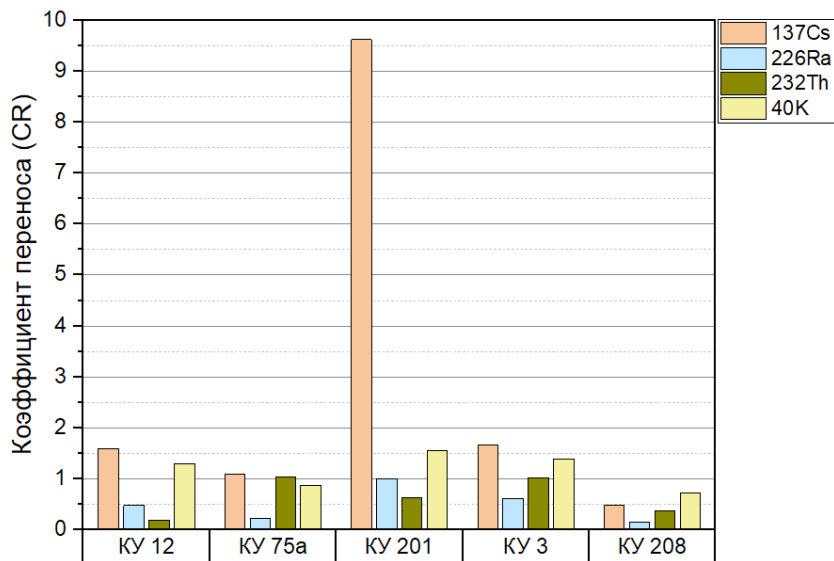


Рисунок 1 – Средние значения коэффициента переноса на разных КУ

Из полученных данных можно заметить, что на всех контрольных участках, кроме КУ 201, коэффициенты переноса отличаются слабо, находясь в диапазоне от 0,14 до 1,66. Коэффициент переноса ^{137}Cs на контрольном участке 201 отличается от коэффициента накопления аналогичного радионуклида на остальных контрольных участках, примерно в 9 раз, со средним значением 9,62. Для данного участка характерна аллювиально-луговая легкосуглинистая почва на аллювиальных погребенных отложениях. Данная почва отличается от почв остальных контрольных участков более высоким содержанием песка. Поскольку почва на КУ 201 отличается низким содержанием глины и высоким содержанием песка относительно почв на остальных контрольных участках, то это приводит к большему проникновению радио-

цезия в корнях растений. Стоит отметить, что почвы на КУ 201 являются аллювиально-луговыми, данные почвы формируются в условиях периодического затопления паводковыми водами, а также под влиянием грунтовых вод, которые длительное время находятся в пределах почвенного профиля. Как было отмечено ранее, во влажных условиях корневая система будет находиться в верхних слоях, как и загрязняющее вещество.

Коэффициенты накопления радионуклидов травянистыми растениями составляют 2,89; 0,5; 0,65; 1,17 для ^{137}Cs , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K соответственно. Максимальные коэффициенты накопления зафиксированы для радиоцезия на КУ 201, это обусловлено аллювиально-луговыми песчаными почвами, обладающими более низким содержанием гумуса, низкой сорбционной способностью и свойствами самого радиоцезия.

Исследование выполнено при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования РФ (Государственное задание в сфере научной деятельности научный проект № 0852-2020-0032) / (БАЗ0110/20-3-07ИФ).

Литература

1. Beresford, N.A., Broadley, M.R., Howard, B.J., Barnett, C.L., White, P.J., Estimating radionuclide transfer to wild species – data requirements and availability for terrestrial ecosystems. // J. Radiol. Prot. 2004. № 24, 89–103.
2. Howard B. J., Beresford N. A., Copplestone D., Telleria D., Proehl G., Fesenko S. et al. The IAEA handbook of radionuclide transfer to wildlife // J. Environ. Radioactiv. 2013. № 121. P. 55–74.
3. Higley K. A., Bytwerk D. P. Generic approaches to transfer // J. Environ. Radioact. 2007. № 98. P. 4–23.
4. IAEA, 1994. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environments. Technical Report Series No. 364. International Atomic Energy Agency, Vienna.
5. IAEA, 2009. Quantification of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments for radiological assessments. Technical Document No. 1616. International Atomic Energy Agency, Vienna.
6. IAEA, 2010. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. Technical Report Series No. 472. International Atomic Energy Agency, Vienna.
7. Manolopoulou M., Stoulos S., Ioannidou A., Vagena E., Papastefanou C. Radioecological indexes of fallout measurements from the Fukushima nuclear accident // Ecol. Indic. 2013. № 25. P. 197–199.

ОЦЕНКА НАКОПЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ РАСТИТЕЛЬНЫМИ ОБЪЕКТАМИ В РЕСПУБЛИКЕ АДЫГЕЯ

У. А. Сидорина, А. В. Сивцов, Д. П. Плахотняя,
Е. А. Бураева

Южный федеральный университет,
г. Ростов-на-Дону, Россия
ulianasidorina72@gmail.com

Данная работа посвящена оценке содержания и накопления искусственного ^{137}Cs и естественных радионуклидов (^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K) в лесной подстилке и грибах на территории Майкопского района Республики Адыгея. Используются результаты радиоэкологических экспедиций 2009–2019 годов в регионе исследования. Объекты исследования преимущественно отбирали на площадках с различными почвами, растительным покровом, условиями водного режима и на разных элементах рельефа.

Целью настоящей работы является оценка радиоэкологической ситуации на территории Республики Адыгея; анализ распределения основных дозообразующих естественных радионуклидов (^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K) и искусственного радиоцезия ^{137}Cs в почвах, лесной подстилке и грибах отобранных в разных точках региона.

Объекты и методы исследования

Отбор проб проводился на контрольных участках Республики Адыгея (Майкопский р-н), приведенных ниже, на рисунке 1.

В качестве индикаторов в настоящей работе были выбраны образцы почв, опада и грибов. Образцы опада отбирали в 2009–2019 годах с поверхности гумусового слоя лесных почв. Образцы грибов отбирали в 2012–2019 годах преимущественно на площадках с различными почвами, растительным покровом, условиями водного режима и на разных элементах рельефа.

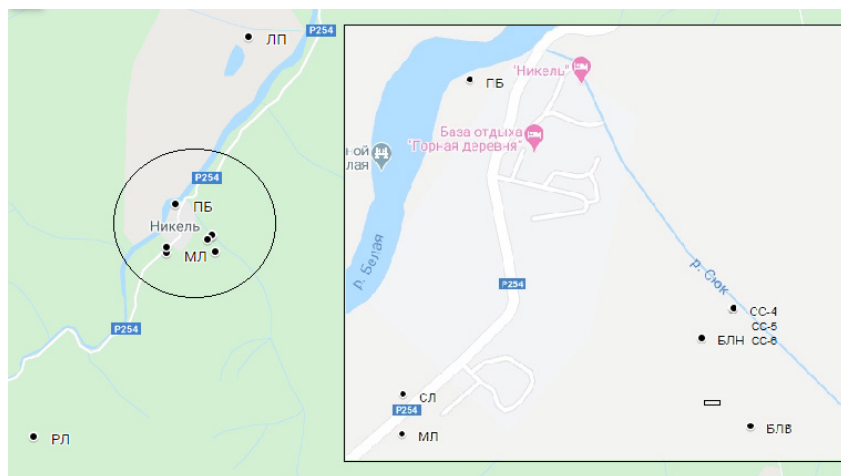


Рисунок 1 – Карта точек отбора

Результаты исследования

Удельная активность радионуклидов в образцах представлена в таблице 1.

Таблица 1 – Радионуклидный состав компонентов экосистем

Объект	$A_{уд}$, Бк/кг			
	^{137}Cs	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
Почва	0,1-284,8 ср. 35,0	2-284,1 ср. 29,5	0,9-55,4 ср. 29,3	101,0-992,0 ср. 429,3
Грибы	2,7-1194,0 ср. 207,0	0,7-146,0 ср. 36,5	0,8-214,0 ср. 62,3	1,2-6148,0 ср. 1693,8
Опад	0,2-62,7 ср. 14,8	2,0-25,1 ср. 10,8	1,8-59,2 ср. 18,0	31,0-792,0 ср. 259,2

Как правило, содержание естественных радионуклидов в образцах опада невысокое, ниже или соответствует содержанию ЕРН в почвах. При этом искусственного радиоцезия в отдельных пробах опада фиксируется достаточно много.

Грибы считаются отличными биоиндикаторами для оценки загрязнения окружающей среды, так как они известны своим свой-

ством накапливать металлы и другие элементы [1]. Практически во всех образцах грибов отмечается высокое содержание ^{40}K (800–3000 Бк/кг высушенной массы (всм)). При этом, в почвах исследуемых территорий ^{40}K , в среднем содержится 300–500 Бк/кг.

На рисунке 2 представлены примеры распределения радионуклидов в различных грибах. Как правило, высокое содержание радионуклидов в объектах микофлоры может быть обусловлено как хорошими сорбционными способностями грибов, так и механическим загрязнением грибов почвенными частицами, пылью.

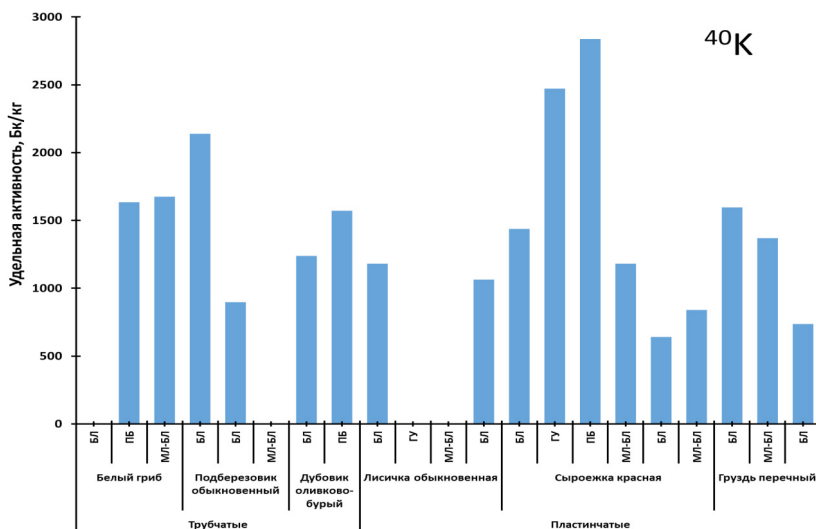


Рисунок 2 – Распределение ^{40}K в грибах

Лесная подстилка – это один из продуктов метаболизма в лесном биоценозе. Это слой органического материала над верхней частью почвы, который сформирован растительным опадом в разной степени разложения. В основном лесная подстилка подвергается загрязнению ^{137}Cs . Стоит отметить повышенное содержание естественных радионуклидов в почвах на исследуемых участках, в особенности на участке РЛ. Минимальное содержание ^{137}Cs обнаружилось в опаде пойм рек Белая и Сюзь (участки

ПБ и СС-6 соответственно) (рис. 3). Это может быть связано с тем, что лесная подстилка не всегда успевает формироваться, часто смывается паводками.

Из рисунка 3 мы видим, что ^{137}Cs больше всего на участке РЛ за все время. РЛ находится на дне гранитного ущелья и вследствие вертикального и горизонтального переноса происходит накопление ^{137}Cs на дне ущелья, в верхнем слое почвы. При этом минимальное содержание ^{137}Cs наблюдается в аллювиальных почвах (с большим содержанием песка) в пойме реки Белая. Несмотря на то, что на СС-6 тоже аллювиальные почвы, ПБ и СС-6 находятся в разных условиях формирования. На участке СС-6 случаются интенсивные оползни склонов в пойму реки Сук. Из-за этого содержание радионуклидов в верхних слоях почвы на СС-6 не отличается от содержания радионуклидов в бурых лесных почвах на террасе.

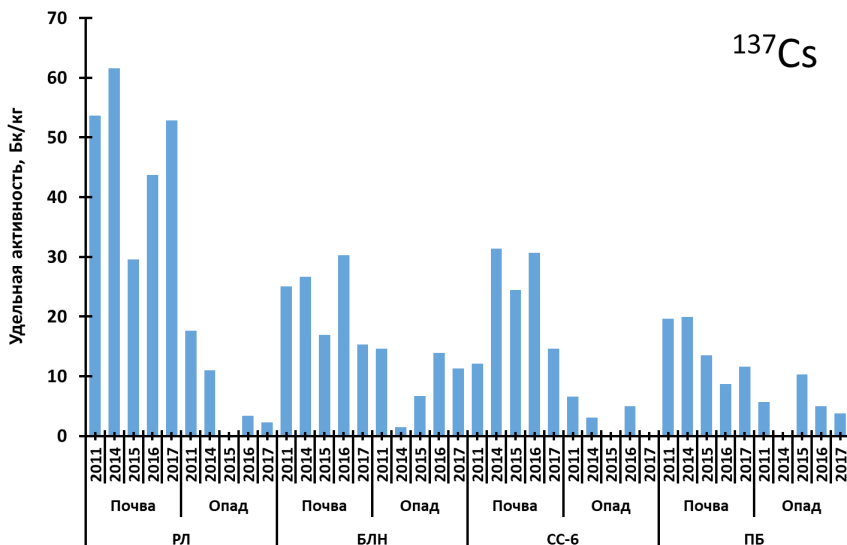


Рисунок 3 – Распределение ^{137}Cs в компонентах экосистем за разные годы

Во всех почвах содержание ^{226}Ra находится примерно на одном уровне (рис. 4), а в опаде, как правило, меньше пределов определения. При этом высокие значения ^{226}Ra в лесной подстилке могут быть связаны с механическим загрязнением опада мелкими обломками пород или почвы, пылевыми частицами.

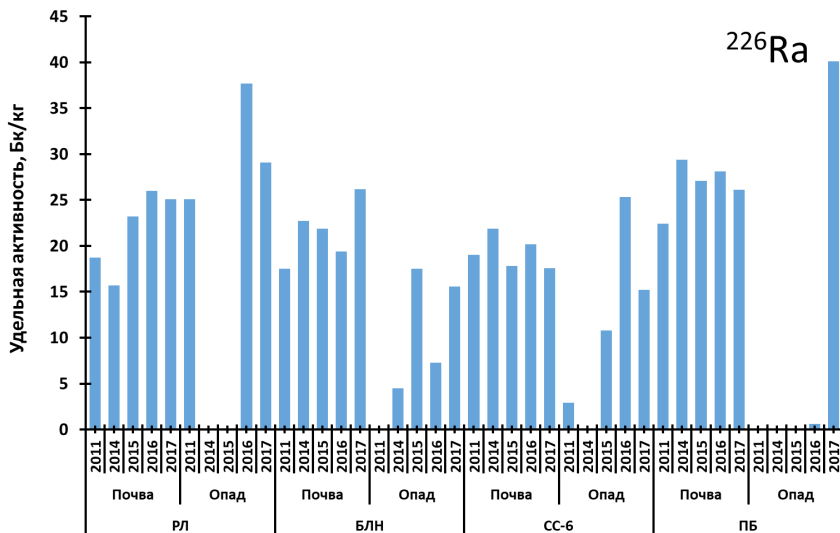


Рисунок 4 – Распределение ^{226}Ra в компонентах экосистем за разные годы

Кроме того, в лесной подстилке были обнаружены незначительные концентрации ^{232}Th и ^{40}K , скорее всего, обусловленные механическим загрязнением опада данными радионуклидами.

Заключение

На исследуемых участках с разным типом почвы наблюдаются различия в содержании как искусственного радионуклида ^{137}Cs , так и естественных ^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th в компонентах экосистем. При этом в лесной подстилке (опаде) в большинстве проб содержание данных радионуклидов фиксируется меньше пределов определения. Искусственный ^{137}Cs несмотря на то, что это активный хорошо растворимый щелочной металл, фиксируется только в

отдельных пробах грибов. При этом, высокие содержания радия, тория и радиоцезия отмечаются только в высокогорных районах Северного Кавказа (на высоте более 800 м над уровнем моря). Это связано с тем, что в условиях сильно расчлененного горного рельефа происходит переотложение радиоцезия в понижениях рельефа.

Работа выполнена при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования Российской Федерации (Государственное задание в области научной деятельности, Южный федеральный университет, 2020 г.).

Литература

1. Fei Tuo, Jing Zhang, Wenhong Li, Shuaimo Yao, Qiang Zhou, Zeshu Li Radionuclides in mushrooms and soil-to-mushroom transfer factors in certain areas of China // Journal of Environmental Radioactivity. 2017. P. 59-64.

ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА СОДЕРЖАНИЯ ЙОДА В СИСТЕМЕ «ПОЧВА – РАСТЕНИЕ» НА ТЕРРИТОРИИ СЕЛЕНГИНСКОГО АЙМАКА СЕВЕРА МОНГОЛИИ

**А. В. Синдирева¹, Э. Эрдэнэцогт², В. Анненков¹,
А. К. Мангутова¹**

¹ Тюменский государственный университет,
Институт наук о Земле, г. Тюмень, Россия
sindireva72@mail.ru, jandanel@mail.ru, annamangutova@gmail.com

² Национальный Центр Общественного Здоровья Монголии, Монголия,
erd625@yahoo.com

Йод, являясь эссенциальным микроэлементом, необходим на всех этапах онтогенеза животных и человека. Особенно значимыми в отношении йододефицита являются периоды младенчества и раннего детства. Течение процессов дифференцировки клеток всех тканей организма человека, регуляция трансмембранного транспорта натрия и гормонов, внутриклеточного ды-

хания напрямую определяется содержанием йода. В природе основным источником йода для растений является почва, в разных её типах микроэлемент наиболее часто встречается в виде минералов иодидов, иодатов и периодатов [5]. Йод, мигрирующий через атмосферу из океанов, является основным источником его содержания для почв. На его концентрацию в почве влияет рельеф местности, относительная и абсолютная высоты, экспозиция склонов.

Монголия является континентальной страной с преобладающим горным рельефом, почвы бедны органикой. Сэлэнгэ самый северный аймак Монголии, характеризуется развитым растениеводством, производя более половины всего зерна страны. В природных объектах северной Монголии слабо изучены галогены, играющие важную биологическую роль, дефицит которых в пищевых цепях негативно влияет на здоровье человека. Так как большая часть населения страны живет в условиях йододефицита, геохимическая оценка содержания и воздействия йода на севере Монголии находится в русле современных исследований по микроэлементам [2].

С целью оценки распределения йода в почвах были исследованы особенности валового содержания данного микроэлемента в пахотном горизонте основных типов почв Селенгинского аймака севера Монголии, а также его содержание в зерне яровой пшеницы. Образцы почв отбирали методом конверта в пределах микро- и мезорельефа. В зависимости от величины элементарного участка из отобранных равномерно почвенных проб со всей площади, составлялась усредненная проба. Одновременно с почвами на данных точках отбирали растения яровой мягкой пшеницы (*Triticum aestivum* L.), сорт Дархан-144. Отбор почвенных и растительных образцов и пробоподготовка их для химического анализа осуществлялся в соответствии с требованиями агрохимических методов. Территория исследования и точки отбора проб находятся в долинах реки Селенга (Цагааннуур) и Орхон (Баруунбурэн и Жавхлант). Тип исследуемых почв – каштановые.

В исследуемых образцах почв и зерна мягкой яровой пшеницы (*Triticum aestivum* L.) сорта Дархан-144 определяли со-

держание йода кинетическим роданидно-нитритным методом (Проскурякова, 1976). Содержание ряда агрохимических показателей почвы, а также макро- и микроэлементов определялось в лаборатории филиала ФГБУ «ЦЛАТИ по УФО» по Тюменской области. Основные агрохимические показатели изученных почв представлены в таблице 1.

Таблица 1 – Агрохимическая характеристика темно-каштановых почв участков обследования

№	Сумыны	Содержание гумуса, %	pH	Азот общий, %	Фосфор, мг/кг	Калий, мг/кг	Абсорбционная способность	Засоление почвы, Ес, ds/m
1	Баруунбурэн	3,45	7,37	1,71	2,6	18,6	17	0.08
2	Жавхлант	2,93	7,12	1,85	2,76	24,0	14	0.002
3	Цагааннуур	1,37	6,52	1,10	4,8	22,1	21	9.37

В таблице 2 представлено содержание йода, а также ряда макро- и микроэлементов в темно-каштановых почвах участков обследования.

При оценке валового содержания йода в почвах используют следующую классификацию: <5 мг/кг – недостаточное содержание, 5,1–40,0 – нормальное, >40,0 мг/кг – избыточное [1]. Согласно данной классификации, содержание йода в почвах территории Цагааннуур, Жавхлант, Баруунбурэн недостаточное и изменяется в диапазоне от 2 до 4,9 мг/кг. Наибольшее содержание йода отмечено в почвах территории сумона Баруунбурэн. На распределение йода в почве влияют различные факторы: тип почвы, влажность, температурный режим, агрохимическая характеристика, содержание макро- и микроэлементов. В связи с этим в данной работе изучен характер взаимосвязи йода с рядом агрохимических показателей (табл. 3).

Таблица 2 – Содержание макро- микроэлементов в темно-каштановых почвах участков обследования

Местоположение	I, мг/кг	Se, мкг/кг	Нитрат-ион, мг/кг	Хлорид-ион, мг/кг	Фосфат-ион, мг/кг	Фторид-ион, мг/кг	K, г/кг
Сумоны							
Цагааннуур	2,24±0,1	27,6±3	6,1±0,8	10,1±2	762±20	4,68±0,3	17±3,1
Жавхлант	2,01±0,2	34,0±3	11,4±0,9	6,5±1,3	605±18	0,56±0,1	18±2,5
Баруунбурэн	4,73±0,2	24,0±2	26,9±2,1	9,8±2,0	740±30	5,7±0,4	12±1,1

Таблица 3 – Характер взаимосвязи содержания йода с агрохимическими показателями каштановой почвы Селенгинского аймака севера Монголии

Элемент	Уравнение зависимости	Коэффициент корреляции, r
Se	$0,27x - 4,56$	0,94
Нитрат-ион	$6,8x - 5,56$	0,95
Фторид-ион	$1,28x - 0,19$	0,71
Гумус	$1,3x + 2,99$	0,17
pH	$6,64x - 40,39$	0,35
Фосфат-ион	$-0,043x + 34,69$	0,76
Хлорид-ион	$0,66x + 6,81$	0,50
K	$-1,51x + 27,9$	0,84

Согласно представленным данным, характер аккумуляции йода зависит от содержания других химических элементов в почве. Например, наиболее тесный характер взаимодействия установлен в парах йод-селен, йод-нитрат-ион (коэффициент корреляции составляет 0,94 и 0,95 соответственно). Отношения в паре йод-калий имеют характер антагонизма (коэффициент корреляции составляет 0,84). Не установлена взаимосвязь между содержанием йода и гумуса в исследуемых каштановых почвах.

Содержание йода в почвах Селенгинского аймака и зерне яровой пшеницы, произрастающей на исследованных почвах представлены в таблице 4. В рамках исследования так же рассчитан коэффициент биологического поглощения (КБП) [3].

Таблица 4 – Содержание йода в почвах и зерне мягкой яровой пшеницы Селенгинского аймака, коэффициентом биологического поглощения

Сумон	Содержание йода, мг/кг		КБП
	в почве	в растениях	
Цагааннуур	2,24±0,1	$\frac{0,126^*}{0,039-0,176}$	0,056
Жавхлант	2,01±0,2	$\frac{0,117}{0,053-0,218}$	0,058
Баруунбурэн	4,73±0,2	$\frac{0,197}{0,192-0,202}$	0,042

Примечание: * в числителе – среднее значение, в знаменателе – интервал значений.

Невысокое содержание йода в почвах исследуемых территорий обуславливает недостаточное поступление этого микроэлемента в растительный организм. Наименьшее содержание йода отмечено в зерне пшеницы, произрастающей на территории сумона Цагааннуур (0,039 мг/кг), что является критически низким значением. Наибольшее содержание йода наблюдается в пробах сомона Жавхлант (0,218 мг/кг), но также недостаточное для полноценной обеспеченности микроэлементом растений. По классификации Ковальского В. В., 0,07 – нижний предел и верхний >0,8–1,2 мг/кг сухого вещества [Ковальский В. В. Биологическая роль йода, с. 3–32].

В целом содержание йода в исследуемых образцах мягкой яровой пшеницы (*Triticum aestivum* L.) не превышает 0,218 мг/кг при среднем значении 0,138 мг/кг, что соответствует нижнему пороговому значению содержания йода в растениях.

Среднее значение коэффициента биологического поглощения йода растениями 0,052, что свидетельствует о том, что растения мягкой яровой пшеницы не обладают низкой способностью к накоплению микроэлемента, что предопределяет дефицит галогена в последующих звеньях пищевой цепи. При этом, степень аккумуляции микроэлемента зависит от ряда факторов, таких как морфология органов, физиологическая потребность организма.

Таким образом, в результате исследований обнаружены низкие значения содержания йода в почвах сомонов Монголии, не превышающие 5 мг/кг. Содержание йода в растениях яровой мягкой пшеницы, произрастающей в различных биогеохимических условиях Монголии, находится в пределах критически низких значений. Оценка взаимосвязи между йодом и другими химическими элементами свидетельствует о сложном характере взаимоотношений при их поступлении в пшеницу. Характер данных взаимоотношений зависит от генетических особенностей культуры, количественный и качественный состав эндо- и экзометаболитов органов, участвующих в процессах аккумуляции химических элементов; общее физиологическое состояние и интенсивность протекающих в организме процессов; физиологическая потребность организма в конкретном химическом элементе на определенном этапе жизни; непостоянство сезонного ритма прироста биомассы; продолжительность жизни организма (и длительность вегетации у растений); экологические особенности организма (потребность в тепле и влаге) и др.

Полученные данные доказывают необходимость оптимизации йодного статуса на территории Селенгинского аймака севера Монголии в связи с низким содержанием его в системе «почва – растение». При выборе перспективных методов оптимизации йодного статуса необходимо учитывать взаимосвязи связи макро- и микроэлементов элементов с йодом при поступлении химических элементов в растения.

Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ и МОНХСМ в рамках научного проекта №20-55-44028.

Литература

1. Конарбаева Г. А. Галогены в природных объектах юга Западной Сибири: дис. ... д-ра биол. наук. Новосибирск, 2008. 358 с.
2. Паламын Энхтуяа Научное обоснование профилактики йоддефицитных состояний на территории Монголии: автореф. дис. ... канд. мед. наук. Иркутск: Иркутский государственный медицинский университет, 2003. 22 с.

3. Перельман А. И., Касимов Н. С. Геохимия ландшафта. М.: Изд-во Московского государственного университета, 1999.

4. Проскурякова Г. Ф., Никитина О. Н. Ускоренный вариант кинетического роданидно-нитритного метода определения микроколичеств йода в биологических объектах // Агрохимия, 1976. № 7. С. 140–143.

5. Шеуджен А. Х. Агробιοгеοхимия. 2-е изд., перераб и доп. Краснодар: КубГАУ, 2010. 877 с.

СОДЕРЖАНИЕ ЛЕГКОРАСТВОРИМЫХ СОЛЕЙ В ПОЧВАХ ПРИБРЕЖНОЙ И ОСТРОВНОЙ ЧАСТЕЙ ДЕЛЬТЫ ДОНА В УСЛОВИЯХ МАЛОВОДЬЯ И ОСОЛОНЕНИЯ ВОД ТАГАНРОГСКОГО ЗАЛИВА

К. С. Сушко

Южный научный центр РАН, г. Ростов-на-Дону, Россия
kirrka@yandex.ru

В Азово-Донском бассейне, начиная с середины 50-х годов прошлого века, на фоне природной изменчивости стали нарастать разрушительные силы индустриальной природы. Маловодье и зарегулирование речного стока привели к необратимым деформациям естественных процессов, в частности иссушению почвы, уменьшению густоты мелких водоемов и водотоков. В Приазовье переломным в развитии водоема стало перекрытие в 1954 г. долины Дона Цимлянской плотиной, зарегулирование водотоков на всем протяжении водосборного бассейна от верховья до Азовского моря. До критической отметки обмелели Цимлянское и Краснодарское водохранилища [5, 6].

Почвенный покров дельты Дона, в особенности ее прибрежной и островной частей, находится в генетическом взаимодействии с гидрологическими факторами – объемом твердого и жидкого стока Дона, соленостью вод, ходом уровня, проявлением сгонно-нагонных явлений [1, 7].

Комплексное изучение почв и ландшафтов дельты Дона является одной из приоритетных задач ЮНЦ РАН. Почвенные образ-

цы были отобраны в сентябре 2021 года в период комплексной экспедиции в соответствии ГОСТ 17.4.3.01-2017 (рис. 1).

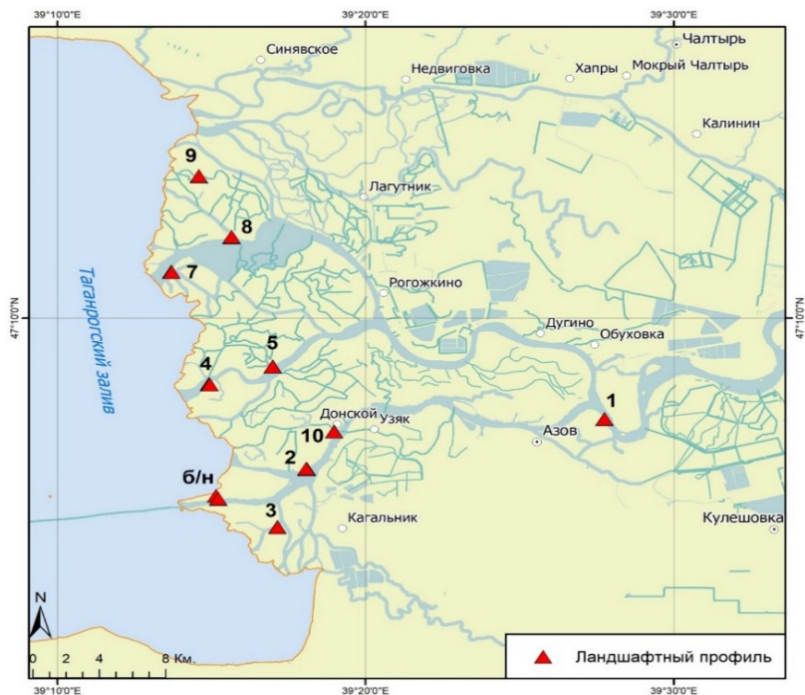


Рисунок 1 – Карта отбора почвенных проб комплексной экспедицией ЮНЦ РАН

Сухой остаток водной вытяжки почв дает представление об общем содержании в почве растворимых в воде органических и минеральных соединений. Сухим остатком водной вытяжки называют массу высушенного при температуре 105 °С остатка, полученного выпариванием аликвотны водной вытяжки. По величине сухого остатка устанавливают степень засоления почв. Его определяют гравиметрическим (весовым) методом [2, 4].

Легкорастворимые соли, содержащиеся в почве, могут быть токсичными и нетоксичными [4]. Токсичные соли делятся на хло-

риды (NaCl , CaCl_2 , MgCl_2), сульфаты (Na_2SO_4 , MgSO_4), карбонаты (Na_2CO_3 , NaHCO_3) и нитраты (NaNO_3 , KNO_3). По воздействию на растения соли располагаются в ряд по степени убывания угнетающего действия: $\text{Na}_2\text{CO}_3 \rightarrow \text{NaHCO}_3 \rightarrow \text{NaCl} \rightarrow \text{NaNO}_3 \rightarrow \text{CaCl}_2 \rightarrow \text{Na}_2\text{SO}_4 \rightarrow \text{MgCl}_2 \rightarrow \text{MgSO}_4$.

К нетоксичным солям относятся CaCO_3 , $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$.

- Легкорастворимые соли почвы могут образовывать комплексы солей: полигалит ($\text{K}_2\text{SO}_4 \cdot \text{MgSO}_4 \cdot \text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), сильвинит ($\text{KCl} \cdot \text{NaCl}$), карналит ($\text{KMgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), каинит ($\text{KCl} \cdot \text{MgSO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$).

- Наибольшей токсичностью для растений обладают карбонаты натрия, затем следуют хлориды и нитраты щелочей; сульфаты наименее токсичны. Смесь различных солей всегда более безвредна, чем преобладание одной соли.

- С точки зрения плодородия почв наиболее важным показателем является засоленность верхнего метрового (корнеобитаемого) слоя. Наличие солей во втором метре почвенного профиля и подстилающих породах способствует развитию вторичного засоления.

- Различают циклы соленакопления, ведущие к формированию засоленных почв:

- 1) континентальные циклы, связанные с движением, перераспределением и аккумуляцией карбонатов, сульфатов, хлоридов, нитратов, щелочей и щелочных земель на обширных континентальных равнинах, депрессиях и низменностях суши;

- 2) приморские циклы связаны с аккумуляцией морских солей, в основном хлоридов натрия, на приморских равнинах, вдоль низких приливных берегов, мелководных заливов, лагун, отчлененных приморских озер;

- 3) дельтовые циклы характеризуются сложным сочетанием переноса и отложения солей, принесенных с континента реками и долинно-дельтовыми подземными водами, а также солей, принесенных с моря приливами, нагонными ветрами и т. д.;

- 4) артезианские циклы связаны с выходом восходящих растворов солей на поверхность по тектоническим трещинам, разломам, через разрушенные структуры.

5) антропогенные циклы связаны с нерациональной деятельностью человека.

В результате проведенных исследований выявлено, что в настоящее время происходит перераспределение слоистого песчаного аллювия по профилю дельтовых почв, который является основной почвообразующей породой. В почвенном профиле отмечены четкие признаки гидрогенной аккумуляции веществ (потеки гумуса, ржавые пятна оксида железа, сизие пятна оглеения) и дельтовых условий почвообразования (горизонтальная слоистость профиля, прослойки песка, глинистых оглеенных илов и др.). Физико-химические свойства аллювиальных почв связаны с условиями развития почвообразовательных процессов – поемного, аллювиального, дернового и глееобразования. Все они тесно связаны с процессами накопления солей, и их вымывания в результате различных аспектов гидрологического режима [7].

При добавлении к почве воды и получении водных вытяжек происходит не только растворение легкорастворимых солей, но и возникает ряд сопутствующих процессов, которые влияют на результаты оценки степени и химизма засоления почв и должны приниматься во внимание при интерпретации результатов анализа водных вытяжек (табл. 1).

Для анализа на определение содержания легкорастворимых солей готовили водные вытяжки аналогично, как описано выше для измерения рН. Соответственно соблюдалось соотношение – масса почвы и объем дистиллированной воды 1:5.

Исследуемые образцы (рис. 1) по степени засоленности в основном являются незасоленными, в 14 пробах сухой остаток меньше 0,3 % [2, 4], в соответствии с экспериментальными данными таблицы 6, минимальное значение в пробе № 17 – 0,07 % и максимальное 0,3 % – пробе № 9. Пять проб слабозасоленные (№№ 1, 3, 4, 11, 18), минимальное значение 0,32 % – пробы № 1, 3, 11, проба № 4 – 0,4 % и максимальное проба № 18 – 0,5 %.

Таблица 1 – Оценка степени засоленности почв по величине сухого остатка [2, 4]:

Группы почв по степени засоленности	Сухой остаток, %
Незасоленные	0,25 – 0,30
Слабозасоленные	0,30 – 0,50
Среднезасоленные	0,50 – 1,0
Сильнозасоленные	1,0 – 2,0
Солончаки	2,0 – 4,0

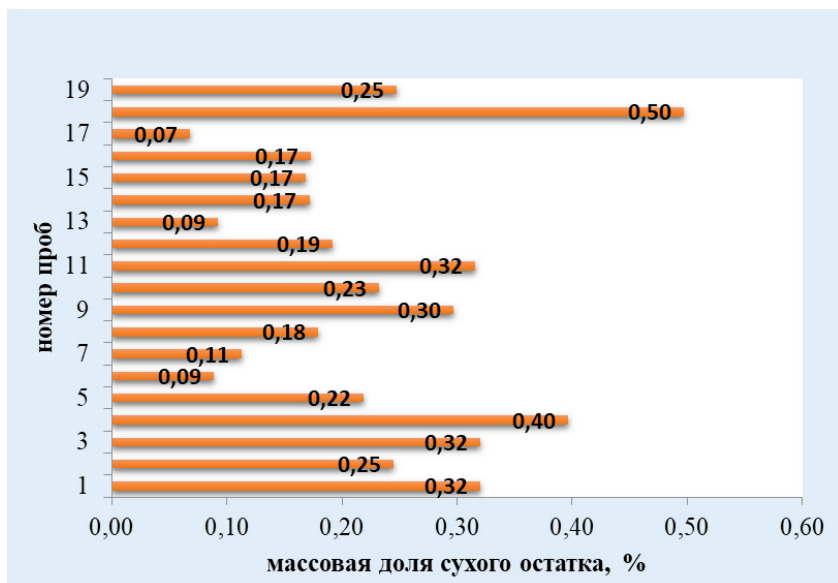


Рисунок 1 – Содержание легкорастворимых солей в анализируемых пробах, отобранных комплексной экспедицией ЮНЦ РАН

В целом ранними исследованиями не отмечалось развитие процессов засоления в островной части дельты Дона, причем проявления слабого засоления отмечаются в приводораздельных частях островов, систематически затопливаемых при сгон-

но-нагонных явлениях. Прирусловые же части островов дельты не отличаются накоплением солей, это отмечено лишь в южной части дельты Дона. Данные факторы усиливают комплексность почвенного покрова, могут оказать более сильное влияние на формирование ландшафтов побережий, что усугубляется многолетним маловодьем на Нижнем Дону.

Работа выполнена в рамках проекта РГО «География Нижнего Дона и Цимлянского водохранилища: трансформация в условиях маловодья и засоления» (договор № 40/2022-И).

Литература

1. Sushko K. S., Iljina L. P., Bespalova L. A. Current state of the soil cover of the Don River delta and coastal zone under the conditions of intensified anthropogenic activity// IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. 2021 Vol. 862 (1: The VIII Congress of the Dokuchaev Soil Science Society, 19–24 July 2021, Syktyvkar, Komi Republic
2. ГОСТ 26423-85 Методы определения удельной электрической проводимости, pH и плотного остатка водной вытяжки.
3. Жукова С. В., Сыроватка Н. И., Беяев А. Г., Шишкин В. М. Дельта Дона: эволюция в условиях антропогенной трансформации стока. Ростов-на-Дону: ФГУП: «АзНИИРХ», 2009. 184 с.
4. Ковда В. А., Розанов Б. Г. Почвоведение. Часть 1. Почва и почвообразование. М.: Высшая школа, 1988. 400 с.
5. Матишов Г. Г. Дельта Дона в условиях климатических изменений и антропогенного воздействия // Дельты рек России: закономерности формирования, биоресурсный потенциал, рациональное хозяйствование и прогноз развития. Ростов н/Д.: Изд-во ЮНЦ РАН, 2018, 5–12 с.
6. Матишов Г. Г., Григоренко К. С. Маловодье и роль грунтовых вод в осолонении авандельты Дона // ДАН. 2018. Т. 483. № 4. С. 442–446.
7. Сушко К. С., Ильина Л. П. Аллювиальные почвы островных и прибрежных ландшафтов дельты Дона // Дельты рек России: закономерности формирования, биоресурсный потенциал, рациональное хозяйствование и прогноз развития. Ростов н/Д.: Изд-во ЮНЦ РАН, 2018, 85–92 с.

ПОИСК ПРОДУЦЕНТОВ АНТИБИОТИКОВ ХИТИНОЛИТИЧЕСКИХ АКТИНОМИЦЕТОВ, ВЫДЕЛЕННЫХ ИЗ ПОЧВ РАЗЛИЧНЫХ РАЙОНОВ БАШКОРТОСТАНА

Г. А. Терегулова

Московский государственный университет имени М. В. Ломоносова,
факультет почвоведения, г. Москва, Россия
tereguli_@mail.ru

На протяжении последних лет во всем мире наблюдается рост устойчивости патогенных микроорганизмов к существующим антимикробным препаратам. В связи с возрастающей в настоящее время антропогенной нагрузкой все острее встает проблема микробной резистентности с дальнейшим синтезом эффективных антибиотиков. Проблема поиска новых антибиотиков становится все более актуальной. Выделение актиномицетов из различных источников является важным шагом к достижению этой цели. Большинство известных антибиотиков получено на основе природных метаболитов, синтезируемых микроорганизмами: бактериями и грибами. Подавляющее большинство антимикробных препаратов выделено из актиномицетов, обитающих в почве.

В работе исследовались актиномицеты, выделенные из образцов верхних гумусовых горизонтов почв Башкортостана: серой лесной почвы, отобранных в Архангельском, Чишминском районах, горно-лесной серой почвы Белорецкого района, темно-серой лесной почвы Гафурийского района, чернозема типичного Кушнаренковского, Дюртюлинского районов. Всего было выделено сто пятьдесят штаммов и для дальнейшего изучения отобрано семнадцать.

В исследовании проводили оценку интенсивности потребления хитина чистыми культурами актиномицетов с использованием газохроматографического и спектрофотометрического анализа. В качестве параметров, подтверждающих деструкцию хитина исследуемыми штаммами актиномицетов,

использовали показатели активности дыхания и накопление биомассы исследуемыми культурами микроорганизмов *Streptomyces* sp. Параллельно с определением эмиссии диоксида углерода культурами микроорганизмов определяли количество белка и, соответственно, биомассу исследуемых актиномицетов. Наблюдение за динамикой образования CO₂ культурами *Streptomyces* sp., растущими на средах с хитином и среде без хитина, используемой в качестве контрольной, показало, что накопление диоксида углерода на среде с хитином было заметно интенсивнее по сравнению с образованием этого газа на контрольной среде. Быстрое накопление биомассы, высокая эмиссия диоксида углерода чистыми культурами *Streptomyces* sp. при росте на среде с хитином показывает высокую активность деструкции хитина изучаемыми штаммами актиномицетов.

Большую распространенность антагонистических штаммов среди хитин-деградирующих актинобактерий связывают с их повышенной способностью к продукции антибиотиков при конкуренции за этот субстрат с грибами. Способность хитиназы оказывать литическое действие на клеточные стенки грибов может быть использована при составлении комбинированных противогрибковых препаратов. Антифунгальную активность определяли против возбудителей грибных заболеваний *Fusarium solani*, *Aspergillus niger*, *Alternaria alternata*, *Fusarium oxysporum*. Высокая степень ингибирования патогенных грибов наблюдалась у пяти из исследуемых штаммов актиномицетов.

Для изучения влияния тест-микроорганизмов на антибактериальную активность актиномицетов *Streptomyces* sp., использовали следующие культуры: *Staphylococcus aureus*, *Micrococcus luteus*, *Bacillus cereus*, *Bacillus subtilis*, *Pseudomonas fluorescens*, *Mycobacterium* sp., *Escherichia coli*. Антибиотикообразование отмечено против определенно направленной группы бактерий-хитинолитиков *Bacillus subtilis*, *Micrococcus luteus*, *Pseudomonas fluorescens*. В результате проведенной работы было выявлено, что все выделенные штаммы актиномицетов проявляли антагонистическую активность по отношению к *Escherichia coli* в разные сроки эксперимента.

Таким образом, выделенные полифункциональные штаммы *Streptomyces* sp. могут рассматриваться как перспективные агенты с точки зрения продуцентов антибиотиков антифунгального и антибактериального действия.

ТЕХНОЛОГИИ БИОТЕСТИРОВАНИЯ В ОЦЕНКЕ ЗДОРОВЬЯ ПОЧВ И ОБРАЗОВАТЕЛЬНЫХ ПРОГРАММАХ

В. А. Терехова

Московский государственный университет имени М. В. Ломоносова,
г. Москва, Россия
vterekhova@gmail.com, vterekhova@soil.msu.ru

Внедрение биотической концепции экологического контроля в методологию нормирования воздействий способствовало активному вовлечению методов биодиагностики в оценку экологического качества природных сред [6]. Биологическая диагностика наряду с наблюдениями за изменением биологических объектов *in situ* (биоиндикацией) предполагает лабораторную оценку экотоксичности образцов методами биотестирования *ex situ*.

Принципы биотестирования, разработанные первоначально с целью охраны поверхностных вод, в настоящее время находят отражение в законодательных актах, нацеленных на охрану почвенных наземных ресурсов и оценку экологического риска загрязнения почв [5].

В нашей стране в продвижение методов биотестирования в практику природопользования заметный вклад внесла лаборатория водной экотоксикологии биофака МГУ под руководством профессора МГУ Н. С. Строганова, его последователи (проф. О. Ф. Филенко, Е. Ф. Исакова и др.) [7]. В 1990 г. был законодательно принят первый нормативный документ в области экотоксикологической оценки водных объектов “Методическое руководство по биотестированию воды” (РД 118-02-90). В нем ре-

комендованы к использованию несколько видов гидробионтов: микроводоросли – *Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus quadricauda*, низшие ракообразные *Daphnia magna*, *Ceriodaphnia affinis*, рыбы – *Poecilia reticulatus*.

На современном этапе развития прикладной экологии биотестирование – признанный полезный экотоксикологический подход, направленный на защиту водных и наземных экосистем, почв от антропогенного воздействия. Результатом биотестирования является классическая экспериментальная оценка токсикометрических показателей живых систем после воздействия на них анализируемых объектов.

Заметно расширен круг тест-систем и методов оценки реакций живых систем при анализе экотоксичности почв [4]. Для анализа одной пробы в наборе тест-систем разумно использовать организмы всех трофических уровней, чтобы более или менее адекватно отражать экосистемный подход. Зеленые растения (продуценты) и животные (консументы) достаточно заметным количеством видов вошли в технологии исследования биобезопасности. Тогда как лишь очень малым количеством видов (в основном, светящихся бактерий) представлен уровень редуцентов.

Перспективные виды и тест-функции наблюдаются в работах с микроскопическими грибами Показателем токсичности служит степень изменения определенных параметров живых систем разного уровня организации, которая фиксируется различными методами: биофизические, биохимические, визуальные, разные виды микроскопии и другие. В работах по исследованию реакций на химическое загрязнение представителей микобиоты с помощью световой микроскопии показаны изменения под воздействием солей тяжелых металлов и нефтепродуктов в прорастании спор у ряда микромицетов (*Phoma* spp., *Fusarium oxysporum*, *Stemphylium* sp., *Trichoderma harzianum*, *Penicillium frequentans*, *Mucor racemosum*). Методом люминесцентной микроскопии установлены тест-функции при анализе морфо-биологической структуры биомассы микроскопических грибов под влиянием вредных воздействий [3]. Методом посева присутствие поллютантов можно регистрировать по изменению

радиальной скорости роста колоний микромицетов (виды родов *Phoma*, *Fusarium*, *Thielaviopsis*) [8]. При культивировании в жидких средах влияние токсичных веществ контролируется по накоплению биомассы [2]. Немалым количеством чувствительных тест-функций обладают почвенные бактерии [1].

К достоинствам биологических методов относят их высокую чувствительность, способность улавливать более низкие концентрации веществ, чем аналитические датчики. Но самое ценное, что они превосходят физико-химические методы анализа по информативности для оценки последствий смешанного воздействия на окружающую природную среду. Биотестирование дает информацию о неблагополучии для устойчивого функционирования экосистем в опережающем режиме, до проявления видимых изменений биоты в отличие от биоиндикации, методы которой фиксируют в природных условиях уже проявившиеся под воздействием факторов изменения в состоянии биоценозов.

Технологии биотестирования обеспечены в основном достаточным количеством методик, чтобы удовлетворять требованиям нормативных документов по охране здоровья почв [4, 5, 8]. В конце 1990-х и начале 2000-х годов в почвенной экотоксикологии появились стандартизованные международными организациями (OECD, ISO) биотесты, основанные на учете показателей смертности и воспроизводства энхитреид, дождевых червей и коллембол. Позднее для тех же организмов были утверждены поведенческие тесты (избегание), а для дождевых червей и энхитреид и тест по биоаккумуляции. Появилась целая серия нормативных документов, регламентирующих использование высших растений и микроорганизмов.

Немало сделано для обеспечения природоохранных технологий экспрессными тест-системами, чувствительными к вредным воздействиям тест-организмами, необходимым для реализации методик оборудованием в нашей стране. Однако, заметный недостаток ощущается в подготовленных для этой работы кадрах. Лаборатории региональных контролирующих органов, как и производственных экомониторинговых служб хорошо укомплектованы в основном специалистами химиками. Правда, уни-

верситеты и учебные центры в последние годы по субъективным и объективным причинам уделяют вопросам подготовки и обучения кадров все больше внимания.

На факультете почвоведения МГУ имени М. В. Ломоносова (на базе ЛЭТАП МГУ) по технологиям биотестирования уже 15 лет наряду с учебными студенческими дисциплинами реализуются две программы повышения квалификации. Они предназначены как для специалистов ЦЛАТИ, производственных лабораторий, так и для преподавателей ВУЗов, аспирантов, молодых ученых, у которых есть потребность включать элементы этих программ в учебные курсы или проводить исследования методами биотестирования в текущих своих научных проектах. Востребованность этих программ объясняется в большой мере тем, что они включают практическую часть и мастер-классы, на которых проводятся эксперименты и обрабатываются результаты самими обучающимися под руководством опытных преподавателей-экоотоксикологов. Специалисты, поступившие на обучение, обеспечиваются не только знаниями, методическими пособиями, но и тест-культурами, необходимыми для практической работы в региональных инспекциях и научных лабораториях. Для специалистов-практиков важно, что обучение проводится на базе аккредитованной лаборатории экотоксикологического анализа почв, поскольку происходит обмен опытом по ведению документации, соответствующей требованиям Росаккредитации, оформлению протоколов испытаний и т.п.

Подводя итоги сказанному, можно заключить следующее, что очевидные преимущества биологической оценки состояния окружающей среды и создание основных приемов стандартизации, должны служить объективными стимулами внедрения новых методик биотестирования. Однако, недостаточное количество инструментальных методик биотестирования, нехватка подготовленных специалистов биологического профиля в производственных и контролирующих лабораториях, ограниченность материально-технической базы, технического оборудования и специализированных приборов для проведения биотестирования продолжают оставаться проблемой и препятствием для

должного использования биотестирования в природоохранной практике. Именно поэтому аккредитованным лабораториям приходится ограничиваться все тем же небольшим набором распространенных биотестов на гидробионтах. В частности, согласно действующим «Критериям отнесения отходов к I–V классам опасности по степени негативного воздействия на окружающую среду» (утв. приказом Минприроды России от 4 декабря 2014 г. № 536), рекомендовано использовать для оценки острой токсичности два вида гидробионтов, что на самом деле не может адекватно отражать уровень токсичности проб и делать заключение для многих видов сложных загрязнений.

Востребованные образовательные программы по обучению и повышению квалификации экологов в сфере экотоксикологической оценки почв, современные достижения, широкое внедрение инструментальных методов и техническая оснащённость исследований при соответствующих законодательных стимулах несомненно будут способствовать более продуктивному использованию этой группы методов, которые органично вписываются в комплексную оценку состояния почв.

Благодарности

Исследования экотоксичности почв методами биотестирования и обучение специалистов проводятся на базе аккредитованной лаборатории экотоксикологического анализа почв (ЛЭТАП) факультета почвоведения МГУ (<https://www.letap-tsu.ru/>) в рамках Программы развития Междисциплинарной научно-образовательной школы Московского государственного университета имени М. В. Ломоносова "Будущее планеты и глобальные изменения окружающей среды".

Исследования по микодиагностике экологического почв поддерживаются грантом РФФИ 22-24-00666.

Литература

1. Blagodatskaya E., Kuzyakov Y. Active microorganisms in soil: critical review of estimation criteria and approaches // Soil Biology and Biochemistry. 2013. V. 67. P. 192–211. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.08.024>

2. Fedoseeva E. V., Tereshina V. M., Danilova O. A., Ianutsevich E. A., Yakimenko O. S., Terekhova V. A. Effect of humic acid on the composition of osmolytes and lipids in a melanin-containing phytopathogenic fungus *Alternaria alternata* // Environmental Research. 2021. V. 193. P. 110395. doi: 10.1016/j.envres.2020.110395
3. Terekhova V. A. The importance of mycological studies for soil quality control // Eurasian Soil Science. 2007. V. 40. I. 5. P. 583-587.
4. Van Gestel C. A. M. Soil ecotoxicology: state of the art and future directions. Advances in Terrestrial Isopod Biology // ZooKeys. 2012. V. 176. P. 275-296. doi: 10.3897/zookeys.176.2275
5. Van Straalen N. M. Peer reviewed: ecotoxicology becomes stress ecology // Environmental Science & Technology. 2003. V. 37. № 17. P. 324A-330A. <https://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/es0325720>
6. Левич А.П. Биотическая концепция контроля природной среды // Доклады Академии наук. 1994. Т. 337. № 2. С. 280–282.
7. Строганов Н. С. Методика определения токсичности водной среды. М.: Наука, 1971. С. 14.
8. Терехова В. А. Биотестирование почв: подходы и проблемы // Почвоведение. 2011. № 2. С. 190–198.

ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ПОЧВЕННОГО ПОКРОВА КАК БАЗИС ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МЕНЕДЖМЕНТА УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

Е. С. Ушакова, П. А. Белкин

Пермский государственный национальный исследовательский
университет, г. Пермь, Россия
ushakova.evgeniya@gmail.com

В настоящее время во всем мире наблюдаются качественные изменения в подходах к решению экологических проблем. На рубеже XX и XXI веков переход к «зеленой экономике», то есть экономике, способствующей как повышению благосостояния людей, так и обеспечивающей социальную справедливость и улучшение экологической ситуации, наметился не только в развитых, но и в развивающихся странах [2]. Важной практической частью «зеленой экономики» является экологический менеджмент – подход к управлению промышленной деятельностью и предпринимательством, основанный на принципах устойчивого

развития. Этот подход предусматривает приоритетное использование малозатратных методов и средств для решения экологических проблем; открытую демонстрацию экологических целей, задач и достигнутых в соответствии с ними результатов; активное сотрудничество со всеми заинтересованными в экологических аспектах деятельности предприятия лицами и сторонами [1].

Крайне актуальной проблемой в условиях современных крупных населенных пунктов является химическое загрязнение почв и грунтов. Непрерывный рост содержания загрязнителей, в том числе токсичных элементов 1 и 2 классов опасности (мышьяк, ртуть, никель и др.) в пределах городских территорий связан с ростом количества автотранспортной техники, выбросами промышленных предприятий и энергетических установок.

Проведенные исследования на территории крупнейших градопромышленных агломераций Пермского края свидетельствуют о высоких концентрациях тяжелых металлов в почвенном покрове. В почвах транспортной и инженерной инфраструктуры промышленной территории г. Березники были обнаружены превышения действующих нормативов по содержанию мышьяка в 4,6 раза; ртути – в 2,2 раза; цинка – 2,5; никеля – 1,4; меди – 1,8 раза. Категория загрязнения исследуемых почв неорганическими соединениями 1 и 2 классов опасности согласно СанПиН 1.2.3685-21 была установлена как «опасная» [5]. Оценка экологического состояния грунтов на территории Пермского моторемонтного завода «Ремпутьмаш» в рамках проведения инженерно-экологических изысканий зафиксировала превышения над ПДК по содержанию мышьяка (до 13,2 раз), никеля (до 3 раз), цинка (до 2,8 раз), меди (до 2,9 раза), свинца (до 4 раз), кадмия (до 1,3 раза), что соответствует категории загрязнения «опасные» и «чрезвычайно опасные» [3]. Оценка уровня загрязнения тяжёлыми металлами и мышьяком почв детских площадок жилых территорий Индустриального района г. Перми, свидетельствует о неудовлетворительном их состоянии. Концентрации мышьяка в почве превышали ПДК до 4,6 раза, цинка – до 2,6 раза; никеля – до 3,5 раза; кадмия – до 1,7 раза; меди – до 1,5 раза. Уровень загрязнения почв тяжёлыми металлами на основании показате-

ля потенциального экологического риска установлен от «низкого» до «умеренного» [4].

В случае выявления грунта с категорией загрязнения «чрезвычайно опасная» в рамках производственного экологического контроля, государственного мониторинга или при производстве инженерно-экологических изысканий, согласно СанПиН 1.2.3684-21 и МУ 2.1.7.730-99, рекомендуется произвести их вывоз на специализированный полигон, включенный в государственный реестр объектов размещения отходов (ГРОО) для последующей утилизации. В связи с этим, полигоны, в основной своей массе, принимают такие грунты как отходы по тарифам на размещение отхода, а направления и процедуры дальнейшей утилизации нормативами не установлены. В связи с ограниченным количеством полигонов, способных принять на хранение отходы «чрезвычайно опасного» грунта и их столь же ограниченной ёмкостью, а также отсутствием проработки указанной проблемы в территориальных схемах обращения с ТКО, проблема вывоза таких отходов зачастую нерешаема. В конечном счете, невозможность утилизации многотоннажных строительных отходов, в том числе загрязненных грунтов, приводит к реализации нелегальных или полунелегальных схем по их устранению [7].

Таким образом, решение проблемы своевременного выявления загрязненных участков почвенного покрова в пределах населенных пунктов и недопущение перехода загрязнения в «чрезвычайно опасную» категорию является принципиально важной задачей грамотного экологического менеджмента. Её решение осложняется тем фактом, что трансформация состава и состояния компонентов природной среды, в том числе почвенного покрова, в условиях урботехногенной нагрузки происходит непрерывно. В связи с этим, основополагающим аспектом экологического менеджмента урбанизированных территорий, по нашему мнению, является мониторинг состояния почвенного покрова.

Зарубежный опыт мониторинга урбанизированных территорий. Системный подход к проведению мониторинга загрязнения почвенного покрова химическими веществами в странах с развитыми экономиками сформировался 30–40 лет назад. Так, в

США Федеральная программа по этой проблеме осуществляется с 1981 г., в Канаде – с 1989 г. (в отдельных провинциях раньше), в Англии и Нидерландах – с 1987 г., во Франции – с 1984 г., в ФРГ – с 1970 г. [8].

В рамках стратегии по защите почв от загрязнения Европейское агентство по окружающей среде в последние десятилетия осуществляет сбор данных о загрязненных участках от национальных органов с использованием Европейской сети информации и наблюдения за окружающей средой для почвы (EIONET-SOIL) [11]. Эта сеть систематизирует и представляет в единой базе результаты, полученные при анализе данных о загрязненных участках почвы на территории стран-участниц программы.

В Норвегии существует база данных национального реестра загрязненных земельных участков, которая предоставляет открытый доступ к расположению таких участков в среде ГИС для всех заинтересованных пользователей. ГИС-карты содержат информацию о местоположении загрязненных участков, видах функционального использования территории, типе загрязнения и т.д. Кроме того, информация в реестре актуализируется после проведения рекультивационных мероприятий [10].

Мониторинг урбанизированных территорий в России. В современный период в Российской Федерации оценка загрязнения промышленных и селитебных территорий выполняется в рамках: (1) производственного экологического контроля предприятий; (2) инженерно-экологических изысканий для строительства или реконструкции объектов капитального строительства; (3) государственного мониторинга окружающей среды на местном, региональном и федеральном уровнях; (4) специализированного мониторинга (социально-гигиенический мониторинг, выполняемый специалистами Управления Роспотребнадзора и ФБУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии» или наблюдения за загрязнением почв токсикантами промышленного происхождения в Российской Федерации, выполняемые организациями наблюдательной сети Росгидромета).

Ведущими недостатками мониторинга загрязнения почвенного покрова урбанизированных территорий, по нашему мне-

нию, является отсутствие должного взаимодействия между организациями и ведомствами, осуществляющими исследования, а также крайне ограниченные возможности открытого доступа к данным. В России ежегодно выходят десятками доклады о состоянии окружающей среды и отдельных компонентов окружающей среды ведомственных организаций, при этом отсутствуют единые интерактивные ресурсы, позволяющие в режиме реального времени отслеживать изменения экологического состояния окружающей среды. Результаты исследований, производимых при производстве инженерных изысканий под отдельные объекты строительства, также не поступают в пользование специалистам, ведущим природоохранную деятельность. Решением указанных проблем может стать разработка технического регламента, устанавливающего требования к ведению экологического мониторинга с целью выявления загрязненных участков почв и своевременной их ремедиации.

Рекомендации по организации мониторинга урбанизированных территорий. В качестве примера при разработке регламента по обеспечению качества почв урбанизированных территорий можно рассмотреть, так называемую, «норвежскую модель». Контроль за уровнем загрязнения почв в Норвегии координируется и контролируется совместно с администрациями, геологической службой, национальным институтом общественного здравоохранения и управлением по борьбе с загрязнением [6]. Исследования направлены в первую очередь на выявление и инвентаризацию участков техногенного загрязнения и во вторую очередь – на развитие технологий очистки, где значительная роль отводится ремедиации [9]. Организация Объединенных Наций провозгласила 2021–2030 гг. Десятилетием восстановления экосистем, где в рамках проекта «На пути к нулевому загрязнению воздуха, воды и почвы» необходимо расставить приоритеты в подходах к решению проблемы загрязнения окружающей (рис. 1).

Мониторинг экосистем состоит из нескольких этапов, которые способны ответить на вопросы: (1) Какие элементы в окружающей среде изменяются? (2) Каково направление и величина

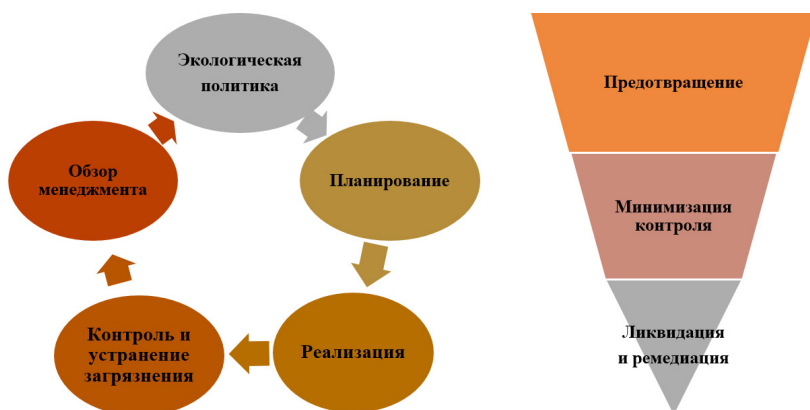


Рисунок 1 – Экологический мониторинг в структуре экологического менеджмента

этих изменений? (3) В какой части ландшафта происходит изменение? (4) В какой момент происходит изменение окружающей среды? (5) Какие действия можно предпринять для снижения негативных последствий и/или сохранения позитивных изменений? (рис. 1) [12].

Таким образом, для успешного ведения мониторинга и использования данных исследований для принятия решений при борьбе с загрязнением среды требуется организация взаимодействия различных организаций и ведомств в части объединения информационных и административных ресурсов. Оптимизация процесса регистрации загрязненных участков с возможностью объединения результатов от разных структур, выполняющих мониторинг состояния окружающей среды, возможен только в рамках единой информационной базы.

Разработка и введение технического регламента на выполнение мониторинга окружающей среды, в том числе, почвенного покрова и грунтов, способствует применению единых подходов к методике проведения исследований, позволит оптимизировать

расходы, выстроить общую систему пунктов наблюдений и определяемых показателей, применяемых методик аналитических исследований. Оптимизация процесса ведения экологического мониторинга на локальном уровне муниципалитетов должна заключаться в доступности и открытости для населения программ ведения мониторинга и его результатов. Своевременное выявление проблемных участков позволит проводить их ремедиацию *in situ*, без организации выемки и вывоза на полигоны.

Исследование проведено при поддержке гранта Президента РФ № МК-4377.2022.1.5

Литература

1. Бурматова О. П. Экологический менеджмент как инструмент управления: возможности, проблемы и перспективы использования // Вестник НГУЭУ. 2018. № 2. С. 33–45.
2. Козлова О. А., Волкова И. А. Тренды в развитии зеленого бизнеса: опыт стран ЕС и российская практика. М.: Знание-М, 2020. 130 с.
3. Меньшикова Е. А., Ушакова Е. С. Опыт выполнения инженерно-экологических изысканий для проекта реорганизации промышленной зоны в г. Перми // Экологическая геология: теория, практика и региональные проблемы. материалы VI Международной научно-практической конференции. 2019. С. 252–256.
4. Ушакова Е. С., Караваева Т. И. Особенности геоэкологического состояния почв в промышленных зонах // Сергеевские чтения. Фундаментальные и прикладные вопросы современного грунтоведения. Материалы годичной сессии Научного совета РАН по проблемам геоэкологии, инженерной геологии и гидрогеологии. М., 2022. С. 437–443.
5. Ушакова Е. С., Караваева Т. И., Белкин П. А. Экологическое состояние почв промышленных территорий (на примере г. Березники, Пермский край): сравнение отечественных и зарубежных методов оценки // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. 2020. Т. 331. № 10. С. 58–70.
6. Ушакова Е. С., Караваева Т. И., Пузик А. Ю., Волкова М. А., Белкин П. А. Оценка загрязнённости почв детских площадок на территории жилых районов // Гигиена и санитария. 2022. Т. 101. № 1. С. 14–20.
7. Юрк В. М., Зайцев О. Б., Зайцева А. В. Основные предпосылки утилизации строительных отходов совместно с загрязненными почвами (грунтами) // Вестник Пермского национального исследовательского политехнического университета. Прикладная экология. Урбанистика. 2020. № 1 (37). С. 68–84.
8. Янин Е. П. Ремедиация территорий, загрязненных химическими элементами: общие подходы, правовые аспекты, основные способы (зарубежный опыт) // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов. 2014. № 3. С. 3–105.

9. Grifoni M., Franchi E., Fusini D., Vocciante M., Barbaferi M., Pedron F., Rosellini I., Petruzzelli G. Soil Remediation: Towards a Resilient and Adaptive Approach to Deal with the Ever-Changing Environmental Challenges. *Environments*. 2022. 9. 18.

10. Ottesen R. T., Alexander J., Langedal M., Haugland T., Høygaard E. Soil pollution in day-care centers and playgrounds in Norway: National action plan for mapping and remediation. *Environ. Geochem. Health*. 2008. 30(6). 623–37.

11. Panagos P., Liedekerke M. V., Yigini Y., Montanarella L. Contaminated Sites in Europe: Review of the Current Situation Based on Data Collected through a European Network // Hindawi Publishing Corporation Journal of Environmental and Public Health. 2013. V. 2013. P. 1–11.

12. Sparrow B. D., W. Edwards, S. E. M. Munroe, G. M. Wardle, G. R. Guerin, J.-F. Bastin, B. Morris, R. Christensen, S. Phinn, and A. J. Lowe. Effective Ecosystem Monitoring Requires a Multi-Scaled Approach. *Biological Reviews*. 2020. 95 1706–1719.

СВОЙСТВА ПОЧВ ПОЙМЫ МАЛЫХ РЕК, ВПАДАЮЩИХ В ТАГАНРОГСКИЙ ЗАЛИВ

**Е. С. Федоренко, О. Е. Хронюк, А. В. Барахов,
А. Затонских, Т. Макарова, А. Щербаков,
Т. М. Минкина**

Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия
elena.fedorenko.99@mail.ru

Побережье Таганрогского залива Азовского моря – это важный рекреационный ресурс Ростовской области, роль которого с каждым годом возрастает. Однако, в настоящее время данная территория подвержена активному техногенному прессингу, который оказывает влияние и на речные и прибрежные системы [4]. Пойменные экосистемы, где распространены, большей частью, гидроморфные почвы, выполняют роль природных барьеров, аккумулирующих привнесенные водой вещества, в том числе и загрязняющие [3]. Способность этих почв противостоять распространению поллютантов и проявлять устойчивость зависит от основных физических и химических свойств, обуславливающих буферность.

Для анализа основных свойств почв были выбраны 16 мониторинговых площадок вдоль малых рек Аксай, Кагальник, Азовка (рис. 1). Отбиралась смешенная проба почвы методом «конверта», глубина отбора составляла 20 см. В образцах почв производилось определение содержания органического углерода почв по методу Тюрина бихроматным окислением с титриметрическим окончанием, рН потенциометрически в соотношении почва:вода 1:5, содержание карбонатов – газовой методикой по Шейблеру [2]; гранулометрический состав почв анализировали пипет-методом с пирофосфатной подготовкой [1].

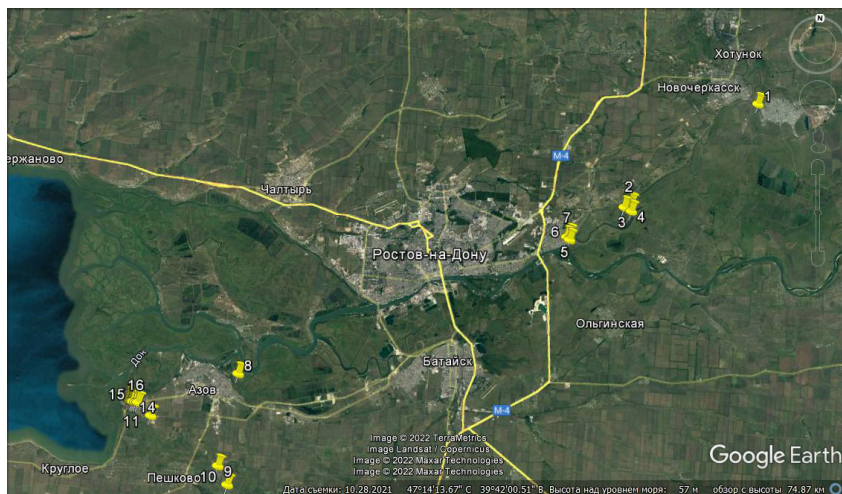


Рисунок 1 – Спутниковый снимок площадок мониторинга

Основу почвенного покрова территории исследования формируют гидроморфные и полугидроморфные почвы на аллювиальных отложениях. Отличительной чертой данных почв является высокая интенсивность почвообразования в условиях регулярного увлажнения поверхностными и грунтовыми водами, постоянное современное осадконакопление, вариативность морфологического строения и физико-химических свойств [2].

Исследуемые почвы относятся тяжело-, средне-, легкосуглинистым и супесчаным разновидностям с содержанием физиче-

ской глины от 52,1 % до 14,0 %. Содержание ила снижается по мере облегчения гранулометрического состава с 28,4 % до 6,7 %. Содержание органического углерода на исследуемых площадках варьирует от 0,6 до 2,8 % (табл. 1, рис. 2). Минимум наблюдается на площадках ближайших к устью рек. Почвы исследуемой территории имеют нейтральную, слабощелочную и щелочную (7,3–8,1) реакцию среды. Высокая вариабельность характерна и для распределения содержания карбонатов в почвах площадок мониторинга: 0,9–6,5 % (табл. 1, рис. 2). Максимальное значение отмечается для площадки № 4 (6,5 %).

Таблица 1 – Свойства почв поймы малых рек, впадающих в Таганрогский залив

Площадка	рН	CaCO ₃ , %	C _{орг} , %	Содержание фракций, %	
				<0,01мм	<0,001 мм
1	7,8	2,8	1,2	29,0	9,7
2	7,7	2,2	1,1	26,4	13,9
3	7,6	1,4	1,1	21,4	10,5
4	8,1	6,5	0,6	24,5	14,2
5	8,0	1,1	2,5	45,8	28,4
6	7,9	1,2	1,9	47,7	27,0
7	7,9	2,3	1	21,8	12,5
8	7,7	2,9	2	37,2	21,2
9	7,9	2,6	2,8	48,9	24,8
10	7,7	0,7	1,8	47,2	21,2
11	8,1	0,6	2,4	52,1	18,9
12	7,3	0,9	1	16,4	8,6
13	7,6	3,4	1,1	14,0	6,7
14	7,9	4,1	0,8	16,4	7,6
15	7,8	2,1	0,8	17,4	6,9
16	8,1	1,9	0,7	18,1	8,1

Степень трансформационных изменений по мере увеличения воздействия антропогенного фактора будет зависеть от буферности, обеспечивающей устойчивость почв к изменениям. Пер-

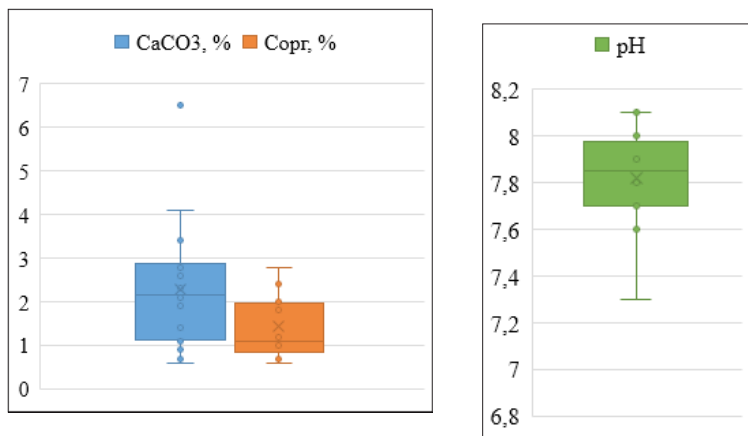


Рисунок 2 – Варьирование свойств пойменных почв рек. Центральная линия – медиана, границы ящика – квартили, концы усов – минимум и максимум

вые прогнозы об ухудшении или деградации почвенного покрова можно сделать на основании изменения основных показателей буферной способности: содержания органического вещества, тонкодисперсных фракций, карбонатов и pH. Мониторинг пойменных почв, позволит оценить снижении их устойчивости и проявление деградационных процессов.

Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ 19-05-50097 Микромир, гранта Президента МК-4654.2022.1.5.

Литература

1. Вадюнина А. Ф., Корчагина З. А. Методы исследования физических свойств почв и грунтов. М.: Агропромиздат, 1986. 416 с.
2. Воробьева Л. А. Теория и практика химического анализа почв. М.: ГЕОС, 2006. 400 с.
3. Минкина Т. М., Федоров Ю. А., Невидомская Д. Г., Манджиева С. С., Козлова М. Н. Особенности содержания и подвижность тяжелых металлов в почвах поймы реки Дон //Аридные экосистемы. 2016. Т. 22. № 1 (66). С. 86–98.
4. Федеяева Ю. А., Иванисова Н. В., Куринская Л. В. Состояние реки Аксай в связи с загрязнением окружающей среды //Экология и безопасность жизнедеятельности. 2020. С. 217–220.

ПРИМЕНЕНИЕ ГИС-ТЕХНОЛОГИЙ ПРИ ИССЛЕДОВАНИИ ГОРНЫХ ЧЕРНОЗЕМОВ ЦЕНТРАЛЬНОГО КАВКАЗА

Е. М. Хакунова

к.б.н., зав. лабораторией почвенно-экологических исследований
О. Н. Горобцова, Институт экологии горных территорий
им. А. К. Темботов РАН, г. Нальчик, Россия
elena.khakunova@mail.ru

Картографическое моделирование является инструментом экологической оценки состояния почвенного покрова особенно эффективным в условиях высокой антропогенной нагрузки. Используемая нами оригинальная методика основана на моделировании пространственной вариации ряда важнейших физико-химических и биологических почвенных показателей. В основе метода лежит совместный анализ фактических почвенных параметров (обучающая выборка) и ландшафтных характеристик, полученных из независимых источников измерения. Комплекс полученных данных обрабатывается с применением геоинформационных методов с обязательной верификацией полученных результатов [4]. Материалы, используемые для создания цифровой почвенной картографической модели, представляют собой два информационных блока: «внешняя» информация и обучающая выборка. «Внешняя» информация – это совокупность ДДЗ: мультиспектральные снимки спутников Landsat, набор климатических данных из глобальной климатической базы WorldClim и информация, полученная на основе данных цифровой модели рельефа (SRTM) [3].

Объединение всех «внешних» переменных позволяет сформировать общую базу цифровых данных, где для каждой точки-пикселя территории в избранном масштабе получено отображение её мультиспектральных, климатических и рельефных характеристик. Всего в работе использовались 102 внешних переменных. Сформированная цифровая база данных пред-

ставляет собой таблицу, в которой описывается определённое количество пикселей с пространственным разрешением 90 м на местности, каждый пиксель имеет свои уникальные координаты и набор «внешних» характеристик.

Территория, для которой создана картографическая модель представленная в данной работе, расположена в северо-западной части Кабардино-Балкарии и занимает 1784,2 км² в поясе луговых степей (от 400–500 до 700–800 м над ур. м.) и остепнённых лугов (от 600–700 до 1500 м над ур. м.) (рис. 1). Это ареал распространения горных черноземов и горно-луговых черноземовидных почв [1, 2]. В данной работе представлен слой картографической модели, который отражает особенности пространственной вариации содержания гумуса (%). Этот показатель может служить наиболее общей характеристикой потенциального плодородия почвы.

Необходимо отметить, что около 75 % горных чернозёмов исследуемого района используются под пашню (агроценозы), что отражается на большинстве почвенных свойств, и, прежде всего, на содержании гумуса. Пахотные угодья соседствуют с территориями, на которых горные чернозёмы сохранили своё естественное состояние под луговыми степями и остепнёнными лугами (биогеоценозы). Созданная модель должна учитывать сложную хозяйственную структуру исследуемых территорий, чередование агро- и биогеоценозов и влияние пахотного использования на гумусное состояние горных чернозёмов.

Поэтому важнейшим этапом в работе было формирование двух гипотетических моделей, одна из которых характеризует пространственную динамику содержания гумуса в условиях биогеоценозов, а другая – агроценозов. Статистический анализ совокупности «внешних» данных и обучающей выборки и построение дискриминантных моделей показали, что естественные и агрогенные системы существенно различаются и описываются различным количеством внешних переменных. Для моделирования динамики почвенных показателей в биогеоценозах (60) требуется большее количество переменных, чем в агроценозах (25). В случае моделирования свойств почвенного покрова пред-

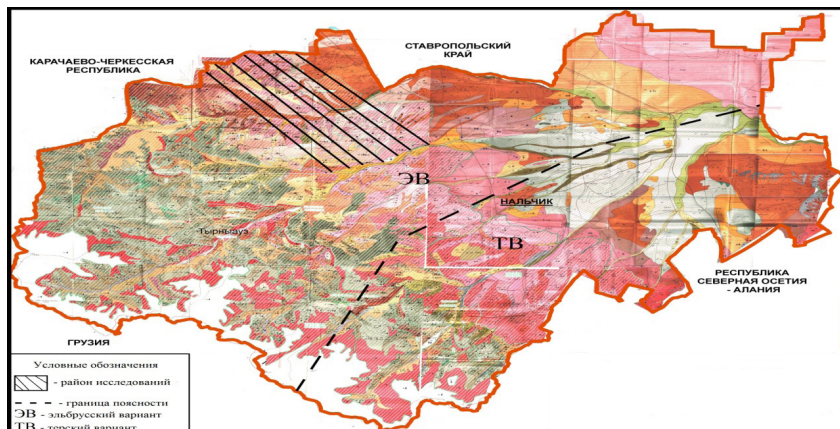


Рисунок 1 – Район исследования горных чернозёмов и горно-луговых чернозёмовидных почв в поясе луговых степей и остепнённых лугов эльбурского варианта поясности Центрального Кавказа (в границах Кабардино-Балкарии)

горных территорий задача усложняется из-за разнообразного рельефа нераспаханных участков. Можно сказать, что естественные (малоповреждённые) биogeоценозы сохранились именно благодаря неудобному расположению и сложному рельефу. Фактор рельефа является ведущим в горных условиях, он влияет на перераспределение тепла и влаги, особенности растительного покрова, и как следствие – на почвенные свойства. При построении модели, отражающей свойства почвенного покрова биogeоценозов, наибольший вклад в описание варьирования каждого почвенного показателя вносят данные, характеризующие особенности рельефа (SRTM).

При моделировании пространственного варьирования почвенных показателей в искусственных агросистемах, помимо данных SRTM, существенный вклад вносит информация, полученная из рассчитанных на основе многоканальных сканерных снимков (LANDSAT) индексов. В основном это, так называемые «вегетационные индексы», которые указывают на влияние различий в типах растительности, продуктивности биомассы, активности транспирации и др. Таким образом, существующие различия в

естественных и антропогенных системах влияют на исследуемые почвенные показатели и требуют отдельного моделирования их пространственного варьирования. Поэтому, для изученного почвенного показателя, были построены две гипотетические модели. Первая картографическая модель отражает пространственное варьирование значений показателя, согласно обнаруженным закономерностям характерным для агроценоза (КМ АГРО). Вторая модель показывает, как изменялся бы рассматриваемый показатель в условиях естественного биогеоценоза (КМ БИО). Сопоставление двух полученных моделей наглядно отображает степень изменения каждого параметра и позволяет сравнить состояние почвенного покрова при максимальном антропогенном воздействии и при отсутствии такового (рис. 2).

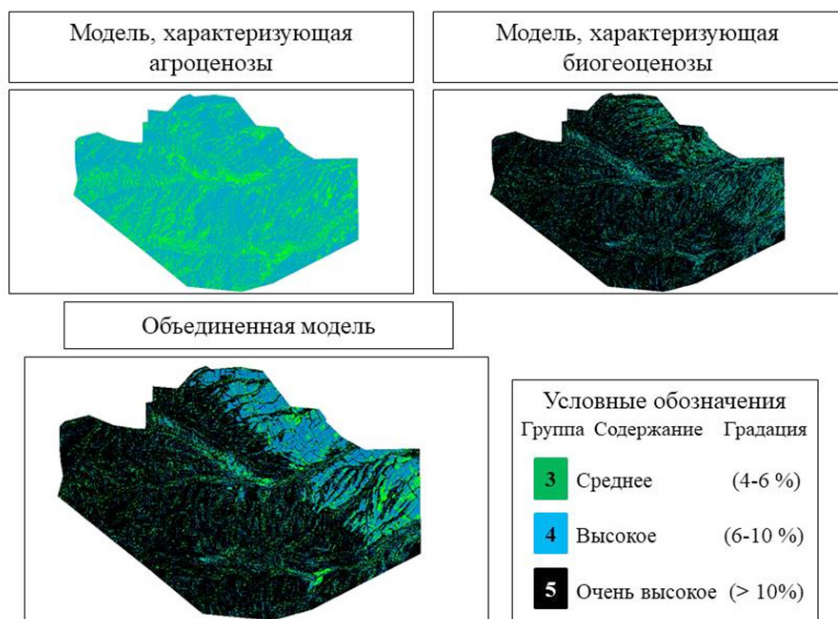


Рисунок 2 – Картографические модели, характеризующие пространственное варьирование содержания гумуса (%) в ареале распространения горных чернозёмов северо-западной части Центрального Кавказа

Объединение двух этих гипотетических моделей дает общую картографическую модель (ОКМ), которая отражает реальное пространственное изменение содержания гумуса (%) в слое (0–20 см) исследуемых почв.

Полученные при дискриминантном анализе данные указывают на явные различия между моделями, характеризующими биогеоценозы и агроценозы. Однако, следует отметить, что в обоих случаях отсутствуют группы с очень низким и низким содержанием гумуса. На КМ БИО почвы, которые относятся к группам со средним содержанием гумуса составляют всего 6 %, тогда как КМ АГРО – 22 % от общей картографируемой площади. Согласно построенным моделям, в условиях агроценозов, отсутствуют почвы относящиеся к группе с очень высоким содержанием гумуса, тогда как в естественных такие почвы занимали бы более 83% от общей площади.

Объединение двух моделей – КМ АГРО и КМ БИО дает общую картографическую модель (ОКМ), которая отражает реальное пространственное изменение содержания гумуса (%) в слое (0–20 см) исследуемых почв. Почвы картографируемых территорий принадлежат трем категориям в диапазоне от среднего до очень высокого содержания гумуса (%). Наибольшую площадь занимают почвы с очень высоким содержанием гумуса – 132,6 тыс. га (74,32 % от общей картографируемой площади). Участки с высоким содержанием гумуса занимают 19,03 % (33,95 тыс. га), а со средним 6,65 % (11,86 тыс. га).

В полученной ОКМ наблюдается тенденция к увеличению содержания гумуса по мере увеличения высоты над уровнем моря, что можно объяснить тем, что почвы, расположенные ближе к горам, на неудобных для обработки участках реже используются под пашню.

Одним из самых главных этапов при создании картографической модели является ее верификация, которая позволяет установить точность и адекватность модельных результатов. Верификация представленной модели проведена по 10 точкам, где 7 из них совпали с предсказанными. Таким образом, полученная модель обладает высокой точностью (70%) и может быть исполь-

зована как инструмент для решения хозяйственных, научных, и экологических проблем.

Литература

1. Молчанов Э. Н. Почвенный покров Кабардино-Балкарской АССР: Пояснительная записка к Почвенной карте Кабардино-Балкарской АССР. М.: ГУГК СССР, 1990. 22 с.
2. Почвы Кабардино-Балкарской АССР и рекомендации по их использованию. Нальчик // Государственный проектный институт по землеустройству СевКавНИИгипрозем. Нальчик, 1984. 201 с.
3. Пузаченко М. Ю., Пузаченко Ю. Г., Козлов Д. Н., Федяева М. В. Картографирование мощности органогенного и гумусового горизонтов лесных почв и болот южно-таежного ландшафта (юго-запад Валдайской возвышенности) на основе трехмерной модели рельефа и дистанционной информации (Landsat-7) // Исслед. Земли из космоса. 2006. № 4. С. 70–79.
4. Савин И. Ю. Использование спутниковых данных для составления почвенных карт: современные тенденции и проблемы // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2016. Т. 13. № 6. С. 29–39.

ОЦЕНКА ЗЕМЕЛЬНЫХ ПОТЕРЬ РОСТОВСКОЙ ОБЛАСТИ В РЕЗУЛЬТАТЕ АБРАЗИОННЫХ ПРОЦЕССОВ В БЕРЕГОВОЙ ЗОНЕ АЗОВСКОГО МОРЯ

О. А. Хорошев¹, А. Д. Хаванский², Ю. Ю. Меринова²

¹ Южный научный центр РАН, г. Ростов-на-Дону, Россия

² Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия
ourregion@mail.ru, khovansk@yandex.ru, yuliyamerinova@yandex.ru

Основную часть побережья Азовского моря в пределах Ростовской области занимают земли сельскохозяйственного назначения и земли населенных пунктов, подверженные на отдельных участках интенсивному воздействию абразионных процессов [3]. Последствия проявления береговой абразии выражаются в причиняемом материальном ущербе, как жилым постройкам, объектам социально-хозяйственного назначения, культурного наследия, так и участкам земель различных категорий использования [5].

В статье представлены результаты оценки прогнозируемых на 20-летний период площадных потерь земель Ростовской области от последствий проявления абразионных процессов в береговой зоне Азовского моря. Расчеты проводились по разработанной ранее методике [1,6], с использованием материалов береговых экспедиционных работ 2018–2020 гг., спутниковых снимков, данных аэровизуальных наблюдений, фото- и видеоизображений отдельных участков побережья (в том числе в формате VR 360°), а также инструментария интерактивной публичной кадастровой карты Росреестра [4].

По средней многолетней скорости абразии на исследуемой территории установлена прогнозируемая на 20-летний период зона воздействия абразионных процессов, в пределах которой рассчитаны площади земель различных категорий использования, которые могут быть разрушены морем в течение двух ближайших десятилетий [2]. В связи с отсутствием пунктов наблюдения за абразией (реперов), не учитывался земельный ущерб в береговой зоне г. Таганрога и Миусского лимана.

Согласно расчётам [2], в пределах береговой зоны Азовского моря (Ростовская область) около 60 % длины разрушающихся берегов занято землями сельских населенных пунктов (НП) и 40 % – землями сельскохозяйственного назначения (СХН). Из приазовских сельских административных районов региона подвержены абразии более 38 км берегов Неклиновского и более 48 км Азовского района, при этом в перспективе на 20-летний период в Неклиновском районе разрушению могут подвергнуться преимущественно площади земель населенных пунктов, а в Азовском районе, наоборот, земель сельскохозяйственного назначения (рис. 1). В целом же по Ростовской области абразионному разрушению в несколько большей степени могут быть подвержены земли населенных пунктов, нежели земли аграрного использования.

По результатам расчетов в перспективе на два десятка лет, море может разрушить приблизительно 200 га земель. Так, Неклиновский район может лишиться 111 га земель различного хозяйственного использования, Азовский район – более 88 га

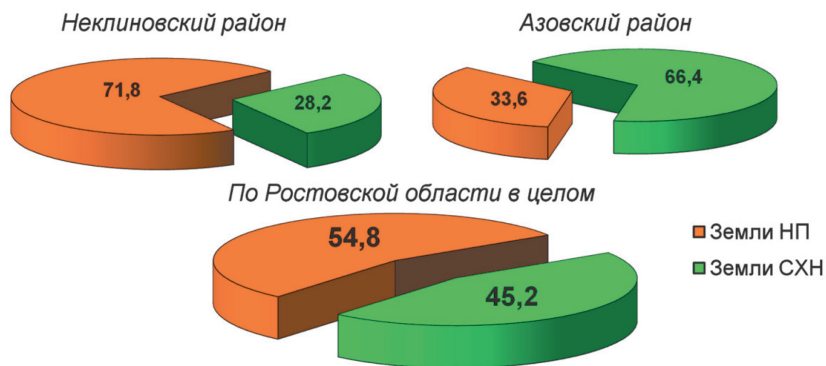


Рисунок 1 – Соотношение площадей земель различного хозяйственного использования, подверженных абразионному разрушению, для приазовских сельских административных районов и по Ростовской области в целом, %

(табл. 1). В среднем потеря земель от абразии в регионе может составить 23 м² на один погонный километр морского абразионного берега за 20 лет (в Неклиновском районе – 28,9 м² на один погонный км, в Азовском районе – 18,3 м² на один погонный км).

Прогнозируемый материальный ущерб земельным участкам (без учета расположенных на них объектов капитального строительства) в пределах азовского побережья Ростовской области может превысить 62 млн руб. в абсолютном выражении (по кадастровым ценам на начало 2020 г.) (табл. 1). При этом, в денежном выражении, основной ущерб (почти 90 %) придется на земли населенных пунктов. В разрезе районов можно отметить практически аналогичное соотношение, немного измененное в сторону увеличения материального ущерба землям СХН в Азовском районе (рис. 2) [2].

Необходимо отметить, что показатели величины ущерба земельным участкам приазовских районов в абсолютном и удельном выражении, рассчитанные по кадастровым ценам, на порядок отличающимся от реальных – рыночных, со временем могут быть подкорректированы (с учетом рыночных цен), просуммированы с показателями ущерба объектам капитального строи-

Таблица 1 – Итоговый расчет прогнозируемых на 20-летний период площадных потерь земель Ростовской области и материального ущерба земельным участкам от последствий проявления абразионных процессов на берегах Азовского моря (без учета земельного ущерба в береговой зоне г. Таганрога и Миусского лимана)

Административный район региона	Вид хозяйственной деятельности и характер поселения на участках, подверженных абразии	Соотношение площадей земель различного хозяйственного использования, подверженных абразии, %	Расчетная площадь участков земель, подверженных абразии в перспективе на 20 лет, га	Прогнозируемый ущерб земельным участкам, млн руб. в абсолютном выражении (по кадастровым ценам на начало 2020 г.)	Удельная величина ущерба земельным участкам, млн. руб. на 1 погонный километр
Неклиновский район	НП + СХН	100 %	111,0	34,8	–
	НП	71,8 %	79,6	32,7	1,15
	СХН	28,2 %	31,4	2,1	0,21
Азовский район	НП + СХН	100 %	88,4	27,3	–
	НП	33,6 %	29,7	23,0	1,04
	СХН	66,4 %	58,7	4,3	0,17
Итого по береговой зоне региона:	НП + СХН	100 %	199,4	62,1	–
	НП	54,8 %	109,3	55,7	1,1
	СХН	45,2 %	90,1	6,4	0,18

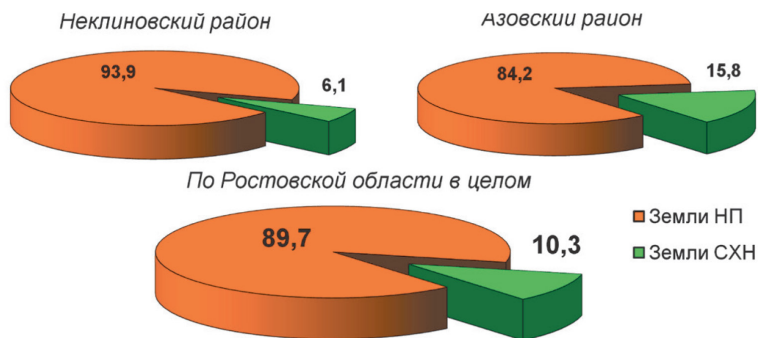


Рисунок 2 – Структура прогнозируемого ущерба земельным участкам для приазовских административных районов и Ростовской области в целом, %

тельства и использованы при принятии решений о возможностях осуществления берегоукрепительных работ. В то же время, учитывая значительные финансовые затраты на возведение берегозащитных сооружений, укрепление абразионного берега на всем его протяжении может быть неосуществимо как для отдельных муниципалитетов, так и для региона в целом.

Публикация подготовлена в рамках научного проекта РФФИ № 18-05-80082 по теме «Закономерности формирования опасных береговых процессов в Азовском море и социально-экономические последствия их проявлений», реализации Государственного задания ЮНЦ РАН, № госрегистрации 122020100352-6.

Литература

1. Khavanskiy A. D., Latun V. V., Khoroshev O. A., Merinova Y. Y., Nedoseka L. A. Risk assessment of hazardous abrasion and landslide processes in the coastal zone of the Azov Sea // E3S Web of Conferences 175, 06008 (2020) INTERAGROMASH 2020. DOI: 10.1051/e3sconf/202017506008.
2. Бердников С. В., Беспалова Л. А., Хаванский А. Д. и др. Опасные абразионные и оползневые процессы в береговой зоне Азовского моря и социально-экономические последствия их проявлений: [монография] /отв. ред. С. В. Бердников. Ростов-на-Дону: Изд-во ЮНЦ РАН, 2022. 288 с.
3. Беспалова Л.А., Цыганкова А.Е. Абразионные процессы и их последствия // Труды Южного научного центра Российской академии наук. Том VIII: Моделирование и анализ опасных природных явлений в Азовском регионе. Ростов н/Д.: Изд-во ЮНЦ РАН, 2020. С. 97–110. DOI: 10.23885/1993-6621-2020-8-97-110.
4. Роскадастр. Публичная кадастровая карта. URL: <http://roscadastr.com/map> (дата обращения: 01.12.2020).
5. Хаванский А. Д., Хорошев О. А., Меринова Ю. Ю. Оценка материального ущерба от проявления абразионных и оползневых процессов в муниципальных образованиях береговой зоны Азовского моря // Наука Юга России. 2021. Т. 17. № 2. С. 74–82. DOI: 10.7868/S25000640210208.
6. Хорошев О. А., Меринова Ю. Ю., Хаванский А. Д., Латун В. В. Оценка социально-экономического ущерба проявления абразионных и оползневых процессов в береговой зоне Азовского моря (раздел 8.3) // Труды Южного научного центра РАН. Т. VIII: Моделирование и анализ опасных природных явлений в Азовском регионе / отв. ред. д.г.н. С. В. Бердников. Ростов н/Д.: Изд-во ЮНЦ РАН, 2020. С. 300–311. DOI: 10.23885/1993-6621-2020-8-300-31.

НАКОПЛЕНИЕ Си И ПАУ В ПОЧВАХ И РАСТЕНИЯХ ТЕРРИТОРИЙ, ПОДВЕРЖЕННЫХ ТЕХНОГЕННОМУ ЗАГРЯЗНЕНИЮ АТМОСФЕРНЫМИ ВЫБРОСАМИ НОВОЧЕРКАССКОЙ ГРЭС

**В. А. Чаплыгин, М. В. Бурачевская, Н. П. Черникова,
А. Ю. Яковленко, Т. А. Мальцева, А. В. Барахов**

Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия
chaplygin@sfedu.ru

Введение

Техногенное загрязнение является самым молодым и, в то же время, значимым процессом, воздействующим на окружающую среду. За небольшой по геологическим меркам отрезок времени деятельность промышленных предприятий существенно сказалась на облике планеты и продолжает усиливаться. Среди большого разнообразия агентов техногенного загрязнения особого внимания заслуживают тяжелые металлы (ТМ) и полиароматические углеводороды (ПАУ), поскольку данные поллютанты распространены всюду, где присутствуют промышленные предприятия или городская инфраструктура. Концентрация ТМ в природной среде имеет тенденцию к увеличению с течением времени, так как они не подвержены биodeградации. Способность растений заселять практически любые среды обитания, как естественные, так и антропогенные [7, 8] вместе с ее способностью адаптироваться к изменчивым условиям окружающей среды делает возможным экологический мониторинг даже сильно измененных территорий [9, 10].

Целью работы было изучение особенностей аккумуляции и распределения Си и ПАУ в различных видах дикорастущих травянистых растениях в условиях многолетнего аэротехногенного загрязнения.

Объекты и методы

ОАО «ОГК-2» «Новочеркасская» ГРЭС является крупнейшим в Ростовской области предприятием, загрязняющим окру-

жающую среду ТМ. На долю этого предприятия приходится 1 % всех выбросов загрязнителей в атмосферу в РФ, в Ростовской области – свыше 50 %, в Новочеркасске – порядка 90 % [5]. Негативные последствия атмосферных выбросов НчГРЭС, производимых предприятием на протяжении почти 40 лет работы и ведущих к накоплению ТМ в почве и растениях, могут отчетливо проявиться со временем.

По данным многолетних метеорологических наблюдений, преобладающим направлением ветров в районе исследований является северо-западное. На территории импактной зоны НчГРЭС в понижениях по берегам водоемов были заложены 19 площадок мониторинга на расстоянии от 1 до 20 км от предприятия [6]. В качестве фона была выбрана площадка мониторинга № 9, находящаяся на значительном удалении от импактной зоны НчГРЭС, содержание изучаемых элементов в которой не превышало нормативы [11]. Почвенный покров данных участков мониторинга, представлен аллювиальной почвой (№ 2, 12), лугово-черноземной (№ 3, 6, 8, 11), а также черноземом обыкновенным.

Отбор образцов растений полыни австрийской (*Artemisia austriaca* Pall. ex. Wild.), мятлика лугового (*Poa pratensis* L.) и пырея ползучего (*Elytrigia repens* (L.) Nevski) на площадках мониторинга проводился во второй декаде июня в фазу массового цветения травянистых растений. В образцах растений и почв определялось содержание Cu и суммы 16 ПАУ присутствующих в выбросах НчГРЭС [5].

Общее содержание ТМ в почвах определено рентген-флуоресцентным методом. Подвижные соединения элемента переведены в раствор параллельными экстракциями с использованием 1 н. аммонийно-ацетатный буфер (NH_4Ac) pH 4.8 (соотношение почва : раствор = 1 : 5, время экстракции – 18 ч), способного переводить в раствор обменные формы металлов, характеризующие их актуальную подвижность [4].

Минерализацию проб проводили методом сухого озоления согласно ГОСТ 26929-94. Экстракция ТМ из золы осуществлялась растворением в 20 %-ном растворе HCl с последующим определением методом ААС [3]. Для оценки загрязнения почв Cu по

валовому содержанию и подвижным формам использовали руководящий документ ГН 2.1.7.2041 [2]. Оценка уровня загрязнения растений ТМ проводилась путем сопоставления содержания Си в исследуемой растительности с максимально-допустимыми уровнями (МДУ) в кормах для сельскохозяйственных животных и кормовых добавках [1].

Результаты

В поверхностном горизонте (0–20 см) почв импактной зоны НчГРЭС валовое содержание Си варьирует от 26 до 128 мг/кг, составляя в среднем 58 мг/кг, что превышает кларковые значения в 2,9 раза. Содержание непрочно связанных (НС) соединений Си составляет от 4,2 до 61,1 мг/кг, в среднем 18,3 мг/кг. На всех площадках содержание непрочно связанных (НС) соединений Си превышает их региональные фоновые значения (4,0 мг/кг) в 1,1–15,3 раза. Основная масса ПАУ и Си накапливается в почвах северо-западного направления от НчГРЭС, совпадающего с преобладающим направлением ветров на данной местности. Наибольшее загрязнение на этом направлении наблюдается в радиусе до 5 км с максимумом на расстоянии 1,2–1,6 км. По мере удаления от предприятия накопление ПАУ и Си в почвах постепенно снижается. Наблюдается уменьшение суммарного содержания ПАУ и валового содержания Си в почве площадки мониторинга, расположенной в 5 км от предприятия (площадка № 8) по сравнению с почвой площадки № 4 более чем в 1,5 раза, а также резкое снижение содержания ПАУ и НС форм меди в 1,5–2,5 и 3–3,5 раза, соответственно. Это указывает на то, что территория распространения наиболее густого дымового шлейфа, составляет около 5 км, а максимальное осаждение поллютантов происходит на расстоянии порядка 1,6 км.

Наблюдается небольшое превышение МДУ (до 1,3 раза) для Си в растениях полыни австрийской, произрастающих на площадках мониторинга с наибольшей техногенной нагрузкой (табл. 1). На данных площадках наблюдаются и более высокие уровни накопления ПАУ в растениях. Минимальной аккумуляцией Си и ПАУ из почвы в надземной части растения характеризуются представители семейства Мятликовые по сравнению с Астровыми.

Содержание суммы ПАУ в надземной части полыни австрийской на наиболее загрязненной площадке № 4 достигает 278,8 нг/г, в корнях – 418,2 нг/г (табл. 1). Самое низкое суммарное накопление ПАУ на всех площадках мониторинга наблюдается у мятлика лугового (31,2–79,7 в надземной части и 90,0–188,8 в корнях). Исследуемые растения по содержанию в надземной части ПАУ и Си располагаются в следующей последовательности: полынь > пырей > мятлик.

Возможно, определенное влияние на распределение Си и ПАУ в растениях оказывают их морфологические особенности. Представители семейства Мятликовые характеризуются малым числом длинных тонких листовых пластин и сильно разветвленной мочковатой корневой системой, в то время как исследуемый вид семейства Астровых полынь австрийская имеет многочисленные листья, а также стержневую корневую систему.

Заключение

Наибольшее содержание поллютантов наблюдается в радиусе до 5 км с максимумом на расстоянии 1,6 км от НчГРЭС. По мере удаления от источника эмиссии уровень накопления поллютантов снижается. Для растений семейства Мятликовые характерно преимущественное накопление ТМ в корнях. Содержание ПАУ в надземной части всех изучаемых растений на 30–60 % ниже, чем в корнях. Полынь австрийская аккумулирует в надземной части и корнях наибольшее количество ПАУ и Си среди изучаемых видов растений. Мятлик отличается самой низкой аккумуляцией поллютантов.

Исследование выполнено при поддержке гранта Российского научного фонда (проект № 22-77-10097) в Южном федеральном университете.

Литература

1. Временные максимально допустимые уровни (МДУ) некоторых химических элементов госсипола в кормах сельскохозяйственных животных. Утвержден Главным Управлением Ветеринарии министерства сельского хозяйства РФ, 1991.

2. ГН 2.1.7.2041-06 Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве, утвержденные Главным государственным санитарным врачом Российской Федерации 19 января 2006 года.
3. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства. М.: ЦИНАО, 1992. 61 с.
4. Минкина Т. М., Назаренко О. Г., Мотузова Г. В., Манджиева С. С., Бурачевская М. В. Групповой состав соединений тяжелых металлов в почвах агроценозов, загрязненных аэрозольными выбросами Новочеркасской ГРЭС // *Агрохимия*. 2011. № 6. С. 68–77.
5. *Экологический вестник Дона: О состоянии окружающей среды и природных ресурсов Ростовской области в 2019 году*. Ростов-на-Дону, 2019. С. 283.
6. Chaplygin V., Mandzhieva S., Minkina T., Sushkova S., Kizilkaya R., Gulser C., Zamulina I., Kravtsova N., Lobzenko I., Chernikova N. Sustainability of agricultural and wild cereals to aerotechnogenic exposure // *Environmental Geochemistry and Health*. 2019. DOI: 10.1007/s10653-019-00411-6).
7. Prach K., Walker L. R. Differences between primary and secondary plant succession among biomes of the world. *J. Ecol.* 2019, 107, 510–516.
8. Galland, T.; Adeux, G.; Dvořáková, H.; E-Vojtkó, A.; Orbán, I.; Lussu, M.; Puy, J.; Blažek, P.; Lanta, V.; Lepš, J.; et al. Colonization resistance and establishment success along gradients of functional and phylogenetic diversity in experimental plant communities. *J. Ecol.* 2019, 107, 2090–2104.
9. Gamrat R., Stankowski S., Jaroszevska A. Morphological Features of Plants on Ash Settling Ponds. Case Study // *Plants*, 2021, 10, 616. <https://doi.org/10.3390/plants10040616>
10. Gamrat, R.; Tomaszewicz, T.; Hury, G.; Wysocka, G. Study on the content of heavy metals in plants which occupy active ash settling ponds of the Dolna Odra Power Plant. *J. Elem.* 2018, 23, 217–229.
11. Minkina T., Fedorenko G., Nevidomskaya D., Fedorenko A., Chaplygin V., Mandzhieva S. Morphological and anatomical changes of *Phragmites australis* Cav. due to the uptake and accumulation of heavy metals from polluted soils // *Science of the Total Environment*. 636 (2018) 392–401.

МОНИТОРИНГ ПОЧВЕННЫХ ЭКОСИСТЕМ В УСЛОВИЯХ ПИРОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ПРИМЕРЕ НОВГОРОДСКОЙ ОБЛАСТИ (СЕВЕРО-ЗАПАД РОССИИ)

Е. Ю. Чебыкина, Т. И. Низамутдинов, Е. В. Абакумов

Санкт-Петербургский государственный университет,
г. Санкт-Петербург, Россия
doublemax@yandex.ru

Воздействие различных природных (ветровалы, вспышки численности вредителей), природно-антропогенных (пожары) и антропогенных (лесозаготовки) явлений вызывает демутационные смены в естественных экосистемах. Важным фактором, нарушающим ход естественных процессов в биогеоценозах, являются лесные пожары, последствия которых трудно прогнозируются. Процессы пирогенеза являются широко распространенным явлением, оказывающим огромное влияние на процессы почвообразования, что заставляет обращать на них особое внимание при исследовании природных экосистем [1–4].

Именно лесные пожары в настоящее время признаются одним из самых значительных факторов, определяющих активную миграцию химических элементов на земной поверхности, ежегодная пылевая и аэрозольная эмиссия которых количественно сопоставима с выбросами вулканов. Среди пирогенных выбросов высокая роль принадлежит различным органическим и неорганическим соединениям, химическим элементам, включая тяжелые металлы, полициклические ароматические углеводороды (ПАУ) и радионуклиды, находившимся в почве, подстилке, коре и древесине деревьев. Осаждение их на новых местах, несомненно, должно изменять геохимический фон почвенно-растительного покрова - вместе с аэрозольными частицами эти вещества могут переноситься на тысячи километров. Постоянно обнаруживаемое присутствие во всех компонентах лесного биогеоценоза тяжелых металлов и участие их в различных биогеохимических процессах не может не сказаться на трансформации форм их нахождения под воздействием высоких температур лесного пожара. Поэтому целью данной работы была геохимическая оценка содержания тяжелых металлов и закономерности их миграции в почвах пирогенных ландшафтов на примере лесных экосистем Новгородской области на Северо-Западе России.

Авторами в 2022 г. проводились исследования постпирогенных почв в южно-таежной зоне на примере территории Боровичского лесничества (44 квартал Перелучского участкового лесничества) в Новгородской области. Воздействию пожаров 2021 года был подвержен верхний слой моховой подстилки. Три



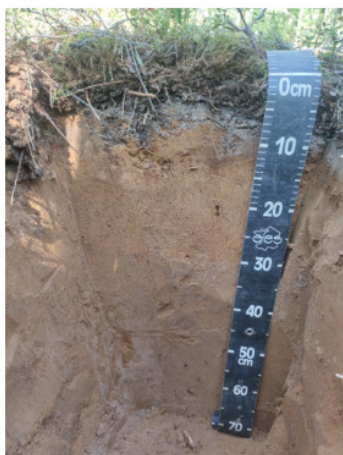
а) вершина камового холма



б) склон



в) аккумулятивная позиция



г) фоновый участок

Рисунок 1 – Изученные почвы постпирогенного и контрольного участка

почвенных разреза по катене (вершина камы, склон и аккумулятивная позиция) были заложены на постпирогенном участке и один для контроля – на негорелом (рис. 1). В качестве контроля использовали аналогичный участок лесной экосистемы с таким же типом почв, но не подвергавшиеся горению. Почва пирогенного участка представлена подзолом иллювиально-железистым

постпирогенным на камовых супесях (Folic Cambisols – WRB) со строением профиля Qруг–Е–ВF–BC–C. Следует отметить, что постпирогенные почвы слабо укладываются в рамки существующих почвенных классификаций. Почвы постпирогенной сукцессии представлены поверхностными органогенными горизонтами, сохраняющими следы пирогенного воздействия – сгоревший моховой очес. Наличие углистых частиц визуальнo диагностируется на границе органогенного и подзолистого горизонтов. В нижней части профиля почвы имеют типичное для подзолов строение.

Почва контрольного участка представлена классическим подзолом иллювиально-железисто-гумусовым на камовых супесях (Folic Podzols) с типичным строением профиля O–Eh–ВНF–BC–C. Отбор почвенных образцов для исследования проводили из органогенного, либо пирогенного, а также нижележащих горизонтов почв с учетом их плотности. Плотность почвы оценивали при помощи измерения массы известного объема образца ненарушенного сложения.

Моховой очес и верхний гумусовый горизонт испытывают максимальное воздействие огня при пожаре в результате чего, по оценкам исследователей, происходит потеря органического вещества и формирование “пирогенного гумуса”, устойчивого к биодеструкции и окислению.

В рамках исследования также будет исследовано влияние пожара на содержание тяжелых металлов в почвах и оценена временная динамика изменения свойств после пожаров.

Работа выполнена при поддержке Гранта Президента РФ для молодых кандидатов наук № МК-4596.2022.1.4.

Работа посвящена 300-летию Санкт-Петербургского государственного университета.

Литература

1. Ильина В. Н. Пирогенное воздействие на растительный покров // Самарская Лука: проблемы региональной и глобальной экологии. 2011. Т. 20. № 2. С. 4–30.
2. Мелехов И. С. Лесоведение. М.: Лесная промышленность, 1980. 406 с.
3. Boissramé G. F. S., Thompson S. E., Kelly M., Cavalli J., Kate M. W., Stephens S. L. Vegetation change during 40 years of repeated managed wildfires in the Sierra Nevada,

California // Forest Ecology and Management, V. 402, 2017. Pp. 241-252. DOI:10.1016/j.foreco.2017.07.034

4. Maksimova E., Abakumov E., Shamilishvili G. Sustainable Development of Forest Ecosystems in Urbanized Territories as a Way of Wildfire Control in Russia // In: Vasenev V., Dovletyarova E., Cheng Z., Prokof'eva T., Morel J., Ananyeva N. (eds) Urbanization: Challenge and Opportunity for Soil Functions and Ecosystem Services. SUITMA 2017. Springer Geography. Springer, Cham. 2019. P. 279-288. DOI: 10.1007/978-3-319-89602-1_33

ОЦЕНКА МИГРАЦИИ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В СИСТЕМЕ «ПОЧВА – ТРАВЯНИСТЫЕ РАСТЕНИЯ»

**Н. П. Черникова, В. А. Чаплыгин, М. В. Бурачевская,
Т. А. Мальцева, С. С. Манджиева,
C. Keswani, В. И. Северина, Ю. В. Бауэр,
Т. М. Минкина**

Южный федеральный университет, Академия биологии и биотехнологии
им. Д. И. Иванковского, г. Ростов-на-Дону, Россия
nat.tchernikova2013@yandex.ru

Введение

Территория Нижнего Дона является одним из главных сельскохозяйственных регионов по выращиванию зерновых культур в России, при этом близкое соседство сельского хозяйства и промышленности приводит к экологическим проблемам, связанным с загрязнением природных сред. Районы, подверженные длительному техногенному загрязнению, являются важными объектами для изучения накопления тяжелых металлов (ТМ) в растительных сообществах. На примере нескольких площадок мониторинга, расположенных вдоль преобладающего направления ветра от выбросов Новочеркасской теплоэлектростанции (ГРЭС), рассмотрена миграционная способность ТМ в системе дикорастущие травянистые растения – почва.

Целью данной работы было изучение миграции Pb, Cd, Zn, Cu, Ni, Mn и Cr в системе почва – травянистые растения вблизи Новочеркасской ГРЭС.

Материалы и методы

Площадки мониторинга заложены на разных расстояниях (1,2-20 км) от Новочеркасской ГРЭС и представлены черноземом обыкновенным карбонатным тяжелосуглинистым на лесовидных суглинках со следующими физико-химическими свойствами: содержание гумуса – 3,6-4,2%; физ. глины – 50,6-56,3%; ила – 40,4-44,7%; CaCO_3 – 0,5-1,1%; pH 7,4–7,7; ЕКО – 31-36 мг-экв/100 г. Растительный покров относится к разнотравно-типчаково-ковыльной степи и включает доминирующие травянистые растения семейства Астровые (Asteraceae) такие, как полынь австрийская (*Artemisia austriaca* Pall. ex. Wild. Jack.), тысячелистник благородный (*Achillea nobilis* L.), амброзия полыннолистная (*Ambrosia artemisiifolia* L.), пижма обыкновенная (*Tanacetum vulgare* L.) и цикорий обыкновенный (*Cichorium intybus* L.).

Для оценки миграции ТМ в системе травянистые растения-почва, были рассчитаны акропетальный коэффициент (АК) и коэффициент биологической (биогеохимической) подвижности (Вх). Для выявления особенностей распределения ТМ по органам растений использовали АК, рассчитываемый как отношение содержания ТМ в корневой системе к содержанию его в надземной фитомассе [1]. Вх рассчитывали как отношение содержания элемента в сухом веществе надземной массы растений к его подвижным формам, извлекаемым из почв слабыми растворителями []. Данный показатель отражает актуальную интенсивность поглощения и характеризует доступность элементов растениям и степень использования ими подвижных форм элементов, содержащихся в почве.

Результаты

Значение Вх показывает степень биофильности элементов, а его изменения указывают на уровень техногенной нагрузки на почву и растения. Как правило, чем дальше удалена площадка мониторинга, тем выше значение Вх (табл. 1). Вероятно, это связано как с преимущественным поглощением металлов из почвы растениями, так и с проявлением защитных механизмов растений при увеличении подвижности ТМ в почве. Следует отметить,

что четкая зависимость изменения значения B_x от техногенной нагрузки наблюдается не всегда, что может быть связано с накоплением ТМ растениями из-за фолиарного загрязнения. Рассчитанные значения $B_x > 1$ указывают на значительное поступление подвижных ТМ, таких как Cd, Pb, Cr и Zn в растения из почвы. Следует отметить, что Ni и Mn имеет относительно низкие зна-

Таблица 1 – Актуальная интенсивность поглощения тяжелых металлов травянистой растительностью (B_x)

№ пл. и расстояние от ГРЭС	Mn	Zn	Cr	Cu	Pb	Ni	Cd
Полынь австрийская (<i>Artemisia austriaca</i> Pall. ex. Wild. Jack.)							
1 (1.2 км)	0.4	1.5	2.7	2.3	3.3	1.3	6.8
2 (5.0 км)	1.3	5.6	5.0	3.6	0.4	3.0	30.0
3 (15.0 км)	1.2	12.4	8.9	6.0	1.0	1.4	10.0
4 (20.0 км)	2.0	10.0	17.8	13.6	6.5	0.9	40.0
Тысячелистник благородный (<i>Achillea nobilis</i> L.)							
1 (1.2 км)	0.6	3.0	2.6	1.3	0.1	1.7	5.3
2 (5.0 км)	1.2	2.0	2.7	2.8	1.3	1.3	5.0
3 (15.0 км)	2.2	15.2	6.8	5.0	0.3	2.0	17.0
4 (20.0 км)	2.3	22.9	10.6	7.1	1.8	2.6	40.0
Амброзия полыннолистная (<i>Ambrosia artemisiifolia</i> L.)							
1 (1.2 км)	0.5	2.2	2.8	2.6	5.2	2.1	6.3
2 (5.0 км)	0.1	6.8	1.9	4.4	10.3	2.7	5.0
3 (15.0 км)	8.5	52.1	3.9	19.4	2.4	1.7	50.0
4 (20.0 км)	0.4	28.6	1.5	13.3	3.2	2.0	5.0
Пижма обыкновенная (<i>Tanacetum vulgare</i> L.)							
1 (1.2 км)	1.6	1.5	2.4	2.8	0.1	1.9	5.7
2 (5.0 км)	2.3	4.1	3.3	3.4	1.7	4.3	20.0
3 (15.0 км)	3.4	7.3	19.6	1.2	4.3	6.1	80.0
4 (20.0 км)	7.2	23.5	36.0	11.5	7.0	1.2	20.1
Цикорий обыкновенный (<i>Cichorium intybus</i> L.)							
1 (1.2 км)	0.1	0.6	0.7	0.4	1.1	0.4	4.0
3 (15.0 км)	0.3	2.5	0.8	1.9	5.2	1.5	3.3
4 (20.0 км)	0.4	5.3	1.2	2.0	0.5	0.4	3.2

Значения $B_x > 1$ выделены жирным шрифтом.

чения Vх по сравнению с другими ТМ, что тесно коррелирует с их подвижностью в почве.

При максимальной техногенной нагрузки (№1 (1.2 км)) исследуемые элементы образуют следующие ряды в соответствии с их значениями Vх для полыни австрийской и амброзии полынно-листной: $Cd > Pb > Cr > Cu > Zn > Ni > Mn$. По мере удаления от источника загрязнения, распределение ТМ в растениях изменяется. Для тысячелистника благородного характерно наибольшая доступность и накопление Cd по сравнению с другими металлами на всех площадках мониторинга. Для цикория обыкновенного установлены наименьшие значения Vх, что говорит о низкой аккумулирующей способности среди изучаемых видов.

Корневая система большинства травянистых видов растений обладает высокой аккумуляционной способностью. Исследуемые растения относятся к исключениям, у которых барьерную функцию выполняет корень. Большинство элементов, поступающих в травянистые растения, имеют акропетальное распределение. Устойчивость растений к техногенному загрязнению почвы оценивали по АК (рис. 1). Самые высокие акропетальные коэффициенты отмечены для тысячелистника и амброзии. Полынь накапливает наибольшее количество Cd в побегах по сравнению с другими видами; пижма – Mn и Cr; амброзия – Zn, Pb, Cu и Ni. Цикорий единственный вид растений, почти не накапливающий Cd, в то время как другие травянистые растения активно поглощают этот металл. Следует отметить, что, несмотря на интенсивное поступление Cd в растения, его абсолютное содержание в надземных органах является самым низким среди изученных элементов, а Mn – одним из самых высоких. Очевидно, это связано с ролью ТМ в физиологических процессах, происходящих в растениях. Загрязнение ТМ не оказывало ингибирующего влияния на рост и развитие травянистых растений, что свидетельствует об их толерантности к техногенному загрязнению почвы.

Заключение

Таким образом, виды дикорастущих травянистых растений различаются по накоплению ТМ и распределению их в надзем-

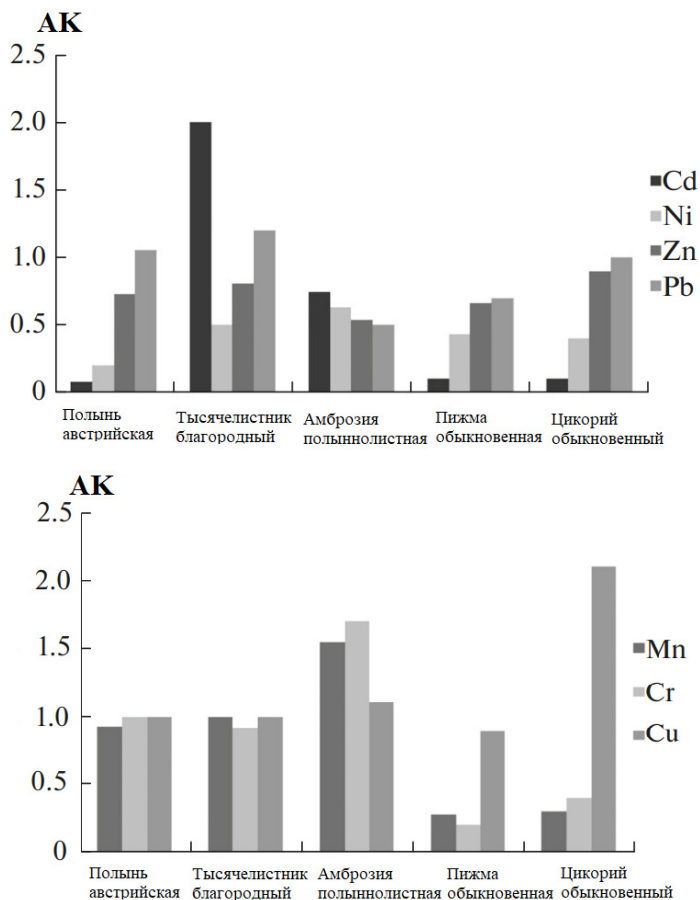


Рисунок 1 – Акропетальный коэффициент травянистых растений на пл. № 1 (1,2 км от ГРЭС)

ных и подземных органах. Устойчивость растений к загрязнению ТМ определяется уровнем загрязнения почвы, который зависит от удаленности источника загрязнения, аккумуляционной способности самого вида, а также физиологической роли ТМ.

Исследование выполнено при поддержке гранта Российского научного фонда (проект № 22-77-10097) в Южном федеральном университете.

Литература

1. Трифонова Т. А., Ширкин А. А. Экологическая геохимия: словарь-справочник. 2005.
2. Minkina T., Mandzhieva S., Chaplgin V., Motuzova G., Sushkova S., Fedorov Y., ... & Bauer T. Accumulation and distribution of heavy metals in plants within the technogenesis zone //Environmental Engineering & Management Journal (EEMJ). 2014. T. 13. №. 5.

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ СЕРЫ И ОБРАЗОВАНИЕ ГЕОХИМИЧЕСКИ-АНОМАЛЬНЫХ ЗОН В ПОЧВАХ СОЙМОНОВСКОЙ ДОЛИНЫ

М. В. Шабанов¹, М. С. Маричев²

¹ Кандидат сельскохозяйственных наук, доцент,
Санкт-Петербургский государственный аграрный университет,
г. Санкт-Петербург, Россия,
geohim.spb@gmail.com

² Кандидат биологических наук, Санкт-Петербургский государственный
аграрный университет, г. Санкт-Петербург, Россия
m.s.marichev@yandex.ru

Добыча и переработка металлов привело к значительному увеличению выбросов серы в окружающую среду. При этом ее техногенное поступление во много раз превышает фоновое содержание в земной коре [12].

Соединения серы являются одним из сопутствующих загрязнителей окружающей среды при переработке сульфидсодержащих пород (пирита и халькопирита) в исследуемом районе. В связи с этим большое значение приобретает изучение влияния выбросов медеплавильного комбината на накопление и распределение серы в почвенном профиле.

Негативное воздействие аэропромвыбросов медеплавильного комбината приводит к увеличению содержания сульфатов и подкислению почв. Это в свою очередь способствует разрушению агрегатной структуры почв, вынос в нижележащие горизонты катионов двухвалентных металлов. Происходит изменение

состава почвенных микроорганизмов, что приводит к нарушению естественного цикла элементов в почве [11].

Объектом исследования являются почвы Соймоновской долины, город Карабаш, Челябинская область, где на протяжении более 100 лет работает медеплавильный комбинат по выплавке черновой меди. Почвенный покров долины специфичен и представлен различными типами почв. В центральной зоне долины, где расположен медеплавильный комбинат, шлакоотвалы, хвостохранилища в радиусе до 1 км преобладают техногенно-преобразованные почвы – реплантазем (Tehnosols). Этот участок в результате газопылевых выбросов почти полностью лишен древесной и травянистой растительности. В предгорной части, где расположен частный сектор – темно-гумусовый агростратозем (Colluvic chernozems) и литоземы (Leptosols cambic) темногумусовый (Phaeozems) и серогумусовый (Umbrisols leptic). На значительном удалении от комбината примерно 5–10 км темно-серые почвы (Phaeozems Albic). Кроме этого на выровненных участках со скальными породами встречается петрозем гумусовый типичный (Leptosols histic). В долине реки Сак-Элга серогумусовые луговые почвы (Fluvisols) [8].

Отбор проб проводился летом 2018 года. Почвенные образцы отбирались на участках согласно розе ветров (северо-восточное направление) и по радиусу от медеплавильного комбината на расстоянии 1, 3, 10 и 25 км. Места отбора проб представлены на рисунке 1. Всего было заложено 25 разрезов, образцы отбирались послойно из каждого генетического горизонта. При морфологическом описании почв использовалась система индексов согласно «Классификацией почв России» [9] и международной классификации почв WRB [10].

Образцы почв сушили на воздухе без доступа солнца, перетирались в агатовой ступке и просеивали через сито 1 мм. Валовое содержание серы определялось на спектроскане «РЕАН», подвижная сера (легкорастворимые сульфаты), минеральная (сульфатная) объемным методом с нитрохромазо [2].

Для оценки пространственного распределения концентрации серы при помощи программы Surfer была построена геохимическая картограмма.

В центральной части долины, где преобладают техногенно-преобразованные почвы (реплантаземы) почвы среднесуглинистые. Темно-серые почвы легкосуглинистые и легкоглинистые. Литоземы преимущественно легкосуглинистого гранулометрического состава. Профиль петрозема гумусового представлен гумусово-слаборазвитым горизонт (W), легкосуглинистого гранулометрического состава, залегающий непосредственно на плотных метаморфических породах.

Разнообразие природно-экологических условий (равнинный и горный характер рельефа, широкое распространение основных и метаморфических пород, континентальный климат) все эти условия определили многообразие и специфику почвенного покрова.

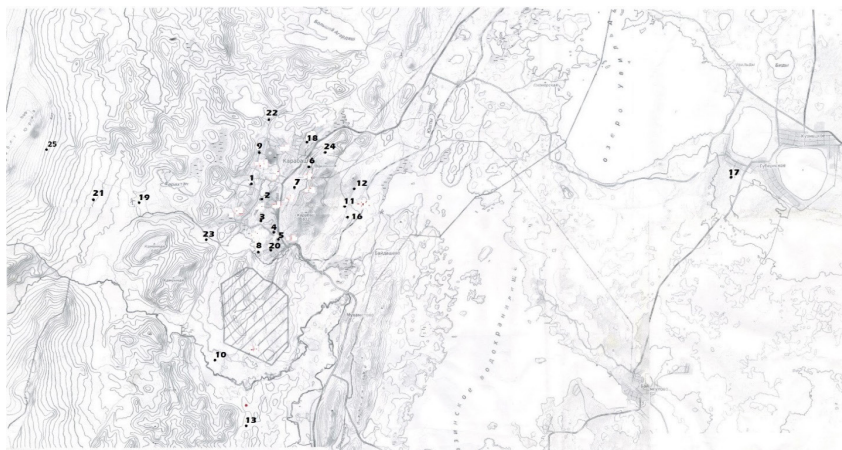


Рисунок 1 – Схема отбора почвенных образцов (черные-почвенные разрезы, красные-растительный материал. Масштаб 1:150 000

Кларк серы (S) в почвах – 0,085 %, или 850 мг/кг. Общее содержание серы в почвах составляет в среднем 0,04–0,06 % [4]. По литературным данным содержание серы менее 0,01 % характер-

но для песчаных почв [7]. Предельно-допустимая концентрация (ПДК) серы в почве 160 мг/кг [5]. Сера в почве находится как в виде минеральной (легкодоступной) формы, так и в виде органической (малодоступной). Резервная сера представлена в основном серой органического вещества и небольшим количеством минеральных соединений, не переходящих в солянокислую вытяжку; доступная сера – сульфатами двухвалентных и одновалентных катионов; легкорастворимая – сульфатами одновалентных катионов.

Сульфат-анион (SO_4^{2-}) в составе кислых атмосферных осадков и пыли, поступая в почву, вступают в химические реакции с минеральной и органической частью почв, часть адсорбируются органическим веществом, глинистыми минералами, оксидами железа и марганца и др, или поглощаются растениями.

Для установления особенностей пространственного распределения серы в почвах, использовались данные по содержанию валовой серы на участках, расположенных на различном удалении от медеплавильного комбината (рис. 1).

В почвах подверженных непосредственному воздействию газопылевых выбросов распределение серы в профиле почв специфично: ее содержание в слое до 30 см неодинаково и зависит от местоположения отбора образцов по отношению к источнику загрязнения.

В центральной части территории (рис. 2) выделяется аномальная зона в радиусе до 1 км от источника эмиссии, превышение ПДК серы составляет в среднем в 5–7 раз. В северном и северо-западном направлении в радиусе до 5 км, выявлена вторая аномальная зона, здесь превышение ПДК составляет 3–5 раз. В этих двух зонах реакция почвенной среды сильноокислая. Данные зоны расположены среди гор, в безветренную погоду серный ангидрит остается в долине и оседает на почвенный покров, уничтожая древесную и травянистую растительность. В радиусе 5–10 км концентрация серы снижается, но остается выше ПДК. На расстоянии свыше 10 км в пониженных элементах рельефа концентрация серы в почвенном профиле не превышает ПДК.

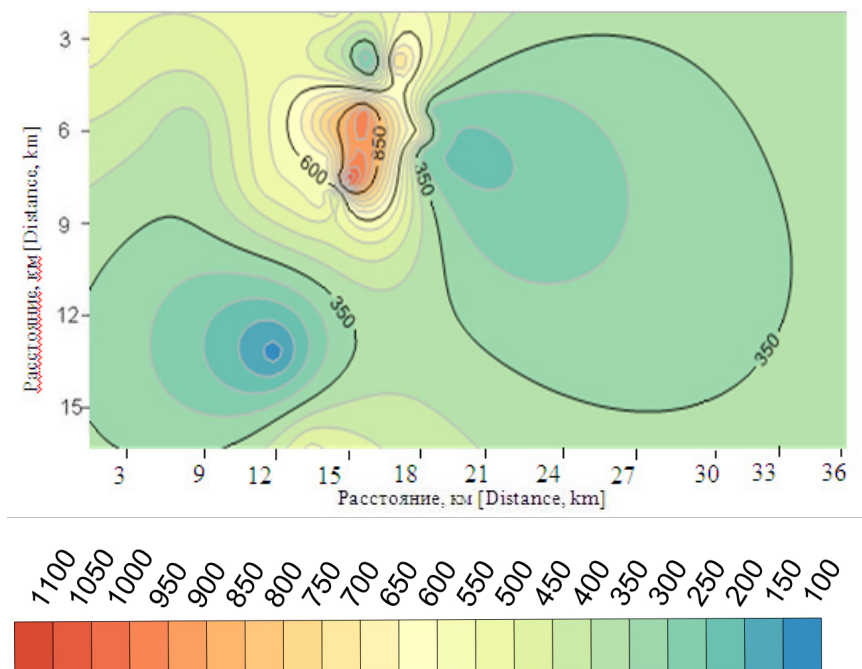


Рисунок 2 – Содержание валовой серы в слое 0–15 см, мг/кг

В почвах на расстоянии до 5 км превышение ПДК составляет в среднем в 3–5 раза от 480,0 до 800,0 мг/кг, разрезы 1, 2, 3, 8, 9, 11, 22, 23, 24. Анализ форм серы в данных почвах позволяет выявить такую же закономерность в распределении, как и в почвах первой зоны. Во всех типах почв содержание минеральной серы часто выше в горизонтах без гумуса, где она не связана с органическим веществом. Корреляция валовой и подвижной серы с гумусом высокая и находится в пределах от 0,81 до 0,91.

В почвах в радиусе от 5 до 10 км разрезы 14, 15, 16, 18, 19 и 20 характеризуются содержанием валовой серы от 260,0 до 359,0 мг/кг. В этих почвах тип распределения валовой серы прогрессивно-элювиальный. Реакция среды в верхней части профиля от слабокислой до близко к нейтральной. Широкие пределы ва-

рыирования содержания вызваны сорбцией, выщелачиванием. Подвижная сера распределена достаточно равномерно с минимальным содержанием в верхнем 0–15 см слое, 0,50–1,65 мг/кг. В ниже лежащих горизонтах ее содержание незначительно увеличивается до 1,72 мг/кг, распределение минеральной серы значительно отличается от подвижной. Максимум ее приходится на иллювиальный горизонт в пределах от 21,1 до 109,8 мг/кг. Следует отметить, что корреляция гумуса валовой, подвижной и минеральной формами серы очень высокая и составляет соответственно 0,97, 0,89 и 0,95.

На расстоянии более 15 км также выделяются точки с повышенным содержанием серы в сравнении с ПДК это разрезы 13, 17 и 21. Реакция среды в данных почвах в верхних горизонтах слабокислая и близкая к нейтральной. В южном направлении разрез 13 литозем темногумусовый концентрация серы 520,0–380,0 мг/кг, в восточном – разрез 17 серогумусовая – 381,0–329 мг/кг и западное разрез 21 литозем – 287–264 мг/кг. Эти участки расположены на повышенных элементах рельефа и полученные данные свидетельствуют, что аэропромвыбросы комбината распространяются на значительное расстояние.

Как показывают исследования можно судить о разнонаправленной тенденции накопления серы в почвенном профиле. Это обусловлено в основном расстоянием от источника загрязнения и физико-химическими показателями почв. Различия в свойствах генетических горизонтов определяют различную интенсивность адсорбции сульфатов даже в пределах одного почвенного профиля. Максимальная сорбция сульфатов наблюдается в верхней части гумусового горизонта или же в субэлювиальном горизонте, минимальная – в нижнем иллювиально-текстурном [1, 3, 6]. Исследованные почвы подтверждают данную закономерность, максимальное содержание серы выявлено на глубине 0–30 см не зависимо от типа и подтипа почвы, минимальное в иллювиальном горизонте. Но в искусственно созданных почвах (реплантаземы) наблюдается тенденция отхождения от этой зависимости. Наибольшее содержание валовой и минеральной серы находится

в иллювиальном горизонте, что обусловлено выносом ее с гранулометрическими элементами в виде органических и минеральных комплексов, что согласуется с работами [1].

Заключение

Пространственное распределение серы в почвах геохимически-сопряженных ландшафтов Соймоновской долины, в большей степени характеризуется элементами рельефа, удаленностью от источника загрязнения и климатическими особенностями исследуемой территории.

Максимальное количество валовой серы приходится на почвы в радиусе 1–5 км от источника эмиссии, в гумусово-аккумулятивных горизонтах, концентрация колеблется в диапазоне от 650,0 до 1000,0 мг/кг, на удалении более 10 км от 190,0 до 550,0 мг/кг.

Решающим условием закрепления сульфатов в почве является показатель изменение кислотности. При смещении кислотности до сильнокислой реакции происходит увеличение сорбции сульфат-аниона, он сильнее удерживаются почвенно-поглощающим комплексом по сравнению с почвами, имеющими слабокислую реакцию среды. Так, в зоне сильного загрязнения при низком рН среды преобладает минеральная сера над подвижной, при отдалении от источника эмиссии увеличивается доля подвижной серы.

Работа выполнена в рамках реализации проекта «Экспресс-методы мониторинга техногенного загрязнения и оценка риска в геохимически аномальных зонах» в рамках Программы стратегического академического лидерства «Приоритет 2030» № СП-12-22-7.

Литература

1. Айдинян Р. Х. Содержание и формы соединений серы в различных почвах СССР и ее значение в обмене веществ между почвой и растением // Агрохимия. 1964. № 10. С. 3–16.
2. Айдинян Р. Х., Иванова М. С., Соловьева Т. Т. Методы извлечения и определения различных форм серы в почвах и растениях. М.: Почв. Ин-т. Им. В. В. Докучаева, 1968. 22 с.

3. Алексеева Е. Н., Кулакова В. П. Влияние длительного применения удобрений на содержание серы в выщелоченном черноземе и в растениях // *Агрохимия*. 1971. № 5. С. 113–116.
4. Виноградов А.П. Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах. М.: Изд-во АН СССР, 1957. 238 с.
5. ГН 2.1.7.2041-06. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве URL:
6. Оголева В. П., Вершинина Г. А. Формы серы и закономерности их распределения в почвах Волгоградской области // *Агрохимия*. 1976. № 3. С. 89–91.
7. Пашова В. Т., Лотоцкая А. С. Использование серы культурами севооборотов и пополнение ее запасов в почве в условиях степи УССР // *Агрохимия*. 1976. № 12. С. 84–87.
8. Шабанов М. В. Сера в геохимически сопряженных ландшафтах Соймоновской долины (Челябинская область) // *Известия Уральского государственного горного университета*. 2021. № 1(61). С. 118–126. DOI 10.21440/2307-2091-2021-1-118-126. EDN JXGGOS.
9. Шишов А. Л., Тонконогов В. Д., Лебедева И. И., Герасимова М. И. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
10. IUSS Working Group WRB. World reference base for soil resources 2014, update 2015. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. Rome: FAO, 2015.
11. Scherer H. W. Sulfur in soils // *Journal Plant Nutrition and Soil Science*. 2009. Vol. 172. P. 326–335.
12. Smith S. J., Pitcher H., Wigley T. M. L. Global and regional anthropogenic sulfur dioxide emissions // *Global and planetary change*. 2001. Vol. 29. P. 99–119.

ИЗМЕНЕНИЯ МЕТАБОЛИЧЕСКИХ ПУТЕЙ ПОЧВЕННОГО МИКРОБИОМА ПРИ ПОСТАГРОГЕННОМ ВОССТАНОВЛЕНИИ СОСНОВЫХ ЛЕСОВ

О. В. Шопина, И. Н. Семенков, М. И. Герасимова

Центр по проблемам экологии и продуктивности лесов РАН, г. Москва,
Россия; Московский государственный университет
имени М. В. Ломоносова, г. Москва, Россия
shopinaov@my.msu.ru

Исследования проводились в национальном парке «Смоленское Поозерье» (северо-запад Смоленской области). Изучались песчаные и супесчаные почвы различного времени вывода из

сельскохозяйственного использования, развивающиеся на породах флювиогляциального генезиса междуречных поверхностей под сосновыми лесами. Всего выделено 7 стадий постагрогенного восстановления почв: (0) почвы пашен и однолетних залежей «под паром»; (1) луговых залежей; (2) молодых (10–30 лет) сосняков; (3) сосняков 30–70-летнего возраста (не описаны, так как на данный период пришелся максимум распахки в национальном парке и сосновые леса данного возраста отсутствуют); (4) средневозрастных (70–80 лет) сосняков; (5) старовозрастных (80–120 лет) сосняков на месте пашен; (6) старовозрастных (90–120 лет) сосняков «условно коренных».

В течении полевых работ в июне-июле 2021 года для характеристики каждой стадии было выбрано 3 ключевых участка, на которых заложен почвенный разрез и выполнено геоботаническое описание. Из почвенного разреза отобрано по три пробы острием ножа в эппендорфы объемом 1,5 мл. Первая проба (А) отобрана из самой верхней части гумусового или (старо)пахотного горизонта с глубины 0–0,5 см, вторая (В) – из его нижней части, третья (С) – из верхней части почвообразующей породы. Эппендорфы в конце рабочего дня помещали в морозильную камеру с температурой -20°C , где хранили до завершения экспедиции, и транспортировали в Москву в замороженном состоянии в термосе.

ДНК из почв выделена с помощью набора DNeasy PowerSoil (Qiagen). Концентрация полученной ДНК измерена на флуориметре Qubit (Thermo Scientific). Вариабельные участки гена 16S рибосомной РНК амплифицированы парой праймеров с пришитыми к ним адаптерами для приготовления библиотек для региона V4V5. Полученные ампликоны очищали с помощью магнитных частиц AMPure XP beads (Agencourt) в соответствии с протоколом производителя и определяли их концентрацию на флуориметре. Затем готовили и индексировали библиотеки с использованием Phusion полимеразы (New England Biolabs, США) и стандартных индексных наборов Illumina Nextera XT Index kit. Полученные продукты полимеразной цепной реакции (ПЦР) очищали с помощью магнитных частиц. Секвенирование прово-

дили с помощью платформы высокопроизводительного секвенирования MiSeq (Illumina) с использованием набора MiSeq Reagent Kit v2.

Первичная обработка данных секвенирования проведена по стандартной схеме программы QIIME2 2022.2 с применением метода DADA2. Таксономия присвоена по базе Silva 138. Анализ метаболических путей выполнен в пакете PICRUST2 для QIIME2. Дальнейший статистический анализ и визуализация данных осуществлены в R 4.1.3: оценка значимости различий в составе почвенного микробоценоза парной PERMANOVA с использованием пакета pairwiseAdonis с поправкой на множественное сравнение (FDR) по методу Беньямини-Хохберга, оценка значимости различий в обилии отдельных метаболических путей между микробоценозами, существующими на разных глубинах и стадиях постагрогенной сукцессии, с использованием пакета Aldex2 (комплексный расчет тестов Уэлча, Манна-Уитни, размера эффекта и FDR).

В рамках нашего исследования мы проверяли следующую гипотезу: микробоценоз верхней части гумусового горизонта является наиболее информативным индикатором постагрогенных изменений в почвах рассматриваемой хроносерии.

Различия в обилии метаболических путей по глубине

Значимые различия в общей структуре метаболических путей обнаружены только между верхнем слое гумусового горизонта и почвообразующей породой для 26 путей ($p = 0,024$; табл. 1).

Большинство метаболических путей с более высоким обилием в верхнем слое гумусового горизонта связано с биосинтезом витамина K и его предшественников, которые участвуют в бактериальном транспорте электронов [Stavridou et al., 2021]. Вероятно, в поверхностных горизонтах окислительно-восстановительные условия часто меняются в связи с неоднородным увлажнением. Следовательно, бактерии, производящие эти вещества, имеют конкурентное преимущество. Пути окисления моноуглеродных соединений до CO_2 также более свойственны бактериям из верхнего слоя почв, который может быть обогащен низкомолекуляр-

Таблица 1 – Метаболические пути со значимыми различиями в обилии между глубинами

Сравнение глубин	А и В	А и С	В и С
Более обильны в вышележащем слое	Биосинтез моно-транс, поли- цис декапренилфосфата	Биосинтез менахинона-6 I, 9, 10	-
		Деградация салицилатов	
		Деградация ароматических соединений через бета-кетoadипат	
		Деградация 1,5-ангидрофруктозы	
		Деградация катехола III (путь орто-расщепления)	
		Биосинтез диметилменахинона-6 I, 9	
		Окисление моноуглеродных соединений (включая метанол) до CO₂	
Более обильны в нижележащем слое		Деградация гекситола (бактерии)	Ферментация гекситола до лактата, формиата, этанола и ацетата
		Деградация S-метил-5-тио-альфа;-D-рибоза-1-фосфата	
		Биосинтез CDP-археола	
		Биосинтез CMP-легионамината I	
		Биосинтез архетидилинозитола	
		Биосинтез норспермидина	
		Биосинтез пиримидиновых дезоксирибонуклеотидов <i>de novo</i> IV и из ЦТФ	
		Биосинтез флавина II (археи)	
		Биосинтез фосфопантотената III	
		Деградация глицерина до бутанола	
		Деградация фукозы	
		Денитрификация нитрификаторов	
		Ферментация гекситола до лактата, формиата, этанола и ацетата	
		Фолатный цикл III	

* Полужирным отмечены суперпути.

ными углеродистыми соединениями, поступающими из атмосферы и растительных экссудатов [Kolb, 2009]. Остальные пути, более обильные у бактерий из верхнего слоя почвы, относились к группе деградации (ароматических соединений, салициловой кислоты, фруктозы). Это может быть связано как с большей доступностью органических соединений в верхних горизонтах

почв, так и с более благоприятными условиями для жизнедеятельности микроорганизмов.

В почвообразующей породе, с другой стороны, было выше обилие путей биосинтеза органических веществ. Это может быть объяснено дефицитом веществ, поступающих из растений в глубокие слои почвы. Более высокая активность денитрификации в почвообразующих породах может быть объяснена большей долей анаэробных организмов.

Различия в обилии метаболических путей в зависимости от стадии сукцессии

По результатам PERMANOVA значимые различия в обилии и структуре метаболических путей наблюдались для стадий 1 и 4, 1 и 5, 1 и 6 ($p = 0,001$ во всех случаях), 2 и 5 ($p = 0,041$), 2 и 6 ($p = 0,15$). Поскольку между группами сукцессионных стадий было обнаружено большое количество значимо различающихся по обилию метаболических путей – 296 и 260 для верхнего и нижнего слоя гумусового горизонта, – дальнейший анализ был проведен с группировкой метаболических путей высокого (всего 7 групп) и низкого уровня (всего 58 групп).

В обилии метаболических путей между почвами ранних (0, 1, 2) и зрелых стадий при группировке путей на высоком уровне различия значимы ($p < 0,05$, размер эффекта > 1) для групп: активация-инактивация-интерконверсия, биосинтез, дегградация, энергетический метаболизм, метаболические кластеры и суперпути. Однако величина эффекта больше 1 наблюдалась только для группы активация-инактивация-интерконверсия, которая явно уменьшалась от ранних стадий к более зрелым.

При рассмотрении 58 групп метаболических путей для отдельных глубин значимые различия ($p < 0,05$, размер эффекта > 1) между ранними и зрелыми стадиями обнаружены для 42 групп в верхнем слое почв (табл. 2). Для нижней части гумусового горизонта наблюдалось 13 групп метаболических путей со значимыми различиями ($p < 0,05$, размер эффекта > 1 ; табл. 2). Для почвообразующих пород разных стадий сукцессии не обнаружено существенных различий в обилии метаболических путей.

Таблица 2 – Метаболические пути со значимыми различиями между группами стадий по глубинам

Часть почвы	Более высокое обилие	
	Ранние стадии (0, 1, 2)	Зрелые стадии (4, 5, 6)
Верхний слой гумусового горизонта	Деградация спиртов Деградация аминокислот Интерконверсия Метиласпартатный цикл Деградация фосфолипидов	Деградация альдегидов Деградация аминов Биосинтез аминов и полиаминов Аминокислотный биосинтез Биосинтез ароматических соединений Аспартатный суперпуть Использование и ассимиляция одноуглеродных компонентов Биосинтез углеводов Биосинтез клеточной структуры Кофактор биосинтез Путь этилмалонил-КоА Деградация жирных кислот и липидов Ферментация Гликолиз Биосинтез изопропанола Биосинтез липидов Метаболические регуляторы Ассимиляция неорганических питательных веществ Биосинтез нуклеотидов Биосинтез строительных блоков О-антигена (<i>E. coli</i>) Другая деградация Пентозо-фосфатный цикл Фотосинтез Биосинтез полиаминов Деградация полимеров Фосфорилирование пиримидиновых дезоксирибонуклеотидов Пиримидиндезоксирибонуклеотиды <i>de novo</i> биосинтез I и III Дыхание Биосинтез вторичных метаболитов Деградация стероидов Суперпуть дегградации D-глюкарата и D-галактарата Суперпуть биосинтеза гистидина, пурина и пиримидина Суперпуть ассимиляции сульфатов и биосинтеза цистеина ТСА-вариации Заряд тРНК
	Суперпуть метаболизма хоризмата	
Нижний слой гумусового горизонта	Аминокислотная дегградация Интерконверсия Метиласпартатный цикл Биосинтез сидерофоров Суперпуть метаболизма хоризмата	Деградация альдегидов Биосинтез изопропанола Другая дегградация Фотосинтез Деградация полимеров Деградация стероидов Суперпуть дегградации D-глюкарата и D-галактарата Суперпуть ассимиляции сульфатов и биосинтеза цистеина
Почвообразующая порода –		

Для ранних стадий сукцессии характерно повышенное обилие путей деградации спиртов и аминокислот, что может объясняться большим количеством питательных веществ в почвах ранних стадий сукцессии [Jones, 1999]. Кроме того, на ранних стадиях наблюдался более активный биосинтез сидерофоров, что означает более активное вовлечение металлов, особенно Fe, в бактериальный метаболизм.

На зрелых стадиях сукцессии (4, 5, 6) больше разнообразие метаболических путей и выше их встречаемость среди почвенных микроорганизмов. Более обильные метаболические пути включали некоторые пути деградации, но чаще – пути биосинтеза. Уровни ферментации, фотосинтеза и почвенного дыхания также были выше в почвах более зрелых стадий сукцессии. Кроме того, микробиом почв зрелых лесов более активен в усваивании минеральных питательных веществ. Таким образом, разнообразие метаболических путей увеличивалось с возрастом леса.

Исследование выполнено в рамках проекта РНФ № 21-74-20171 совместно со Сколковским центром коллективного пользования в области геномики.

Литература

1. Jones D. L. Amino acid biodegradation and its potential effects on organic nitrogen capture by plants // Soil Biol. Biochem. 1999. Vol. 31. № 4. P. 613–622.
2. Kolb S. Aerobic methanol-oxidizing Bacteria in soil // FEMS Microbiol. Lett. 2009. Vol. 300. № 1. P. 1–10.
3. Stavridou E., Giannakis I., Karamichali I., Kamou N. N., Lagiotis G., Madesis P., Emmanouil C., Kungolos A., Nianiou-Obeidat I., Lagopodi A. L. Biosolid-Amended Soil Enhances Defense Responses in Tomato Based on Metagenomic Profile and Expression of Pathogenesis-Related Genes // Plants. 2021, Vol. 10. № 12. P. 2789.

РАЗДЕЛ II

АКТУАЛЬНЫЕ ПРОБЛЕМЫ СОХРАНЕНИЯ И ВОССТАНОВЛЕНИЯ ПОЧВЕННЫХ ЭКОСИСТЕМ

QUALITATIVE ASSESSMENT OF POLLUTION LOAD OF MUNICIPAL SOLID WASTE COMPOST APPLICATION ON AGRICULTURAL SOIL – A CASE STUDY OF DELHI, INDIA

P. Bhardwaj

PhD, Assistant Professor, A. Tripathi
Amity Institute of Environmental Sciences, Amity University,
Noida, Uttar Pradesh, India
pbhardwaj4@amity.edu

Abstract. The abnormal state of land deficiency and municipal solid waste management (MSWM) issues in a mega City inspired to conduct of the present study. This study aims toward the quality of two different compost samples produced out of Municipal solid Waste getting dumped at two open landfills in Delhi NCR and its effect on the properties of agricultural soil. The present study deals with the different combinations of agricultural soil and Municipal solid Waste compost to identify the best ratio for compost application on fields as well as in pots. This study is performed to assess the quality of municipal solid waste compost produced out of urban waste in Delhi and the degree of heavy metal contamination in agricultural soil after its application in different proportions.

The compost was classified to determine its fertilizing potential as well as its potential to pollute the soil. Fertilization Index results of composts varied from 4.21 to 4.53 which states that it has specific risks to environment. Though, MSW compost application in

agricultural lands didn't come out as an outstanding approach. Based on the calculated fertilization index, the significant proportion of MSW compost generated in Delhi failed to meet FCO quality control guidelines. MSWC amendments didn't affect the soil properties to a greater extent but can be used as a soil conditioner in a limited ratio i.e., 25:75 (compost:soil). With this pollution load over soil increased with increased metal content in soil at higher doses of MSWC. Higher MSWC concentrations increased the metal content in the soil. The determined Pollution Index and Pollution Load Index indicated low soil pollution at 25:75 and moderate to high pollution at higher MSWC concentrations, whereas the Enrichment factor revealed moderate soil pollution caused by Pb, Ni, Cu and Cr.

The study supports and encourages the usage of composting for effective waste management practice, but proper segregation should be supported during the initial process of composting.

INFLUENCE OF ORGANIC AND BIOLOGICAL AMELIORANTS ON CORN SEED GERMINATION AND WATER USE EFFICIENCY IN SALINE SOILS OF ARID REGIONS

**Mohamed Hafez¹, Alexander I. Popov²,
Mohamed Rashad¹**

¹ Land and Water Technologies Department, Arid Lands Cultivation Research Institute, City of Scientific Research and Technological Applications, New Borg El-Arab, Alexandria, Egypt

² Department of Soil Science and Soil Ecology, Institute of Earth Sciences, Saint Petersburg State University, Saint Petersburg, Russian Federation
mhafez290@yahoo.com

1. Introduction

Soils treated with PGPR such as *Azospirillum*, *Klebsiella*, and *Paenibacillus* under varied agro-climatic conditions have shown improved growth and yield with extensive root growth, facilitating better uptake of water and minerals [2]. Similar effects of *Azospirillum brasilense* were recorded against salinity in wheat seedlings with

relatively higher water content [1, 6], which could be due to various physiological changes induced by the colonizing bacteria. The *Azospirillum bacteria*, one of PGPR, was strongly reduced in saline-sodic soils [11].

Several studies have been carried out in the laboratory on the remediation of saline-sodic soils [8]. conducted a soil leaching greenhouse experiment to reclaim salt-affected soils with bio-organic and compost additives fortified with NPK. They noted that compost increased pH and EC while sodium level dropped considerably at all bio-organic additives rates. The percentage of organic matter increased with an increased level of organic additives. [13, 14] Who found that the organic amendments enhanced the utilization of nutrients by plants and reduced nutrient losses through improving soil water retention ability. [3, 9] reported increase in maize yield due to organic and biological additives such as spent grain and *Azospirillum*, the yield was increased with time as soil fertility built up. The aim of this work was to evaluate the effect of organic and biological ameliorants on corn seed germination, water use efficiency, and grain yield for corn plants in arid regions.

2. Materials & methods

2.1. Materials for the experiment

The experiment was conducted in greenhouse during the corn (*Zea Mays L.*) growing season. The experimental area consisted of 27 pots, each post 25 seeds of maize. These 27 pots were arranged as split plots in a randomized complete block with 30 cm isolation strip to avoid interference, and treatments were repeated three times. Maize crop has a high-water demand under arid conditions. The germination experiment lasted for three weeks. The number of germinated seeds was recorded daily.

2.2. Calculation of seed germination

The germination trial lasted for three weeks. The number of germinated seeds was recorded every 24 hours. The germination of the seeds was evaluated using the following parameters: the coefficient of the velocity of germination (CVG); the final germination percentage (FGP); the germination index (GI). Finally, a three representative plant

was left in each pot after thinning all other plants. The calculated parameters were described by [4, 12]. The equations are calculated and described in our previous work [10].

2.3. Water use efficiency

The overall agronomic water use efficiency (WUE):

$$WUE = \frac{CP}{V}$$

The CP is crop production (total dry matter or grain yield), and V is the water volume applied. As only a fraction of the used water is actually absorbed and utilized by the crop, it is necessary to consider the various components of the denominator V. These equations were according to [5].

3. Results & discussion

3.1. Germination index and Final germination percentage

The germination index (GI) after three weeks of seed sowing showed in (Fig. 1) revealed that there were significant differences in GI in saline-sodic soil among all treatments. Also, significant differences were recorded when using different organic and biological treatments followed the order: Az ≥ SG2 > Az+SG1 > TC2 ≥ Az+TC1 > SG1 > M1 > NPK > CK. All organic and biological additives increased the GI of corn seed germination in saline-sodic soil after three weeks of seed sowing. On the other hand, the final germination percentage (FGP) increased by 240, 238, 220, 216, 211, 176, 152, 116 % for Az+SG1, Az, SG2, Az+TC1, TC2, SG1, M1, NPK, CK treatments, respectively

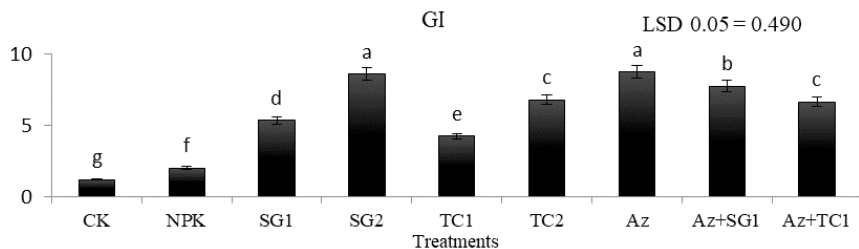


Figure 1 – Influence of organic and biological additives on GI after three weeks of corn seed sowing in saline-sodic soil

(Fig. 2). The trend of FGP was similar to the direction of GI after three weeks of corn seed sowing. The current work results are in line with the results reported by [8] reported SG and Az additives applications on calcareous soil increased the FGP and GI after 21 days of corn seed sowing.

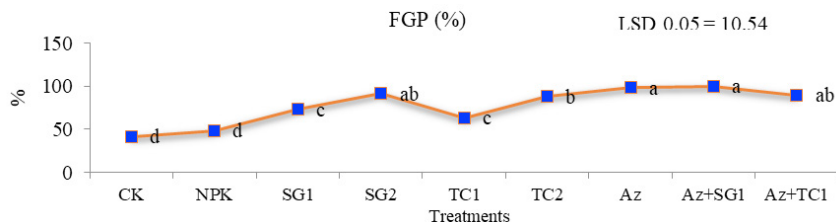


Figure 2 – Influence of organic and biological additives on FGP (%) after three weeks of corn seed sowing in saline-sodic soil.

3.2. Coefficient of Velocity of Germination (CVG)

The Coefficients of velocity of germination (CVG) values after three weeks of seed sowing were 0.090, 0.094, 0.123, 0.193, 0.107, 0.131, 0.187, 0.155 and 0.123 day⁻¹ for the CK, NPK, SG1, SG2, TC1, TC2, Az, Az+SG1, and Az+TC1, respectively in (Fig. 3). The variation of CVG among the additives of SG2 and Az to soil was highly significant compared with other treatments at the same additive levels. The NPK and CK treatments might have lower values of CVG of corn after three weeks of seed sowing. These increased due to the *Azospirillum* and spent grain high level of organic matter were major compounds inhibiting seed germination, plant nutrients fixation by *Azospirillum* under salt-affected soil. Usually, spent grain properties vary widely, depending on the initial ingredients, the process used, and the organic waste age. The CVG values were relevant to total nitrogen and available phosphorus and potassium concentration, which accelerated the seed germination by spent-wash organic wastes [5, 10].

3.3. Effects on water use efficiency (Kg grain /m² water)

The water use efficiency (WUE) for corn plants during the experimental greenhouse period was highly significant with spent grain and *Azospirillum* treatments (Fig. 4). The *Azospirillum* inoculation

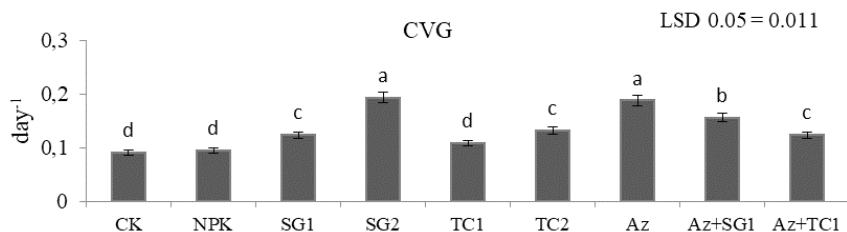


Figure 3 – Influence of organic and biological additives on CVG (day⁻¹) after three weeks of corn seed sowing in saline-sodic soil

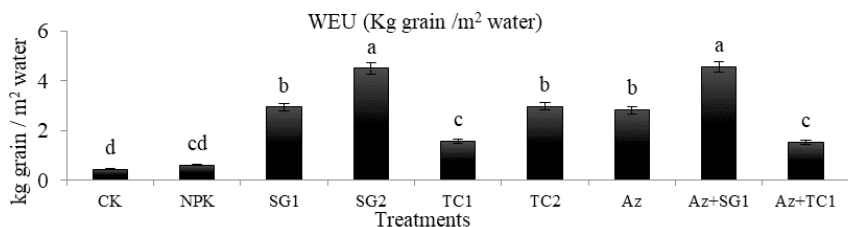


Figure 4 – Influence of organic and biological additives on WUE (Kg grain/m² water) after three months of corn seed sowing in saline-sodic soil.

with soil and corn seed plants in the greenhouse enhanced WUE (kg/m⁻³). The application of the combination Az and SG1 increased the grain yield after three months of seed sowing. The SG2 treatment as an organic treatment increased soil water retention, which increased WUE (kg/m⁻³) during the experimental period. The positive effect of organic fertilizers on WUE was noticed on the plant growth during the testing period. The saline-sodic soil and seed treatments of corn plants with the Az+SG and SG2 increased WUE by 1034 %, 1002 %, compared to CK and NPK treatments. These increases due to the SG and *Azospirillum* treatments enhanced the corn plant growth and water retention, which increased grain yield and WUE (kg/m⁻³) in saline-sodic soil after three months of seed sowing; these results are in agreed with [1].

Conclusion

The injection of *Azospirillum* bacteria with corn seed and saline-sodic soil improved chemical properties which positively affected germination parameters (FGP, CVG, and GI) after three weeks of corn seed sown. Application of *Azospirillum* bacterial with the spent grain on a saline-sodic soil decreased soil salinity. This is highly important for enhancing macronutrients availability in saline-sodic soils.

References

1. Abdelraouf R. E. et al. Water Stress Mitigation on Growth, Yield and Quality Traits of Wheat (*Triticum aestivum* L.) Using Biofertilizer Inoculation // J. Appl. Sci. Res. 2013. Vol. 9, № 3. P. 2135–2145.
2. Dobbelaere S. et al. Responses of agronomically important crops to inoculation with *Azospirillum* // Funct. Plant Biol. 2001. Vol. 28, № 9. P. 871.
3. Dos Santos Júnior A. C. et al. Maize productivity in succession to cover crops, nitrogen fertilization and inoculation with *azospirillum brasilense* // Rev. Bras. Eng. Agric. e Ambient. 2019. Vol. 23, № 12. P. 966–971.
4. Ferguson J. Aosa perspective of seed vigor testing // J. Seed Technol. 1993. Vol. 17, № 2. P. 101–104.
5. French R. J., Schultz J. E. Water use efficiency of wheat in a Mediterranean-type environment. I. The relation between yield, water use and climate // Aust. J. Agric. Res. 1984. Vol. 35, № 6. P. 743–764.
6. Güneş A. et al. Nutritional content analysis of plant growth-promoting rhizobacteria species // Eur. J. Soil Biol. 2014. Vol. 60. P. 88–97.
7. Hafez M., Popov A. I., Rashad M. A Novel Environmental Additives to Decrease Nitrate Level in Agriculture Wastewater and Enhancement Nutrient Status under Greenhouse Plant Growth in Calcareous Soil // Plant Arch. 2020. Vol. 20, № Jan. P. 3165–3172.
8. Hafez M., Popov A. I., Rashad M. Evaluation of the Effects of New Environmental Additives Compared to Mineral Fertilizers on the Leaching Characteristics of Some Anions and Cations under Greenhouse Plant Growth of Saline-Sodic Soils // Open Agric. J. 2020. Vol. 14, № 1. P. 246–256.
9. Hafez M., Popov A. I., Rashad M. Influence of Agro-industrial Wastes and *Azospirillum* on Nutrients Status and Grain Yield under Corn Plant Growth in Arid Regions // Biosci. Res. 2019. Vol. 16, № 2. P. 2119–2130.
10. Hafez M., Popov A. I., Rashad M. Integrated use of bio-organic fertilizers for enhancing soil fertility–plant nutrition, germination status and initial growth of corn (*Zea Mays* L.) // Environ. Technol. Innov. Elsevier B.V., 2021. Vol. 21. P. 101329.
11. Hamdia M. A. E., Shaddad M. A. K., Doaa M. M. Mechanisms of salt tolerance and interactive effects of *Azospirillum brasilense* inoculation on maize cultivars grown under salt stress conditions. 2004. № Boyer 1982. P. 165–174.
12. Maguire J. D. Speed of Germination – Aid In Selection And Evaluation for Seedling Emergence And Vigor 1 // Crop Sci. 1962. Vol. 2, № 2. P. 176–177.

13. Shehzadi S., Shah Z., Mohammad W. Residual effect of organic wastes and chemical fertilizers on wheat yield under wheat-maize cropping sequence // *Soil Environ.* 2014. Vol. 33, № 2. P. 88–95.

14. Zaghoul R. Efficiency of some organic manures and biofertilization with *Azospirillum brasilense* for wheat manuring // *Ann. Agric. Sc., Moshtohor.* 2020. Vol. 34, April. P. 627–640.

AN EFFICIENT METHOD OF REMEDIATING HEAVY METALS FROM CONTAMINATED SOIL WITH SUNFLOWER HUSK-DERIVED BIOCHAR

M. Mazarji¹, T. Bauer^{1,2}, T. Minkina¹, S. Mandzhieva¹, S. Sushkova¹

¹ Academy of Biology and Biotechnology, Southern Federal University, Rostov-on-Don, Russian Federation

² Federal Research Centre the Southern Scientific Centre of the Russian Academy of Sciences, Rostov-on-Don, Russian Federation
maza@sfedu.ru

Soil becomes the ultimate sink for heavy metals and acts as a medium to spread them to water, organisms, and the atmosphere. The issue of heavy metal pollution in soils and its impact on public health as well as ecotoxicological impacts on terrestrial and aquatic ecosystems, is becoming increasingly important. The mobility and migration of hazardous heavy metals can pose significant risks to the surrounding environment. Additionally, urbanization and industrialization have severely polluted soils around the world, resulting in substantial acid rain pollution and extensive heavy metal contamination of waterways. As a result, acid rain escalates the risk of heavy metals leaching from contaminated soils [3]. It is, therefore, necessary to reduce the levels of heavy metals in soil and water to maintain acceptable conditions. At the same time, it is critical developing a strategy to combat acid rain that might intensify the leaching issues of heavy metals.

The increase in the mobility and bioavailability of heavy metals in the soil must be taken into consideration to avoid leachate of heavy metals into groundwater and accumulating in plants. The addition of

an amendment into the soil would act as a barrier to stop mobilization and combat heavy metal leaching potential to groundwater [6].

The leaching of trace metals from anthropogenically contaminated sites poses a great deal of risk in the worst-case scenario, i.e., acidic precipitation. Biochar is a common soil additive that reduces heavy metal transfer and mobility. However, systematic studies on the effects of different independent parameters as the result of biochar addition on the mobility of heavy metal leaching are scarce. The primary objective of this study was to assess zinc, cadmium, and copper release from stabilized long-term technologically contaminated soil and determine whether biochar effectively reduced their release. In this study, we consider dynamic soil leaching columns and the use of response surface methodology with the two independent parameters of pH and dosage of biochar amendments to the soil.

The technogenic soil was collected from an abandoned reservoir (Atsmonskeo dried lake, Rostov region, southern Russia, 48°20'42.15"N and 40°14'14.46"E). The leaching column test is a valid and standardized method to assess the risk of leaching of inorganic elements, simulating the worst-case scenario. Synthetic rainwater (SRW) was prepared by adding a diluted sulfuric/nitric acid mixture (60/40 w/w) to DDW until pH 4.2-7.31 according to EPA method 1312 [8]. This solution was allowed to infiltrate through the soil columns until they became saturated. Next, the flow rate was set to 1.2 mL min⁻¹ by maintaining the constant pressure head of 4 cm during the whole test. The other columns were filled with biochar but independently of the soil columns. The columns containing biochar were linked in parallel to the preceding two columns containing soil to allow biochar to intercept contaminated eluate directly leached from the soil columns. The response surface methodology (RSM) was used to construct the experiment model for immobilization efficiency. The research used a central composite design (CCD), which is well-suited to accommodate a quadratic surface and determine the interaction effects of two independent variables. The independent variables' ranges and values are shown in Table 1. The soil weight used in all treatments was 400 gram and kept at a constant value.

Table 1 – Experimental ranges and levels of the independent variables

Independent variables	Factors	Unit	Ranges and levels				
			-----1.41	-----1	-----0	-----+1	-----+1.41
Sorbent to soil mass ratio	x ₁	%	0.59	1	5	3	3.41
pH	x ₂	-	1.09	2	4.2	6.4	7.31

The immobilization efficiency was determined on the specific leaching days. Arsenic, cadmium, and copper concentrations in the eluate samples were determined using an atomic absorption spectrometry technique (AAS, Cortec, Russia) and inductively coupled plasma-optical emission spectrometry (ICP-OES, Ultima Expert – HORIBA).

Quadratic models were constructed using data from the eluate arsenic, cadmium, and copper concentration, which was collected after the experiments were completed. In this regard, the regression equations, as given in Table 2, were obtained to link heavy metals leaching (Y) with independent variables.

Table 2 – Regression models for eluate heavy metal concentration

Treatment variants	Regression equations
Zinc immobilization efficiency (%)	$-14.2952 + 25.6993 * \text{sorbent} - \text{to} - \text{soil mass ratio} + 8.06576 * \text{pH} \\ + -0.261364 * \text{sorbent} - \text{to} - \text{soil mass ratio} * \text{pH} \\ + -4.28375 * \text{sorbent} - \text{to} - \text{soil mass ratio}^2 \\ + -0.0534607 * \text{pH}^2$
Cadmium immobilization efficiency (%)	$-47.2868 + 35.1035 * \text{sorbent} - \text{to} - \text{soil mass ratio} + 29.1832 * \text{pH} \\ + 3.94038 * \text{sorbent} - \text{to} - \text{soil mass ratio} * \text{pH} \\ + -8.28964 * \text{sorbent} - \text{to} - \text{soil mass ratio}^2 \\ + -3.63288 * \text{pH}^2$
Copper immobilization efficiency (%)	$-43.0151 + 30.734 * \text{sorbent} - \text{to} - \text{soil mass ratio} + 9.71354 * \text{pH} \\ + -0.909091 * \text{sorbent} - \text{to} - \text{soil mass ratio} * \text{pH} \\ + -5.3375 * \text{sorbent} - \text{to} - \text{soil mass ratio}^2 + -0.22469 * \text{pH}^2$

Response surface analysis was used to identify the best independent variable values to maximize immobilization efficiency. At a sorbent to soil mass ratio of 2.87 % and a pH of 6.4, the maximum efficiency of

69, 95, and 37 % were achieved for zinc, cadmium, and copper. It is clear that biochar showed the highest affinity towards the sorption of cadmium compared to zinc and copper. Similar results on the behavior of cadmium in soils and sediments were also reported by other groups [1, 5], highlighting the importance of Fe/Mn (oxy)hydroxides could serve as natural sorption clusters [2]. Our observations suggest that the active surface sites of biochar, which were responsible for the immobilization of copper, played the least dominant role during the leaching process. According to previous researchers [4, 7], the adsorption affinity of heavy metals onto carbonaceous material may be linked to the electronegativity of copper, which was reported as the electrostatic interaction between Cu and biochar's surface.

This paper has described the importance of column leaching experiments and response surface methodology to assess heavy metal's leaching behavior. Heavy metals-contaminated media can benefit from the application of biochar since it is capable of adsorbing metals during acid-rain leaching. By fitting 3D surfaces to the dynamic leaching results, quadratic models were developed. It was possible to predict the leachate concentration and immobilization efficiency with high precision using response surface models. Cadmium was efficiently eliminated from the leachate by biochar after optimization. Biochar could potentially eliminate copper and zinc from the leachate as an alternative.

The study was supported by a grant from the Russian Science Foundation (Project No. 22-76-10054) at the Southern Federal University.

References

1. Chaplygin V., Mandzhieva S., Minkina T., Sushkova S., Barahov A., Nevidomskaya D. et al. Accumulating capacity of herbaceous plants of the asteraceae and poaceae families under technogenic soil pollution with zinc and cadmium. Eurasian J Soil Sci [Internet]. 2020 Apr 1;9(2):165–72. Available from: <https://dergipark.org.tr/en/doi/10.18393/ejss.707659>
2. Huang H., Zhao D., Wang P. Biogeochemical Control on the Mobilization of Cd in Soil. Curr Pollut Reports. 2021;7(2):194–200.
3. Lin H., Wang Z., Liu C., Dong Y. Technologies for removing heavy metal from contaminated soils on farmland: A review. Chemosphere [Internet]. 2022;305:135457. Available from: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653522019506>

4. Merdy P., Gharbi L. T., Lucas Y. Pb, Cu and Cr interactions with soil: Sorption experiments and modelling. *Colloids Surfaces A Physicochem Eng Asp.* 2009;347(1–3):192–9.
5. Nowrouzi M., Pourkhabbaz A., Rezaei M. Sequential extraction analysis of metals in sediments from the Hara Biosphere Reserve of Southern Iran. *Chem Speciat Bioavailab* [Internet]. 2014 Jan 12;26(4):273–7. Available from: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.3184/095422914X14141630849689>
6. Palansooriya K. N., Shaheen S. M., Chen S. S., Tsang D. C. W., Hashimoto Y., Hou D. et al. Soil amendments for immobilization of potentially toxic elements in contaminated soils: A critical review. *Environ Int* [Internet]. 2020;134(July 2019):105046. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105046>
7. Seco A., Marzal P., Gabaldón C., Ferrer J. Adsorption of heavy metals from aqueous solutions onto activated carbon in single Cu and Ni systems and in binary Cu-Ni, Cu-Cd and Cu-Zn systems. *J Chem Technol Biotechnol.* 1997;68(1):23–30.
8. USEPA. EPA Method 1312: Synthetic Precipitation Leaching Procedure, test Methods for Evaluating Solid Waste Physical/Chemical Methods [Internet]. USEPA Washington, DC; 1994. Available from: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/1312.pdf>

ROLE OF SEED BIOPRIMING WITH INDIGENOUS ENDOPHYTIC BACTERIA TO ENHANCE RICE PLANT GROWTH AND PERFORMANCE

**Mohammad Imran Mir¹, Vishnu D. Rajput²,
Tatiana Minkina²**

¹Department of Botany, UCS, Osmania University, Hyderabad,
Telangana, India

² Academy of Biological and Biotechnology, Southern Federal University,
Rostov-on-Don, Russian Federation
mir8imranou@gmail.com

Abstract. The use of endophytic bacteria in agriculture provides an effective way to improve crop productivity and significantly reduce chemical usage such as fertilizers and fungicides. The focus of the present study is to isolate and characterize promising endophytic bacterial strains with plant beneficial traits. In present investigation, fifteen bacterial endophytes were isolated from surface sterilized roots of rice on rennie medium (N-free medium). All the bacterial isolates were evaluated for various plant growth promoting traits, production of hydrolytic enzymes, antagonistic activity against soil borne pathogens

under *in-vitro* condition. Out of 15 bacterial isolates, 40% isolates were positive for phosphate solubilization with concentration ranging from $17.5 \pm 0.04 \mu\text{g/ml}$ to $343.8 \pm 0.04 \mu\text{g/ml}$, 47% for indole acetic acid with concentration ranging from $8.8 \pm 0.05 \mu\text{g/ml}$ to $118.4 \pm 0.07 \mu\text{g/ml}$, 87% for ammonia, 53% for siderophore, 33% for hydrocyanic acid (HCN), 40% isolates for zinc solubilization and 60% isolates were positive for 1-aminocyclopropane-1-carboxylate deaminase (ACCD) activity. The qualitative study demonstrated 47% of isolates were positive for chitinase, 73% for cellulase, 53% protease and 60% for lipase production. In dual culture assay, 4 bacterial isolates inhibited the mycelial growth of *Rhizoctonia solani*, *Sclerotium rolfsii* and *Fusarium oxysporum*. Five potential endophytes exhibited most of the plant growth promoting traits were further selected, and were identified based on 16S rRNA gene sequencing analysis as, *Rhizobium* sp. strain IRE-1 (GenBank accession number OL812730), *Stenotrophomonas maltophilia* strain IRE-6 (OL813248), *Serratia marcescens* strain IRE-13 (OL813851), *Serratia nematodiphila* strain IRE-14 (OL813664) and *Klebsiella* sp. strain IRE-15 (OL813803). Under greenhouse conditions, biopriming of rice seeds with these potential endophytic strains individually showed improvement in root length, shoot length, fresh weight and total dry weight, when compared to the water treated control group. Furthermore, all the five endophytic bacteria were able to colonize the rice roots proven by scanning electron microscopy (SEM). The results obtained in our study demonstrated the diversity of endophytic bacteria in rice and their potential application as biofertilizers.

BIOTESTING OF THE ECOTOXICITY AND REMEDIATION ABILITY OF IRON NANOPARTICLES IN THE SOIL BY APPLICATE AND ELUATE METHODS

Yu. D. Sergeeva¹, V. Calero Herrera², V. A. Terekhova¹

¹ Lomonosov Moscow State University (MSU), Moscow, Russian Federation

² Peoples Friendship University of Russia (RUDN University), Moscow, Russian Federation

sergeeva.yulia.dm@gmail.com, letap.msu@gmail.com

Currently, nanomaterials play an important role in solving a variety of environmental problems. In recent years, carbon nanoparticles and nanoscale zerovalent iron (ZVI) have shown efficacy in cleaning up various contaminants, including chlorinated compounds, hydrocarbons, organic compounds and heavy metals [8]. The established advantage of nanoparticles over other forms of sorbents is due to their small size (less than 100 nm) and large specific surface area [5].

The safety of nanoparticles distributed in natural environments for living organisms, including humans, is not given due attention [10]. The environmental risks associated with the use of nanomaterials are not sufficiently assessed [6].

The problems of assessing the ecotoxicity of nanomaterials are well known [3, 10], they are related to their ability to aggregate when performing biotests. In this regard, the study of ecotoxicity of nanoparticles is carried out not in pure form, but in a composition with non-toxic substances that can prevent adhesion and aggregation of particles, such as humic products, biochar, silicon containing and other chemical components [1, 4].

Previous studies have shown that there are no significant differences in the effects of different forms of iron-containing materials added to the copper-nickel (Cu/Ni) plant contaminated with emissions, on the vegetative growth of plants in pots and the immobilization of metal cations [2]. For a more complete comparative assessment of the detoxifying properties of micro- and iron nanoparticle preparations, it is relevant to analyze not only the solid mass of the soil (applicate method), but also aqueous extracts soil samples (eluates).

The objectives of our work were to compare the detoxifying ability of micro- and nanoparticles of iron in the soil of the impact zone of the copper-nickel industrial complex, and to assess the environmental toxicity of the compared preparations in uncontaminated peat by methods of laboratory rapid testing. the introduced preparations were evaluated in biotests using standardized test cultures representing higher plants, lower crustaceans – ceriodaphnia and infusoria.

Materials and methods. The studies were carried out on soil samples of an industrial wasteland 0.7 km from the copper-nickel

(Cu/Ni) plant (67°55'70" N, 32°51'50" E, Kola Peninsula, Russia) from a depth of 0–20 cm at 10 equidistant points on a total area of 400 m² the soil was characterized as peat eutrophic – Eutric Histosol [9], pH 4.5 ± 0.09 . The combined soil sample was air-dried at 20 ± 2 °C and crushed to a particle size of < 2 mm.

Non-toxicity testing of drugs was carried out in uncontaminated commercial peat.

The work used microparticles of iron (Zero-valent iron (ZVI) macroparticles <100 μm) – a commercially available iron powder and nanoparticles of zerovalent iron (Nanoparticles of ZVI, <100 nm) together with biochar (to prevent adhesion of nanoparticles) at a dose of 2 %.

In contaminated samples before and after remediatric supplementation, acute ecotoxicity was assessed in three biotests:

1) phytotesting on higher plants *sinapis alba* in plastic tablets by the application method (according to the method “Phytoscan-2” – FR.1.31.2020.38716). the length of the roots of seedlings of white mustard seeds was read after 96 hours;

2) testate of aqueous soil extracts on hydrobionts (elute method) for immobilization of lower crustaceans – ceriodaphnium *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg (according to FR.1.39.2007.03221) and for the reaction of protozoa – unicellular infusoria *Paramecium caudatum* Ehrenberg (according to FR.1.39.2006.02506 / HDPE F 14.1:2:3.13-06 / 16.1:2.3:3.10-06).

Statistical processing was carried out according to the Tukey test.

Testing in pure peat showed the non-toxicity of the iron preparations used.

The results of biotests applicate (on plants) and elute (on hydrobionts) showed differences in the effectiveness of the remediation activity of iron-containing preparations in soil contaminated with heavy metals. Root length *S. alba* after treatment with nanoparticles reached 117 ± 4.3 cm, while after treatment with iron microparticles only 80 ± 7.6 cm. Thus, the nanoparticles had an advantage over iron microparticles by almost one and a half times.

With the elute method of biotesting, such an advantage was not revealed. There were no significant differences in the reduction of

toxicity between samples of contaminated soil with micro- and iron nanoparticles in the reaction of hydrobionts.

As a result, according to the results of biotesting by elute and application methods in different test systems based on the reaction of plants, crustaceans and infusoria, differences in the effectiveness of soil detoxification with nano- and microparticles of iron were revealed. This once again confirms that when assessing the ecotoxicity of the soil, the application method, in which the entire soil is evaluated as a whole, and not just an aqueous extract (eluate), should be preferred [7].

This research was performed according to the Development program of the Interdisciplinary Scientific and Educational School of M. V. Lomonosov Moscow State University «The future of the planet and global environmental change».

References

1. Bondarenko O., Juganson K., Ivask A. et al. Toxicity of Ag, CuO and ZnO nanoparticles to selected environmentally relevant test organisms and mammalian cells in vitro: a critical review // Arch. Toxicol. 2013. 87. P. 1181–1200. <https://doi.org/10.1007/s00204-013-1079-4>
2. Dovletyarova E. A., Fareeva O. S., Zhikharev A. P. et al. Choose your amendment wisely: Zero-valent iron nanoparticles offered no advantage over microparticles in a laboratory study on metal immobilization in a contaminated soil // Applied Geochemistry. 2022. V. 143. P. 1053–69
3. Gladkova M. M., Terekhova V. A. Engineered nanomaterials in soil: Sources of entry and migration pathways // Moscow University Soil Science Bulletin. 2013. V. 68. № 3. P. 29–134.
4. Kydralieva K., Bondarenko L., Terekhova V., Chistyakova N., Patsaeva S., Rabinskiy L., and Dzhardimalieva G. Characterization and bioactivity of magnetite-based nanocomposites // Materials Today. 2021. № 34. P. 317–321
5. Mueller N. C., Nowack B. Nanoparticles for Remediation: Solving Big Problems with Little Particles // Elements. 2010. V.6. № 6. P. 395–400. <https://doi.org/10.2113/gselements.6.6.395>
6. Patil S. S., Shedbalkar U. U., Truskewycz A., Chopade B. A., Ball A. S. Nanoparticles for environmental clean-up: A review of potential risks and emerging solutions // Environmental Technology & Innovation, 2016. V. 5. P. 10–21. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2015.11.001>.
7. Prudnikova E. V., Neaman A., Terekhova V. A., Karpukhin M. M., Vorobeichik E. L., Smorkalov I. A., Dovletyarova E. A., Navarro-Villarreal K., Ginocchio R., and Peñaloza P. Root elongation method for the quality assessment of metal-polluted soils: Whole soil or soil-water extract? Journal of Plant Nutrition and Soil Science 20 (2020), 2294–2303.

8. Sayali S. Patil, Utkarsha U. Shedbalkar, Adam Truskewycz, Balu A. Chopade, Andrew S. Ball Nanoparticles for environmental clean-up: A review of potential risks and emerging solutions // *Environmental Technology & Innovation*, 2016. V. 5. P. 10-21. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2015.11.001>.

9. Slukovskaya M. V., Vasenev V. I., Ivashchenko K. V. et al. Organic matter accumulation by alkaline-constructed soils in heavily metal-polluted area of Subarctic zone// *J Soils Sediments*. 2021. P. 2071–2088. <https://doi.org/10.1007/s11368-020-02666-4>

10. Terekhova V. A., Gladkova M. M. Engineered nanomaterials in soil: Problems in assessing their effect on living organisms // *Eurasian Soil Science*. 2013. V. 46. № 12. P. 1203–1210 DOI: 10.1134/S1064229314010128

EFFECTS ON SOIL FERTILITY BY ADDITION OF BOTTOM AND FLY ASH FROM INCINERATION OF MUNICIPAL SOLID WASTE DERIVED PELLETS

S. Sharma

Ph.D, Assistant Professor, K. Shukla
Amity Institute of Environmental Sciences, Amity University,
Noida, Uttar Pradesh, India
shivangininew1313@gmail.com

Municipal solid waste management has been seen to be a grave issue facing humanity in most of the countries of the world and India is one of them. Incineration is an option to deal with mounting heaps of MSW lying untreated on open dumping grounds. Incineration of MSW produces bottom and fly ash in the incineration chambers which can be used for various construction purposes since it has been found to be rich in SiO_2 , Al_2O_3 etc. But due to the presence of other elements such as C, H, O, N, S and Cl it may be used as a manure for enhancing soil fertility. The only issue with using this ash for soil conditioning is the presence of toxic heavy metals. The amount of heavy metals present in the waste depends on the types of waste dumped on the landfills. Thus, this study aims to determine the characteristics of the waste from landfills of Delhi, India and subject it to incineration in order to study about the ash produced. Certain heavy metals can be removed naturally by hyper-

accumulators thus rendering the soil less toxic. Also, the presence of certain essential elements such as Zn and Cu may enhance the overall growth of plants. The presence of these elements depend on the waste generated in the area of sampling. Hyper-accumulator plants such as tomato, brinjal and spinach may be used for determining the effect of heavy metals in the ash manure. Thus, the scope of this study extends to not only the production of energy from incineration but also of fertiliser from ash.

ОПЫТ КОМПЛЕКСНОЙ РЕКУЛЬТИВАЦИИ ТЕХНОГЕННЫХ ЛАНДШАФТОВ В ЛЕСОСТЕПНОЙ ЗОНЕ СИБИРИ

В. А. Андроханов

Институт почвоведения и агрохимии СО РАН,
г. Новосибирск, Россия
Androhanov@issa-siberia.ru

В качестве представления успешного опыта выполнения рекультивационных работ в лесостепной зоне Сибири выбран рекультивированный участок Центрального блока Назаровского угольного разреза. Назаровский угольный разрез ведет отработку буроугольного месторождения в южной части лесостепной зоны Красноярского края. Эта территория характеризуется относительно благоприятными природно-климатическими условиями. Сумма положительных температур свыше 0 составляет 2090 °С, продолжительность безморозного периода 115 дней, сумма атмосферных осадков 450 мм.

Географически Назаровский разрез находится в центральной части Назаровской котловины, которая является житницей Красноярского края. В основе почвенного покрова данной территории преобладают самые плодородные почвы Сибири – черноземы с хорошо развитым, достаточно мощным гумусоаккумулятивным горизонтом. Поэтому почвенный покров активно

используется в сельскохозяйственном производстве, распаханность превышает 65 %, что является очень высоким показателем для Сибири. Почвенное плодородие в совокупности с благоприятными климатическими условиями обеспечивает получение высоких урожаев сельскохозяйственных культур.

Назаровский угольный разрез действует с 1951 года. За это время нарушено более 6 тыс. га, около 3 тыс. га рекультивировано. Основные рекультивированные территории расположены на бывшем Центральном блоке разреза. На месте карьера появились леса, искусственные водоемы, например, озеро «Зеркальное», сельскохозяйственные угодья, пастбища и пашни. В 2013 году совхоз «Ададымский» ввел в сельскохозяйственный оборот более 12 гектаров рекультивированных земель [3]. За все время лесная рекультивация выполнена на площади порядка 500 гектаров. В настоящее время на бывшей территории Центрального блока сформировались участки рекультивации по различным направлениям, что позволяет считать выполненную рекультивацию – комплексной (рис. 1).

Выполнение рекультивационных работ по различным направлениям на территории Центрального блока Назаровского разреза проводилось в период 1985–1992 годы, что позволило сформировать участки с различной растительностью, видом использования и разнообразным почвенным покровом. В ходе лесной рекультивации созданы лесные насаждения – сосняки. В нижнем ярусе присутствует кустарниковая растительность, которая поселилась естественным образом, однако высокая сомкнутость сосновых насаждений не позволяет активно развиваться кустарникам и травянистой растительности. Эти участки активно используются в рекреационном плане, для прогулок и сбора грибов местным населением. В почвенном покрове на этом участке согласно классификации техногенных ландшафтов [3] преобладают эмбриозёмы органо-аккумулятивные. По Классификации и диагностики почв России [2], их можно отнести к группе Натурфабриканты, к подгруппе – литостраты.

На выровненных участках проведена отсыпка плодородного слоя почвы (ПСП), на котором естественным образом сформировался злаково-разнотравный фитоценоз. Почвенный покров на этом участке представлен технозёмами недифференцированными, гумусогенными по классификации почв техногенных ландшафтов [3], а по классификации [2], они относятся к группе Квазизёмов, подгруппе реплантозёмов. Эти почвы представляют собой искусственные, почвоподобные образования с отсыпанным на спланированную поверхность отвала корнеобитаемого слоя из материала ПСП [1]. Общая площадь технозёмов составляет около 500 га. Такие участки используются местными жителями под сенокос и пастбище.



Рисунок 1 – Общий вид рекультивированной территории Центрального блока

Часть нарушенной территории оставлена под естественное восстановление растительности и почв – санитарно-гигиеническое направление рекультивации. На участках самовосстановления сформировались травянистые фитоценозы, с присутствием кустарников и древесных видов. Территория используется в рекреационном плане и для выпаса домашних животных. В почвен-

ном покрове преобладают эмбриозёмы дерновые (70 %), а также присутствуют эмбриозёмы гумусовоаккумулятивные (25 %) и эмбриозёмы органо-аккумулятивные (5 %), по классификации [2] все эти почвы относятся к литостратам.

Относительно глубокие карьерные выемки, которые сохранились в основном периферийной части участка, решено было оставить обводнёнными и использовать для рыборазведения рыбы и как зоны отдыха. В настоящее время эти водоемы активно используются для рыбалки, охоты и активного отдыха.

Проведению успешной рекультивации на этой нарушенной территории способствовало несколько факторов. Во-первых, это планомерная отработка запасов угля, которая позволила размещать основные объёмы вскрышных пород во внутренних отвалах. Это обусловлено неглубоким (40–70 м) и пологим залеганием угольных пластов, а также стабильно-ограниченным спросом на добытый уголь. Данный разрез ориентирован в основном на одного потребителя – Назаровскую ГРЭС, направляя станции 95–98 % добытого угля. В среднем это около 5 млн т в год. Все это позволило некоторые мероприятия технического этапа рекультивации выполнять в процессе отработки Центрального блока.

Во-вторых, это благоприятные почвенно-геологические условия. Как уже было сказано, почвенный покров в основном представлен черноземными почвами. Поэтому на начальном этапе разработки было проведено снятие и складирование больших объемов плодородного слоя почвы, которые в дальнейшем были использованы для формирования технозёмов. Также нужно отметить, что вскрышные породы представлены лессовидными суглинками, непрочными песчаниками и алевролитами. Смесь этих пород не содержит фототоксичных элементов и пригодна в качестве подстилающих и почвообразующих пород.

В-третьих, необходимо отметить, что подготовительные и последующие работы по формированию рекультивированных почв, выполнялись специализированным Участком (Отделением) рекультивации на Назаровском разрезе. Участок рекультивации имел свою специализированную технику скреперы, бульдозеры,

грейдеры и т.п., предназначенную для выполнения рекультивационных работ. Также специалисты этого отделения выполняли маркшейдерские работы по формированию отдельных полей рекультивации и вели учет сформированных и использованных запасов плодородного слоя почвы.

В-четвертых, это научно-производственное сопровождение рекультивационных работ. С 1986 по 1996 год лаборатория рекультивации ИПА СО РАН выполняла на этом разрезе комплексные исследования по отработке различных технологий рекультивации по сельскохозяйственному и санитарно-гигиеническому направлению. По лесному направлению проводили работы сотрудники ИЛ СО РАН. Это позволило рационально использовать местные природные ресурсы рекультивации и сформировать рекультивированные участки по различным направлениям.

Таким образом, представленные материалы показывают, что рекультивированные участки, сформированные на территории бывшего Центрального блока Назаровского разреза, находиться на разном уровне восстановления растительности и почв, и могут использоваться согласно выбранному функциональному назначению. За 30 лет, прошедших после рекультивации, на данной территории сформировались достаточно устойчивые фитоценозы и почвенный покров. Тем не менее, не смотря на то, что данная территория постепенно восстанавливается и активно используется в хозяйственном и рекреационном плане техногенные признаки образования этих ландшафтов и особенно почвенного покрова будут ещё сохраняться длительное время.

Исследование поддержано РФФИ, Проект № 19-29-05086.

Литература

1. Андроханов В. А., Овсянникова С. В., Курачев В. М. Техноземы: свойства, режимы, функционирование. Новосибирск: Наука Сибирская издательская фирма РАН, 2000. 200 с.
2. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
3. Курачев В. М., Андроханов В. А. Классификация почв техногенных ландшафтов // Сибирский экологический журнал. 2002. № 3. С. 255–261.

4. Разрез «Назаровский» приступил к рекультивации еще одного отработанного участка [Электронный ресурс]. 2012 // URL: <http://www.nazarovo-online.ru/news/society/6819-razrez-nazarovskiy-pristupil-k-rekultivacii-esche-odnogo-otrabotannogo-uchastka.html> (дата обращения: 26.05.2021).

ДЕТОКСИФИКАЦИЯ ПОЧВОГРУНТОВ ПРИ ИСПОЛЬЗОВАНИИ БИОПРЕПАРАТА НА ОСНОВЕ ФЕРМЕНТА His₆-ОРН

**А. Г. Асланлы, О. В. Маслова,
О. В. Сенько, Е. Н. Ефременко**

МГУ имени М. В. Ломоносова, г. Москва, Россия
ayselaslanli@mail.ru

Фосфорорганические пестициды (ФОП), обладающие нейротоксичностью, все еще активно применяются в сельскохозяйственном производстве для защиты растений от вредителей. Из-за длительных периодов разложения ФОП постепенно накапливаются в почвах и продукции растениеводства. При переходе к устойчивому развитию актуальным является поиск экологических подходов к детоксификации ФОП в почвах. Перспективным для разработки биопрепаратов – деструкторов ФОП, является гидролитический фермент гексагистидинсодержащая органофосфатгидролаза (His₆-ОРН), направленный отбор которого был осуществлен ранее через первоначальное использование методов компьютерного моделирования и последующее проведение экспериментов *in vitro* и *in vivo* [1,2]. Помимо гидролитической активности по отношению к ФОП для His₆-ОРН установлена противомикробная активность и детоксификационная активность по отношению к микотоксинам [4, 5, 7]. Стабилизация His₆-ОРН может быть успешно выполнена путем его включения в состав полиэлектrolитных комплексов на основе перспективных полиглутаминовой (ПГK₅₀) или полиаспарагиновой (ПАK₅₀) кислот, которые могут быть получены из возобновляемого сырья и отходов [5].

С целью разработки препарата для деструкции ФОП в почве исследован процесс сорбционной иммобилизации гидролитических полиэлектrolитных комплексов (ФПК) фермента His₆-ОРН с ПГK50 или ПАК50, а также самого фермента, на измельченной яичной скорлупе (Россия, Ярославская область, ОАО Волжанин) и природном цеолите (Россия, Самарская область, ООО Органик +). Иммобилизация осуществлялась следующим образом: к раствору высокоочищенного фермента His₆-ОРН или ФПК на его основе в 50 мМ фосфатном буфере (рН 7,5) с концентрацией белка $0,15 \pm 0,01$ мг/мл и активностью по ОРН – 693 ± 15 Ед/мл добавлялся измельченный носитель и смесь выдерживалась в течение 24 ч при 24 °С. Лучшие результаты по концентрации сорбированного фермента с сохранением его максимальной остаточной активности получены для природного цеолита и комплекса His₆-ОРН/ПГK50 (табл. 1). Проведённая полимерная модификация поверхности фермента за счёт взаимодействия противоположно заряженных молекул фермента и полимера привела к образованию комплексов с высокой ферментативной активностью и повышенной стабильностью фермента His₆-ОРН. Использование полианионов при разработке ФПК, по всей видимости, напрямую не затрагивает активный центр фермента и положительно сказывается на сохранении ферментативной активности His₆-ОРН. Данный препарат отобран для проведения дальнейших исследований. Следует отметить, что согласно литературным данным полиглутаминовая кислота по сравнению с полиаспарагиновой кислотой более подвержена воздействию гидролитических ферментов [6] и, следовательно, при практическом использовании (при внесении в почву) биопрепараты на основе полиглутаминовой кислоты после выполнения основной функции – гидролиза ФОС, легче будут подвергаться биоразложению в естественных условиях.

При сравнении полученных результатов с литературными данными установлено, что активность полученного препарата на основе природного цеолита и His₆-ОРН была в 2,7 раза выше по сравнению с аналогичным препаратом, полученным на осно-

Таблица 1 – Результаты иммобилизации фермента His₆-ОРН и его полиэлектролитных комплексов методом сорбции на скорлупе и цеолите

Носитель/ Ферментный препарат	His ₆ -ОРН		His ₆ -ОРН/ПГК ₅₀		His ₆ -ОРН/ПАК ₅₀	
	Активность ИФБК, Ед/г сухого носителя	Концентрация иммоб. His ₆ -ОРН, мкг/г сухого носителя	Активность ИФБК, Ед/г сухого носителя	Концентрация иммоб. His ₆ -ОРН, мкг/г сухого носителя	Активность ИФБК, Ед/г сухого носителя	Концентрация иммоб. His ₆ -ОРН, мкг/г сухого носителя
Измельченная яичная скорлупа	190±1	49±1	174±1	43±1	170±1	47±1
Цеолит природный	192±3	42±1	229±5	53±2	189±5	44±2

ве делигнифицированной пшеничной соломы (72 Ед/г носителя), который был описан ранее [8].

Для препарата His₆-ОРН/ПГК₅₀, сорбированного на природном цеолите, изучена зависимость остаточной концентрации иммобилизованного белка от объема элюента, прошедшего через слой носителя, а также зависимость остаточной гидролитической активности биопрепарата по отношению к параоксону от длительности нахождения биопрепарата в песчаной почве.

Скорость пропускания элюента через носитель с биопрепаратом в составе модельной системы была подобрана с учетом нормы осадков, выпадающих в весенне-летний период на разных территориях РФ (35–100 мм/месяц). Установлено, что при максимальном среднемесечном количестве осадков происходит вымывание не более 44 % фермента из цеолита, при этом до 58±2 % активности биопрепарата сохраняется, что является достаточным условием для его функционирования и эффективного разложения ФОС в почвах.

Что касается сохранения активности биопрепарата в течение его длительного нахождения в почвогрунте при комнатной температуре и постоянной влажности (75 %), то установлено, что через 100 суток остаточная активность составляла 34±1 %.

Далее для проведения исследований были отобраны и апробированы почвогрунты с разными агрохимическими характери-

стиками: серая лесная почва с рН $6,4 \pm 0,3$, влажность $713 \pm 4,6$ %, содержание гумусовых веществ $1 \pm 0,3$ %; каштановая с рН $8,0 \pm 0,2$, влажностью 83 ± 6 %, содержание гумусовых веществ $2,0 \pm 0,1$; чернозем рН $7,1 \pm 0,2$, влажность 76 ± 5 %, содержание гумусовых веществ $6,6 \pm 0,4$ %, а также песчаная почва с рН $7,3 \pm 0,2$, влажность 89 ± 5 %, содержание гумусовых веществ $0,0 \pm 0,2$ %. При внесении исследуемого биопрепарата в дозе 300 ЕД/кг почвы уже в течение первых суток успешно проходил гидролиз Параоксона в различных по составу почвогрунтах. Полностью процесс разложения специально использованной в работе чрезвычайно высокой концентрации Параоксона (700 мг/кг почвы) практически закончился за 240 ч.

При применении иммобилизованных в криогель поливинилового спирта клеток фотобактерий была проведена оценка токсичности образцов почв до и после использования биопрепарата на основе природного цеолита и $\text{His}_6\text{-OPH/ПГK}_{50}$. Полученные результаты свидетельствовали о полном отсутствии токсичности почвенных образцов через 210 ч после их обработки разработанным биопрепаратом.

Установлено, что препарат сохраняет свою каталитическую активность при длительном хранении (до 3-х месяцев) при температуре $+8^\circ\text{C}$. Высокая активность исследованного биопрепарата и возможность его продолжительного действия при наличии климатических осадков обуславливают его высокую практическую значимость. Полученные результаты в целом согласуются с литературными данными [9].

Работа выполнена при финансовой поддержке госзадания МГУ (121041500039-8), гранта РНФ 16-14-00061 и при поддержке Междисциплинарной научно-образовательной школы Московского университета «Будущее планеты и глобальные изменения окружающей среды».

Литература

1. Асланлы А. Г. и др. Биопрепараты на основе фермента $\text{His}_6\text{-OPH}$ и различных антибиотиков для сельскохозяйственного применения // Новые подходы

к разработке технологий производства и переработки сельскохозяйственной продукции: материалы Междунар. науч.-практ. конф. / Под общ. ред. акад. РАН И.Ф. Горлова. Издательство Волгоградского института управления – филиала РАНХиГС Волгоград, 2018. С. 150–155.

2. Ефременко Е. Н. и др. Ферментативная деградация фосфорорганических пестицидов, микотоксинов и молекул-регуляторов кворума бактериальных патогенов // Сборник материалов международной научно-практической конференции по вопросам подготовки кадров для научного обеспечения развития АПК, включая ветеринарию. Белгород, 2020. С. 228–229.

3. Ефременко Е. Н. и др. Различные токсины как ферментные субстраты // Биотехнология: состояние и перспективы развития. 2019. С. 479–480.

4. Маслова О. В. и др. Комбинированные противомикробные препараты на основе // Сборник тезисов докладов Пятой Междисциплинарной конференции Молекулярные и Биологические аспекты Химии, Фармацевтики и Фармакологии / под ред. К. В. Кудрявцев. Т. 1 из МОБИ-ХимФарма. М., 2019. С. 185–185.

5. Маслова О. В., Сенько О. В., Ефременко Е. Н. Полимеры на основе аспарагиновой и глутаминовой кислот: получение и применение в медицинской химии и фармацевтике // Известия Академии наук. Серия химическая. 2018. № 4. С. 614–623.

6. Kishore B. K. et al. Mechanism of protection afforded by polyaspartic acid against gentamicin-induced phospholipidosis. II. Comparative in vitro and in vivo studies with poly-L-aspartic, poly-L-glutamic and poly-D-glutamic acids // Journal of Pharmacology and Experimental Therapeutics. 1990. V. 255. № 2. P. 875–885.

7. Lyagin I. et al. Degradation of mycotoxins in mixtures by combined proteinous nanobiocatalysts: In silico, in vitro and in vivo // International Journal of Biological Macromolecules. 2022. V. 218. –P. 866–877.

8. Sirotkina M., Lyagin I., Efremenko E. Hydrolysis of organophosphorus pesticides in soil: New opportunities with eco-compatible immobilized His₆-OPH // International Biodeterioration & Biodegradation. 2012. V. 68. P. 18–23.

9. Senko O., Maslova O., Efremenko E. Optimization of the use of His₆-OPH-based enzymatic biocatalysts for the destruction of chlorpyrifos in soil // International journal of environmental research and public health. 2017. V. 14. №. 12. P. 1438.

ПОЛИМЕТАЛЬНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ Zn и Cd ЧЕРНОЗЕМА ОБЫКНОВЕННОГО

**А. В. Барахов¹, Т. М. Минкина¹, С. С. Манджиева¹,
Т. В. Бауэр^{1,2}, В. А. Чаплыгин¹**

¹ Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия

² ФГБУН «Федеральный исследовательский центр Южный научный центр Российской академии наук», г. Ростов-на-Дону, Россия
tolik.barakhov@mail.ru

Введение. Почва выполняет глобальную экологическую роль оказывая колоссальное влияние на природные среды так как являются продуктом взаимодействия данных сред и основой любой наземной экосистемы. Химическое загрязнение окружающей среды особенно актуально в условиях растущего техногенного воздействия на экосистемы [7]. Среди химических элементов тяжелые металлы (ТМ) являются наиболее токсичными. В литературных источниках накопилось колоссальное количество данных за все время изучения проблемы загрязнения почв различными соединениями ТМ, что дает базу для обобщений и выводов, но также показывает и недостаточно решенные аспекты проблемы в данном направлении [10].

Для изучения малых геохимических циклов элементов в ландшафтах техногенных зон необходимо определять и вести селективный учет всех соединений металлов в почвенных компонентах. Опасность металлов (Me) усугубляется еще и тем, что они обладают кумулятивным действием и сохраняют токсические свойства в течение длительного времени [11], что может приводить к биогенной цепи миграции и передачи данных элементов к растениям, а затем и человеку вызывая различные негативные эффекты [9]. В промышленных выбросах наиболее распространены – Zn и Cd и данные ТМ причислены к первому классу опасности. Схожее геохимическое поведение и аддитивные свойства, а также способность замещать друг друга в физиологических процессах растений вызывает большой интерес для исследований [8].

Цель работы – изучить изменение в групповом составе непрочных соединений кадмия и цинка в черноземе обыкновенном при разных уровнях полиметалльной техногенной нагрузки.

Методы

Для проведения исследования отбирался верхний слой (0–20 см) почвы целинного участка, представленный черноземом обыкновенным тяжелосуглинистым на лессовидных учебно-опытного хозяйства «Донское» ДонГАУ (Октябрьский район Ростовской области) [1]. Схема опыта включала контроль (почва

без внесения поллютанта), варианты с внесением поллютантов, а также варианты с полиметальным загрязнением: 1) контроль; 2) Cd 2 ОДК; 3) Cd 5 ОДК; 4) Cd 2 ОДК+ Zn 2 ОДК; 5) Cd 5 ОДК + Zn 5 ОДК; 6) Zn 2 ОДК; 7) Zn 5 ОДК; 8) Zn 2 ОДК + Cd 2 ОДК; 9) Zn 5 ОДК + Cd 5 ОДК

Общее содержание исследуемых элементов в почвенных пробах определяли методом рентгенофлуоресцентного анализа на приборе «Спектроскан МАКС-GV». Для исследования подвижных форм Zn и Cd использовали [2] 1 н. ацетатно-аммонийный буфер (ААБ) с pH 4,8, извлекающий обменные формы элементов; раствор этилендиаминтетрауксусной кислоты (ЭДТА) (1 %) в ААБ с pH 4,8, извлекающий обменные и комплексные формы, и 1 н. HCl, извлекающий кислоторастворимые формы. По разнице между содержанием элемента в вытяжке смешанного реагента и ААБ определялось количество комплексных соединений. Количество специфически сорбированных соединений находили по разнице между содержанием элемента в вытяжке HCl и ААБ. Суммарное содержание обменных, комплексных и специфически сорбированных соединений образует группу непрочно связанных соединений элемента, характеризующую его подвижность в почве. Содержание Me в вытяжках определяли методом атомно-абсорбционной спектроскопии (ААС) [3]. Все анализы выполнены в трехкратной аналитической повторности, их результаты статистически обработаны.

Результаты исследований и обсуждение

В данной работе проведено исследование по влиянию различных степеней полиметальной нагрузки Cd и Zn на чернозем обыкновенный карбонатный на примере доз в 2 и 5 ОДК, что соответствует 440 и 1100 мг/кг для Zn и 4, 10 мг/кг для Cd, данные дозы ТМ характерны для загрязненных участков, расположенных на почвах Ростовской области [4].

Сумма непрочно связанных соединений для Cd и Zn в контрольном образце соответствует содержанию данных Me и не превышают ОДК в регионе Zn – 7,8 мг/кг, а Cd – 0,07 мг/кг (табл. 1) [5]. При повышении техногенной нагрузки сумма непрочно

связанных содержание повышается на дозе в 2 ОДК Cd до 2,52 мг/кг, а для 5 ОДК – 9,26 мг/кг также повышение происходит и на вариантах с Zn при 2 ОДК – 262,3 мг/кг, а 5 ОДК – 806,3 мг/кг (табл. 1).

Таблица 1 – Валовое содержание и непрочно связанные соединения Zn и Cd в черноземе обыкновенном, мг/кг

Вариант опыта	Валовое содержание	Непрочно связанные соединения		
		Обменные	Комплексные	Специфически сорбированные
Контроль Zn	68±5,78	0,7±0,1	1,2±0,1	5,9±0,5
Zn 2 ОДК	512±43,52	68,5±5,4	80,1±7,6	113,7±9,7
Zn 5 ОДК	1158±98,43	232,1±18,3	274,8±26,1	299,4±25,4
Zn 2 ОДК + Cd 2 ОДК	487±41,39	103,2±8,2	116,7±11,1	145,9±12,4
Zn 5 ОДК + Cd 5 ОДК	1172±99,62	282,6±22,3	342,9±32,6	409,4±34,8
Контроль Cd	0,27±0,03	0,02±0,01	0,02±0,01	0,03±0,01
Cd 2 ОДК	4,28±0,41	0,70±0,06	0,79±0,06	1,02±0,08
Cd 5 ОДК	10,15±0,96	2,76±0,23	2,98±0,24	3,52±0,28
Cd 2 ОДК+ Zn 2 ОДК	4,34±0,41	0,71±0,06	0,98±0,08	1,22±0,10
Cd 5 ОДК + Zn 5 ОДК	10,28±0,98	2,49±0,21	3,32±0,26	4,05±0,32

Таблица 2 – Содержание обменных/комплексных/ специфически сорбированных форм ТМ (% от общего содержания)

Ме	Варианты опыта	Содержание непрочно связанных форм ТМ
Zn	Контроль Zn	1/2/9
	Zn 2 ОДК	13/16/22
	Zn 5 ОДК	20/24/26
	Zn 2 ОДК + Cd 2 ОДК	21/24/30
	Zn 5 ОДК + Cd 5 ОДК	24/29/35
Cd	Контроль Cd	8/7/11
	Cd 2 ОДК	16/19/24
	Cd 5 ОДК	27/29/35
	Cd 2 ОДК+ Zn 2 ОДК	16/23/28
	Cd 5 ОДК + Zn 5 ОДК	24/32/39

Процент непрочно связанных соединений от валового содержания в вариантах с полиментальным загрязнением Cd в варианте Cd 2 ОДК+ Zn 2 ОДК составляет 67 %, а при дозе Cd 5 ОДК + Zn 5 ОДК содержание возрастает до 96 %, схожая динамика характерна для Zn в дозе 2 ОДК – 75 %, при повышении нагрузки до 5 ОДК содержание Zn возрастает – 88 % (табл. 2). Одна из самых больших проблем загрязнения почвы ТМ является не только повышение их содержания, но и увеличение подвижности данных Me. Cd принадлежит к наиболее токсичным элементам по сравнению с Zn, и оказывает множественное токсическое действие на окружающую среду [6].

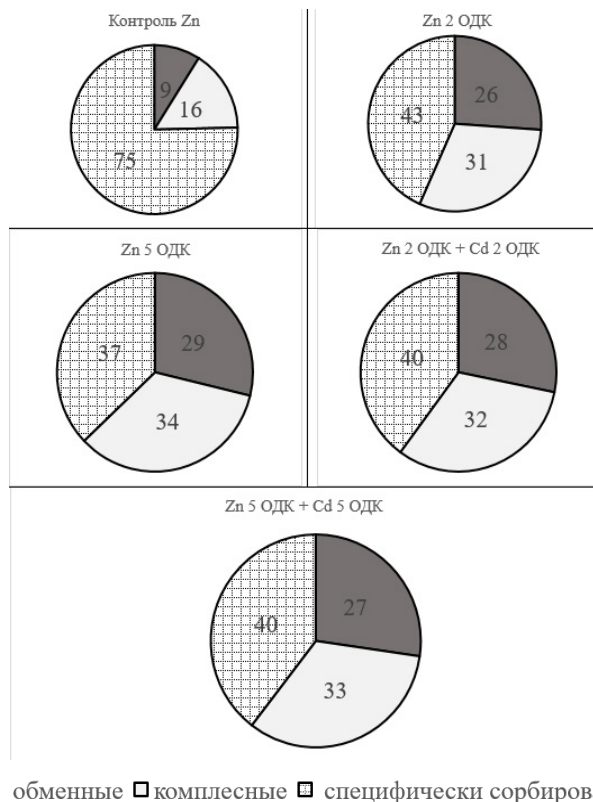


Рисунок 1 – Относительное содержание Zn и Cd по формам Me в группе непрочно связанных соединений, %

Специфически сорбированные формы Zn и Cd занимают основную долю в группе непрочно связанных форм (рис. 1). Обменные и комплексные формы соединений Zn и Cd незначительны (рис. 1). Различия при повышении техногенной нагрузки ТМ хорошо отражает групповой состав непрочно связанных соединений при полиметальном загрязнении. В почве при загрязнении Zn и Cd в дозах 2 ОДК и 5 наблюдается изменение относительно содержания подвижных форм, а именно происходит увеличение доли обменных, комплексных соединений за счет снижения специфически сорбированных (рис. 1). Одна из самых больших проблем загрязнения почвы ТМ является не только повышение их содержания, но и увеличение подвижности данных Me.

Выводы

Загрязнение почвы Zn и Cd способствует изменению в составе соединений Me, а именно происходит изменение в составе группы ТМ увеличение доли подвижных форм (комплексных и обменных) за счет специфически сорбированных соединений. Распределение Cd и Zn по формам соединений в незагрязненной и почве подверженной техногенной нагрузке одинаковое: специфически сорбированные > комплексные > обменные. Поступления Zn и Cd в почву и совокупный эффект от загрязнения ими представляет большую опасность, чем монометальное загрязнение. При увеличении дозы поллютантов происходит перераспределение группового состава непрочно связанных соединений в сторону увеличения доли наиболее подвижных форм (обменных) пропорционально дозе загрязнения.

Исследование выполнено в молодежной лаборатории химии и экологии почв, созданной по программе «Приоритет 2030» в ТГПУ им. Толстого в 2022 г., и при финансовой поддержке гранта Президента МК-6137.2021.1.5.

Литература

1. Бауэр Т. В., Линник В. Г., Минкина Т. М., Манджиева С. С., Невидомская Д. Г. Эколого-геохимические исследования техногенных почв в пойменных

ландшафтах Северского Донца (бассейн Нижнего Дона) // Геохимия. 2018. № 10. С. 956–966.

2. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельскохозяйственных и продукции растениеводства. Введ. 1992-04-10. М., 1992. 27 с.

3. Минкина Т. М., Мотузова Г. В., Назаренко О. Г. Комбинированный прием фракционирования соединений металлов в почвах // Почвоведение. 2008. № 11. С. 1324–1333.

4. Минкина Т. М., Назаренко О. Г., Мотузова Г. В., Манджиева С. С., Бурачевская М. В. Групповой состав соединений тяжелых металлов в почвах агроценозов, загрязненных аэрозольными выбросами Новочеркасской ГРЭС // Агрохимия. 2011. № 6. С. 68–77.

5. Минкина Т. М., Назаренко О. Г., Мотузова Г. В., Манджиева С. С., Бурачевская М. В. Групповой состав соединений тяжелых металлов в почвах агроценозов, загрязненных аэрозольными выбросами Новочеркасской ГРЭС // Агрохимия. 2011. № 6. С. 68–77.

6. Минкина Т. М., Федоров Ю. А., Невидомская Д. Г., Манджиева С. С., Козлова М. Н. Особенности содержания и подвижность тяжелых металлов в почвах поймы реки Дон // Аридные экосистемы. 2016. № 1(66). С. 86–98.

7. Baiseitova N. M., Sartayeva J. M. Phytotoxic action of heavy metals in technogenic pollution // Young Scientist. 2014. № 2. P. 382–384.

8. Hu P. J., Qiu R. L., Senthilkumar P., Jang D., Chen Z. W., Tang Y. T., Liu F. J. Tolerance, accumulation and distribution of zinc and cadmium in hyperaccumulator *Potentilla griffithii* // Environmental and experimental botany. 2009. Vol. 66, № 2. P. 317–325.

9. Ok Y. S., Kim S. C., Kim D. K., Skousen J. G., Lee J. S., Cheong Y. W., Kim S. J., Yang J., Ameliorants to immobilize Cd in rice paddy soils contaminated by abandoned metal mines in Korea // Environmental Geochemistry and Health. 2011. Vol. 33(1). P. 23–30.

10. Rao M. A., Di Rauso Simeone G., Scelza R., Conte P. Biochar based remediation of water and soil contaminated by phenanthrene and pentachlorophenol // Chemosphere. 2017. Vol. 186. P. 193–201.

11. Yermakov I., Maksimov N., Evmenyeva A., Breygina M. The role of reactive oxygen species in pollen germination in *Picea pungens* (blue spruce) // Plant Reproduction. Germany: Springer Verlag, 2018. Vol. 31. № 4. P. 357–365.

СОРБЦИОННАЯ БИОРЕМЕДИАЦИЯ ПОЧВ РАЗНЫХ ТИПОВ, ЗАГРЯЗНЕННЫХ ОРГАНИЧЕСКИМИ ПОЛЛЮТАНТАМИ

**Г. К. Васильева¹, С. Н. Сушкова², Т. М. Минкина²,
И. В. Замулина², Т. С. Дудникова²**

¹ Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН, г. Пушкино, Россия, gkvasilyeva@rambler.ru

² Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия

В настоящее время проблема химического загрязнения окружающей среды становится все более актуальной. Насчитываются тысячи различных загрязнителей, большинство из которых аккумулируется в почве. Для Российской Федерации весьма актуальна проблема локального загрязнения почв органическими поллютантами [2], что обуславливает необходимость разработки эффективных и экономичных методов рекультивации загрязненных территорий. К настоящему времени накоплен большой опыт биорекультивации загрязненных земель, основанный на способности почвенной микрофлоры утилизировать разнообразные органические загрязнители. Однако, несмотря на экономические и экологические преимущества этого метода, выбор между сжиганием или захоронением на полигонах и биологической очисткой далеко не всегда делается в пользу последней. Причины ограниченного применения метода биоремедиации связаны с повышенной токсичностью почв, неблагоприятными климатическими и физико-химическими условиями, длительностью процесса и возможностью миграции поллютантов в грунтовые и поверхностные воды.

В ходе более чем 30-летних исследований, проведенных в ИФХиБПП РАН, разработана концепция метода сорбционно-биологической очистки почв, которая заключается в дифференциальном подходе к рекультивации почвы в зависимости от качественного и количественного состава загрязнителей.

1. При загрязнении почвы деградируемыми загрязнителями (нефть и нефтепродукты, нехлорированные и низко хлорированные поллютанты, включая часть пестицидов, фенолы, анилины, 2–3-ядерные ПАУ и др.) предлагается проводить очистку почвы методом биоремедиации. При этом возможны следующие подходы:

1.1. При умеренном загрязнении почв (до 500–10 000 мг/кг в зависимости от поллютантов) можно использовать классический метод биоремедиации, основанный на приемах агрокультуры (вспашка, рыхление, увлажнение, внесение минеральных или органических удобрений), а при необходимости добавок биопрепаратов на основе микроорганизмов-деструкторов (МД).

1.2. В случае сильного загрязнения почв деградируемыми загрязнителями предлагается использовать метод сорбционной биоремедиации, который базируется на дополнительном внесении оптимальных доз натуральных сорбентов. Роль последних заключается в снижении фито- и биотоксичности почв за счет преимущественно обратимой сорбции загрязнителей и их токсичных метаболитов, а также в улучшении структуры почв и создании оптимальных аэрогидротермических условий для развития почвенной микрофлоры и роста растений. Кроме того, сорбенты обеспечивают локализацию загрязнителей в очищаемом слое почвы, что при условии поверхностного загрязнения позволяет проводить очистку в условиях *in situ*, т.е. непосредственно на загрязненном участке, минуя наиболее дорогостоящие этапы по экскавации и транспортировке.

1.2.1. Сорбционная биоремедиация почв при аварийном загрязнении пестицидами. Значительная часть синтетических веществ относится к деградируемым соединениям. К ним относятся пестициды так называемого 2-го поколения, для которых важным условием использования является их способность разлагаться в почве. Примером деградируемых пестицидов может служить гербицид пропанид (3,4-дихлорпропионамид), который до конца 1980-х годов широко использовался при выращивании риса и хлопка в СССР. Однако, в ходе микробного разложения пропанида в почве накапливается стойкий метаболит 3,4-дихлоранилин (ДХА). В результате многолетнего применения пропанида в почвах накопились микроорганизмы-деструкторы хлоранилинов (МДХА), способные использовать это соединение в качестве ростового субстрата. При этом, из-за образования высокотоксичного метаболита (4,5-дихлорпирокатехин) рост этих микроорганизмов возможен только при низких концентрациях ДХА в среде: 50–150 мг/л. При ликвидации аварийной ситуации по утечке 17 тон пропанида на с/х аэродроме в Краснодарском крае нами был успешно применен сорбционно-биологический метод. Внесение гранулированного активированного угля (ГАУ) в почву резко повысило активность инокулированных МДХА за счет снижения ее токсичности и ускорило разложение ДХА [1].

1.2.2. Ярким примером очистки почвы от деградируемых поллютантов является сорбционная биоремедиация почв, загрязненных нефтью и нефтепродуктами. Эти поллютанты на 80–90 % состоят из углеводородов нефти (УВН), большинство из которых относится к деградируемым соединениям. УВН-утилизирующие микроорганизмы распространены практически повсеместно, и в случае нефтяного загрязнения при определенных условиях (температура 10–35 °С, достаточная увлажненность почвы, pH в интервале 5,5–7,5, аэрация, наличие необходимых биогенных элементов) начинается процесс самоочищения почв. Для ускорения этого процесса используют приемы биоремедиации. Однако, при повышенной концентрации УВН (>4–5 %) происходит ингибирование нефтедеструкторов, как аборигенных, так и инокулированных, и процесс тормозится.

В ходе многолетних экспериментов, проводимых на примере разных типов почв центрального региона РФ (серая лесная, аллювиальная луговая и чернозем выщелоченный) и минеральных почв Западной Сибири (подзолисто-глеевая, тундрово-глеевая и литострат песчаный) загрязненных нефтью, отработанным моторным маслом и дизельным топливом в дозах 1–15_{масс} %, установлено следующее.

Натуральные сорбенты (углеродистые – активированный уголь и биочар; органические – торф, древесные опилки, Спилл-сорб, растительные остатки; минеральные – карбоксил, цеолит, каолинит, вермикулит, диатомит), внесенные в оптимальных дозах, способны существенно ускорять процесс биоремедиации. При повышенном или застарелом загрязнении, когда микрофлора почв угнетена, положительную роль может сыграть внесение микробных биопрепаратов на основе нефтедеструкторов – Родэр, Деворойл, Микробак и др. Разработаны композитный сорбент на основе ГАУ и диатомита, оказывающий наибольшее влияние на скорость биоремедиации глинистых и легкогоглинистых почв. В случае песчаных почв Западной Сибири наибольший эффект дает применение композитного сорбента на основе гранулированного активированного угля и торфа, который снижает токсичность нефтезагрязненных почв и одновременно повышает их влажность.

При правильном подборе формы и дозы сорбентов можно существенно ускорить процесс биоремедиации нефтезагрязненных почв и одновременно минимизировать вымывание токсикантов в грунтовые и поверхностные воды [4, 7]. Недавние исследования показали, что в присутствии сорбентов не происходит значительного накопления углеводородов, включая канцерогенные компоненты в виде ПАУ, включая бенз(а)пирен [8].

Сравнительный эколого-экономический анализ показал, что стоимость биоремедиации нефтезагрязненных почв *in situ* на порядок ниже по сравнению с наиболее часто используемым физическим методом рекультивации путем замены загрязненного слоя чистым грунтом с последующей утилизацией экскавированной почвы силами специализированных организаций, которая колеблется в пределах от 10 до 62 млн. руб./га (в ценах 2018 г.) в зависимости от их удаленности. Однако применение классического метода биоремедиации не всегда эффективно. Стоимость сорбционно-биологического метода в 2–3 раза превышает стоимость биологической очистки и колеблется в пределах от 6 до 35 млн. руб./га в зависимости от сорбента. Т.е. в большинстве случаев его применение экономически оправдано [3]. Метод может быть использован как для ликвидации последствий аварийных разливов нефти, так и для рекультивации хронически загрязненных почв.

2. При загрязнении почв стойкими органическими поллютантами предлагается применять комплексный подход. Микроорганизмы не способны использовать эти вещества в качестве единственных ростовых и энергетических субстратов, но могут медленно разлагать их в соокислительных условиях при росте на более деградабельных субстратах с аналогичной структурой. Рекультивацию почв, загрязненных стойкими поллютантами, также можно проводить с помощью сорбционной биоремедиации, которая обеспечивает ускоренное биоразложение части деградабельных загрязнителей и прочное связывание особостойких органических поллютантов. Образование прочно связанных соединений может происходить двумя путями: 1) – частичная трансформация соединений с последующей полимеризацией и

связыванием почвенным гумусом или сорбентом и 2) образование прочных π – π связей в нанопоровом пространстве углеродистых сорбентов (активированный уголь и биочар).

2.1. Некоторые стойкие поллютанты представляют собой индивидуальные малодеградабельные соединения. Примером таких загрязнителей является взрывчатое вещество 2,4,6-тринитротолуол (ТНТ). В окрестностях военного завода в шт. Небраска (США) со времен 2-й мировой войны и вплоть до 1990-х годов сохранялись почвы, загрязненные ТНТ и продуктами его трансформации, которые полностью подавляли рост растений. Показано, что внесение ГАУ ускоряет очистку почв, загрязненных высокими дозами ТНТ (500–2000 мг/кг). Под действием ряда аборигенных почвенных микроорганизмов ТНТ восстанавливается до производного гидроксилamina, который затем взаимодействует с продуктом каталитического окисления ТНТ на поверхности ГАУ с образованием нетоксичных соединений, связанных почвенно-угольным матриком. В то же время в почве без добавок ГАУ продукты микробного окисления ТНТ конденсируются с образованием токсичного продукта – тетранитро-диметил-азоксибензола [5].

2.2. Однако большинство стойких органических загрязнителей представляет собой гетерогенные смеси, состоящие из деградабельных и малодеградабельных (высокостойких) компонентов. К ним относятся смеси устаревших пестицидов (ДДТ, ГХЦГ и др.) в местах их захоронений, широко используемые ранее электрохимические жидкости на основе полихлорированных бифенилов (ПХБ), а также продукты горения нехлорированных или хлорсодержащих органических веществ (ПАУ или диоксины соответственно).

2.2.1. Сорбционная биоремедиация почв, загрязненных устаревшими хлорорганическими пестицидами. Недавние исследования, проведенные совместно с сотрудниками ЮФУ и также ФГБУ ГЦАС «Ростовский», показали, что на территории Батайского полигона захоронения устаревших пестицидов концентрации ГХЦГ, ДДТ и его метаболитов в почве многократно превышают допустимые уровни. Установлено, что внесение ГАУ или

биочара может существенно снизить концентрации пестицидов в почве, а также их накопление в надземной массе растений.

2.2.2. Сорбционная биоремедиация почв, загрязненных полихлорированными бифенилами (ПХБ). Другим примером высокостойких органических загрязнителей являются ПХБ, которые до 1990 г. широко использовались в качестве диэлектрических жидкостей при производстве электротехнического оборудования. Из-за несовершенства технологий и высокой стойкости ПХБ, почва и донные отложения водоемов в местах их производства оказались сильно загрязнены. До настоящего времени, в некоторых местах уровни загрязнения почв этими поллютантами в сотни и тысячи раз превышают их ПДК. Показано, что в ходе биоремедиации почвы, исторически загрязненной ПХБ (завод «Конденсатор» в г. Серпухов), в присутствии ГАУ происходит микробное разложение низкохлорированных (три- и частично тетра-хлорированных) конгенеров ПХБ, и одновременно становится малодоступной значительная часть конгенеров ПХБ с 4–7 атомами хлора в результате прочного связывания планарных конгенеров в нанопоровом пространстве ГАУ. При этом параллельно происходит каталитическое дехлорирование высокохлорированных конгенеров на поверхности его частиц. В итоге внесение ГАУ в ПХБ-загрязненную почву обеспечивает резкое снижение токсичности загрязненных почв и миграции токсикантов в сопредельные среды [6].

Выводы. Таким образом, доказана эффективность сорбционно-биологического метода очистки почв, загрязненных различными поллютантами органической природы. Метод может быть эффективным как для ликвидации аварийных загрязнений, так и в случае необходимости очистки хронически загрязненных почв.

Благодарности. Работа поддержана грантами РФФИ №16-05-00617-А, 07-05-11-002-ано, 19-29-05265мк.

Литература

1. Васильева Г. К. и др. Разработка микробиологического способа очистки почвы от загрязнения пропанидом и 3,4-дихлоранилином // Микробиология, 1994, 63 (1): 129-144.

2. Государственный доклад Мин. Природы РФ «О состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации в 2020 году» – Мин. прир. ресурсов и экологии РФ, 2021, https://www.mnr.gov.ru/docs/gosudarstvennye_doklady/gosudarstvennyy_doklaatsii_v_2020.

3. Слюсаревский А. В., Зиннатшина Л. В., Васильева Г. К. Сравнительный эколого-экономический анализ методов ремедиации нефтезагрязненных почв путем биорекультивации *in situ* и механической замены грунта // Экология и промышленность России, 2018, 126: 57-68.

4. Kondrashina, V., Strijakova, E., Zinnatshina, L., Bocharnikova, E., Vasilyeva, G. Influence of activated carbon and other additives on bioremediation rate and characteristics of petroleum-contaminated soils // *Soil Science (Special issue)*, 2018, 138(4): 150-159.

5. Vasilyeva G. K. et al. Potential of activated carbon to decrease 2,4,6-trinitrotoluene toxicity and accelerate soil decontamination // *Environ. J. Toxicol. Chem.*, 2001, 20 (5): 965-971.

6. Vasilyeva G. K. et al. Dynamics of PCB removal and detoxification in historically contaminated soils amended with activated carbon // *Environ. Pollut.*, 2010, 158 (3): 770-777.

7. Vasilyeva, G., Kondrashina, V., Strijakova, E., Ortega-Calvo, J-J. Adsorptive bioremediation of soil highly contaminated with crude oil // *Sci. Total Environ.*, 2020, 706, No135739. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135739>.

8. Vasilyeva G. K., Mikhedova E. E., Zinnatshina L. V. et al. Use of natural sorbents for accelerated bioremediation of grey forest soil contaminated with crude oil // *Sci. Total Environ.*, 2022, 850, №157952 <http://dx.doi.org/10.1016/j>.

ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПОЧВ ЭМЕРДЖЕНТНЫМИ ВЕЩЕСТВАМИ – ЛЕКАРСТВЕННЫМИ ПРЕПАРАТАМИ И ПРОДУКТАМИ ЛИЧНОЙ ГИГИЕНЫ

Е. А. Волкова¹, П. Н. Трегубова²

¹ Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова, факультет почвоведения, г. Москва, Россия

² Сколковский институт науки и технологий, центр прикладного искусственного интеллекта, г. Москва, Россия
p.tregubova@skoltech.ru

Актуальность проблемы. Сообщества почвенных микроорганизмов играют важнейшую роль в функционировании почв, являясь наиболее разнообразными на Земле, – они отражают по-

рядка четверти биоразнообразия на планете, при этом в деталях описаны лишь несколько сотых процента [10]. Биоразнообразие является индикатором “жизнеспособности” почв – потенциала выполнять важнейшие экосистемные функции, включая регуляцию численности состава и структуры биоценозов, аккумуляцию элементов питания, – и находится в тесной связи с динамикой углеродного цикла [4]. Антропогенная нагрузка, и, в частности, поступление загрязняющих веществ в почвы существенным образом смещает достигнутое равновесие, в том числе изменяя структуру почвенного микробиома. Помимо тяжелых металлов, производных удобрений – нитратов и фосфатов, пестицидов последние десятилетия все больше внимания обращает на себя распространение в природных средах новых, эмерджентных (то есть до недавнего времени активно не исследовавшихся в контексте охраны окружающей среды) загрязняющих веществ – лекарственных препаратов и продуктов личной гигиены (ЛППГ) [1, 3, 8]. Это обусловлено в первую очередь возрастающим осознанием серьезности глобальной проблемы резистентности микроорганизмов к антибиотикам, приводящей к более чем 700 000 смертей ежегодно [8].

К ЛППГ относятся химически активные вещества природного или искусственного происхождения, применяемые для предотвращения и лечения болезней, улучшения качества жизни. В животноводческой индустрии лекарственные препараты могут применять для ограничения развития болезней и смертности, стимуляции роста и набора массы [13].

В настоящее время изучение проблемы распространения ЛППГ в окружающей среде преимущественно сфокусировано на изменении качества водных ресурсов при попадании туда загрязняющих веществ и оценке сопутствующих токсикологических эффектов на различных организмах (цианобактериях, зеленых водорослях, беспозвоночных, рыбах). ЛППГ являются биологически активными веществами, которые изменяются под воздействием метаболических реакций, – в то же время их производные, метаболиты, могут быть столь же или более активны, следовательно могут ингибировать активность почвенных ми-

кроорганизмов или снижать их разнообразие. Таким образом, является актуальной оценка воздействия ЛППГ и на экосистемы почв, – в частности, на изменение биохимических процессов, формирующих углеродный цикл как с точки зрения собственной микробиологической активности, так и в отношении ризосферных процессов, связывающих систему почва-растение.

Пути поступления эмерджентных загрязняющих веществ в почвы. Понимание путей поступления ЛППГ в почвы является важным как для разработки мер регулирования распространения загрязняющих веществ и предотвращения сопутствующих негативных эффектов, так и для планирования поисковых исследований, направленных на определение последствий нагрузки.

Источники загрязнения природных сред ЛППГ можно условно поделить на точечные и рассеянные [17]. К точечным источникам загрязнения относятся объекты фармацевтической промышленности, поскольку её выбросы сосредоточены в пределах производства. К рассеянным источникам (т.е. источникам, оказывающим влияние на неограниченную область) относятся сбрасываемые сточные воды, сельскохозяйственная промышленность, нерегулируемые бытовые отходы, свалки, а также воздушные выбросы [16].

Сточные воды являются крупнейшим источником поступления ЛППГ в природные среды. Прогресса, достигнутого в разработке современных очистных сооружений, оказывается недостаточно для полного удаления некоторых загрязнителей – большая часть компонентов, входящих в состав ЛППГ и их метаболитов, минует очистные системы. После очистки воды сбрасывают в водоемы, используют в промышленности или сельском хозяйстве. Из-за растущего дефицита воды, сопутствующего засухам, развивающимся вследствие климатических изменений, все больше регионов мира используют очищенные воды для орошения сельскохозяйственных угодий [11, 7].

Хотя значительная часть ЛППГ и их производных остаётся в сточных водах и после очистки, некоторое их количество всё же адсорбируется осадком сточных вод. Такие осадки удаляются из очистных сооружений вместе с илом, а илы впоследствии могут

использовать в качестве удобрений на сельскохозяйственных полях. Помимо илов, источниками загрязнения почв ЛППГ могут быть и другие удобрения, например, навоз, помёт или дигестат (материал, остающийся после анаэробного сбраживания биоразлагаемого сырья: осадков сточных вод, отходов животноводства и т.д.) [11]. Остатки ветеринарных препаратов могут присутствовать в навозе и помете, так как большинство компонентов, входящих в их состав, не абсорбируется и не метаболизируется в организме полностью. От 30 до 90 % принятых внутрь антибиотиков выводятся из организма животного в окружающую среду с продуктами жизнедеятельности. В целом, животноводческий сектор считается крупнейшим источником поступления антибиотиков в окружающую среду [11]. Кроме того, серьёзным препятствием на пути контроля выбросов загрязняющих веществ является неинформированность граждан в области правил надлежащей утилизации отходов. Таким образом, можно отметить, что загрязнения почв ЛППГ наиболее перспективно рассматривать в контексте сельскохозяйственных практик – орошения, внесения удобрений. При этом одним из последствий поверхностного загрязнения почв ЛППГ также является их потенциальная последующая миграция в грунтовые воды и сопредельные водоемы.

Влияние эмерджентных загрязняющих веществ на систему почва-микробиом-растение. Активная часть почвенного микробиологического сообщества вовлечена в постоянный процесс реутилизации и деградации субстратов, представленных органическими веществами, потенциально включающими ЛППГ [2]. Скорость деградации различных ЛППГ варьирует в зависимости от условий окружающей среды, в том числе, в зависимости от свойств почвы, и от физико-химических свойств ЛППГ. Например, кислые ЛППГ, имеющие карбоксильные группы, характеризуются быстрой микробной деградацией [9]. Сдвиги в структуре микробного сообщества также отражают сдвиги в ферментативной активности почвы в обе стороны стимулирующего и ингибирующего действия [5, 6]. Помимо биохимической регуляции, осуществляемой живыми организмами, в почвах важнейшую роль играют механизмы сорбции. Они были изуче-

ны на относительно широком диапазоне почвенных свойств, по крайней мере, для наиболее распространенных ЛППГ [12].

Как отмечалось выше, поступление ЛППГ в почвы в процессе сельскохозяйственных мероприятий, при орошении и вносе удобрений, – одно из ключевых путей загрязнения, и это важно учитывать при мониторинге и исследовании проблемы. Особенности и механизмы поглощения и биоаккумуляции ЛППГ еще недостаточно изучены, поскольку это может происходить как через поглощение корнями, так и через воздушные ткани, и контролируется множеством факторов. Несколько исследований показали, что присутствие ЛППГ в поливной воде даже в очень низких концентрациях (от сотен нг/л до единиц мкг/л) вызывает у растений стрессовую реакцию, значительные метаболические и морфологические изменения [19]. В исследовании, посвященном оценке воздействия карбамазепина показано, что поглощение фармацевтических препаратов растениями (на примере салата, помидоров и пшеницы) значительно ниже из почв, обработанных компостируемыми твердыми биологическими веществами, по сравнению с почвами, орошаемыми очищенными сточными водами [14]. В случае проблемы попадания в воды ЛППГ загрязнение является поликомпонентным, при этом влияние смеси играет существенную роль в накоплении ЛППГ в растениях: к примеру, в ряде случаев совместное воздействие может уменьшить накопление метаболитов ЛППГ [15]. Помимо фитотоксичности, также сообщалось об изменениях эндофитного микробиома из-за присутствия фармацевтических препаратов [18]. Влияние присутствия ЛППГ в почвах и поливных водах на растения представляет большой интерес, поскольку оно напрямую связано с безопасностью пищевых цепей.

Выводы. В отличие от традиционных загрязняющих веществ, загрязнение эмерджентными веществами – и ЛППГ в частности – не отражено в природоохранном законодательстве, и отсутствует детальная оценка экологического риска, для чего требуется сбор данных. Уровень токсичных концентрации загрязняющих ЛППГ весьма различен, и зависит от свойств пре-

паратов, способа их попадания в почвы, свойств самих почв. При этом присутствие даже малых количеств веществ способно вызвать каскад изменений в системе почва-микробиом-растения, – ключевых драйверов и регуляторов углеродного цикла, основы продовольственной безопасности, безопасности окружающей среды. Важно отметить, что сбор и обработка многомерных данных, относящихся к характеристикам почвенной среды, поиску производных ЛППГ, оценке изменений структуры микробного сообщества и путей миграции загрязняющих веществ является сложной задачей, требующей привлечения сложных инструментальных подходов (использование меченых модельных веществ, масс-спектрометрический анализ, методы почвенной метабеномики) и аналитической обработки данных (применение методов машинного обучения и искусственных нейронных сетей для поиска нелинейных причинно-следственных связей).

Благодарность

Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда № 22-24-01103, <https://rscf.ru/project/22-24-01103>.

Литература

1. Акименко Ю. В., Казеев К. Ш., Колесников С. И., Минникова Т. В. Оценка устойчивости экологических функций почв к загрязнению антибиотиками // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2017. № 19(2-2). С. 207–210.
2. Благодатская Е. В., Семенов М. В., Якушев А. В. Активность и биомасса почвенных микроорганизмов в изменяющихся условиях окружающей среды. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2016. 243 с.
3. Водяницкий Ю. Н., Кириллова, Н. П. Загрязнение почв и растений эмерджентными микрополлютантами // Агрохимия. 2016. № 5. С. 86–94.
4. Земельные ресурсы: всемирный обзор. – Конвенция Организации Объединенных Наций по борьбе с опустыниванием. Глобальная перспектива, первое издание. Бонн, Германия, 2017. 340 с.
5. Carter L. J., Chefetz B., Abdeen Z., Boxall A. B. A. Emerging investigator series: towards a framework for establishing the impacts of pharmaceuticals in wastewater irrigation systems on agro-ecosystems and human health // Environmental Science Processes & Impacts. 2021. V. 21. P.605-622.
6. Cucina M., Ricci A., Zadra C., Pezzolla D., Tacconi C., Sordi S., Gigliotti, G. Benefits and risks of long-term recycling of pharmaceutical sewage sludge on agricultural soil // Science of the Total Environment. 2019. V. 695. e133762.

7. Cycoń M., Borymski S., Żołnierczyk B., Piotrowska-Seget Z. Variable effects of non-steroidal anti-inflammatory drugs (NSAIDs) on selected biochemical processes mediated by soil microorganisms // *Frontiers in microbiology*. 2016. V. 7. e1969.
8. Global assessment of soil pollution – Summary for policy makers. FAO and UNEP, Rome, FAO. 2021. P. 84.
9. Grossberger A., Hadar Y., Borch T., Chefetz B., Biodegradability of pharmaceutical compounds in agricultural soils irrigated with treated wastewater // *Environmental Pollution*. 2014. V. 185. P. 168-177.
10. Guerra, C. A. et al. Tracking, targeting, and conserving soil biodiversity // *Science*. 2021. V. 371. P. 239–241.
11. Klatte S., Schaefer H.-C., Hempel M. Pharmaceuticals in the environment – A short review on options to minimize the exposure of humans, animals and ecosystems // *Sustainable Chemistry and Pharmacy*. 2017. V. 5. P. 61-66.
12. Kodešová R., Grabic R., Kočárek M., Klement A., Golovko O., Fér M., Nikodem A., Jakšík O. Pharmaceuticals' sorptions relative to properties of thirteen different soils // *Science of the Total Environment*. 2015. V. 511. P. 435-443.
13. Ledingham K., Hinchliffe S., Jackson M., Thomas F., Tomson G. Antibiotic resistance: using a cultural contexts of health approach to address a global health challenge, Policy brief №2. – WHO Regional Office for Europe – 2019. P. 84.
14. Mordechay E. B., Tarchitzky J., Chen Y., Shenker M., Chefetz B. Composted biosolids and treated wastewater as sources of pharmaceuticals and personal care products for plant uptake: A case study with carbamazepine // *Environmental Pollution*. 2018. V. 232. P. 164-172.
15. Nason S. L., Miller E. L., Karthikeyan K. G., Pedersen J. A. Effects of binary mixtures and transpiration on accumulation of pharmaceuticals by spinach // *Environmental science & technology*. 2019. V. 53(9). P. 4850-4859.
16. Patel M., Kumar R., Kishor K., Mlsna T., Pittman Jr. C. U., Mohan D. Pharmaceuticals of Emerging Concern in Aquatic Systems: Chemistry, Occurrence, Effects, and Removal Methods // *Chemical Reviews*. 2019. V. 119. P. 3510-3673.
17. Point Sources of Pollution: Local Effects and Control. Volume 1 – EOLSS Publications. 2009. P. 516.
18. Sauvêtre A., Eichhorn P., Pérez, S. Metabolism of Pharmaceuticals in Plants and Their Associated Microbiota // *Interaction and Fate of Pharmaceuticals in Soil-Crop Systems*. 2020. P. 221-264.
19. Sun C., Dudley S., Trumble J., Gan J. Pharmaceutical and personal care products-induced stress symptoms and detoxification mechanisms in cucumber plants // *Environmental Pollution*. 2018. V. 234. P. 39-47.

ТОКСИЧЕСКИЙ ЭФФЕКТ БЕНЗ[А]ПИРЕНА НА МЕТАБОЛИЗМ ГЛУТАТИОН-S-ТРАНСФЕРАЗЫ В *SOLANUM LYCOPERSICUM*

**М. С. Волошина, М. Р. Крепакова, Н. П. Черникова,
Т. С. Дудникова, Е. М. Вечканов, Н. С. Черникова,
С. Н. Сушкова, Т. М. Минкина**

Южный федеральный университет, Академия биологии и биотехнологии
им. Д. И. Иванковского, г. Ростов-на-Дону, Россия
ph.rox.anderson@gmail.com

Бенз[а]пирен (БаП) является одним из основных веществ, чей токсический эффект наиболее заметен в системе «почва-растение» [5]. Его наличие в почвах объясняется повышением уровня техногенной нагрузки и способности почвы аккумулировать БаП. Включение БаП в метаболизм растительного организма приводит к торможению его роста и, как следствие, в случае культурных растений к снижению урожайности. В первую очередь, процесс накопления БаП в растениях провоцирует повышение содержания активных форм кислорода (АФК) в растениях, что приводит к окислительному стрессу [2]. Окислительно-восстановительные процессы, которые напрямую связаны с балансом выделения и удаления АФК из растений с помощью антиоксидантных ферментов. Однако в больших количествах они способны вызывать повреждение всевозможных компонентов клеточной стенки и органелл клеток, в особенности это касается липидных, белковых молекул, а также молекул ДНК [6].

Одним из основных антиоксидантных ферментов является глутатион-S-трансфераза. GST вовлекается в многочисленные реакции на стресс, в том числе возникающие в результате действия ПАУ, который вызывает окислительного стресса. Кроме того, растительные GST играют роль в клеточном ответе на ауксины и во время нормального метаболизма вторичных продуктов растений, таких как антоцианы и коричная кислота. GST

имеет множество димеров с пятью классами, каждый из классов представлен в растениях. Одной из самых чувствительных к изменению стабильности антиоксидантной системы (АОС) культур является *Solanum lycopersicum* [7].

Solanum lycopersicum – одна из основных экстенсивных культур как одна из самых важных садовых культур в мире и широко культивируется на территории Ростовской области. Культура содержит около 90 % от дневной нормы витамина С, необходимого для питания человека, высокое содержанием аскорбиновой кислоты и ликопина и множество низкомолекулярных антиоксидантов. Включение БАП в метаболизм *Solanum lycopersicum* является серьезной проблемой, которая напрямую влияет на изменение физиолого-биохимических показателей растений, количества каталазы и иных антиоксидантных ферментов и, как следствие, влияние на здоровье человека из-за мутагенного действия БАП. Таким образом, необходимо изучение механизмов воздействия БАП на растения на физиолого-биохимическом уровне организации. В связи с этим целью исследования является изучение влияния различных доз БАП на ферментативную активность томатов (*Solanum lycopersicum*).

Объекты и методы исследования

Для закладки опыта использовались семена широко культивируемого в Ростовской области *Solanum lycopersicum*. Семена томата проращивали в климатической камере при 28 °С в количестве 25 штук на чашку Петри. После успешного прорастания проростки переносили в вегетационные сосуды объемом 2 л в количестве 3 штук на сосуд.

Для закладки опыта использовался верхний слой (0-20 см) чернозема обыкновенного карбонатного, отобранный на территории ООПТ «Персиановская заповедная степь». В почву вносили БАП в концентрации 20 ПДК и 60 ПДК. Отбор растений осуществляли в фазу плодоношения. Образцы растительного материала перед пробоподготовкой хранились при температуре -80 °С в морозильной камере.

Активность глутатион-S-трансферазы определяют по скорости образования глутатион-S-конъюгатов между восстановленным глутатионом (GSH) и 1-хлор-2,4-динитробензолом (ХДНБ).

Результаты

На контроле содержание GST в среднем составляло $170,2 \pm 7,54$ ммоль/мг⁻¹мг⁻¹ белка в побегах и $103,9 \pm 5,27$ ммоль/мг⁻¹мг⁻¹ белка в корнях (рис. 1). Активность GST в побегах увеличилась в 1,8 и 4,75 раза в 20 ПДК и 60 ПДК БаП, в корнях произошло дозозависимое увеличение в 1,76 и 4,82 раза в обоих вариантах опыта соответственно.

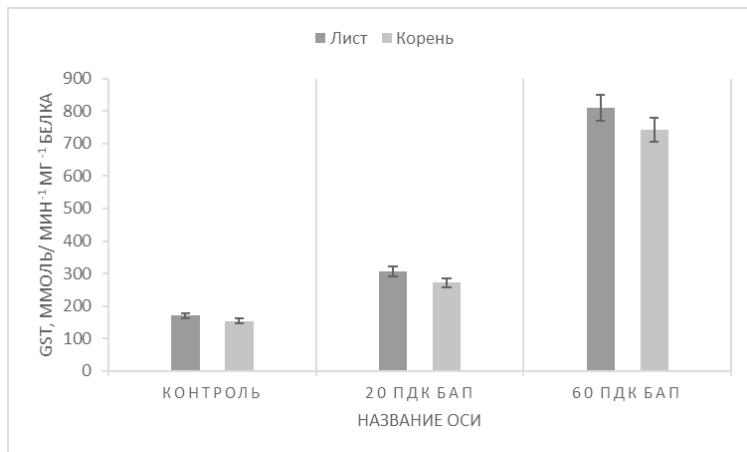


Рисунок 1 – Влияние бенз[а]пирена (БаП) на активность каталазы в листьях и корнях *Solanum lycopersicum*

GST является одним из основных компонентов защитной системы растений, поскольку участвует в катализе конъюгации БАП с глутатионом, аминокислотами, белками, лигнином и т.д. Образование этих конъюгатов является ключевым процессом детоксикации загрязняющих веществ в растениях. Они могут удерживаться внутри клетки в течение определенного времени без каких-либо видимых патологических симптомов, в основном за счет снижения их токсичности по сравнению с исходными соединениями [3]. В ряде случаев более 70 % поглощенных в растениях органических загрязнителей накапливается в виде конъюгатов [4].

Таким образом, КАТ является одной из наиболее важных пероксидаз, участвующих в нейтрализации H_2O_2 , её дозозависимое увеличение свидетельствует об увеличении данного вида АФК в растении. Следовательно, происходит увеличение иных компонентов окислительного стресса, как $O_2^{\cdot-}$ и $OH^{\cdot}$, в зависимости от пути разложения продуктов АФК до H_2O_2 . Биохимический анализ показал, что токсическое действие БаП вызывает дозозависимое увеличение активности КАТ в *Solanum lycopersicum*, что говорит о возможности эффективного разложения H_2O_2 с помощью КАТ из-за её высокой реакционной способности. Таким образом, БаП на всех уровнях загрязнения имеет токсический эффект для растений, вызывающий окислительный стресс и, как следствие, видимый ответ АОС [1].

Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда (проект № 19-74-10046) в Южном федеральном университете.

Литература

1. Кордюм Е. А., Сытник К. М., Бараненко В. В., Белявская Н. А., Климчук Д. А., Недуха Е. М. Клеточные механизмы адаптации растений к неблагоприятным воздействиям экологических факторов в естественных условиях. К.: Наукова думка, 2003. 277 с.
2. Fedorenko A. G. et al. Effects of benzo[a]pyrene toxicity on morphology and ultrastructure of *Hordeum sativum* // *Environmental Geochemistry and Health*. 2021. T. 43. № 4. С. 1551-1562.
3. Kvesitadze E., Sadunishvili T., Kvesitadze G. Mechanisms of organic contaminants uptake and degradation in plants // *World Acad Sci Eng Technol*. 2009. T. 55. № 6. С. 458-468.
4. Kvesitadze G. et al. Plants for remediation: Uptake, translocation and transformation of organic pollutants // *Plants, pollutants and remediation*. Springer, Dordrecht, 2015. С. 241-308.
5. Sushkova S., Deryabkina I., Antonenko E., Kizilkay R., Rajput V.D., Vasilyeva G. Benzo[a]pyrene degradation and bioaccumulation in soil-plant system under artificial contamination // *Science of the Total Environment*. 2018. T. 633. С. 1386-1391.
6. Regelsberger G., Jakopitsch C., Plasser L., Schwaiger H., Furtmüller P.G., Peschek G. A., Zámocký M., Obinger C. (2002). Occurrence and biochemistry of hydroperoxidases in oxygenic phototrophic prokaryotes (cyanobacteria) // *Plant Physiology and Biochemistry*. 2002. T. 40. № 6-8. С. 479-490.
7. Reichenauer T. G., Germida J. J. Phytoremediation of organic contaminants in soil and groundwater // *ChemSusChem: Chemistry & Sustainability Energy & Materials*. 2008. T. 1. № 8-9. С. 708-717.

СОСТАВ И СОДЕРЖАНИЕ АЛИФАТИЧЕСКИХ УГЛЕВОДОРОДОВ В ПРОФИЛЯХ ПОЧВ ПОД ЗАРАСТАЮЩИМИ УГОДЬЯМИ В ЗОНЕ ЮЖНОЙ ТАЙГИ

А. А. Гарезина, Ю. А. Завгородняя

Московский государственный университет имени М. В. Ломоносова,
Факультет почвоведения, г. Москва, Россия
ovt.mail@yandex.ru

В настоящее время, в связи с увеличением площади заброшенных сельскохозяйственных земель, возрастает интерес к изучению постагрогенных изменений экосистем [6]. При снижении антропогенной нагрузки меняется состав фитоценоза, а вместе с ним меняется и гумусное состояние почв. Главные изменения отмечаются в лабильной составляющей гумуса, а также происходит ослабление прочности связи гуминовых веществ с глинистыми минералами [3]. После прекращения проведения агротехнических мероприятий почвы становятся стоком углерода из атмосферы [4]. При естественном восстановлении леса общий запас углерода экосистемы растёт [7], но состав и содержание органического углерода почвы имеют тесную связь с характером использования земель и проводимых на них агрохимических и агротехнических мероприятий [5]. В ходе исследований было установлено, что увеличение запасов углерода в верхнем горизонте окультуренных почв в ходе сукцессии связано с отсутствием отчуждения остатков растений с урожаем и зарастанием угодья естественной растительностью [1]. За счет высокой активности почвенной биоты в залежных почвах происходит обогащение почвы органическим веществом, а также накапливаются органоминеральные соединения, устойчивые к разложению почвенной микрофлорой [4].

В литературе приводятся данные по изменению состава почвенных липидов, связанному с изменением типа выращиваемых на угодье сельхозкультур [11]. Однако, какие-либо сведения

о влиянии смены фитоценозов в ходе вторичной сукцессии на углеводородный состав липидной фракции почв на настоящий момент отсутствуют. После прекращения сельскохозяйственных работ угодья постепенно зарастают естественной растительностью. Соответственно меняется и органофильный почвенный профиль в ходе сукцессии растительности. Исследования состава и перераспределения органических соединений в профиле почв в ходе таких сукцессий позволит оценить устойчивость и скорость изменения различных пулов углерода при смене землепользования.

Несмотря на то, что *n*-алканы составляют незначительную часть органического вещества почвы, они являются удобными соединениями-маркерами при изучении различных по устойчивости пулов углерода, так как являются результатом биогенного синтеза и не образуются в почвенных условиях в ходе трансформации органических соединений [13].

Линейные алифатические углеводороды (*n*-алканы) входят в состав фракции почвенных липидов, которая отличается от остальных компонентов органического вещества почв гидрофобными свойствами и ограниченными возможностями для водной миграции вследствие образования прочных комплексов с твердой фазой почв. Состав *n*-алканов в горизонтах почвенного профиля формируется как результат развития фитоценоза и определяется совместным вкладом наземных и подземных источников липидов, а также способностью гидрофобных соединений сорбироваться на минеральных и органо-минеральных почвенных частицах [2, 8].

Качественный и количественный состав *n*-алканов в исследованных почвах формируется в результате совместного вклада поступления наземного опада высших сосудистых растений с преобладанием нечетных соединений и длинноцепочечных гомологов и поступающих непосредственно в почвенную массу отмирающих тонких корней и раневых (суберинизированных) покровов, которые в составе корневой биомассы характеризуются большей долей четных короткоцепочечных гомологов [12]. Состав липидов корневого и листового опада обычно отлича-

ется. Для корней так же, как и для листовного опада характерно преобладание нечетных длинноцепочечных гомологов, однако для корней характерно более высокое содержание гомологов с большим количеством атомов углерода по сравнению с биомассой листьев деревьев, что подтверждается литературными данными [9]. Данных о синтезируемых почвенными микромицетами *n*-алканов в литературе представлено недостаточно. По имеющимся данным углеводороды мицелия преимущественно представлены *n*-алканами от C_{15} до C_{36} с преобладанием углеводородов C_{19} - C_{30} [10]. Были проведены исследования содержания и состава линейных углеводородов в мицелии представителей родов *Cladosporium* и *Penicillium*.

1. В ходе исследования было установлено, что содержание органического углерода в дерново-подзолистых почвах зарастающих угодий уменьшалось вниз по профилю. С увеличением времени протекания постагрогенной сукцессии наблюдалась тенденция к повышению содержания углерода в верхних гумусовых горизонтах почв (с 2 % до 6 %) и снижению содержания в старопашотных горизонтах (с 1,4 % до 0,6 %).

2. В составе линейных алканов из биомассы подстилки, корней и грибного мицелия, служащих источниками липидов в исследованных почвах, абсолютно доминируют (>90 %) гомологи с длиной цепи 23–33 углеродных атома. При этом три вида биомассы достоверно различались по соотношению четных и нечетных *n*-алканов: преобладание нечетных хорошо выражено в подстилках (ОЕР 6-18), незначительно в корнях (ОЕР 1,4–1,9) и отсутствует в мицелии микромицетов (ОЕР 1).

3. Различные штаммы грибов и корни из почв под разными фитоценозами имели сходное гомологическое распределение *n*-алканов. Состав *n*-алканов подстилок менялся в зависимости от типа фитоценоза: для луговых фитоценозов наиболее высоким было содержание алканов C_{31} и C_{33} , для листовных лесов – C_{27} и C_{29} , для хвойных парцелл – C_{25} и C_{27} .

4. Суммарное содержание *n*-алканов в органическом веществе верхнего гумусового горизонта почв увеличивалось в ходе сук-

цессии от сенокосного луга (124 мкг/гС) к смешанному лесу (557 мкг/гС) и составило 100–240 мкг/гС в почвах под хвойными парцеллами. Основной вклад в состав алканов вносят здесь липиды растительности: в луговых почвах – корневая масса, после развития мелколиственного леса – масса наземного опада.

5. Для пахотных горизонтов по сравнению с вышележащими в составе *n*-алканов выше доля четных и среднецепочечных. В органическом веществе старопахотных горизонтов на всех стадиях сукцессии сохраняется сходный гомологический профиль линейных углеводов. Изменения в составе алканов старопахотного горизонта фиксируются на стадии смешанного леса в результате накопления здесь липидов из наземной биомассы. В старопахотном горизонте 100-летнего ельника в липидный состав существенный вклад вносит грибная микрофлора (ОЕР 1,6), как во всех элювиальных горизонтах изученных почв.

6. В глубоких негумусовых горизонтах изученных почв в состав *n*-алканов основной вклад вносят липиды микробной (грибной и бактериальной) биомассы. Незначительное накопление растительных липидов связано с поступлением в эти горизонты корневого опада.

Литература

1. Артемьева З.С., Ерохова А.А., Рыжова И.М., Силева Т.М., Стабилизация органического углерода в микроагрегатах дерново-подзолистых почв в зависимости от характера землепользования // Вестник Московского университета. Сер. 17, Почвоведение, 2013 № 3. С. 19–26.
2. Бреус И. П., Бреус В. А., Горбачук В. В., Мищенко А. А., Неклюдов С. А., Сорбция углеводов черноземом выщелоченным // Почвоведение. 2003. № 3. С. 317–327.
3. Владыченский А. С., Телеснина В. М., Чалая Т. А. Влияние поступления растительного опада на биологическую активность постагрогенных почв южной тайги // Вестник Московского университета. Сер. 17, Почвоведение. 2012. № 1. С. 3–10.
4. Курганова И.Н., Лопес-де-Гереню В.О. Запасы органического углерода в почвах Российской Федерации: современные оценки в связи с изменением системы землепользования // Доклады Академии наук. 2009. Т. 426. № 1. С. 132–134.
5. Рыжова И. М., Ерохова А. А., Подвезенная М. А. Динамика и структура запасов углерода в постагрогенных экосистемах южной тайги // Почвоведение. 2014. № 12. С. 1426–1435.

6. Телеснина В. М. Динамика растительного покрова в ходе демутиационной сукцессии в подзоне южной тайги (Костромская область) после разных видов сельскохозяйственного использования. ФГБОУ БГУ. Брянск, 2014.
7. Чалая Т. А. Запасы углерода в почвах и растительности постагрогенных ландшафтов южной тайги. Дис. Канд. Биол. Н. М., 2012.
8. Eglinton G. and Logan G. A. (1991) Molecular preservation. // *Phil. Trans. Roy. Soc. London*, №333, P.315–328.
9. Huang X. et al. Comparison of free lipid compositions between roots and leaves of plants in the Dajiuhu Peatland, central China // *Geochemical Journal*. 2011. T. 45. №. 5. P. 365-373.
10. Joes, J.G. Studies on lipids of soil microorganisms with particular reference to hydrocarbons// *Microbiology* 1969, №59, P. 145–152.
11. Weisenberg G.L.B, Dorodnikov M., Kuzyakov Y. 2010. Source determination of lipids in bulk soil and soil density fractions after four years of wheat cropping// *Geoderma* №156, P. 267-277.
12. Weisenberg G.L.B.; Schwark L. 2006. Carboxylic acid distribution patterns of temperate C3 and C4 crops// *Organic Geochemistry*, №37, P. 1973-1982.
13. Zech M.; Rass S.; Buggle B.; Loscher M.; Zoller L. Reconsruction of the Late Quaternary paleoenviroments of Nussloch loess paleosol sequence, Germany, using n-alkane biomarkers// *Quat. Res.* 2012, №78, P. 226–235.

ОЦЕНКА ЭФФЕКТИВНОСТИ ПРИМЕНЕНИЯ ДРЕВЕСНЫХ ОПИЛОК ДЛЯ ОПТИМИЗАЦИИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ПОЧВ ВОЛЬЕРОВ ЗООПАРКА

А. А. Гобарова

Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия
gobarova@gmail.com

Содержание животных в скученных условиях в вольерах и загонах оказывает влияние на их среду обитания, в частности на почвенный покров территории. Воздействие животных на почву в основном отрицательно влияет на активность почвенных ферментов и микроорганизмов, оказывая влияние на растительность [7]. В случае с внесением большого количества отходов жизнедеятельности на небольшой территории они действуют не как удобрение, а как загрязняющий агент, от которого нужно

избавиться. Ферменты почв играют роль в обеспечении питательными веществами растений, посредством участия в процессах гумификации и т. д., также они ингибируют фитопатогены, обеспечивая нормальный рост и развитие растений и участвуют в деградации вредных веществ, стимулируя данный процесс [8]. В связи с этим возникает потребность в оптимизации экологического состояния территории. Целью работы была оценка воздействия древесных опилок на ферментативную активность почвы вольера с буйволами.

Для исследования был выбран вольер буйволами Арни (*Bubalus bubalis arnee*), который по предыдущим исследованиям был определен как наиболее загрязненный участок на данной территории [1, 6]. В рамках работы была произведена закладка опыта в вольере с буйволами Ростовского-на-Дону зоопарка в декабре 2021 г. В почву было добавлено 5 % опилок. По истечению 4 месяцев, в апреле 2022 г., а также в последующие весенние и летние месяцы (май и июль) был проведен пробоотбор почвы в вольере для анализа ферментативной активности, в соответствии с разработанной методологией эколого-биологического состояния почв [4, 5].

Активность ферментов отражает степень биологической активности почв, изменяющейся под воздействием различных факторов [2, 3]. В ходе исследования было отмечено, что почва на четвертый месяц после внесения опилок обладала меньшей активностью уреазы, чем почва контрольной части вольера, куда не вносился мелиорант. На пятый месяц активность фермента увеличивалась и стала больше, чем на контрольном участке в вольере. Активность инвертазы с добавлением опилок уменьшилась и не поднималась выше значений, полученных на контрольном участке в вольере. Также можно отметить, что активность фермента в почве парковой части зоопарка (контроль) выше, чем в вольере. Внесение опилок в почву уменьшило активность каталазы. В целом активность фермента в почве вольера выше, чем на контрольном участке в парковой зоне зоопарка. Исходя из полученных данных, можно увидеть изменение ферментативной

активности в вольере, на участке, куда добавили опилки, в сторону уменьшения по сравнению с контрольным участком в вольере. Такие результаты свидетельствуют о том, что древесные опилки оказывают влияние на экологическое состояние почв, посредством регулирования биологической активности почв и косвенно количества отходов жизнедеятельности.

В ходе исследования отмечено влияние добавления опилок на экологическое состояние почвы вольера с буйволами, ранее определенного как наиболее загрязненный отходами жизнедеятельности животных. Внесение опилок уменьшало активность исследуемых ферментов, кроме уреазы.

Исследования выполнены при поддержке ведущей научной школы РФ (НШ-449.2022.5) и Программы стратегического академического лидерства Южного федерального университета («Приоритет 2030», №СП-12-22-9).

Литература

1. Гобарова А. А., Жадобин А. В., Казеев К. Ш., Федоренко А. Н., Колесников С. И. Сравнительная оценка методов при мониторинге почв в вольерах Ростовского-на-Дону зоопарка // Известия высших учебных заведений. Северо-Кавказский регион. Серия: Естественные науки. 2020. № 3 (207). С. 91–97.
2. Даденко Е. В., Денисова Т. В., Казеев К. Ш., Колесников С. И. Оценка применимости показателей ферментативной активности в биодиагностике и мониторинге почв // Поволжский экологический журнал. 2013. № 4. С. 385–393.
3. Даденко Е. В., Казеев К. Ш., Колесников С. И. Методы определения ферментативной активности почв. Ростов-на-Дону: Издательство Южного федерального университета, 2021. 174 с.
4. Казеев К. Ш., Колесников С. И., Акименко Ю. В., Даденко Е. В. Методы биодиагностики наземных экосистем. Ростов-на-Дону: Изд-во ЮФУ, 2016. 356 с.
5. Казеев К. Ш., Колесников С. И., Вальков В. Ф. Биология почв Юга России. Ростов-на-Дону: Изд-во ЦВВР, 2004. 350 с.
6. Федоренко А. Н., Жадобин А. В., Казеев К. Ш., Гобарова А. А., Колесников С. И. Оценка содержания биогенных элементов в почвах зоопарка (Ростов-на-Дону) // Агрохимический вестник. 2020. № 5. С. 80–84.
7. Prieto L., Bertiller M., Carrera A., Olivera N. Soil enzyme and microbial activities in a grazing ecosystem of Patagonian Monte, Argentina // Geoderma, Vol. 162, 2011, P. 281–287.
8. Shaw L. J., Burns R. G. Enzyme Activity Profiles and Soil Quality. In Microbiological methods for assessing soil quality / edited by Jaap Bloem, David W. Hopkins, and Anna Benedetti. CAB International. 2005. P. 158–183.

ВЛИЯНИЕ ПОЖАРОВ НА СВОЙСТВА ОРГАНОГЕННЫХ ГОРИЗОНТОВ ПОЧВ БОРЕАЛЬНЫХ ЛЕСОВ

**Н. М. Горбач^{1, 2}, В. В. Старцев²,
А. А. Дымов^{1, 2, 3}**

¹ Сыктывкарский государственный университет им. Питирима Сорокина, г. Сыктывкар, Россия, *nikolay.tbo@gmail.com*

² Институт биологии ФИЦ Коми НЦ Уральского отделения РАН, г. Сыктывкар, Россия, *vik.startsev@gmail.com*

³ Факультет почвоведения МГУ имени М. В. Ломоносова, г. Москва, Россия, *aadytmov@gmail.com*

Лесные пожары являются одним из важнейших факторов природных циклов, частота и интенсивность которых зависят от деятельности человека. Пожары представляют собой глобальное явление, дестабилизирующее все компоненты биосферы, регулирующее их функционирование и приводящее к формированию новых послепожарных экосистем (Dymov et al., 2022). Лесные пожары представляют угрозу для многих бореальных экосистем (Flannigan et al., 2009). Ожидается, что из-за потепления экосистемы в высоких широтах станут более частыми и масштабными пожарами (Chen et al., 2021). Из-за потепления климата и засушливых периодов в последнее время пожары в европейской части России распространяются в большей степени на север, затрагивая большие территории, которые обычно менее подвержены природным пожарам. Только за последнее десятилетие в Республике Коми выявлено 2963 природных пожара с общим охватом 127,51 тыс. кв. га (Министерство..., 2022). Большинство лесных пожаров возникло в результате ударов молнии и деятельности человека. Воздействие лесных пожаров на природную среду является комплексным процессом и несет за собой тяжкие последствия. Нарушая углеродный, азотный, водный и другие циклы, лесные пожары часто нарушают созданный десятилетиями баланс экосистем. Почвенный органогенный горизонт, в отличие от минерального горизонта, является чувствительным индикатором

тором гумусогенеза и современных климатических изменений в биосфере. Поэтому изучение влияния пожаров необходимо для грамотного понимания процессов, происходящих в почвах.

Вклад воздействия подстилки на органическое вещество почв бореальных лесов в настоящее время изучен недостаточно. В данном исследовании мы рассматривали изменения свойств органического горизонта, вызванные пожарами. Влияние пожара изучалось с помощью эксперимента по сжиганию лесной подстилки. Нагрев образцов органогенных горизонтов (подстилок) проводили в лабораторных условиях при фиксированных температурах (200, 300 и 500 °C). Исследуемые подстилки отобраны в типичных для бореального региона сосновых (ассоциация *Flavocetrario-Pinetum*) и еловых (ассоциация *Piceetum hylocomiosum*) хвойных лесах. Для подстилок анализировали изменения значений pH, удельной электропроводности, удельной поверхности, содержания общего углерода (C_{tot}) и азота (N_{tot}) и неорганического углерода. Пожар в той или иной степени повлиял на все исследованные параметры подстилки в бореальных лесах. Средние значения pH увеличиваются от ~5 до ~8,2 при увеличении влияния температуры. Вероятно, переход значений pH в щелочную область связан с разрушением органического материала органогенного горизонта и их озолением (Santin et al., 2012). В результате пожаров в лесах увеличение значений pH происходит за счет увеличения доли карбонатов и, вероятно, за счет улетучивания низкомолекулярных органических соединений, особенно кислот. Вероятно, сильный переход в щелочную сторону в интервале температур 300–500 °C обусловлен денатурацией органических кислот и выделением оснований. Полученные результаты сопоставимы с результатами аналогичного эксперимента (Prokushkin and Tokareva, 2007).

Удельная электропроводность (УЭП) и удельная поверхность (УПП) также увеличиваются с ~255 до ~432 и с 0,42 до 1,84 соответственно. Значения C_{tot} и N_{tot} уменьшились, но при этом увеличилось содержание неорганического углерода. Результаты настоящего исследования показали, что почва, вероятно, может быть изменена в результате сгорания органогенного горизонта.

Полученные результаты свидетельствуют об увеличении роли удельной электропроводности (УЭП) водорастворимого органического вещества органогенных горизонтов при воздействии высоких температур. Вероятнее всего, перемещение вниз горелого материала органогенных горизонтов изменит свойства минеральных горизонтов. Показано, что в образцах органогенных горизонтов елового леса УЭП выше, чем в органогенном горизонте сосняка. Вероятно, различия между УЭП изучаемых органогенных горизонтов лесов обусловлены преобладанием количества мхов и листвы во фракционном составе органогенных горизонтов ельников.

Удельная поверхность (УПП) играет важную роль в процессах органогенных горизонтов почв, включая сорбцию веществ, водоудерживающую способность и процессы химических реакций. Сорбционная способность почв может изменяться в зависимости от состава и содержания органического вещества в почвах. Вероятно, это связано с отношениями УПП и общих физических свойств почвы. Общий УПП является фактором, который может связать текстуру среды с физическими и химическими свойствами. Результатом наших исследований стало значительное увеличение значений УПП в результате огневой трансформации органогенного материала горизонта.

Проведенные исследования показали, что при влиянии высоких температур происходят изменения свойств почвенных органогенных горизонтов в виде потери содержания углерода (C_{tot}). Степень трансформации зависит от интенсивности огня: наибольшие изменения прослеживаются при 500 °С. Установлено, что потери азота (N_{tot}) при горении были менее интенсивными, чем углерода. По-видимому, это связано с различиями в деструкции органических веществ при разных температурах. Отношение C/N практически не изменяется при увеличении влияния температуры, что свидетельствует о равномерном разрушении органического вещества лесной подстилки.

Выявлено увеличение неорганического углерода (IC) с влиянием температуры. Вероятно, зола, образующаяся при высоких температурах, увеличивает содержание неорганических соеди-

нений в почве. IS образующийся после пожаров, может увеличиваться в твердой фазе до карбонатных форм (карбонатных и бикарбонатных частиц) при взаимодействии с влагой. IS важен для многих свойств и процессов углеродной составляющей почвы. Увеличение IS в результате сжигания органогенных горизонтов может привести к увеличению содержания IS в минеральных горизонтах.

Очевидно, что изучение влияния пожаров на органогенные горизонты почв хвойных лесов в настоящее время требует дополнительных экспериментальных и теоретических исследований в связи с недостатком знаний. Необходимо развивать представления о пожароопасных процессах в органогенных горизонтах, так как органогенные горизонты отражают существующие тенденции гумусогенеза.

Работа выполнена при финансовой поддержке проекта РФФИ № 19-29-05111 мк.

Литература

1. Chen, Y., Hu, F. S., Lara, M. J. Divergent shrub-cover responses driven by climate, wildfire, and permafrost interactions in Arctic tundra ecosystems // *Global change biology*. 2021. 27. pp. 652–663. <https://doi.org/10.1111/gcb.15451>.
2. Dymov, A. A., Gorbach, N. M., Goncharova, N. N., Karpenko, L. V., Gabov, D. N., Kutyavin, I. N., Grodnitskaya, I. D. Holocene and recent fires influence on soil organic matter, microbiological and physico-chemical properties of peats in the European North-East of Russia // *Catena*. 2022. 217. C. 106449. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106449>.
3. Flannigan, M. D., Krawchuk, M. A., de Groot, W. J., Wotton, B. M., Gowman, L. M. Implications of changing climate for global wildland fire. *International journal of wildland fire*. 2009. 18. pp. 483–507. <https://doi.org/10.1071/WF08187>.
4. Ministry of Natural Resources and the Environment of the Komi Republic data. Forest fire statistics reports by Komi Regional forest fire center. <https://geo.rkomi.ru/viewer/fires> (accessed 22 August 2022).
5. Prokushkin, A. S., Tokareva, I. V. The influence of heating on organic matter of forest litters and soils under experimental conditions // *Eurasian Soil Science*. 2007. 40, pp. 628–635. <http://doi.org/10.1134/S106422930706004X>.
6. Santín, C., Doerr, S. H., Shakesby, R. A., Bryant, R., Sheridan, G. J., Lane, P. N., Bell, T. L. Carbon loads, forms and sequestration potential within ash deposits produced by wildfire: new insights from the 2009 'Black Saturday' fires, Australia // *European Journal of Forest Research*. 2012. 131. pp. 1245–1253. <http://doi.org/10.1007/s10342-012-0595-8>.

ИССЛЕДОВАНИЕ АНТИОКСИДАНТНОЙ АКТИВНОСТИ КАРОТИНОИДНЫХ ПИГМЕНТОВ ПОЧВЕННЫХ АКИНОБАКТЕРИЙ

**А. В. Горовцов, В. В. Вибе, А. Н. Гладкая,
В. В. Григоренко, Д. Д. Дубовая, Ф. Ю. Токарева,
Е. М. Вечканов**

Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия
gorovtsov@gmail.com

В связи с интенсивной урбанизацией уровень антропогенной нагрузки на городские экосистемы постоянно растет. Наиболее сильному воздействию подвергается стационарная часть урбоэкосистемы – почва. Среди негативных факторов, действующих на городские почвы можно отметить накопление в них поллютантов, в том числе тяжелых металлов (ТМ) и полициклических ароматических углеводородов (ПАУ). Для урбостратоземов г. Ростова-на-Дону показано, что уровень их загрязнения цинком и свинцом превышает ПДК, а по подвижным формам свинца превышение достигает в 10 раз [1]. При этом, в почвах города Ростова-на-Дону наблюдается загрязнение токсичными ПАУ, обладающими мутагенными и канцерогенными свойствами [2]. Как тяжелые металлы, так и ПАУ провоцируют окислительный стресс, в клетках происходит образование активных форм кислорода (АФК) [3].

Изучаемые в данном исследовании почвенные актинобактерии также подвержены всем негативным факторам, вызываемым ТМ и ПАУ. Вследствие этого для защиты от окислительного стресса у исследуемых штаммов наблюдается повышенная способность к синтезу каротиноидов в качестве средства антиоксидантной защиты. При этом, бактериальные каротиноиды остаются слабо изученными, как с точки зрения их антиоксидантного потенциала, так и роли в функционировании микробных сообществ в условиях стресса.

Почвенные актинобактерии родов *Gordonia*, *Kocuria*, *Micrococcus*, *Deinococcus* и *Arthrobacter* были выделены из го-

ризонта урбик урбостратоземов г. Ростова-на-Дону. Все перечисленные штаммы характеризуются способностью к синтезу каротиноидных пигментов. Для культивирования исследуемых микроорганизмов использовался мясопептонный агар. Для выделения каротиноидов клетки бактерий разрушались методом замораживания-оттаивания – проводилась трехкратная заморозка биомассы в жидком азоте. В перерывах между заморозкой эппендорфы помещались в термоблок «Гном» (50 °C). Далее использовался метод ультразвуковой экстракции каротиноидов с помощью ультразвуковой установки Qsonica VCX130. На эппендорфы с разрушенными бактериями и предварительно добавленным ацетоном 1,5 минуты воздействовал ультразвук с мощностью 52 Вт; паузы между озвучиваниями – 5 секунд. В полученных ацетоновых экстрактах определяли содержание каротиноидов спектрофотометрически с помощью прибора Beckman Coulter при длинах волн от 400 до 510 нм с шагом в 10 нм. После этого производилось определение протекторной активности выделенных каротиноидов бактерий с помощью LUX-биосенсоров на основе *Escherichia coli* MG 1655. В работе использовали рекомбинантные штаммы *E. coli* (MG 1655 (pSoxS-lux), MG1655 (pKatG-lux), MG1655 (pRecA-lux), MG1655 (pColD-lux)), содержащие плазмиды с опероном luxCDABE фотобактерии *Photorhabdus luminescens*, поставленным под контроль соответствующих промоторов *E. coli*. Данный оперон содержит гены люциферазы и их регуляторы и обеспечивает биолюминесценцию, используемую в данном тесте в качестве репортерной функции [4]. Протекторная активность рассматривалась относительно модельного антиоксиданта – токоферола. Культуры клеток биосенсоров растили на полноценной среде Лурия-Бертани с добавлением ампициллина при постоянной аэрации на круговой качалке при 30 °C. Культивирование бактерий проводили до ранней или средней логарифмической фазы. Затем ночную культуру разбавляли свежей средой до плотности 0,01–0,1 единица Мак-Фарланда (концентрация $3 \cdot 10^7$ – $3 \cdot 10^6$ клеток/мл). Плотность измеряли при помощи денситометра DEN-1B («Biosan»). В качестве индукторов использовались паракват и перекись водорода в концентрации

1 mM. Для измерения протекторной активности использовался микропланшетный люминометр ЛМ-01А (Immunotech Co). Измерения проходили в 12 циклов.

Антиоксидантная активность каротиноидов микроорганизмов была изучена относительно модельного антиоксиданта – токоферола. При добавлении индуктора свечение возрастает в 5,39 раз у штамма *E. coli*. При добавлении токоферола статистически значимого снижения свечения не наблюдается. Однако при добавлении каротиноидов актинобактерий наблюдалось снижение свечения штамма *E. coli* на 37 %, 35 % и 78 % для штаммов *Gordonia* 8.7, *Gordonia* 8.10 и *Micrococcus luteus*, соответственно.

Каротиноиды остальных штаммов не дали значительного снижения свечения биосенсора.

На рисунке 1 показан результат действия каротиноидов штамма *Micrococcus luteus* на биосенсор.

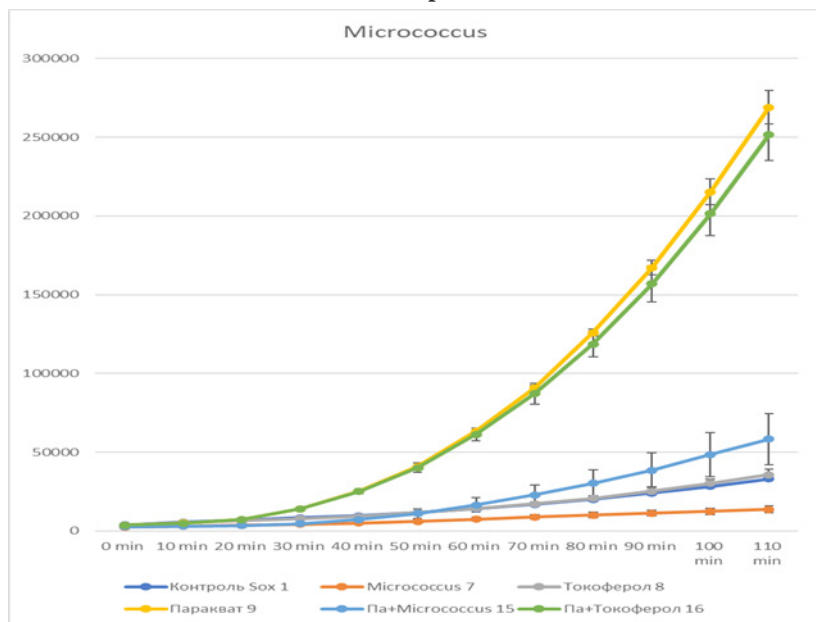


Рисунок 1 – Свечение биосенсорного штамма *E. coli* MG 1655 (pSoxS-lux) при действии супероксиданион-радикала и антиоксиданта штамма *Micrococcus luteus*

При использовании в качестве индуктора пероксида водорода 10 % также наблюдается снижение свечения штамма *E. coli*. При добавлении каротиноидов штамма *Micrococcus luteus* в качестве антиоксиданта происходит снижение свечения биосенсора на 69 %. У остальных штаммов статистически значимого снижения свечения *E. coli* MG1655 (pKatG-lux) не наблюдалось. На рисунке 2 наглядно показано снижение индукции при добавлении каротиноидов штамма *Micrococcus luteus*.

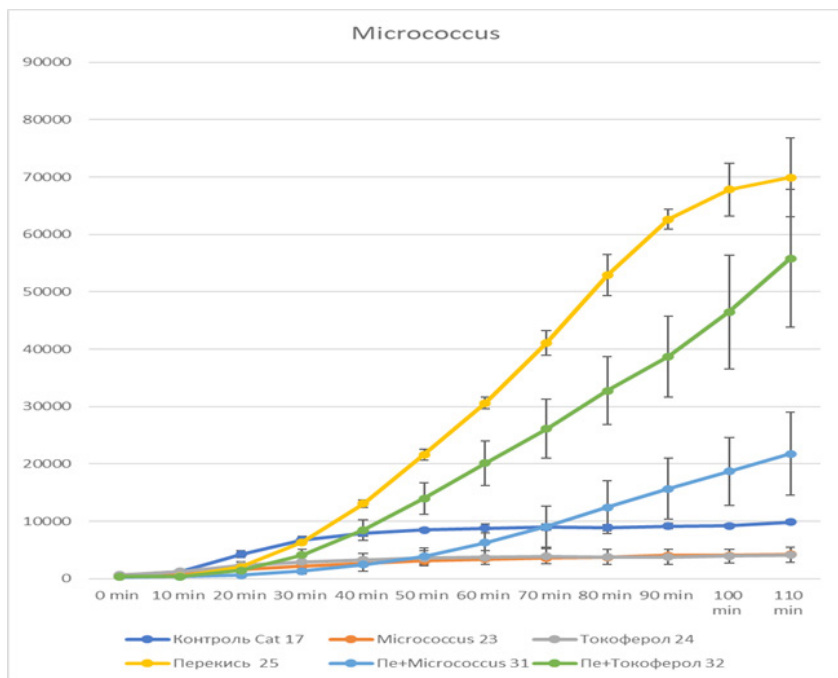


Рисунок 2 – Свечение биосенсорного штамма *E. coli* MG1655 (pKatG-lux) при действии пероксида водорода 10 % и антиоксидантов штаммов *Micrococcus luteus*

Также были получены статистически значимые различия в протекторном действии токоферола и микробных каротиноидов при использовании двух разных индукторов (рис. 3).

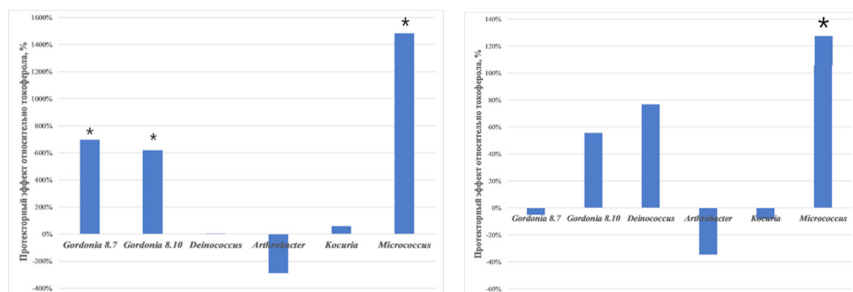


Рисунок 3 – Протекторная активность каротиноидов почвенных актино-бактерий против супероксид-анион-радикала (слева) и пероксида водорода (справа) относительно модельного антиоксиданта (α -токоферол).

Для пероксида водорода (Kat):

1) Каротиноиды штамма *Micrococcus luteus* превосходят токоферол по антиоксидантной активности на 125 %;

2) Каротиноиды штаммов *Arthrobacter*, *Kocuria* показывают более низкую антиоксидантную активность на 37 и 7 %, соответственно.

3) Каротиноиды штаммов *Deinococcus*, *Gordonia 8.10* и *Gordonia 8.7* не показывают существенного различия в протекторном действии по сравнению с токоферолом.

Для супероксиданион-радикала (Sox):

1) Каротиноиды трех штаммов превосходят токоферол по антиоксидантной активности: *Micrococcus* – на 1480 %; *Gordonia 8.7* – на 700 %; *Gordonia 8.10* – на 620 %.

2) У каротиноидов штаммов *Deinococcus* и *Kocuria* не наблюдается статистически значимого повышения антиоксидантной активности в сравнении с токоферолом.

3) Каротиноиды штамма *Arthrobacter* показали снижение антиоксидантной активности относительно токоферола на 280 %.

Таким образом было установлено, что каротиноиды актинобактерий, выделенных из почв г. Ростова-на-Дону обладают высоким уровнем антиоксидантной активности, при этом наи-

большей активностью обладают каротиноиды *Micrococcus luteus* и *Gordonia spp.*

Исследование выполнено в лаборатории «Здоровье почв» Южного федерального университета при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования Российской Федерации, соглашение № 075-15-2022-1122 и при поддержке Программы стратегического академического лидерства Южного федерального университета (“Приоритет 2030”).

Литература

1. Горбов С. Н., Безуглова, О. С., Вардуни, Т. В., Горовцов, А. В., Тагивердиев, С. С., Гильдебрант, Ю. А.. Генотоксичность и загрязнение тяжелыми металлами естественных и антропогенно-преобразованных почв Ростова-на-Дону // Почвоведение. 2015. № 12. С. 1519-1519.
2. Dudnikova T., Minkina, T., Sushkova, S., Barbashev, A., Antonenko, E., Bakoeva, G., Deryabkina, I. Features of the polycyclic aromatic hydrocarbon's spatial distribution in the soils of the Don River delta //Environmental Geochemistry and Health. 2022. P. 1-14.
3. Subashchandrabose S. R., Wang, L., Venkateswarlu, K., Naidu, R., Megharaj, M. Interactive effects of PAHs and heavy metal mixtures on oxidative stress in *Chlorella sp.* MM3 as determined by artificial neural network and genetic algorithm //Algal research. 2017. V. 21. P. 203-212.
4. Zavilgelsky, G. B., Kotova, V. Y., Manukhov, I. V. Action of 1, 1-dimethylhydrazine on bacterial cells is determined by hydrogen peroxide / G. B. Zavilgelsky, V. Y. Kotova, I. V. Manukhov // Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis. 2007. V. 634, №. 1-2. P. 172-176.

РАЗНООБРАЗИЕ И ДОМИНИРУЮЩИЕ РОДА БАКТЕРИЙ В ТЕХНОГЕННО-ПРЕОБРАЗОВАННЫХ ПОЧВАХ: БИОИНФОРМАТИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ

**К. А. Дёмин, А. В. Горовцов, Ю. А. Литвинов,
С. Н. Сушкова, Т. М. Минкина**

Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия
kdyomin@sfsedu.ru

Микробные сообщества являются определяющим фактором в формировании здоровья почв. Как правило, именно жизнеде-

тельность прокариот почвы определяет биогеохимический режим, адаптационный потенциал и плодородие почвенной среды. Угнетение почвенной микробиоты, в свою очередь, приводит к таким неблагоприятным последствиям как снижение лабильного органического вещества, эрозия почв, накопление биодоступных токсикантов, снижение общего биоразнообразия. В условиях долговременной и тяжёлой техногенной нагрузки, такой как загрязнение тяжёлыми металлами (ТМ) и полиароматическими углеводородами (ПАУ), почвенный микробиом адаптируется в сторону увеличения числа и разнообразия таксонов, толерантных к загрязнителям и/или способных их метаболизировать. Изучение подобных микробных сообществ является приоритетной экологической задачей не только из-за понимания того, как почвенная экосистема эволюционирует в таких условиях, но и по причине потенциальной биотехнологической и ремедиационной ценности представителей устойчивых к загрязнению микроорганизмов. Таким образом, целью данного анализа было оценить биоразнообразие почв высохшего озера Атаманское и обнаружить ассоциированные с загрязнением рода бактерий.

Донные отложения высохшего озера Атаманское представляют значительный интерес с точки зрения поиска ценных видов микроорганизмов, поскольку претерпевают почвообразовательный процесс вот уже 30 лет с длительного периода использования озера как шламонакопителя для химических производств. Концентрации ТМ и ПАУ в них превышают допустимые значения на порядки [6]. Микробиота данных почв находится на поздних стадиях адаптации к сочетанной техногенной нагрузки. Для её изучения был использован метагеномный подход. Было отобрано 15 образцов почв: 4 контрольных, почвы которых принадлежали к группе Fluvisol и 11 с территории озера, классифицируемых как Spolic Technosol. Из образцов почв экстрагировалась тотальная ДНК набором FastDNA SPIN Kit for soil (MP Biomedicals, UK). Амплификации подвергался регион V3-V4 гена 16S рРНК. Секвенирование проводили на платформе MiSeq (Illumina) в центре коллективного пользования Казанского Федерального Университета. Фильтрация сырых прочтений ДНК, контроль качества

и таксономическая аффилиация проводились в программном обеспечении Mothur [5]. Для биоинформатического анализа и визуализации использовался язык программирования R (v 4.2.1). Уровень антропогенной нагрузки почв определялся путём расчёта интегрального показателя загрязнения Zс на основе данных о содержании тяжёлых металлов в почвах территории Атаманское [2]. Показатель Zс варьировал от 4 до 46 в контрольной группе и от 45 до 1119 в опытной (табл. 1).

Таблица 1 – Уровень загрязнения и альфа-разнообразие отобранных почвенных образцов.

Образец	Zс	Индекс Шэннона	Группа
L1	119	6	Technosol
L2	180	6	Technosol
L3	885	7	Technosol
L4	45	6	Technosol
L5	866	6	Technosol
L6	855	6	Technosol
L7	185	4	Technosol
L8	1037	6	Technosol
L9	931	5	Technosol
L10	1119	6	Technosol
L11	637	6	Technosol
C1	16	7	Fluvisol
C2	21	7	Fluvisol
C3	46	7	Fluvisol
C4	4	6	Fluvisol

Что касается альфа-разнообразия, контрольные образцы оказались характерны более высокими в среднем показателями индекса Шэннона, чем образцы территории озера. В таблице 2 даны десять наиболее представленных родов для каждой из групп изученных почв, которые составляют.

Таблица 2 – Наиболее представленные в среднем рода бактерий в изученных группах почв (от 2 до 10 % от всех родов в соответствующих группах).

Fluvisol	Technosol
<i>Gaiella</i>	<i>Streptomyces</i>
<i>Rubrobacter</i>	<i>Mycobacterium</i>
<i>Pseudarthrobacter</i>	<i>Rummeliibacillus</i>
<i>Blastococcus</i>	<i>Gaiella</i>
<i>Skermanella</i>	<i>Sphingomonas</i>
<i>Streptomyces</i>	<i>Alicyclobacillus</i>
<i>Microvirga</i>	<i>Hamadaea</i>
<i>Nocardioiodes</i>	<i>Marmoricola</i>
<i>Massilia</i>	<i>Blastococcus</i>
<i>Sphingomonas</i>	<i>Thiobacillus</i>

Так, из таблицы 2 видно, что, несмотря на большую разницу в уровне загрязнения, группы почв имеют общие наиболее представленные рода, такие как *Streptomyces*, *Gaiella* и *Blastococcus*, что, по всей видимости, свидетельствует о широком адаптационном потенциале представителей данных таксонов. При этом на территории Атаманского обильно представлены рода, известные устойчивостью к ТМ: *Mycobacterium*, *Alicyclobacillus*, *Thiobacillus*, *Marmoricola*, из которых последний, например, ранее предлагался в качестве биоиндикатора [4].

Чтобы понять, какие рода значимо ассоциированы с высокими показателями Зс, был проведён корреляционный анализ Спирмэна между числом копий гена 16S rRNA и расстояниями между образцами, полученными с помощью анализа бета-разнообразия NMDS (Non-metric multidimensional scaling). Помимо наиболее представленных (таблица 2), анализ выявил и минорные рода, демонстрирующие сильную корреляцию с контаминированными почвами. Так, рисунок 1 показывает, какие рода значимо ($p < 0,01$) и сильно ($R > 0,7$) скоррелированы с исследованными образцами.

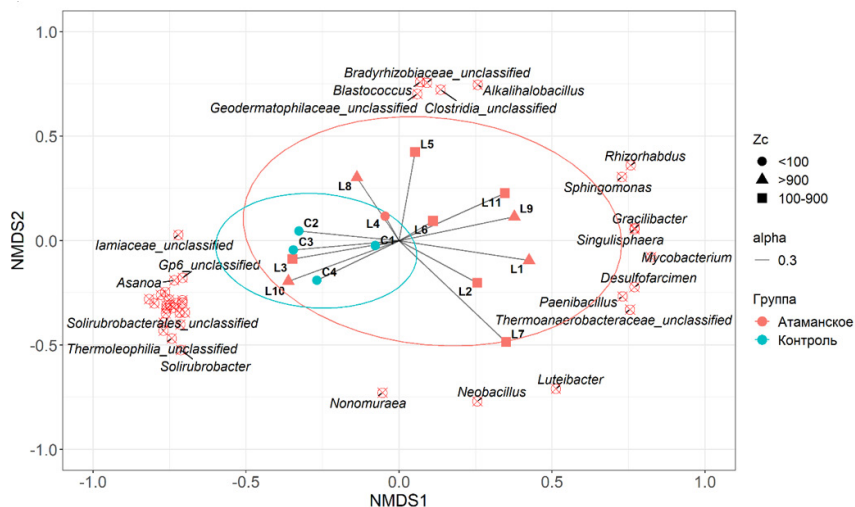


Рисунок 1 – Non-metric multidimensional scaling анализ изученных почв. Изображённые рода скоррелированы с положением образцов при $p < 0,01$ и $R > 0,7$

В числе таких минорных родов *Luteibacter*, *Gracilibacter*, *Rhizorabdus*, *Singulisphaera*, *Desulfofarcimen*, а также представители некоторых семейств, которых не удалось классифицировать до рода. Хотя у *Luteibacter* уже известны гены устойчивости к кадмию и мышьяку [1], а *Desulfofarcimen* является сульфатредукторов и способен осаждать ТМ в виде сульфидов [3], для родов *Gracilibacter*, *Rhizorabdus* и *Singulisphaera* ранее не было известно устойчивости к тяжёлым металлам. Таким образом, представленный в данном исследовании анализ выявляет три потенциальных биоиндикатора полиметаллического загрязнения.

Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда (проект № 19-74-10046) в Южном федеральном университете.

Литература

1. Abdelkrim S. et al. Heavy metal accumulation in *Lathyrus sativus* growing in contaminated soils and identification of symbiotic resistant bacteria //Archives of microbiology. 2019. T. 201. № 1. С. 107-121.

2. Bauer T. V. et al. Ecological-geochemical studies of technogenic soils in the flood plain landscapes of the Seversky Donets, Lower Don Basin // *Geochemistry International*. 2018. Т. 56. № 10. С. 992-1002.

3. Jan-Roblero J. et al. Assessment of the tolerance to Fe, Cu and Zn of a sulfidogenic sludge generated from hydrothermal vents sediments as a basis for its application on metals precipitation // *Molecular Biology Reports*. 2020. Т. 47. № 8. С. 6165-6177.

4. Pan X. et al. Effects of soil chemical properties and fractions of Pb, Cd, and Zn on bacterial and fungal communities // *Science of the Total Environment*. 2020. Т. 715. С. 136904.

5. Schloss P. D. et al. Introducing mothur: open-source, platform-independent, community-supported software for describing and comparing microbial communities // *Applied and environmental microbiology*. 2009. Т. 75. № 23. С. 7537–7541.

6. Zamulina I. V. et al. The influence of long-term Zn and Cu contamination in Spolic Technosols on water-soluble organic matter and soil biological activity // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2021. Т. 208. С. 111471.

АККУМУЛЯЦИЯ СВИНЦА В ЧЕРНОЗЕМЕ ПРИ ИСПОЛЬЗОВАНИИ ДЕТОКСИКАНТОВ

Д. Д. Десятова

к.б.н., старший преподаватель кафедры тылового обеспечения
уголовно-исполнительной системы О. В. Черникова
ФКОУ ВО «Академия права и управления Федеральной службы
исполнения наказаний», г. Рязань, Россия
d.desyatova00@mail.ru

Загрязнение тяжелыми металлами (ТМ) окружающей среды Рязанской области ухудшает экологическое состояние территорий, вызывает изменение химического состава всех природных компонентов, отрицательно сказывается на здоровье населения.

ТМ попадают в биосферу вследствие техногенного рассеивания от выбросов высокотемпературных технологических процессов (черная и цветная металлургия, тепловые электростанции и т.д.). Одним из важнейших компонентов окружающей среды является почва, которая принимает на себя воздействие промышленных выбросов и отходов, остаточных количеств пестицидов и других токсикантов, выполняя важную роль буфера и детоксиканта. Источником загрязнения почв могут служить

осадки бытовых сточных вод, используемых в качестве удобрения. Кроме того, вторичное загрязнение вследствие выноса ТМ из отвалов рудников или металлургических предприятий водными или воздушными потоками [1].

Технологические выбросы от стационарных и передвижных источников загрязнения окружающей среды поступают в атмосферу, а затем, выпадая на земную поверхность, накапливаются в верхних горизонтах почвы, вновь включаются в природные и техногенные циклы миграции.

Интенсификация сельскохозяйственного производства, динамичное развитие промышленности, транспорта и энергетики ведут к усилению антропогенной нагрузки на экосистемы. Загрязнение почвенного покрова ТМ приводит к ослаблению его устойчивости техногенезу, развитию деградационных процессов, снижению плодородия, а, следовательно, уменьшению продуктивности как естественных, так и агрокультурных ландшафтов, что существенным образом влияет на объем и качество производительных ресурсов. Сельскохозяйственная продукция, выращенная на загрязненных почвах, часто оказывается токсичной из-за повышенного содержания ТМ [2–4].

Чернозем является сильным аккумулятором ТМ, в связи с этим, актуальной становится проблема разработки агромелиоративных мероприятий по санации техногенно загрязненных черноземов и получению безопасной продукции растениеводства.

На территории Рязанской области черноземы оподзоленные находятся в зоне воздействия энергетического комплекса Рязанская ГРЭС. Исследования влияния выбросов данного предприятия на окружающую среду показали превышение ПДК валовых форм ТМ в почве, а именно свинца на 56 %. При сжигании бурого угля с летучей золой от ГРЭС, поступает ежегодно 2,6 т свинца. Рязанская ГРЭС негативно воздействует на экосистемы как Пронского района, где она находится, так и на прилегающие к нему районы и, в частности, особенно сильно на экосистемы Кораблинского административного района, вследствие выбросов, содержащих тяжелые металлы, в атмосферу.

Целью нашей работы являлось изучение влияния приемов детоксикации чернозема оподзоленного, загрязненного свинцом, на аккумуляцию данного металла в почве.

Для достижения поставленной цели были проведены натурные исследования в почвенной культуре чернозема оподзоленного в 3-кратной повторности, загрязненного солью свинца – $Pb(CH_3COO)_2$ – с концентрацией соответствующей уровню загрязнения в зоне воздействия Рязанская ГРЭС, т.е. равной 15 мг/кг.

Обоснованием для использования в качестве загрязнителя свинца послужило то, что данный химический элемент не служит микроэлементом для растений и является приоритетным загрязнителем почв Рязанской области.

Было разработано шесть вариантов опыта, с применением различных детоксикантов. Схема эксперимента представлена в таблице 1.

Таблица 1 – Схема эксперимента

№ п/п	Вариант опыта
1.	Фон
2.	Фон + Навоз КРС (100 т/га)
3.	Фон + Известь (8 т/га) + Навоз КРС (100 т/га)
4.	Фон + Известь (8 т/га)
5.	Фон + Минеральные удобрения ($N_{60}P_{60}K_{60}$)
6.	Фон + Известь (8 т/га) + Минеральные удобрения ($N_{60}P_{60}K_{60}$)

Определение свинца в почве выполнено методом атомно-абсорбционной спектроскопии.

Полученные результаты свидетельствуют о том, что внесенные добавки детоксикантов, оказывают неодинаковое влияние на аккумуляцию свинца в черноземе оподзоленном (табл. 2).

Снижение уровня загрязнения чернозема оподзоленного свинцом при применении различных видов детоксикантов происходило на всех вариантах опыта. Наилучший результат был получен на третьем варианте опыта, где вносили известь (8 т/га) и навоз крупного рогатого скота (100 т/га).

Таблица 2 – Содержание свинца в черноземе оподзоленном

№ п/п	Вариант опыта	Содержание свинца в почве (мг/кг)		
		Проба №1	Проба №2	Среднее значение
1.	Фон	15,00	13,75	14,375
2.	Фон + Навоз КРС (100 т/га)	12,50	11,25	11,875
3.	Фон + Известь (8 т/га) + Навоз КРС(100т/га)	10,00	10,00	10,00
4.	Фон + Известь (8 т/га)	11,25	12,50	11,875
5.	Фон + Минеральные удобрения($N_{60}P_{60}K_{60}$)	12,50	10,00	11,25
6.	Фон + Известь (8 т/га) + Минеральные удобрения ($N_{60}P_{60}K_{60}$)	11,15	11,50	11,325

Таким образом, на основе экспериментальных исследований установлено, что при применении различных детоксикантов на черноземах оподзоленных (с фоном ТМ) – наименьшая аккумуляция свинца наблюдалась на удобрительной смеси Известь (8 т/га) + Навоз КРС (100 т/га).

В условиях небольшой степени загрязнения почвы свинцом, для получения экологически безопасной продукции и улучшения свойств черноземов оподзоленных рекомендуется применять комплекс мероприятий, включающих биологическую очистку и химическую детоксикацию почв.

Литература

1. Алексеев Ю. В. Тяжелые металлы в почвах и растениях. Л.: Агропромиздат. Ленингр. отд-ние, 1987. 142 с.
2. Мажайский Ю. А., Черникова О. В. Микробиологическая активность оподзоленного чернозема, загрязненного тяжелыми металлами, при агрохимической санации // В сборнике: Мелиорация земель – неотъемлемая часть восстановления и развития АПК Нечерноземной зоны Российской Федерации. Материалы международной научно-практической конференции, 2019. С. 229–232.

3. Черникова О. В. Экологическое обоснование комплексных приемов реабилитации черноземов, загрязненных тяжелыми металлами (на примере Рязанской области): дис. ... канд. биол. наук / Российский государственный аграрный университет. Рязань, 2010. 178 с.

4. Черникова О. В., Карпов А. Н. Приемы восстановления плодородия черноземных почв, загрязненных тяжелыми металлами // Агрохимический вестник, 2014. № 2. С. 24–25.

ИССЛЕДОВАНИЕ УСТОЙЧИВОСТИ ЧЕТЫРЕХ СОРТОВ ЯРОВОГО ЯЧМЕНЯ К ДЕЙСТВИЮ КАДМИЯ В УСЛОВИЯХ ВЕГЕТАЦИОННОГО ОПЫТА НА ДЕРНОВО-ПОДЗОЛИСТОЙ ПОЧВЕ

**А. В. Дикарев, Е. А. Казакова, С. В. Битаршвили,
С. А. Гераськин**

ФГБНУ «Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии», г. Обнинск, Россия
ar.djuna@yandex.ru

Кадмий, будучи одним из наиболее опасных и распространенных тяжелых металлов (ТМ), способен серьезно ограничивать продуктивность сельского хозяйства, что предопределяет необходимость исследования его воздействия на растительные организмы [9]. Особенно актуальна задача поиска таких сортов основных с/х культур, которые бы обладали повышенной устойчивостью к кадмию; также важно исследование механизмов формирования этой устойчивости. ТМ вызывают токсический стресс посредством разнообразных механизмов, в частности, благодаря развитию окислительного стресса. Необходимость приспосабливаться к этому стрессу предопределила формирование систем антиоксидантной защиты, в которую вовлечены как низко- так и высокомолекулярные соединения. К первым относятся такие соединения, как пролин, ко вторым – различные антиокислительные ферменты. Наличие ионов ТМ в среде по-разному влияет на синтез этих соединений, и, оценивая их активность и содержание, можно судить об уровнях стресса и устойчивости к

нему [7]. Кроме того, указанные биохимические параметры определяют процессы роста и развития растений, поэтому оценка морфометрических параметров и продуктивности может также дать ценную информацию об устойчивости растений. В качестве подходящего тест-объекта для подобных исследований удобен ячмень. Данная культура известна с глубокой древности и широко возделывается по всему миру, при этом она хорошо изучена на всех уровнях организации растения.

В связи с вышесказанным была поставлена цель исследования: оценить в условиях вегетационного опыта на основе физиолого-биохимических и морфометрических показателей воспроизводимость результатов по изучению сортоустойчивости ячменя к кадмию, полученных в лабораторном эксперименте.

Материалы и методы

Вегетационный эксперимент был заложен на дерново-подзолистой супесчаной почве. Были взяты устойчивые к Cd^{2+} сорта ячменя – Симфония и Местный; и чувствительные – Са 220702 и Malva. Процедура отбора этих сортов подробно описана в работе [3]. Растения выращивали в пластиковых сосудах емкостью 5 кг по общепринятой методике [4]. Дозы $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$, внесенные в почву, составляли 25 мг/кг и 50 мг/кг. Повторности опыта составили для 50 мг/кг 4-х кратную (также и в контроле), а для 25 мг/кг – 2-х кратную, итого 40 сосудов. В почву вносили NH_4NO_3 и K_2HPO_4 в соотношении $\text{N}_{200}\text{P}_{25}\text{K}_{33}$ [1, 4]. Количество азота корректировалось с учетом его содержания в соли кадмия. Почву с внесенными солями предварительно выдерживали 14 суток при температуре 20–23 °С и влажности 60 % ПВ. Продолжительность эксперимента составила 90 суток, растения поливали дистиллированной водой до 60 % ПВ. На 30-е и 50-е сутки отбирали пробы листьев для биохимических анализов (содержание свободного пролина [6], малонового диальдегида (МДА) [8], фитогормонов [5] и активность ферментов [2]). По 10 растений оставляли до созревания. После достижения товарной спелости оценивали массу соломы, массу зерна и массу 1000 зерен; также определяли накопление кадмия в надземной биомассе. Статистическую

обработка производилась с применением программных пакетов MS Excel 2003 и Statistica 10.0.

Результаты и обсуждение

В настоящем разделе рассматриваются данные, полученные для дозы кадмия 50 мг/кг, поскольку доза 25 мг/кг не позволила уверенно дифференцировать сорта на устойчивые и чувствительные. Различия между контрольным вариантом и растениями, выращенными на загрязненной кадмием почве, отчетливо выявлялись уже на 30 день опыта. Отмечалось, что чувствительные сорта демонстрировали значимо большее угнетение, чем устойчивые. Площадь листьев и биомасса у устойчивых сортов была существенно больше таковой у чувствительных. Параметр высота растений не позволил выявить межсортовых различий.

Исследование содержания МДА не обнаружило различий между группами контрастных по устойчивости к кадмию сортов. Тоже можно сказать и о накоплении пролина, при этом оно в среднем по сравнению с контролем возрастало в 2–7 раз. Отмечено, что у чувствительного сорта Са 220702 содержание пролина было минимальным, при этом у другого чувствительного сорта *Malva* таковое оказалось максимальным среди всех сортов.

Воздействие кадмия вело к снижению содержания фитогормонов роста в зеленой части растений (ИМК и ИУК – от 10 до 50 % от контроля) в то же время стрессовых вырабатывалось больше (АБК, СК – от 200 до 600 % от контроля). Эти процессы отмечались уже на 30 день эксперимента, достигая максимума на 50-й. Выявлены некоторые, хотя и не существенные, сортовые различия в содержании гормонов. Например, на 50 день эксперимента у устойчивого сорта Местный по сравнению с чувствительными сортами уровни АБК и СК были в 2–3 раза ниже, а ИМК накапливался у него в 2–11 раз в больших количествах. Другой устойчивый сорт Симфония демонстрировал сходные с чувствительными сортами уровни АБК и СК, но вот накопление ИМК и ИУК у него было близким к контролю. Это отличало его от чувствительного сорта *Malva*, у которого содержание ростовых гормонов было крайне низким.

На 30 день опыта отмечался некоторый рост активности всех исследованных ферментов у всех сортов, но на 50 день выявлялись сортовые различия. В то время как у устойчивых сортов уровни активности сохранялись на близких к контрольным уровням или даже превышали таковые, то у чувствительных активность ферментов падала. Следует отметить устойчивый сорт Симфония: уровни активности почти всех энзимов у него превосходили показатели чувствительных сортов в 2–3,5 раза. Отмечено, что у устойчивого сорта Местный активность пероксидазы в 2 раза превышала этот показатель для обоих чувствительных сортов. Уровни активности остальных ферментов у этого сорта также превосходили результаты, полученные для чувствительных сортов.

Оценка структуры урожая наглядно показала, что воздействие кадмия привело к значительному сокращению продуктивности чувствительных сортов, в то время как устойчивые переносили стресс куда легче. Например, устойчивые сорта дали зерна по массе в 2–4 раза больше, чем чувствительные. Масса соломы оказалась не столь наглядным показателем: в то время как сорт Местный значимо опережал чувствительные сорта по этому показателю, то для сорта Симфония получены сходные с чувствительными сортами данные. Масса 1000 зерен не выявила сортовых различий. Уровни накопления кадмия в надземной биомассе были у устойчивых сортов значимо ниже, чем у чувствительных (в 2–4 раза для зерна и в 1,3–2,5 раза для соломы).

Выводы

По итогам выполненной работы можно утверждать, что особенности ответа растений ячменя, выявленные в рамках лабораторного эксперимента, в целом воспроизводились в условиях вегетационного опыта. Наиболее информативные данные получены при дозе кадмия 50 мг/кг, в то время как 25 мг/кг была недостаточна для получения надежных результатов. Морфометрические параметры четко дифференцировали группы контрастных по устойчивости к кадмию сортов. Данные по накоплению МДА и пролина не позволили выявить сортовых различий. Более интересные результаты дала оценка содержания фитогормонов и активности ферментов: в

нескольких случаях по этим параметрам устойчивые сорта демонстрировали лучшую сопротивляемость стрессу, чем чувствительные. При этом начинали обнаруживаться эти эффекты на 30 день, но наибольшей манифестации достигали на 50-й. Обнаружено, что чувствительные сорта накапливали кадмий в надземной биомассе в гораздо большей концентрации, чем устойчивые.

Собранные данные улучшают понимание механизмов формирования ответа растительных организмов на воздействие техногенного стресса. Эти результаты имеют ценное фундаментальное и прикладное значение в плане поиска генетических ресурсов для селекционной работы, направленной на выведение таких сортов основных сельскохозяйственных культур, которые бы обладали не только повышенной устойчивостью к ТМ, но и не накапливали их в опасных количествах в своей товарной части. Собранные данные также могут быть полезны для создания методологии оценки состояния природных и аграрных экосистем в условиях все возрастающего загрязнения окружающей среды.

Литература

1. Агрохимические методы исследования почв. М.: Наука, 1975. 656 с.
2. Биссвангер Х. Практическая энзимология. М.: БИНОМ. Лаборатория знаний, 2013. 328 с.
3. Дикарев А. В., Дикарев В. Г., Дикарева Н. С., Гераськин С. А. Внутривидовой полиморфизм ярового ячменя (*Hordeum vulgare* L.) по устойчивости к действию свинца // Сельскохозяйственная биология. 2014. № 5. С. 78–87.
4. Журбицкий З. И. Теория и практика вегетационного метода. М.: Наука, 1968. 260 с.
5. Шакирова Ф. М. Неспецифическая устойчивость растений к стрессовым факторам и ее регуляция. Уфа: Гилем, 2001. 160 с.
6. Bates L. S., Waldern R. P., Teare I. D. Rapid determination of free proline for water-stress studies // Plant and Soil. 1973. V. 39. № 1. P. 205–207.
7. Correa A. X. da R., Rorig L. R., Verdinelli M. A. Cadmium phytotoxicity: quantities sensitivity relationships between classical endpoints and antioxidative enzyme biomarkers // Science of the total environment. 2006. V. 357. P. 120–127.
8. Heath R. L., Packer L. Photoperoxidation in isolated chloroplasts. I. Kinetics and stoichiometry of fatty acid peroxidation // Archives of Biochemistry and Biophysics. 1968. V. 125. №1. P. 189–198.
9. Seregin I. V., Shpigun L. K., Ivaniov V. B. Distribution and toxic effects of cadmium and lead on maize roots // Russ. J. Plant Physiol. 2004. V.51. P. 525–533.

ВЛИЯНИЕ МИТОХОНДРИАЛЬНО-НАПРАВЛЕННЫХ АНТИОКСИДАНТОВ НА ОСНОВЕ ПЛАСТОХИНОНА НА УСТОЙЧИВОСТЬ РАСТЕНИЙ К ЗАГРЯЗНЕНИЮ ПОЧВЫ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ

Н. Г. Дуплий, А. В. Усатов

Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия
duplii@rambler.ru

Как подземные, так и надземные поверхности растений способны поглощать ТМ [5]. Ионы металлов играют ключевую роль в формировании структуры ферментов и белков. Растениям они требуются в крайне малых количествах для нормального роста, обмена веществ и развития. Концентрация как незаменимых, так и заменимых металлов является важным фактором в жизнедеятельности растений, однако их избыток может привести к торможению роста и снижению урожайности [7].

ТМ в токсических концентрациях нарушают нормальное функционирование растений и препятствуют метаболическим процессам различными путями, включая нарушение или смещение строительных блоков белковой структуры, что возникает в результате образования связей между ТМ и сульфгидрильными группами, [3], препятствуя образованию функциональные группы важных клеточных молекул [4], заменяя или нарушая функциональность основных металлов в биомолекулах, таких как пигменты или ферменты, и неблагоприятно влияя на целостность цитоплазматической мембраны, что приводит к подавлению жизненных событий в растениях такие как фотосинтез, дыхание и ферментативная активность [2]. С другой стороны, повышенные уровни ТМ связаны с повышенным образованием АФК, вызывающих окислительный стресс и нарушающих про-оксидантный и антиоксидантный гомеостаз в клетках растений [6]. Недавние исследования влияния антиоксидантов на устойчивость растительных организмов к абиотическим факторам

позволили выявить протекторный эффект производных пластохинона SKQ1 и SKQ3, что может найти практическое применение в сельском хозяйстве [1].

Был проведен анализ устойчивости растений к воздействию частиц оксида цинка в присутствии митохондриально-направленных антиоксидантов SKQ1 и SKQ3. Изучены морфофизиологические показатели ярового ячменя, а также оценена динамика экспрессии генов окислительного стресса проростков ячменя. Исследовано влияние SKQ1 и SKQ3 экспрессию генов про- и антиоксидантной системы ячменя при воздействии частиц оксида цинка различной дисперсности и концентрации.

Объектом исследования служили 9 дневные проростки ячменя обыкновенного (*Hordeum vulgare* L.) сорта Медикум 157 ОС. Семена замачивали в растворах SKQ1 и SKQ3 в концентрации 2,5 нМ в течение 6 часов, а затем проращивали в чашках Петри на влажной фильтровальной бумаге 36 ч при температуре 25 °С. Затем одинаково проросшие семена переносили в воду (контроль) или воду с наночастицами ZnO в двух концентрациях 300 и 2000 мг/л. После 9 суток измеряли длину корней и ростков, затем помещали растения в сушильный шкаф на 48 часов при температуре 105 °С и измеряли их массу.

Полученную в результате постановки обратной транскрипции кДНК из тканей листьев и корней ячменя применяли в качестве матрицы для ПЦР в реальном времени для определения динамики экспрессии генов про- и антиоксидантной системы проростков ячменя (*HvSodA1*, *HvSodB*, *HvGR*, *HvGST1*, *HvGST6*, *HvCat1*, *HvCat2*, *HvApx*).

Постановку полимеразной цепной реакции осуществляли с помощью коммерческого набора в присутствии красителя SYBR Green I (Евроген, Россия). Для проведения ПЦР РВ использовали 25 мкл реакционной смеси следующего состава: 5 мкл 5х буфера из набора, 3 мкл кДНК, 1 мкл прямого и обратного 10 пМ праймера, после чего стерильной водой доводили конечный объем реакционной смеси до 25 мкл. Амплификацию проводили в термоблокере CFX96 (Bio-Rad, США).

Термальный режим начальной денатурацией при 94 °С в течение 3 мин., затем 36 циклов при соблюдении температурно-временного режима: отжиг праймеров при 58 °С в течение 20 сек., элонгация – 30 сек при 70 °С, денатурация при 95 °С – 10 сек., финальная элонгация – 2 мин. при 70 °С.

Сравнительный анализ морфометрических результатов свидетельствует, что сухая масса и длина стеблей достоверно не отличаются во всех вариантах обработки относительно контрольных значений. Однако длина корней и их сухая масса снижается при обработке наночастицами ZnO концентрации 2000 мг/л на 50 % и 40 % соответственно по сравнению с контролем. При добавлении SKQ длина корней также понижается на 50 % при обработке наночастицами оксида цинка высокой концентрации, а сухая масса корней снижается на 30 % по сравнению с контролем.

Анализ динамики уровня экспрессии исследуемых генов генов в корнях растений ячменя показал, что транскрипционная активность всех изучаемых генов повышается до 8 раз при обработке SKQ1 и SKQ3 при обработке ZnO в концентрации 300 мг/л. Однако при повышении концентрации ZnO уровень экспрессии падает в 10–18 раз, что говорит об уменьшении влияния окислительного стресса. Так же можно отметить, что внесение SkQ в различных концентрациях приводит к незначительным изменениям профиля экспрессии в листьях.

Таким образом, корни в большей степени, чем побеги реагируют на воздействие тяжелых металлов, увеличивая концентрацию антиоксидантных ферментов, тогда как в листьях в отдельных случаях наблюдается снижение уровня транскрипционной системы генов антиоксидантной системы. В корнях растений, обработанных растворами SKQ1 и SkQ3 уровень экспрессии генов антиоксидантной системы значительно уменьшается, что свидетельствует о снижении концентрации ферментов окислительного стресса и повышении устойчивости растений.

Литература

1. Дуплий Н. Г. и др. Эффективность применения SkQ3 (10-(6'-метилпластохинонил децилтрифенилфосфония) при возделывании озимой пшеницы и

ярового ячменя в условиях Ростовской области // Политематический сетевой электронный научный журнал Кубанского государственного аграрного университета. 2018. № 140. С. 60-72.

2. Farid M. et al. EDTA assisted phytoremediation of cadmium, lead and zinc // Int. J. Agron. Plant Prod. 2013. Т. 4. № 11. С. 2833-2846.

3. Hall J. L. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance // Journal of experimental botany. 2002. Т. 53. № 366. С. 1-11.

4. Hossain M. A. et al. Molecular mechanism of heavy metal toxicity and tolerance in plants: central role of glutathione in detoxification of reactive oxygen species and methylglyoxal and in heavy metal chelation // Journal of botany. 2012. Т. 2012. С. 1-11.

5. Patra M. et al. Comparison of mercury, lead and arsenic with respect to genotoxic effects on plant systems and the development of genetic tolerance // Environmental and Experimental Botany. 2004. Т. 52. № 3. С. 199-223.

6. Sytar O. et al. Heavy metal-induced oxidative damage, defense reactions, and detoxification mechanisms in plants // Acta physiologiae plantarum. 2013. Т. 35. № 4. С. 985-999.

7. Zengin F. K., Munzuroglu O. Effects of some heavy metals on content of chlorophyll, proline and some antioxidant chemicals in bean (*Phaseolus vulgaris* L.) seedlings // Acta Biologica Cracoviensia Series Botanica. 2005. Т. 47. №. 2. С. 157-164.

ПОТЕНЦИАЛЬНОЕ ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ШТАММОВ МЕТАЛЛОУСТОЙЧИВЫХ *BACILLUS CEREUS* И *B. THURINGIENSIS* ДЛЯ ПРЕДУПРЕЖДЕНИЯ РАСПРОСТРАНЕНИЯ ТЕХНОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

**В. В. Зинченко, С. В. Козьменко, А. В. Горовцов,
Т. В. Бауэр, О. Е. Хронюк, Д. В. Брень, Т. М. Минкина**

Академия биологии и биотехнологии им. Д. И. Ивановского,
Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия
zinj007@gmail.com

Современные почвы степных регионов подвергаются нарастающему антропогенному влиянию, что влечет за собой увеличение объема поступающих загрязнителей и рисков возникновения опасных техногенных явлений [2]. Таким образом, нарушается функционирование всех компонентов экосистемы. Загрязнители способны мигрировать по почвенному профилю, попадая в

водоносные слои, нарушать физические и химические свойства почв, снижая урожайность, приобретая способность мигрировать на большие расстояния при выветривании, аккумулируются в растениях, попадая таким образом в пищевые цепочки и т.д. Степень воздействия и опасности определяется концентрацией загрязнителя и его химической природой. Одними из приоритетных загрязнителей в настоящее время являются тяжелые металлы (ТМ), в связи с их высокой токсичностью, способностью к биоаккумуляции и значительно затрудненной элиминацией. В связи с этим большое внимание уделяется методам ремедиации загрязненных почв. Широкое распространение получили методы, связанные с биологической ремедиацией благодаря ряду преимуществ по сравнению с другими методами. К таким методам относятся методы биосорбции с применением металлоустойчивых микроорганизмов [4].

Целью данной работы была оценка способностей металлоустойчивых штаммов *Bacillus cereus* и *B. thuringiensis* к адсорбции ионов Cu из буферных растворов.

Объекты и методы исследования

Исследуемые штаммы были выделены из образцов хемозёма (Spolic Technosol) озера Атаманское с высокой степенью полиметаллического загрязнения. Идентификация штаммов была проведена при помощи секвенирования гена 16S рРНК и масс-спектрометрии MALDI-TOF. Использование данных методов позволило идентифицировать их как *Bacillus cereus* и *B. thuringiensis*. Для оценки сорбционных свойств исследуемых штаммов при разных показателях pH среды, биомасса бактерий смешивалась в соотношении 1:10 с рядом цитратно-фосфатных буферов с диапазоном pH от 3 до 8 с шагом в 1 и содержанием меди 10 ммоль/л, в форме CuSO_4 . Данный диапазон pH был выбран, исходя из значений кислотности разных типов почв Ростовской области. После инкубации чистой культуры в течение 16 часов при температуре 30°C супернатант разбавлялся в соотношении 1:100 с дистиллированной водой и анализировался при помощи атомно-абсорбционного спектрометра «Квант 2мт».

Для оценки влияния равновесной концентрации на эффективность сорбции готовился ряд буферов с концентрациями меди 0,02; 0,05; 0,08; 0,1; 0,3; 0,5; 1 ммоль/л. Опыт проводился по методике аналогичной для оценки сорбционных свойств исследуемого штамма при разных показателях pH среды.

Статистическую обработку проводили при помощи пакета Microsoft Excel для Windows. Для составления математических моделей использовалось ПО SigmaPlot 12.5. Для описания зависимости величины адсорбции ионов металла биомассой от равновесной концентрации металла в растворе описывалась уравнением изотермы Ленгмюра и Фрейндлиха. Уравнение изотермы Ленгмюра было представлено в виде:

$$A = A_{\max} KC / (1 + KC),$$

где $A_{\max}$ – величина предельной адсорбции.

Уравнение Фрейндлиха: $A = K_f C^{1/n}$

Результаты и обсуждение

Согласно ряду литературных данных pH, является одним из наиболее важных параметров, влияющих на биохимическое поведение ионов металлов в водной системе, так как pH системы напрямую влияет на форму металла в растворе, что может изменить биосорбционную способность [3]. Оптимальный диапазон pH для каждого отдельного вида обусловлен особенностями проходящих биохимических процессов на основе окислительно-восстановительных реакций, гидролиза, комплексообразования и осаждения [1]. Однако, в нашем исследовании данная тенденция не соблюдается. Как видно из рисунка 1, количество адсорбированного металла *Bacillus cereus* не имеет статистически достоверных отличий в ряду 4–8 pH, но при pH среды 3 достоверно ниже остальных показателей и составляет $0,023 \pm 0,0052$ ммоль/г. Для штамма *B. thuringiensis* отмечается слабая корреляция между количеством адсорбированного металла и pH среды – статистически достоверных отличий не наблюдается во всем исследуемом диапазоне кислотности среды. Таким образом, адсорбционная способность исследуемых штаммов не продемонстрировала связи с уровнем pH.

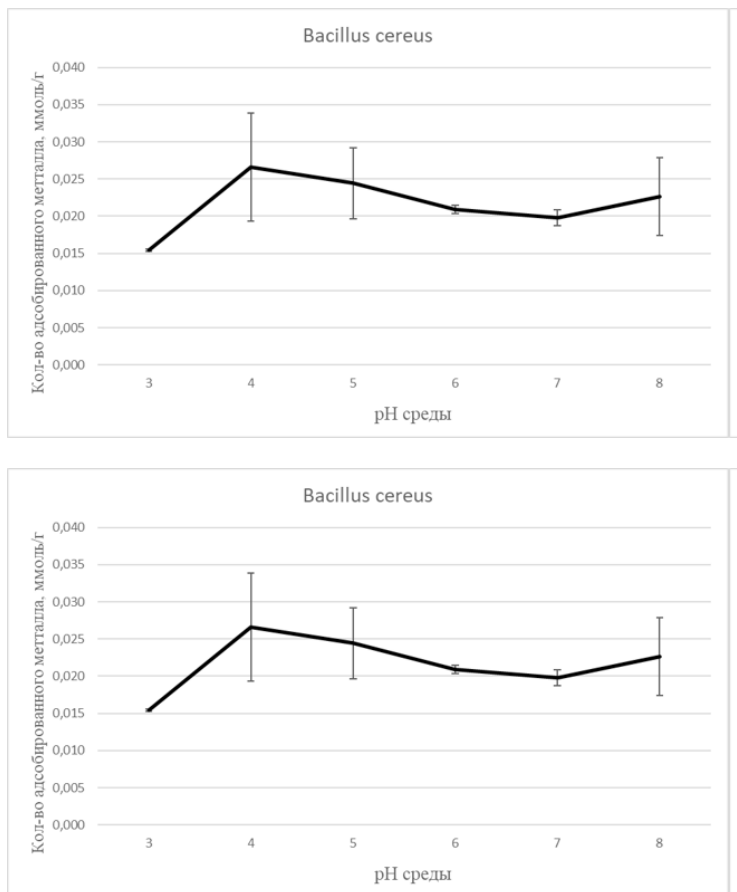


Рисунок 1 – Влияние pH на адсорбцию меди *Bacillus cereus* и *B. thuringiensis*

На рисунке 2А мы наблюдаем линейное возрастание количества адсорбированного загрязнителя. Пиковое значение поглощенного металла составляет $0,65 \pm 0,19$ мкмоль/г, что согласуется с результатами, полученными при расчете уравнения Ленгмюра. Константа Ленгмюра данного штамма составляет $59,32 \pm 2,96$, что является самым низким значением среди исследованных штаммов. Одновременно с этим экспериментальное и теоретическое

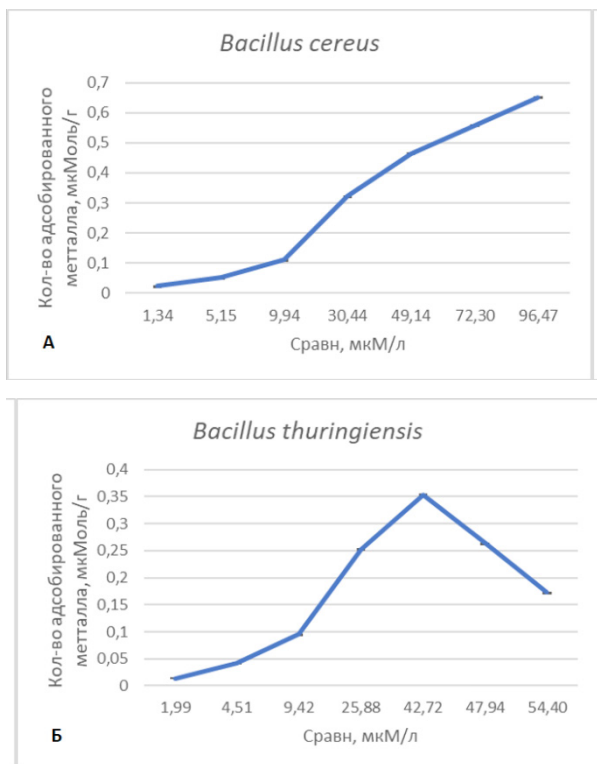


Рисунок 2 – Изотерма адсорбции Cu (II) на *Bacillus cereus* (А) и *B. thuringiensis* (Б)

максимальные значения являются самыми высокими среди исследованных штаммов. Гистограмма на рисунке 2Б демонстрирует достижение пика и постепенное снижение показателей. Из рисунка 2Б видно, что нарастание количества поглощенного металла продолжается до равновесной концентрации 42,72 мкМоль/л и составляет $0,354 \pm 0,007$ мкМоль/г. Расчёт уравнения Ленгмюра показал, что максимальная адсорбция данного штамма составит $0,3 \pm 0,1$ мкмоль/г. Константа Ленгмюра составляет $108,56 \pm 5,42$, что свидетельствует о высоком сродстве биосорбента и ионов металлов. Степень адсорбции Cu (II) для данного штамма составляет $0,0009 \pm 0,0001$.

Выводы

Согласно полученным результатам рН не оказывает значительного влияния на процесс адсорбции меди у исследуемых штаммов. Использование математических моделей показало, что *Bacillus cereus* в данных условиях является более эффективным сорбентом с высокой сорбционной емкостью. *B. thuringiensis* обладает высоким сходством с сорбатом, что делает его потенциально эффективным сорбентом для других тяжелых металлов.

Исследование выполнено в молодежной лаборатории химии и экологии почв, созданной по программе «Приоритет 2030» в ТГПУ им. Толстого в 2022 г., и при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования Российской Федерации, грант БРИКС, Соглашение 13.2251.21.0192.

Литература

1. Esposito A., Pagnanelli F., Vegliò F. pH-related equilibria models for biosorption in single metal systems // Chemical Engineering Science. 2002. Т. 57. № 3. С. 307–313.
2. Gunko S. O., Tsvetkova N. M., Neposhivaylenko N. O. The interpolation of cadmium in soils of an urbanized territory of the steppe Dnieper region using geoinformation modeling methods // Biosystems Diversity. 2018. Т. 26. № 2. С. 145–152.
3. Yan G., Viraraghavan T. Heavy-metal removal from aqueous solution by fungus *Mucor rouxii* // Water research. 2003. Т. 37. № 18. С. 4486–4496.
4. Копчик Г. Н. Современные подходы к ремедиации почв, загрязненных тяжелыми металлами (обзор литературы) // Почвоведение. 2014. № 7. С. 851–851.

СРАВНИТЕЛЬНОЕ ИССЛЕДОВАНИЕ АДСОРБЦИИ МЕДИ ЧЕРНОЗЕМОМ КВАЗИГЛЕЕВАТЫМ И СЕРОЙ ПОЧВОЙ

А. Д. Иовчева¹, И. Н. Семенков², Д. Л. Пинский³

^{1,3} Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения
РАН, г. Пущино, Россия

y_nastia@mail.ru; pinsky43@mail.ru

² Географический факультет МГУ имени М. В. Ломоносова,
г. Москва, Россия

semenkov@geogr.msu.ru

Несмотря на многочисленные исследования, посвященных выявлению механизмов и закономерностей удержания тяжелых металлов (ТМ) почвами, однозначная оценка роли тех или иных компонентов и свойств почвы на величину адсорбции и прочность закрепления ионов в почвенно-поглощающем комплексе до настоящего времени отсутствует. Считается, что в поглощение ТМ в общем, и меди в частности, наибольший вклад вносят такие характеристики почв, как гранулометрический и минералогический составы, содержание органического вещества ($C_{\text{орг}}$) присутствие карбонатов, величина pH среды. Поглотительная способность почв является ключевым фактором, определяющим ее развитие, плодородие и экологические функции [3]. Однако почвенный покров отличается высокой пестротой, что обусловлено влиянием многочисленных факторов не почвенного характера: температуры, влажности, рельефа и др. Все это требует более глубокого изучения закономерностей и механизмов поглотительной способности почв и связи этой способности с их составом и свойствами почв и функцией в биосфере.

Целью работы является исследование закономерностей сорбции меди серой лесной почвой (далее серая) и черноземом квазиглееватым с учетом их состава и свойств.

Объектами исследования служили гумусовые горизонты (верхние 0–15 см) серой почвы и чернозема квазиглееватого. Классификация почв проведена согласно [1]. Обе почвы сформировались в пределах лесостепной зоны, однако в разных геологических и климатических провинциях. Образцы серой почвы были отобраны на территории опытно-полевой станции ИФХиБПП РАН (Пушино), расположенной в пределах Среднерусской возвышенности в зоне умеренного климата. Почвообразующие породы – покровные и моренные суглинки. Чернозем квазиглееватый сформировался в пределах лесостепной зоны Барабинской равнины в пределах участка, расположенного в 11 км к западу от города Барабинска, в зоне континентального климата. Почвообразующие породы – озерно-аллювиальные суглинки.

Гумусовый горизонт серой почвы (АУ) имеет среднесуглинистый гранулометрический состав (табл. 1), близкий к нейтраль-

ному pH, содержит 2,1 % гумуса и менее 0,3 % карбонатов. Не-высокое содержание гумуса может быть связано с эрозионными процессами, окультуриванием почвы и расположением в северной части лесостепной зоны. Согласно почвенной карте Московской области [5] она может быть отнесена к светло-серым (серые малогумусированные по [1]) или серым эродированным почвам.

Таблица 1. Основные характеристики исследуемых почв

почва	pH _{водный}	C _{орг.} %	физическая глина, %	илистая фракция, %	CaCO ₃ %
серая	5,7	1,2	35	16	0,3%
чернозем	6,9	2,8	51	6	<1%*

*Примечание. Данные приведены на основании отсутствия вскипания с 10% HCl

Гумусовый горизонт чернозема квазиглееватого (AU) тяжело-суглинистый, имеет нейтральную реакцию (табл. 1), содержание гумуса около – 4,8 %. Общая щелочность горизонта AU не превышает 0,05 %.

В ходе работы были проведены эксперименты по оценке сорбции методом серий растворов. К навескам серой почвы и чернозема по 2 г приливали 20 мл растворов ацетата меди с концентрацией от 0,03 до 3 ммоль/л (от 3 до 30 ммоль/кг) при соотношении почва:раствор – 1 : 10. Суспензии встряхивали в течение 4 часов, после чего выдерживали в состоянии покоя в течение 20 часов для достижения равновесия в системе. Затем образцы центрифугировали и фильтровали через мембранный фильтр из ацетата целлюлозы с диаметром пор 45 мкм. Определение содержания меди в фильтрате, проводили методом атомно-абсорбционной спектроскопии на приборе «AAnalyst 400» фирмы PerkinElmer (США) в ЦКП ПНЦБИ РАН. Количество поглощенных катионов меди рассчитывали по разности между содержанием в исходном растворе ацетата меди и в равновесном. С на основании полученных экспериментальных данных были построены изотермы.

Следует отметить, что изотерма адсорбции меди серой почвой имела «лэнгмюровский» вид (имела зону линейности и зону насыщения).

Аппроксимация изотерм выполнена с использованием статистической программы SigmaPlot 12.5. Лучше всего изотерма серой почвы описывается 2-х параметрическим уравнением Лэнгмюра (рис. 1), где y – количество поглощенного катиона ммоль/кг, x – концентрация катиона в равновесном растворе, q ($C_{\max}$) – максимальная адсорбция ммоль/кг и k (K_L) – константа сродства л/ммоль. Также она удовлетворительно описывается уравнением Фрейндлиха, где x и y аналогичны «лэнгмюровским», а k (K_F) – коэффициент Фрейндлиха (рис. 1). Рассчитанные параметры уравнений представлены в таблице 2.

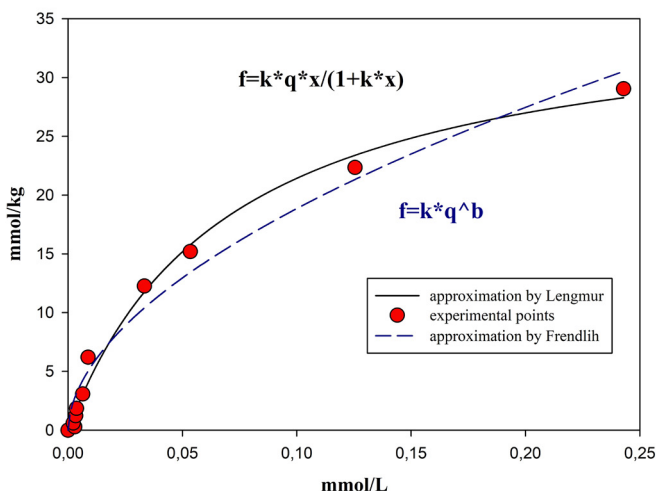


Рисунок 1 – Аппроксимация изотермы адсорбции Си серой лесной почвой

Изотерма сорбции меди черноземом имела сложный вид. При малых заполнениях (в диапазоне вносимых концентраций до 12,6 ммоль/кг) изотерма имела форму характерную для уравнения Фрейндлиха (безграничная адсорбция); при больших (от 12,6 до

31,5 ммоль/л) – уравнения Ленгмюра. Аппроксимацию экспериментальной изотермы производили с использованием уравнений Генри и Фрейндлиха (рис. 2). Параметры уравнений представлены в таблице 2. Следует отметить, что параметр $1/n$ (степень) в уравнении Фрейндлиха близок к 1. Это значит, что само уравнение обладает свойствами близкими к уравнению Генри.

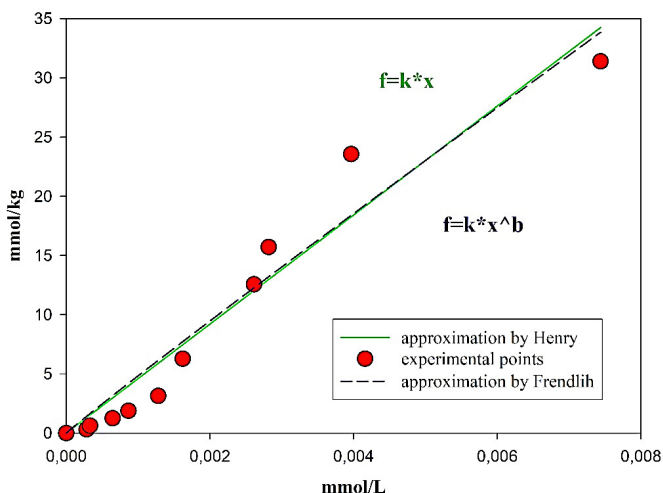


Рисунок 2 – Аппроксимация изотермы адсорбции Cu черноземом квазиглееватым

Стоит отметить, что ситуация, когда изотерма адсорбции нативной почвы описывается уравнением Генри, достаточно редка [3, 5]. Более распространено описание изотерм адсорбции с помощью уравнения Ленгмюра или Фрейндлиха, даже при описании изотерм адсорбции меди черноземами. При возможности аппроксимации изотерм адсорбции разных типов почв уравнением одного вида можно сравнивать значения $S_{\max}$, K_L (для уравнения Ленгмюра) или K_F (константа в уравнении Фрейндлиха).

Таблица 2 – Результаты аппроксимации

почва	Параметры уравнений							
	Лэнгмюр			Фрейндлих			Генри	
	$C_{\max}$	K_L	R^2	K_F	$1/n$	R^2	K	R^2
серая	36 ± 2	14 ± 2	0,99	66 ± 7	0,54	0,97	н.д.	
чернозем	н.а.			3926 ± 2237	0,96	0,95	4604 ± 260	0,95

Примечания: н.а. – не аппроксимируется, н.д. – нет данных.

В данном эксперименте можно сравнить параметры адсорбции серой почвы и чернозема, вычисленных по уравнению Фрейндлиха, так как изотерма чернозема уравнением Лэнгмюра не аппроксимируется. Значение K_F чернозема, коэффициента отражающего сорбционную способность почвы [4], как минимум в 20 раз выше, чем K_F серой почвы. Таким образом, экспериментально доказано, что сродство чернозема к меди много выше, чем у серой почвы.

Если сравнивать параметры серой почвы, вычисленные с помощью уравнения Лэнгмюра, с аналогичными полученными другими исследователям, например в работе [2], то у исследуемой серой почвы K_L оказывается ниже, чем у чернозема обыкновенного, а $C_{\max}$ – выше. Известно, что $C_{\max}$ возрастает по мере увеличения дозы вносимой меди [4]. В работе [2] в почву вносилось до 1 ммоль/л Си, поэтому меньшее значение $C_{\max}$ не объясняется тем фактом, что чернозем сорбирует меньшее количество Си, а тем, что условия проведения сорбционных экспериментов (вид сопутствующего аниона, вносимые дозы и пр.) влияют на расчётные параметры.

Помимо значений K_F есть также косвенные способы сравнения адсорбционной способности двух почв. Как уже было сказано выше, изотерма адсорбции чернозема показывает отсутствие насыщения, в отличие от изотермы серой почвы, в которой наблюдается уменьшение темпов поглощения при концентрации вносимой меди выше 12,6 ммоль/кг (800 мг/кг). В диапазоне значений от 12,6 до 31,5 ммоль/кг при одинаковом количестве вне-

сенного вещества, адсорбция меди черноземом проходит более полно. Степень адсорбции меди черноземом даже при высоких значениях составляет более 99 % (табл. 3).

Таблица 3 – Показатели адсорбции Си почвами при внесении более 12 ммоль/кг

Почва	Внесено, ммоль/кг				Поглощено, ммоль/кг				Поглощено в % от внесенного			
серая	12,59	15,74	23,60	31,47	12,26	15,20	22,35	29,04	97	97	95	92
чернозем					12,56	15,71	23,57	31,40	> 99			

Так как исследуемые почвы не контрастны по содержанию физической глины, то наиболее вероятно, что основным фактором, определяющим более высокую адсорбционную способность чернозема квазиглееватого по сравнению с серой почвой, является содержание и состав органического вещества почв. По косвенным признакам (высокое содержание гумуса, нейтральный pH, зернисто-комковатая структура) можно сделать вывод, что в исследуемом черноземе достаточно гуминовых кислот и иных органических компонентов, способных служить как источником ионообменных позиций, так и образовывать в связи с ионами меди различные малорастворимые соединения. Более того, меньшее содержание илистой фракции (одного из основных компонентов-сорбентов в составе минеральной части) в черноземе по сравнению с серой почвой, дает еще больше оснований считать органическое вещество основным фактором его высокой адсорбционной способности.

Литература

1. Классификация и диагностика почв России / Авторы и составители: А. А. Шишов, В. Д. Тонконогов, И. И. Лебедева, М. И. Герасимова. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
2. Минкина Т. М., Пинский Д. А., Самохин А. П., Крыщенко В. С., Гапонова Ю. И., Микаилсой Ф. Д. Влияние сопутствующего аниона на поглощение цинка, меди и свинца черноземом // Почвоведение. 2009. № 5. С. 560–566.
3. Путилина В. С., Галицкая И. В., Юганова Т. И. Адсорбция тяжелых металлов почвами и горными породами. Характеристики сорбента, условия, па-

раметры и механизмы адсорбции. аналит. обзор / Учреждение Рос. акад. наук Гос. публич. науч.-техн. б-ка Сиб. отд-ния РАН, Учреждение Рос. акад. Наук. Ин-т геоэкологии им. Е. М. Сергеева РАН. Новосибирск: ГПНТБ СО РАН, 2009. 155 с. (Сер. Экология. Вып. 90).

4. Сосорова С. Б., Меркушева М. Г., Болонева Л. Н., Убугунов А. А. Параметры сорбции ионов кобальта и никеля солончаками Западного Забайкалья // *Агрохимия*. 2018. № 9. С. 69–79.

5. Национальный атлас почв РФ. Раздел 8. Использование земельных ресурсов и почв. Почвенная карта Московской области. URL: <https://soil-db.ru/soilatlas/razdel-8-ispolzovanie-zemelnyh-resursov-i-pochv/8-2-regiony-rossiyskoi-federacii/moskovskaya-oblast-moskva>

ИДЕНТИФИКАЦИЯ ФОРМ КАДМИЯ В РАСТИТЕЛЬНЫХ ОБРАЗЦАХ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ МЕТОДА XRD НА СИНХРОТРОННОМ ИЗЛУЧЕНИИ

**М. В. Киричков, В. А. Шуваева, Д. Г. Невидомская,
В. С. Цицуашвили, Н. П. Черникова,
С. С. Манджиева**

Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия
ihomeer@gmail.com

Кадмий (Cd) является одним из наиболее токсичных тяжелых металлов (ТМ) для всех живых организмов, включая растения [4]. В отличие от ряда других ТМ, Cd не относится к числу эссенциальных элементов необходимых для жизнедеятельности растений, однако они достаточно активно поглощают и аккумулируют его в своих органах. Кадмий имеет длительный период полураспада в живых организмах [5]. Чтобы снизить риск воздействия Cd, необходимо проводить исследования по поглощению и трансформации соединений Cd в растениях, особенно злаков, которые являются основными источниками Cd для человека [3]. В настоящее время особую озабоченность вызывают наноформы химических соединений, рост использования которых сильно возрос в последние годы. Существует опасность от проникновения наночастиц и их поступление в природно-антропогенные

системы агроландшафтов [2]. Исследования Бирбаум с соавторами [1] сообщили, что ~63 % Cd поступает в агроландшафты за счет средств химизации сельского хозяйства.

В этой связи, необходимы всесторонние исследования о потенциальных воздействиях, оказываемых ТМ в форме наночастиц на растения сельскохозяйственных культур, а также значение и особенности поведения наноформ ТМ при поступлении в почву.

Цель данного исследования состояла в исследовании трансформации различных по дисперсности соединений оксидов Cd при их аккумуляции растениями ярового ячменя (*Hordeum sativum*).

Исследования проводили в условиях модельного эксперимента при котором проводили искусственное насыщение почвы соединениями CdO в форме наночастиц (CdO-нано) и макродисперсных форм (CdO-макро). Для целей исследования использовали верхний слой (0–20 см) незагрязненного чернозема обыкновенного карбонатного с территории ООПТ «Персиановская степь». Насыщение почвы Cd в форме макрооксидов и наноксидов проводили в единой дозе – 100 мг/кг, что соответствует антропогенному уровню содержания Cd в почве, способному оказывать токсический эффект на растения. Инкубация почвы происходила в течение полугода при комнатной температуре и естественном освещении. После 6 месяцев инкубации в почву был посеян яровой ячмень двурядный (*Hordeum sativum*) сорта Ратник. Срок выращивания растений составил 30 дней.

Для дальнейших задач инструментальных физических методов анализа растения ячменя высушивали, измельчали и подвергали озолению в муфельной печи при температуре свыше 500 °С, чтобы удалить все органические составляющие и оставить в образце только минеральные компоненты.

Рентгенофазовое исследование (XRD) образцов проводили на линии рентгеноструктурного анализа (Белок/РСА) Курчатовского источника синхротронного излучения [6]. Длина волны монокроматического излучения 0,8 Å (энергия фотона 15 498 эВ). Дифрактограммы измеряли с помощью детектора 2D Rayonix SX165. Время экспозиции составляло 5 минут. Расшифровка результатов рентгеновских дифрактограмм осуществлялась с

использованием ресурсов базы данных COD2016 и базы ICSD (Inorganic Crystal Structure Database). Для проведения фазового анализа из дифрактограмм предварительно был вычтен фон.

Рентгеноструктурное исследование озоленных растений ячменя, после того как удалили органическую составляющую может дать интересную информацию о кристаллических фазах и минералах, присутствующих в тканях растений, выращенных в контролируемых лабораторных условиях. Это позволяет оценить особенности трансформации соединений CdO-нано и CdO-макро и идентифицировать новые соединения в озоленной массе растений.

Результаты рентгеновской дифракции на синхротронном излучении позволили идентифицировать, что в дифракционной картине образца растений ячменя при насыщении CdO-нано присутствуют вклады от трех основных фаз (табл. 1): $\text{Cd}_5(\text{PO}_4)_3\text{Cl}$ с гексагональной кристаллической решеткой (72,0 %), $\text{Cd}(\text{SO}_4)$

Таблица 1 – Идентифицированные минеральные фазы и их доля в исследуемых образцах растений ячменя при насыщении CdO-нано и CdO-макро

Буквенное обозначение фаз	Доля (%)	Название фазы	Формула
образец растений ячменя, насыщенный CdO-нано			
A	72,0	Хлорапатит кадмия	$\text{Cd}_5(\text{PO}_4)_3\text{Cl}$
B	15,8	Сульфат кадмия	$\text{Cd}(\text{SO}_4)$
C	12,2	Афтиталит	$\text{K}_3\text{NaO}_8\text{S}_2$
-	19,6	Не определено	-
образец растений ячменя, насыщенный CdO-макро			
A	75,0	Сильвит	KCl
B	10,1	Нитрат калия	KNO_3
C	5,2	Кальций-кадмий карбонат	$\text{CaCd}(\text{CO}_3)$
D	4,8	Силикат натрия	$\text{AlNa}(\text{SiO}_4)$
E	3,2	Галит	NaCl
F	1,8	Сульфат кадмия	$\text{Cd}(\text{SO}_4)$
-	17,1	Не определено	-

с орторомбической кристаллической решеткой (15,8 %) и ($K_3NaO_8S_2$) с тригональной кристаллической решеткой (12,2 %). Также присутствуют вклады фазы CdO (19,6 %), которые выражаются в небольшом количестве дополнительных пиков малой интенсивности. Данный образец характеризуется достаточно значительным содержанием Cd, доля которого находится на уровне 54,39 % (табл. 2).

Таблица 2 – Массовая доля отдельных элементов, составляющих минеральные фазы в исследуемых образцах растений ячменя при насыщении формами Cd

образец растений ячменя, насыщенный CdO-нано		образец растений ячменя, насыщенный CdO-макро	
Элемент	Содержание (%)	Элемент	Содержание (%)
Cd	54,39	K	39,50%
O	25,21%	Cl	37,59%
P	7,58%	Na	7,17%
S	4,79%	O	4,43%
K	4,30%	C	2,96%
Cl	2,89%	N	2,86%
		Cd	2,50%
		Al	1,54%
		Ca	1,13%
		S	0,27%
		Si	0,04%

Образец растений ячменя, насыщенных CdO-макро характеризуется вкладами от шести основных фаз: (KCl) с кубической кристаллической решеткой (75,0 %), (NaCl) с кубической кристаллической решеткой (13,3 %), $CaCd(CO_3)$ с тригональной кристаллической решеткой (5,2 %), $AlNa(SiO_4)$ с тетрагональной кристаллической решеткой (4,8 %), и $Cd(SO_4)$ с орторомбической кристаллической решеткой (1,8 %). Также присутствуют вклады неуставовленных фаз (17,1 %) (по данным площадей под пиками), которые выражаются в небольшом количестве дополнительных пиков малой интенсивности. Данный образец характерен пониженным содержанием Cd, доля которого находится на уровне 2,50 %.

Таким образом, идентифицированы доминирующие кадмий-содержащие кристаллические фазы, которые образуются при трансформации форм CdO в тканях растений ячменя. При насыщении CdO-нано выявлены вклады от следующих кадмий содержащих фаз: $\text{Cd}_5(\text{PO}_4)_3\text{Cl}$ и $\text{Cd}(\text{SO}_4)$, а при насыщении CdO-макро: $\text{CaCd}(\text{CO}_3)$, $\text{Cd}(\text{SO}_4)$, а также присутствуют вклады фазы CdO, что свидетельствует о неполной трансформации соединений Cd в макродисперсной форме, которые могут отлагаться на клеточных стенках в неизменном виде. Массовая доля кристаллического Cd в озоленных образцах ячменя при насыщении CdO-нано и CdO-макро составила 54,39 % против 2,50 %. Этот факт доказывает [7] на высокую проникающую способность Cd в наноформе в ткани растений ячменя и последующую его аккумуляцию с образованием новых минеральных фаз.

Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда (проект №21-77-20089) в Южном федеральном университете.

Литература

1. Birbaum, K., Brogioli, R., Schellenberg, M., Martinoia, E., Stark, W.J., Gunther, D., Limbach, L.K., 2010. No evidence for cerium dioxide nanoparticle translocation in maize plants // *Environmental Science & Technology*. 2010. Vol. 44. P. 8718–8723.
2. Burachevskaya M., Minkina T., Mandzhieva S., Bauer T., Nevidomskaya D., Shuvaeva V., Sushkova S., Kizilkaya R., Gülser C., Rajput V. Transformation of copper oxide and copper oxide nanoparticles in the soil and their accumulation by *Hordeum sativum* // *Environmental Geochemistry and Health*. 2021. Vol. 43 P. 1655–1672.
3. Filippini, T., Cilloni, S., Malavolti, M., Violi, F., Malagoli, C., Tesauro, M., Bottecchi, I., Ferrari, A., Vescovi, L., Vinceti, M. Dietary intake of cadmium, chromium, copper, manganese, selenium and zinc in a Northern Italy community // *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*. 2018. Vol. 50. P. 508–517.
4. Fransson, M.N., Barregard, L., Sallsten, G., Akerstrom, M., Johanson, G. Physiologically-based toxicokinetic model for cadmium using Markov-chain Monte Carlo analysis of concentrations in blood, urine, and kidney cortex from living kidney donors // *Toxicological Sciences*. 2014. Vol. 141. P. 365–376.
5. Godt, J., Scheidig, F., Grosse-Siestrup, C., Esche, V., Brandenburg, P., Reich, A., Groneberg, D.A. The toxicity of cadmium and resulting hazards for human health // *Journal of Occupational Medicine and Toxicology*. 2006. Vol. 1. P. 22–33.

6. Svetogorov, R. D., Dorovatovskii, P. V., Lazarenko, V. A. Belok/XSA diffraction beamline for studying crystalline samples at Kurchatov Synchrotron Radiation Source // *Crystal Research and Technologies*. 2020. Vol. 55(5). P. 1900184.

7. Zhu, H., Han, J., Xiao, J.Q., Jin, Y. Uptake, translocation, and accumulation of manufactured iron oxide nanoparticles by pumpkin plants // *J. Environ. Monit.* 2008. Vol. 10. P. 713–717.

ТОКСИЧНОСТЬ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ПОЧВ РОСТОВСКОЙ ОБЛАСТИ

**М. В. Климова, Ш. К. Карчава, Т. Н. Ажогина,
А. Е. Хмелевцова, И. С. Сазыкин**

Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия
*mzhuravleva@sfedu.ru, skarchava@sfedu.ru, tazhogina@sfedu.ru,
lehmelevcova@sfedu.ru, issa@sfedu.ru*

Состоянию почвы в настоящее время уделяется все больше внимания, поскольку негативные последствия их антропогенного загрязнения проявляются на региональном и на глобальном уровнях [4]. Почва как важнейший элемент биогеоценоза [1], способна накапливать различные загрязняющие компоненты. Значительный вклад в загрязнение сельскохозяйственных почв вносит та часть минеральных удобрений, которая не усваивается растениями [3]. Один из основных механизмов действия токсикантов сводится к увеличению содержания активных форм кислорода; их высокие концентрации способны полностью подавлять работу антиоксидантных систем, приводить к окислительному стрессу и гибели живых организмов [2]. Важной задачей является разработка программ мониторинга химического загрязнения почв [4].

Целью работы являлось изучение наличия веществ, вызывающих окислительный стресс, в сельскохозяйственных почвах пос. Рассвет Ростовской области методом биотестирования с использованием бактериальных люминесцентных биосенсоров.

Полевой эксперимент проводился с мая по июль 2021 года в пос. Рассвет Ростовской области, Россия. На экспериментальном участке выращивали нут (*Cicer arietinum*) и горох (*Pisum sativum*)

в 4-х вариантах обработок: контроль, только удобрения без пестицидов, только пестициды без удобрений, совместное применение удобрений и пестицидов. В качестве удобрений применяли азотно-фосфорно-калийные удобрения N15P15K15 (S10) и P40K40. Так же вносились следующие препараты химической защиты растений: Эфория, Цериакс Плюс, Бенито, Фаскорд, Би-58.

Для выявления веществ, генерирующих супероксид-анион радикал, был использован метод биотестирования с использованием бактериального lux-биосенсора *E. coli* MG1655 (pSoxS-lux). Так же был использован биосенсор *E. coli* MG1655 (pKatG-lux), реагирующий на присутствие пероксидов [5]. Мерой токсичности служил фактор индукции (I) – отношение биолюминесценции опытной пробы к биолюминесценции контрольной пробы. При достоверном отличии опыта от контроля $I < 2$ оценивали как «слабый» токсический эффект, $2 \leq I \leq 10$ – «средний», $I > 10$ – «сильный».

В результате проведенных исследований были получены следующие результаты.

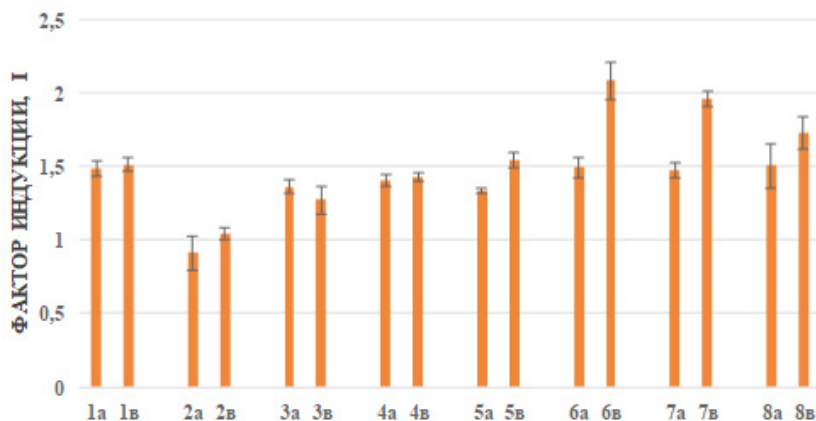


Рисунок 1 – Биолюминесцентный ответ штамма *E. coli* MG1655 (pSoxS-lux) при воздействии водных экстрактов проб почв. 1а, 1в – без внесения удобрений и пестицидов, горох (контроль); 2а, 2в – с внесением только удобрений, горох; 3а, 3в – с внесением только пестицидов, горох; 4а, 4в – с внесением удобрений и пестицидов, горох; 5а, 5в – без внесения удобрений и пестицидов, нут (контроль); 6а, 6в – с внесением только удобрений, нут; 7а, 7в – с внесением только пестицидов, нут; 8а, 8в – с внесением удобрений и пестицидов, нут

Ответ штамма *E. coli* MG1655 (pSoxS-lux), реагирующего на вещества, генерирующие супероксид-анион радикал, колебался от слабого до среднего (рис. 1). Так почва под посевами гороха во всех деланках не обладала токсическими эффектами.

В деланках с посевами нута все зарегистрированные эффекты оценивались как средние. Но как видно из рисунка 1, в деланках с добавлением только удобрений (6в) токсический эффект самый высокий, по сравнению с остальными. Максимальный фактор индукции составил 2,08.

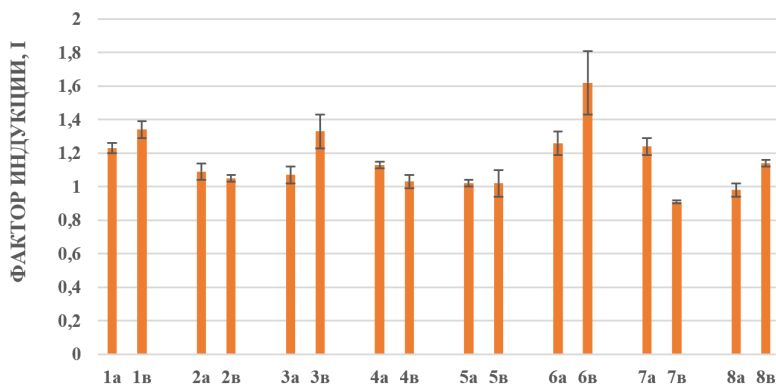


Рисунок 2 – Биолуминесцентный ответ штамма *E. coli* MG1655 (pKatG-lux) при воздействии водных экстрактов проб почв. 1а, 1в – без внесения удобрений и пестицидов, горох (контроль); 2а, 2в – с внесением только удобрений, горох; 3а, 3в – с внесением только пестицидов, горох; 4а, 4в – с внесением удобрений и пестицидов, горох; 5а, 5в – без внесения удобрений и пестицидов, нут (контроль); 6а, 6в – с внесением только удобрений, нут; 7а, 7в – с внесением только пестицидов, нут; 8а, 8в – с внесением удобрений и пестицидов, нут

В почвах под посевами гороха не было зафиксировано токсических эффектов ни в одной из исследованных деланок (рис. 2).

Биолуминесцентный ответ слабой силы lux-биосенсора *E. coli* MG 1655 (pKatG-lux) реагирующего на повышение уровня органических пероксидов в среде, был обнаружен в точке 6в – участок под посевами нута с внесением удобрений. Фактор индукции составил 1,62.

Таким образом было показано, что внесение минеральных удобрений в пахотную почву, занятую посевами гороха и нута, способствует накоплению веществ, вызывающих окислительный стресс. В связи с этим необходим постоянный мониторинг сельскохозяйственных почв, и разработка методов улучшения их состояния.

Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда № 21-76-10048, <https://rscf.ru/project/21-76-10048/> в Южном федеральном университете

Литература

1. Снетилова В. С. Экологическая оценка загрязнения почв тяжёлыми металлами // Ростовский научный журнал. 2017. № 7. С. 93–101.
2. Терехова В. А., Прудникова Е. В., Кирюшина А. П. и др. Фитотоксичность тяжелых металлов в дерново-подзолистых почвах разной степени окультуренности // Почвоведение. 2021. № 6. С. 757–768. DOI 10.31857/S0032180X21060137.
3. Широков Ю. А. Инженерные и технологические проблемы повышения экологической безопасности растениеводства // Факторы и эффективные механизмы устойчивого развития / под общ. ред. Г. Ю. Гуляева. Пенза : «Наука и Просвещение» (ИП Гуляев Г. Ю.), 2020. С. 72–85.
4. Ягафарова Г. Г., Маллябаева М. И., Ибрагимова Ч. И., Забиров Т. З. Мониторинг сельскохозяйственных угодий после обработки пестицидами // Башкирский химический журнал. 2014. Т. 21. № 3. С. 99–103.
5. Sazykin I. S., Sazykina M. A., Khmelevtsova L. E., Mirina E. A., Kudееvskaya E. M., Rogulin E. A., Rakin A. V. Biosensor-based comparison of the ecotoxicological contamination of the wastewaters of Southern Russia and Southern Germany // Int. J. Environ. Sci. Technol. 2016. 13(3):945–954. DOI 10.1007/s13762-016-0936-0

ЗАКОНОМЕРНОСТИ СОРБЦИИ ФУЛЬВОВОКИСЛОТЫ НА МУСКОВИТЕ И КАОЛИНИТЕ

К. А. Колчанова, И. И. Толпешта

ФГБНУ ФИЦ Почвенный институт им. В. В. Докучаева, Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова, г. Москва, Россия
kolchanovakseniia@yandex.ru

Взаимодействие органического вещества с минеральными компонентами твердой фазы почв является важнейшим процес-

сом, регулирующим цикл и баланс углерода в биосфере. Сорбированное на минералах органическое вещество становится более устойчивым к микробному разложению. Сорбция предотвращает вымывание органического вещества из почвенного профиля. Закрепление на минеральных поверхностях и повышение устойчивости к биодеструкции способствует накоплению органического вещества в почвах и обеспечивает секвестрацию углерода [1, 6, 9]. Закрепленные на поверхности гуминовые кислоты в значительной степени модифицирует поверхность минералов, изменяя ее сорбционные свойства [7]. При взаимодействии с минеральными компонентами почв водорастворимое органическое вещество (ВОВ) подвергается фракционированию и трансформируется [5.8.11].

Несмотря на накопленные к настоящему времени сведения о составе и свойствах органоминеральных соединений в почве и о сорбционном фракционировании компонентов ВОВ вблизи минеральных поверхностей, до сих пор не существует четкого представления о количественном вкладе поверхностей минералов в трансформацию ВОВ. Для создания прогнозных моделей по закреплению органического углерода в почвах и его устойчивости к биодegradации требуются дополнительные сведения об особенностях сорбции водорастворимого органического вещества на различных по минералогическому составу и размеру минеральных компонентах разных типов почв.

Объекты

Исследуемую фульвокислоту (ФК) выделяли из горизонта Н торфянисто-подзолисто-глееватой почвы, предварительно высушенного и перетертого через сито $d=1\text{ мм}$. Для выделения ФК навеску почвы заливали раствором 0,1N NaOH (соотношение 1:5, и проводили 4 последовательные экстракции в течение 24 часов. Полученный щелочной экстракт подкисляли HCl до pH 2 для осаждения гуминовых кислот. Через 24 часа ФК, растворенную в надосадочной жидкости, отделяли центрифугированием (5000 об/мин, 5 мин) и очищали по методике Форсита [3] с дополнительной обработкой HF по методике IHSS [4]. Рабочий

раствор ФК был приготовлен путем растворения 0,3 г ФК в 1 л дистиллированной воды.

В сорбционном эксперименте использовали каолинит (Глуховское месторождение, Украина) и мусковит (ЗАО «ГЕОКОМ).

Методы

Для сорбата (ФК) определяли рКа функциональных групп рН, содержание углерода, молекулярно-массовое и амфифильное распределения. рКа определяли по результатам титрованием подкисленной до рН 2 аликвоты водного раствора ФК 0,1 н NaOH в атмосфере N² электродом DG111 на автотитраторе Mettler Toledo DL58 и рассчитывали с использованием функций Грана. Молекулярно-массовое распределение получали на хроматографе Bio-Rad на колонке фирмы Pharmacia (1,5 см*100 см), заполненной гелем Sephadex G-50 при скорости элюирования 0,5 мл/мин; элюентом служила дистиллированная вода. Свободный объем колонки определяли по голубому декстрану, конечный объем по (NH₄)₂Cr₂O₇ соответственно. Амфифильные свойства изучали методом гидрофобной хроматографии на колонке Bio-Rad (9 мм*10 см) на геле OCTYL-AGAROSE Sigma-Aldrich. Гидрофильные фракции элюировались 10 % (NH₄)₂SO₄ в 0,03 М TRIS-HCl (рН 7,2) (буфер А), затем ступенчатым градиентом при переходе от сульфата (буфер А) к чистому 0,03 М TRIS-HCl (буфер Б). Для элюирования гидрофобной фракции использовался 0,03 М TRIS-HCl с добавлением детергента 0,3 % додецил сульфата Na (буфер С). Скорость элюирования – 1 мл/мин. Содержание органического углерода проводилось анализаторе High Temperature TOC/TNb Analyzer liquidTOC.

Для сорбентов определяли минеральный состав методом рентгеновской дифрактометрии на приборе MiniFlex-600 (Rigaku), рН водной суспензии- электродом (LE438 IP 67) на приборе F2-Standard (Mettler Toledo) при соотношении твердая:жидкая фаза 1:50 и площадь удельной поверхности. Оценку удельной поверхности проводили на анализаторе Quadrasorb SI / Kr. Адсорбция проводилась при температуре жидкого азота (77,35 К). Адсорбентом служил азот чистотой 99,999 %. Для калибровки объема измери-

тельных ячеек использовали гелий марки 6.0 (99,9999%). Расчет проводился по многоточечной изотерме БЭТ в диапазоне P/P₀ от 0,05 до 0,30.

Сорбционный эксперимент

В сорбционном эксперименте 0,3 г подфракции ила помещали в пластиковую центрифужную пробирку объемом 50 мл, заливали 50 мл раствора фульвокислоты с концентрацией Сорг 61,01 мг/л (10,17 мг Сорг на 1 г минерала) и встряхивали на ротаторе в течение 24 часов при 230 об/мин. Затем суспензию фильтровали через мембранный фильтр с размером пор 0,45 мкм (OMNIPORE JNWP02500, диаметр 25 мм). В полученном растворе определяли те же параметры, которые определяли и для исходного раствора ФК. Количество сорбированного углерода определяли по разности концентрации углерода в рабочем растворе и в растворе после взаимодействия ФК с фракциями. Эксперимент проводили в двукратной повторности.

Результаты

Свойства сорбата. Концентрация Сорг в водном растворе фульвокислоты, использованном для сорбционных экспериментов, составила 61,01 мг/л, а величина рН – 4,64 единиц. ФК содержит функциональные группы с $\text{pK}_{\text{a}1} = 4,1$, $\text{pK}_{\text{a}2} = 5,7$ и $\text{pK}_{\text{a}3} = 9$. Молекулярно-массовое распределение представлено одним пиком, соответствующим молекулярной массе в 20 кДа. Амфифильное распределение представлено двумя группами фракций: гидрофильной (ГФЛ) и гидрофобной (ГФБ). На долю гидрофильной фракции приходится 19 %, а на долю более гидрофобных компонентов – 81 % от суммарной площади пиков под кривой. Гидрофобные компоненты представлены группой частично перекрывающихся друг друга пиков.

Свойства сорбентов. Каолинит на 71 % состоит из частиц со средним диаметром <5 мкм. Мусковит представлен более крупными фракциями 81 % которых представлены частицами со средним диаметром 5–50 мкм. Площадь внешней поверхности каолинита в два раза превышает площадь поверхности мускови-

та. Объем и средний размер пор у каолинита больше, чем у мусковита. В обоих минералах отсутствуют микропоры. pH точки нулевого заряда каолинита 7 превышает диапазон $pH_{ТНЗ}$ от 2,7 до 5,7, в основном представленных в литературе [2, 12], однако согласуется с данными Weiduo [13], который показал, что площадь поверхности каолинита несколько выше и находится в пределах 5,6–6,6. Вероятно для каолинита, использовавшегося этом исследовании, высокий $pH_{ТНЗ}$ можно объяснить наличием небольшой примесь мусковита, который, вероятно, и смещает $pH_{ТНЗ}$ в сторону увеличения. $pH_{ТНЗ}$ мусковита составляет 8.1 единиц pH . Полученное значение лежит в пределах диапазона $pH_{ТНЗ}$, от 7.5–7.9–8.5 для мусковита [10]. Также по результатам XRD анализа в каолините содержится незначительная примесь кварца.

Таблица 1 – Свойства ФК до и после сорбции на каолините и мусковите

Образец		pH	Сорг (мг/л)	%		hph	Сорбировано Сорг	
				ГФА	ГФБ		мг/г	мг/м2
Каолинит	1	6,14	54,20	31	69	2,21	1,14	0,09
	2	5,99	52,71	31	69	2,22	1,38	0,11
Мусковит	1	6,21	58,52	36	64	1,80	0,42	0,06
	2	6,25	58,69	35	65	1,83	0,39	0,06
ФК		4,26	61,01	24	76	4,20	-	-

В результате взаимодействия минералов с раствором фульвокислоты величина pH равновесного раствора увеличилась почти на две единицы по сравнению с исходным значением (табл. 1). Концентрация Сорг. в растворе ФК после взаимодействия с минералами уменьшилась. Более существенное уменьшение концентрации Сорг. в растворе произошло после сорбции на каолините, по сравнению с мусковитом. Картина молекулярно-массового распределения ФК после сорбции на минералах практически не изменилась. На на кривой амфифильного распределения произошли существенные изменения: площадь пика под кривой, соответствующей участку гидрофобных соединений, уменьшилась,

прежде всего за счет преимущественной сорбции гидрофобных компонентов. При этом площадь пика, соответствующего гидрофильным компонентам, после сорбции ФК не изменилась. Таким образом, сорбция привела к уменьшению доли гидрофобных компонентов ФК и к увеличению доли гидрофильных. В наибольшей степени гидрофобные компоненты сорбируются на поверхности каолинита по сравнению с мусковитом. Коэффициент h_{ph} ФК после сорбции на каолините и мусковите уменьшился в 2.1 и 2.3 раза соответственно (табл. 1). При пересчете на площадь поверхности на мусковите сорбируется углерода почти в 2 раза больше чем на каолините. Однако на единицу навески на мусковите органического углерода сорбируется меньше чем на каолините.

Литература

1. Avneri-Katz, S.; Young, R.B.; McKenna, A.M.; Chen, H.; Corilo, Y.E.; Polubesova, T.; Borch, T.; Chefetz, B. Adsorptive Fractionation of Dissolved Organic Matter (DOM) by Mineral Soil: Macroscale Approach and Molecular Insight. *Org. Geochem.* 2017, 103, 113–124.
2. Elisee Nsimba Bakatula, Dominique Richard, Carmen Mihaela et al. Determination Of Point Of Zero Charge Of Natural Organic Materials. *Environmental Science And Pollution Research.* 2018, 25, 7823–7833.
3. Forsyth, W.G. Studies on the More Soluble Complexes of Soil Organic Matter; a Method of Fractionation. *Biochem. J.* 1947, 41, 176–181.
4. Gran, G.; Dahlenborg, H.; Laurell, S.; Rottenberg, M. Isolation of IHSS Samples. <https://humic-substances.org/isolation-of-ihss-samples>. Determination of the Equivalent Point in Potentiometric Titrations. *Acta Chem. Scand.* 1950, 4, 559–577.
5. Guo M, Chorover J. Transport And Fractionation Of Dissolved Organic Matter In Soil Columns. *Soil Sci* 2003. 168(2):108–118.
6. Hong, H.; Chen, S.; Fang, Q.; Algeo, T.J.; Zhao, L. Adsorption of Organic Matter on Clay Minerals in the Dajiuhe Peat Soil Chronosequence, South China. *Appl. Clay Sci.* 2019, 178, 105–125.
7. Izosimova, Y.; Tolpeshta, I.; Gurova, I.; Karpukhin, M.; Zakusin, S.; Krupskaya, V. Sorption of Cu²⁺ Ions by Bentonite Modified with Al Keggin Cations and Humic Acid in Solutions with PH 4.5. *Minerals* 2020, 10, 1121.
8. Katherine Heckman, Angelica Vazquez-Ortega, Xiaodong Gaob, Jon Chorover, Craig Rasmussen. Changes In Water Extractable Organic Matter During Incubation Of Forest Floor Material In The Presence Of Quartz, Goethite And Gibbsite Surfaces *Geochimica Et Cosmochimica Acta* 75 (2011) 4295–4309.
9. Kleber, M.; Eusterhues, K.; Keiluweit, M.; Mikutta, C.; Mikutta, R.; Nico, P.S. Mineral-Organic Associations: Formation, Properties, and Relevance in Soil Environments. *Adv. Agron.* 2015, 130, 1–140.

10. Kriaa, A.; Hamdi, N.; Srasra, E. Determination of Point of Zero Charge of Tunisian Kaolinites by Potentiometric and Mass Titration Methods. *J. Chin. Chem. Soc.* 2008, 55, 53–61.

11. Namjesnik-Dejanovic, K., P. A. Maurice, G. R. Aiken. Adsorption And Fractionation Of A Muck Fulvic Acid On Kaolinite And Goethite At PH 3.7, 6, And 8. *Soil Science* 2000, 165(7), 545-559

12. Wei Shi Yong; Tan Wenfeng; Liu Fan et al. Surface Properties And Phosphate Adsorption Of Binary Systems Containing Goethite And Kaolinite. *Geoderma*, 2014, 213, 478–484.

13. Weiduo H., Shannon L.Flynn Daniel S.Alessi, Kurt O.Konhauser. Change Of The Point Of Zero Net Proton Charge (pHPZNPC) Of Clay Minerals With Ionic Strength. *Chemical Geology* 493, 2018, 458-467.

АКТИВНОСТЬ АСКОРБАТПЕРОКСИДАЗЫ У *SOLANUM LYCOPERSICUM* В УСЛОВИЯХ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВЫ ОКСИДОМ МЕДИ

**М. Р. Крепакова, М. С. Волошина, Д. С. Лысенко,
А. В. Литвинова, Н. П. Черникова,
Т. С. Дудникова, Т. М. Минкина**

Южный федеральный университет, Академия биологии и
биотехнологии им. Д. И. Ивановского, г. Ростов-на-Дону, Россия
mashas.k.2002@gmail.com

Медь является важным микроэлементом для роста и участвует во многих физиологических процессах. Он широко используется в сельском хозяйстве, восстановлении окружающей среды, фунгицидах, пищевой промышленности, химической промышленности, добавках к топливу, текстильной промышленности, медицинской промышленности, красках, пластмассах, очистке сточных вод и электронике. Медь как элемент имеет токсичность выше порогового уровня, который зависит от вида сельскохозяйственных растений. Способность меди окисляться Cu(II) и восстанавливаться Cu(I) используется Cu-ферментами, участвующими в окислительно-восстановительных реакциях, однако именно это свойство меди также делает ее потенциально токсичной, поскольку смена валентности может приводить

к образованию супероксидных и гидроксильных радикалов [1]. Активные формы кислорода (АФК), образовавшиеся в результате повреждения клеток оксидом меди, способны реагировать с белками, липидами, повреждая структуру мембран и макромолекул [3]. Существуют механизмы защиты растений от продуктов свободно-радикального окисления (СРО), способные при помощи ферментов снивелировать их пагубное действие. По активности ферментов можно понять, насколько сильно организм подвержен окислительному стрессу. В число данных ферментов входит аскорбатпероксидаза (АскПО) принадлежит к семейству гемсодержащих пероксидаз, которые катализируют H_2O_2 -зависимое окисление широкого круга органических молекул. Он присутствует в широком спектре растительного мира и играет решающую роль в регуляции роста. АскПО отличается от других пероксидаз своей зависимостью от аскорбиновой кислоты как источника восстанавливающей способности и становится нестабильной в его отсутствие [2].

Одни из самых возделываемых культур на планете являются сельскохозяйственные культуры. В Ростовской области возделывается множество садовых культур, *Solanum lycopersicum* одна из самых часто культивируемых, поскольку является полезным и желаемым продуктом питания для большей части населения области. Однако повышенные концентрации ТМ могут стать препятствием к нормальному гомеостазу томата, что может повлечь за собой болезни культуры или вовсе гибель. Для предотвращения подобного исхода необходимо изучить процесс влияния ТМ на нормальную работу растения.

Целью работы является изучение активности аскорбатпероксидазы у *Solanum lycopersicum* в условия загрязнения почвы оксидом меди.

Объекты и методы

Для изучения активности аскорбатпероксидазы был заложен модельный вегетационный опыт, где тестовой культурой был избран томат (*Solanum Lycopersicum*) сорта белый налив. Для закладки опыта использовался верхний слой (0–20 см) чернозема

обыкновенного, отобранный на территории ООПТ «Персиановская заповедная степь». Загрязнение почвы осуществлялось CuO .

Определение активности аскорбатпероксидазы. Метод основан на определении скорости разложения перекиси водорода аскорбатпероксидазой исследуемого образца с образованием воды и дегидроаскорбата. Измерение осуществлялось спектрофотометрически.

Определение содержания белка методом Брэдфорд. Данный метод является вспомогательным к определению активности АскПО, основан на сдвиге спектра поглощения в сторону значений 595 нм красителя кумасси ярко-голубого (Coomassie Blue G-250) при связывании его с белком.

Результаты

С увеличением дозы CuO наблюдается общая тенденция роста активности АскПО относительно контрольных значений. Содержание АскПО в контрольных значениях варьируется в пределах 552 ± 43 мг/г мг*белка для листьев и 663 ± 93 мг/г мг*белка для корней. Так внесение CuO в дозе 300 мг/кг привело к увеличению фермента в 1.6 раза в корнях и листьях соответственно. При дозе CuO 10 000 мг/кг в листьях и корнях АскПО увеличивается в 2.3 и 2.7 раза.

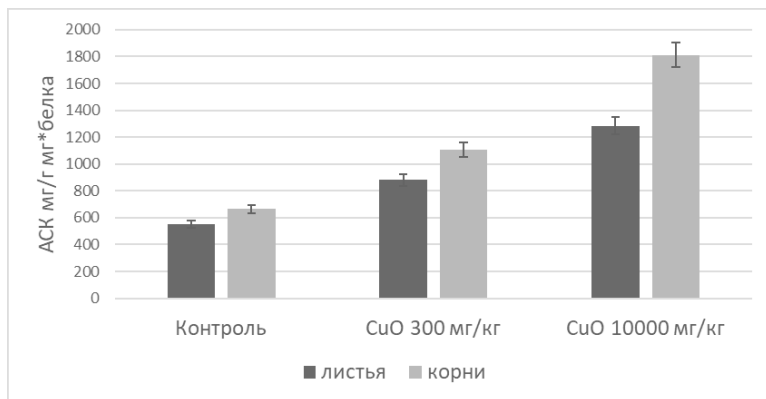


Рисунок 1 – Изменение содержания АскПО в листьях и корнях *Solanum lycopersicum* при различных концентрациях оксида меди

Ферментативные и неферментативные антиоксидантные молекулы работают в тесной координации, обеспечивая эффективную защиту от окислительного стресса. Два пути связаны между собой через фермент АскПО, который функционирует как связующая молекула для поддержания окислительно-восстановительного баланса в условиях стресса. Таким образом, связь АскПО-аскорбат также служит для регуляции соотношения НАДФН/НАД при стрессе. Эта центральная схема, в которой аскорбат-пероксидаза-аскорбат и глутатион работают в тандеме, известна как путь аскорбат-глутатион (ASC-GSH) или путь Фойера-Холливелла-Асада, который функционирует как у растений, так и у животных. Он известен как сердце окислительно-восстановительного гомеостаза и выполняет функцию единого поглотителя АФК, хотя в растительных клетках присутствуют и другие антиоксидантные ферменты.

Таким образом, индуцированная экспрессия АскПО происходит из-за повышения количества H_2O_2 , поскольку является единственным радикалом, который может проходить через биологические мембраны и проникать в другие субклеточные компартменты. Следовательно, быстрое поглощение H_2O_2 через аскорбатпероксидазу, чрезвычайно важен для работы антиоксидантной системы *Solanum lycopersicum*.

Исследование выполнено при поддержке гранта Российского научного фонда (проект № 19-74-10046) в Южном федеральном университете.

Литература

1. Harvey L. J., McArdle H. J. Biomarkers of copper status: a brief update // British Journal of Nutrition. 2008. T. 99. № S3. С. S10-S13.
2. Noctor G., Foyer C.H. Ascorbate and Glutathione: Keeping Active Oxygen under Control // Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol. 1998. V. 49. P. 249–279.
3. Rehman M., Liu L., Wang Q., Saleem M.H., Bashir S., Ullah S., Peng. Copper environmental toxicology, recent advances, and future outlook: a review // Environ. Sci. Poll. Res. 2019. V. 26. P. 18003–18016.

ИССЛЕДОВАНИЕ ВОЗМОЖНОСТИ ПРИМЕНЕНИЯ СОЕДИНЕНИЙ ЦИНКА ДЛЯ СНИЖЕНИЯ ПОСТУПЛЕНИЯ КАДМИЯ В СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫЕ РАСТЕНИЯ

**Д. В. Крыленкин, В. С. Анисимов, Л. Н. Анисимова,
А. В. Саруханов, А. И. Санжаров, Д. В. Дикарев,
Ю. Н. Корнеев**

Всероссийский НИИ Радиологии и Агроэкологии,
г. Обнинск, Россия
cornblum@mail.ru

Кодекс Алиментариус определяет следующим образом токсикологическую опасность кадмия – в виду длительного периода полураспада кадмия, ежедневные употребления в пищу кадмия оказывают небольшой или даже незначительный эффект на общее его воздействие. Для оценки долго- или кратковременных рисков для здоровья вызванных воздействием кадмия необходимо оценивать его употребление на протяжении месяцев, и допустимое количество употребляемого кадмия должно оцениваться за период не менее 1 месяца. Для продвижения этой позиции 73-я встреча объединенного комитета экспертов ФАО и ВОЗ по пищевым добавкам приняла решение выразить допустимое поступление кадмия как месячную величину в виде временно-го допустимого ежемесячного поступления (provisional tolerable monthly intake, PTMI) и установила его как 25 мкг/кг БВ. При этом для категории cereal grains максимальный лимит был установлен как 0,1 мг/кг [2].

Основными источниками поступления кадмия являются промышленные предприятия, в том числе перерабатывающая промышленность, добывающая промышленность и производство пластика [3]. Кадмий способен оставаться в окружающей среде на протяжении десятилетий [5]. Основной ролью тяжелых металлов в метаболизме растений является участие в процессах окисления/восстановления [4]. Токсическое воздействие кад-

мия также связывают с понижением роста растений, активности энзимов и метаболизма [5, 7]. При этом более 40% Cd может быть перемещено в надземные части растений, после чего напрямую (через зерно) или опосредованно (после поглощения животными) оказать влияние на здоровье человека [6]. Учитывая токсическое, канцерогенное и тератогенное долговременное воздействие кадмия после попадания в организм изучение его перехода в растения употребляемые человеком напрямую, через потребление продуктов животного происхождения употреблявших корм загрязненный кадмием, через медицинские или косметические продукты является актуальной задачей. Источником во всех этих случаях может служить ячмень, выращиваемый на загрязненной кадмием почвы. Cd задерживается в почве преимущественно в формах не обладающих высокой естественной подвижностью, что обуславливает его длительное нахождение в горизонтах где он доступен для корневого поглощения растениями. В качестве одного из способов снижения поступления кадмия в сельскохозяйственные растения из почв загрязненных кадмием рассматривается внесение его химического аналога Zn, являющегося необходимым для растений микроэлементом.

Для определения перехода из почвы загрязненной кадмием в растение в зависимости от содержания в почве цинка была проведена серия экспериментов с внесением различных концентраций этих тяжелых металлов. В каждом из экспериментов было по пять вариантов с заданной концентрацией Cd и изменяющейся концентрации цинка. В первом эксперименте концентрация внесенного в сосуд с 5 кг дерново-подзолистой почвы кадмия составляла 25 мг/кг, во втором 45 мг/кг. Доза цинка в обоих экспериментах различалась по вариантам – 0, 50, 100 и 150 мг/кг. В качестве контроля использовался вариант без внесения кадмия или цинка (Cd_0Zn_0). В каждый из сосудов было посеяно по 25 проростков ячменя (*Hordeum vulgare* L.) сорта Зазерский 85. Для определения подвижности кадмия в почве был проведен анализ его перехода в почвенный раствор стандартным методом и содержания подвижной формы металлов в почве с помощью ацетатно-амонийного буферного раствора с pH 4.8 с добавлением ЭДТА.

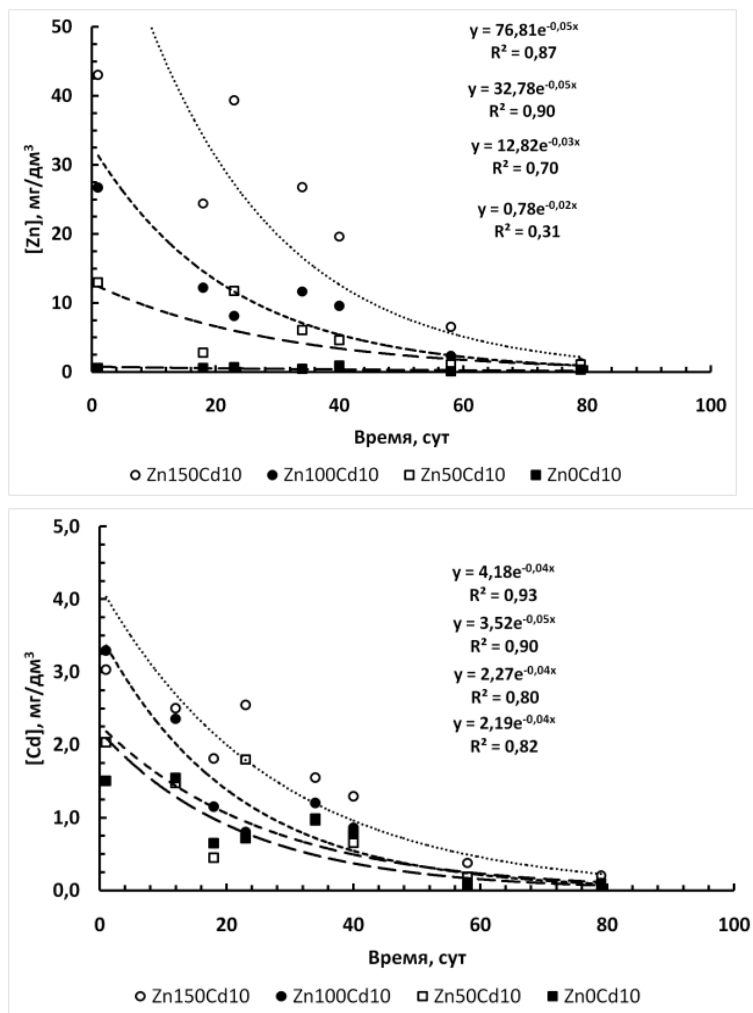


Рисунок 1 – Содержание Zn и Cd в почвенных растворах

В течение вегетационного периода из почвенных сосудов (на 12-е, 18-е, 23-е, 34-е, 40-е, 58-е и 79-е сутки после внесения тяжелых металлов в почву, извлекали квазиравновесные почвенные

растворы методом центрифугирования. Динамика концентрации в них Zn представлена на рисунке 1. Установлено, что уменьшение концентрации Zn в почвенном растворе в зависимости от времени можно удовлетворительно описать экспоненциальными уравнениями представленными на рисунке 1 для дозы Cd_{10}

Динамика концентрации Cd в почвенных растворах представлена на рисунке 10. Установлено, что уменьшение концентрации Cd в почвенном растворе в зависимости от времени можно удовлетворительно описать уравнениями представленными на рисунке 1.

На 20 сутки было проведено определение содержания тяжелых металлов в наземных частях растений (Табл.1). Концентрацию Zn и Cd в растениях определяли в соответствии с методическими указаниями [1] с использованием атомно-абсорбционного спектрометра с электротермической атомизацией Квант Z.ЭТА.

Таблица 1 – Накопление Cd и Zn в 20-дневных растениях в зависимости от содержания их подвижной формы в почве.

Вариант	Подвижная форма ($AcONH_4$, pH 4.8+ЭДТА):		Массовая доля в ячмене, мг/кг	
	Zn	Cd	20-дневные растения	
			Zn	Cd
Cd_0Zn_0	10.72±0.43	0.46±0.02	64±14	0.71±0.43
$Cd_{10}Zn_0$	7.99±0.12	9.43±0.41	87.0±4.8	32.1±2.2
$Cd_{10}Zn_{50}$	39.08±1.39	9.96±0.58	276±14	29.3±1.0
$Cd_{10}Zn_{100}$	67.36±4.27	9.92±0.42	561±26	23.1±10.4
$Cd_{10}Zn_{150}$	105.63±4.69	10.92±0.55	789±42	20.1±4.1
Cd_0Zn_0	19.12±2.56	0.24±0.05	49.1±2.0	0.69±0.01
$Cd_{25}Zn_0$	7.35±1.41	0.29±0.33	69.2±9.5	82.6±6.9
$Cd_{25}Zn_{50}$	14.92±0.76	23.12±1.16	250±19	40.4±5.0
$Cd_{25}Zn_{100}$	69.24±11.09	26.85±8.22	443±9	43.2±4.1
$Cd_{25}Zn_{150}$	133.18±16.04	26.85±6.37	766±125	55.8±6.5
Cd_0Zn_0	3.14±0.52	0.24±0.06	47.3±9.4	0.46±0.21
$Cd_{45}Zn_0$	4.47±0.12	35.41±0.68	121±3.3	160.5±6.2
$Cd_{45}Zn_{50}$	27.31±0.94	33.86±0.80	243±95	148±40
$Cd_{45}Zn_{100}$	48.95±1.31	37.35±1.01	442±7	145±14
$Cd_{45}Zn_{150}$	62.50±1.02	31.09±0.86	676.8±4.1	166±100

С увеличением содержания цинка в подвижной форме количество кадмия накопленного в растении как правило уменьшается, а содержание цинка естественно увеличивается.

Как можно увидеть из данных представленных в таблице 1 при концентрациях Cd в подвижной форме ниже 35 мг/кг и Zn ниже 100 мг/кг накопление этих металлов в наземных частях растений носила признаки линейной зависимости, однако при концентрации выше этих значений данная зависимость нарушалась, что может быть связано с проявлением фитотоксических эффектов тяжелых металлов.

Несмотря на то, что прослеживается корреляция между количеством Zn в почве и понижением содержания Cd в почвенном растворе, а также признаки линейной зависимости в накоплении Cd в наземных частях растений в зависимости от содержания Zn в исследуемой почве, статистическая обработка данных показала, что единственным объективным фактором при увеличении накопления кадмия в наземных частях растений является его изначальное содержание в почве. Тем не менее, учитывая обнаруженные тенденции, имеет смысл проведение дальнейших исследований в данном направлении.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (грант № 19-29-05039) и госзадания FGNE-2021-0002.

Литература

1. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства (изд. 2-е, перераб. и дополненное). М.: ЦИНАО, 1992. 61 с.
2. Codex Alimentarius international food standards – general standard for contaminants and toxins in food and feed CXS 193-1995 revised in 1997. 2006, 2008, 2009 Amended in 2010, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019.
3. Dong, Q.; Fang, J.; Huang, F.; Cai, K. Silicon Amendment Reduces Soil Cd Availability and Cd Uptake of Two Pennisetum Species. Int. J. Environ. Res. Public Health 2019, 16, 1624.
4. Page, V.; Feller, U. Heavy Metals in Crop Plants: Transport and Redistribution Processes on the Whole Plant Level. Agronomy 2015, 5, 447–463.
5. Rehman, M.Z.U.; Zafar, M.; Waris, A.A.; Rizwan, M.; Ali, S.; Sabir, M.; Usman, M.; Ayub, M.A.; Ahmad, Z. Residual effects of frequently available organic amendments on cadmium bioavailability and accumulation in wheat. Chemosphere 2020, 244, 125548.

6. Retamal-Salgado, J.; Hirzel, J.; Walter, I.; Matus, I. Bioabsorption and Bioaccumulation of Cadmium in the Straw and Grain of Maize (*Zea mays* L.) in Growing Soils Contaminated with Cadmium in Different Environment. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2017, 14, 1399.

7. Shafiq, S.; Zeb, Q.; Ali, A.; Sajjad, Y.; Nazir, R.; Widemann, E.; Liu, L. Lead, Cadmium and Zinc Phytotoxicity Alter DNA Methylation Levels to Confer Heavy Metal Tolerance in Wheat. *Int. J. Mol. Sci.* 2019, 20, 4676.

ИЗМЕНЕНИЕ АНТИОКСИДАНТНОГО СТАТУСА РАСТЕНИЙ ПШЕНИЦЫ ПРИ ЗАГРЯЗНЕНИИ ПОЧВ МЕДЬЮ

**А. В. Литвинова, Д. С. Лысенко, М. С. Волошина,
М. Р. Крепакова, Т. В. Бауэр, В. А. Чаплыгин,
В. В. Бесчетников, Т. М. Минкина**

Южный федеральный университет», Академия биологии и биотехнологии им. Д. И. Иванковского, г. Ростов-на-Дону, Россия
litvinova.aleksasha@bk.ru

Введение

В наше время загрязнение многочисленными тяжелыми металлами является глобальной экологической проблемой, которая представляет серьезную угрозу. Тяжёлые металлы (ТМ) приводят к снижению продуктивности сельскохозяйственных культур, при поступлении в организм человека и животных, вызывают болезни различных органов. Они накапливаются преимущественно в почве, происходит ухудшение многих свойств почвы, главным образом плодородия. Среди них особого внимания заслуживает оксид меди.

Содержание меди в окружающей среде постоянно нарастает, по причине природных катаклизмов и антропогенных факторов. Превышение концентрации меди в окружающей среде оказывает обширное ингибирующее действие на рост и развитие растений (Fernandes, 1991; Maksymiec, 1997; Yruela, 2009), причем этот эффект характерен в большей степени для корней, чем для надземной части растений (Kopittke, 2006; MacFarlane, 2001). В связи с

этим, исследования влияния данного металла на показатели развития растений является весьма актуальными.

Медь, являясь металлом с переходной валентностью, вызывает образование активных форм кислорода (АФК) и инициирует окислительный стресс в клетках растений. Показателем негативных для растений условий является изменение показателей окислительного стресса. Важнейшими компонентами антиоксидантной системы (АОС) растений являются ферменты, обезвреживающие АФК (Devos, 1987; Hall, 2006).

Целью данного исследования является изучение изменения антиоксидантного статуса растений мягкой яровой пшеницы (*Triticum aestivum*) при загрязнении почв медью.

Объекты и методы исследования

В качестве объектов исследования использовались семена мягкой яровой пшеницы (*Triticum aestivum*) в количестве 20 штук на вегетационный сосуд и почва (0-20) природного ландшафта, представленная черноземом обыкновенным карбонатным, отобранном на территории ООПТ «Персиановская заповедная степь». В почву вносили оксид меди: 660 мкг/кг (5 ОДК) и 1320 мкг/кг (10 ОДК). Отбор растений осуществляли в фазу кущения. Образцы растительного материала перед пробоподготовкой хранились при температуре -80 °С в морозильной камере.

Содержание малонового диальдегида (МДА) производилось методом определения уровня перекисного окисления липидов. Метод основан на реакции МДА с тиобарбитуровой кислотой (ТБК) в присутствии трихлоруксусной кислоты (ТХУ) (Огурцов, 2007).

Активность аскорбатпероксидазы (ЕС 1.11.1.7) определяют, как описано Верма и Дубей. Метод основан на определении скорости разложения перекиси водорода аскорбатпероксидазой исследуемого образца с образованием воды и дегидроаскорбата (Verma, 2003).

Результаты исследования

В результате исследования содержания МДА в растительных экстрактах *Triticum aestivum* установлено, что содержание МДА

в листьях значительно превышает содержание этого показателя в корнях на всех вариантах опыта (рис. 1). Наибольшее повышение концентрации МДА зафиксировано в варианте опыта с загрязнением CuO 10 ОДК в 1,8 и 1,6 раза в листьях и корнях, соответственно. В листьях и корнях на всех вариантах опыта наблюдается тенденция к увеличению количества МДА во всех органах растения. Увеличение накопления МДА в листьях и корнях может быть ответной реакцией растения на избыточные концентрации ионов меди (II), которые для растений являются токсичными [1]. Во всех вариантах наших экспериментов в присутствии токсичных концентраций меди уровень МДА повышался, что связано с возникновением состояния окислительного стресса.

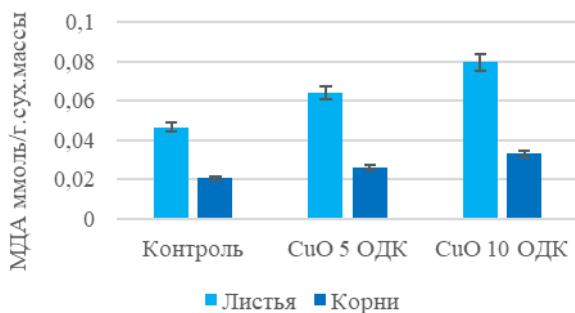


Рисунок 1 – Влияние оксида меди на содержание МДА в растениях *Triticum aestivum*

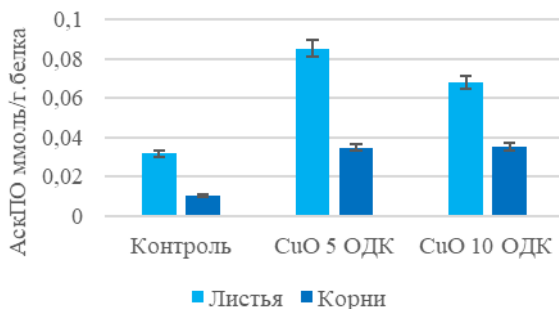


Рисунок 2 – Влияние оксида меди на содержание АскПО в растениях *Triticum aestivum*

Содержание аскорбатпероксидазы (АскПО) в листьях и корнях превышает содержание этого показателя в контроле на всех вариантах опыта (рис. 2). Наибольшее повышение активности АскПО относительно контроля наблюдается в варианте 5 ОДК Cu в 2,7 и 3,3 раза в листьях и корнях соответственно. В варианте 10 ОДК Cu увеличилось содержания АскПО относительно контроля в 2,1 и в 3,4 раза в листьях и корнях соответственно. Согласно литературным данным, низкие концентрации меди могут иметь стимулирующий эффект для антиоксидантных ферментов, вызывая более активную индукцию фермента. Наши результаты также показали, что АскПО демонстрируют двухфазные реакции в зависимости от концентрации меди.

Заключение

Биохимический анализ показал, что ионы меди индуцируют в клетках растений окислительный стресс, который оказывает неблагоприятное воздействие на *Triticum aestivum*. В условиях вегетационного модельного опыта установлено, что медь оказывает влияние на исследуемые физиолого-биохимические показатели: при внесении 5 ОДК CuO в листьях наблюдается наибольшая активность АскПО, чем при внесении 10 ОДК CuO в листья. Это может быть вызвано подавляющим действием высоких концентраций CuO. Содержание МДА имеет тенденцию к увеличению как в листьях, так и в корнях, в зависимости от дозы внесения меди. *Triticum aestivum* накапливает медь в листьях, что проявляется в виде повышения активности МДА в листьях по сравнению с корнями.

Проект выполнен при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования РФ в рамках государственного задания № 0852-2020-0029 и гранта Президента МК-6137.2021.1.5.

Литература

1. Жукова А. В., Скугорева С. Г. Влияние различных концентраций сульфата меди (II) на содержание малонового диальдегида в тканях растений ячменя. 2018. 126 с.
2. Огурцов А. Н. Кинетика ферментативных реакций. 2007.

3. Baker A.J.M., McGrath S.P., Sidoli C.M.D., Reeves R.D. (1994a): The possibility of *in situ* heavy metal decontamination of polluted soils using crops of metal-accumulating plants. *Resources, Conservation and Recycling*, 11: 41–49.
4. Devos, C.H.R. Copper Induced Damage to the Permeability Barrier in Roots of *Silene cucubalus* / C.H.R. De vos, H. Schat, R. Vooijs, W.A.O. Ernst // *J. Plant Physiol.* 1989. V. 135. P. 164–169.
5. Fernandes J. C., F. S. Henriques F. S. Biochemical, physiological, and structural effects of excess copper in plants. 1991.
6. Hall, J. L. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance / J. L. Hall // *J. Exp. Bot.* 2002. V. 53, No 366. P. 1–11.
7. Kopittke, P.M. & Menzies, N.W. 2006, 'Effect of Cu toxicity on the growth of cowpea (*Vigna unguiculata*)', *Plant and Soil*, vol. 279, no. 1-2, pp. 287-296.
8. MacFarlane, G.R., & Burchett, M.D. (2001). Photosynthetic pigments and peroxidase activity as indicators of heavy metal stress in the Grey Mangrove *Avicennia marina* (Forsk.) Veirh. *Marine Pollution Bulletin*, 42, 233–240. [http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00147-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00147-8).
9. Maksymiec, W. 1997. Effect of copper on cellular processes in higher plants. *Photosynthetica* 34:321–342.
10. Verma, S. Lead toxicity induces lipid peroxidation and alters the activities of antioxidant enzymes in growing rice plants / S. Verma, R.S. Dubey // *Plant Sci.* 2003. V.164. P. 645-655.
11. Yruela I. (2009) Copper in plants: acquisition, transport and interactions. *Funct. Plant Biol.*, 36, 409-430.

ПЕРСПЕКТИВНАЯ ТЕХНОЛОГИЯ МОДИФИКАЦИИ БИОЧАРА

**И. П. Лобзенко, А. В. Барахов, Т. В. Бауэр,
М. В. Бурачевская, Т. М. Минкина, А. А. Терещенко,
И. В. Замулина, С. Н. Сушкова, В. Р. Попов**

Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия
bkmzyoyo@gmail.com

Введение

В настоящее время для решения проблемы загрязнённых почв всё шире применяются технологии *in situ* ввиду их большей экологической безопасности и экономической эффективности [9]. Внимание исследователей по всему миру всё чаще обращается к перспективному углеродистому сорбенту биочару (био-

углю). Благодаря тому, что биочар возможно изготавливать из любых отходов растениеводства, его производство может быть хорошим путём утилизации трудно перерабатываемых отходов [7, 8, 9]. Кроме хороших сорбционных характеристик, биочар обладает рядом свойств, позволяющих ему улучшать аэрацию почв, увеличивать водоудерживающую способность почв, способствовать сокращению выбросов парниковых газов в атмосферу, а также увеличивать количество доступного для растений углерода в почве [5, 6, 7].

Основной проблемой биоуглей, изготовленных путём пиролиза, является остаток неразложившегося лигнина, который блокирует некоторые поры биочара и делает их недоступными для проникновения сорбирующих веществ. Следовательно, для достижения их большей эффективности необходимо провести активацию поверхности и удаление продуктов пиролиза. Многие исследователи сообщают, что стандартные для углей пути модификации мало эффективны для биочаров [1, 2, 3, 11]. Для модификации биоуглей выделяют химические и термохимические методы активации поверхности. Первая группа методов основана на химической обработке сырья или биоугля с последующей температурной активацией. Вторая группа методов основывается на подборе оптимального растворителя для удаления продуктов пиролиза из биоуглей, что и приводит в последствии к активации поверхностей. Данные методы представляются более дешёвыми для массового производства, так как требуют меньше затрат химических реактивов и энергии [4, 11].

Одними из наиболее эффективных методов активации поверхности биоуглей из растительного сырья являются активация водой или раствором 1Н КОН. Данные вещества не приносят в биочар нежелательных примесей, а также могут быть полностью удалены из тела сорбента [3, 4, 11]. Сообщается также, что обработки 1Н КОН способствуют увеличению пористости, особенно увеличению количества микропор, что также может положительно сказаться на ремедиационных способностях углей [11]. Исходя из этих данных, в настоящем исследовании были рассмо-

трены пути водной и щелочной активации поверхности и оценка их эффективности.

Материалы и методы

В качестве объекта исследования был выбран биоуголь из лузги подсолнечника, изготовленный по авторской технологии ступенчатого пиролиза на базе кафедры почвоведения и оценки земельных ресурсов Южного федерального университета. Лузга подсолнечника помещалась в реторту, которая нагревалась в закрытой муфельной печи без доступа кислорода. Стадии пиролиза включали в себя сушку, предварительную обработку, обугливание, высокотемпературное разложение лигнина и остывание. Нагрев происходил от 100 до 700 °C с шагом в 200 °C. Скорость нагрева составила 11 °C/мин, время обработки при конечной температуре пиролиза – 45 минут [5, 8, 10].

Биоуголь был измельчён и просеян через сито с диаметром отверстий 0,5 мм. Далее по 4 г сорбента было помещено в колбы, к ним были добавлены 30 мл дистиллированной воды (образец БШП + H₂O) и 30 мл 1N KOH (Образец БШП + KOH). Колбы помещались на шейкер на 1 час, после чего были оставлены на ночь. На следующий день образцы центрифугировались и промывались дистиллированной водой до достижения нейтрального pH в супернатанте. После окончания промывки образцы сушились в сушильном шкафу в течение 3-х часов при температуре 80 °C. Далее в перетёртых образцах определялись удельная площадь поверхности и термостабильность.

Площадь поверхности исследовалась на волюметрическом анализаторе ASAP 2020 по методу определения низкотемпературной сорбции азота на волюметрическом анализаторе «ASAP 2020». Расчет поверхности осуществлен методом Брунауэра-Эммета-Теллера (BET) по N₂ в диапазоне равновесных значений P/P₀=0,05-0,33. Определение термостабильности проводили на термоанализаторе STA 449 F5 Jupiter. Для анализа были отобраны и помещены в специальные корундовые тигли образцы сорбентов массой примерно по 6,3 мг. Измерения проводили в диапазоне температур 25–650 °C в токе воздуха (70 мл/мин).

Результаты всех измерений сравнивались с площадью поверхности и термостабильностью биоугля из древесины производства «ДианАгро» (образец БЧД) и необработанным биочаром из лузги подсолнечника (образец БШП).

Результаты

Многими исследователями установлено, что биоугли, полученные путём пиролиза, наследуют биоморфную структуру сырья [1, 2, 5]. Вследствие этого наблюдается также влияние исходного материала на такие характеристики угля, как удельная площадь поверхности, соотношение и объём пор различного размера, что определяет во многом их сорбционные характеристики [6, 7]. Однако, структурные характеристики определяются также и условиями пиролиза [5, 10, 11]. В нашем случае биочар из лузги подсолнечника изготовлен с подбором таких условий пиролиза, которые обеспечивают ему наибольшую площадь поверхности. Тем не менее, биочар из древесины обладает большей площадью поверхности в силу особенностей исходного сырья (табл. 1).

Таблица 1 – Изменение площади поверхности биочаров после химической активации

Образец	Вид обработки	$S_{\text{БЕТ}}$ (см ² /г)
БШП + КОН	30 миллилитров 1Н КОН, 1 час на шейкере, 16 часов выдержка	561,3
БШП + H ₂ O	30 миллилитров H ₂ O, 1 час на шейкере, 16 часов выдержка	542,2
БШП	-	213,1
БЧД	-	511,8

С помощью обработок удалось повысить удельную площадь поверхности биочара из лузги подсолнечника. Наибольшее увеличение наблюдалось при обработке биоугля 1Н КОН: удельная площадь поверхности биочара увеличилась в 2,5 раза по сравнению с исходным образцом и в 1,7 раза по сравнению с древесным биоуглём. Обработка биочара дистиллированной водой

также увеличила площадь поверхности в 2,5 раза, лишь немного уступая обработке щёлочью. Вероятнее всего, продукты неполного разложения лигнина, содержащиеся в порах биочара из лузги подсолнечника, а также оставшиеся в порах масла вступили в реакции водного и щелочного гидролиза, частично или полностью разложившись, что и способствовало столь активному их удалению из порового пространства биочара.

Термогравиметрический анализ также показал существенные изменения в структуре сорбента после химической активации (рис. 1).

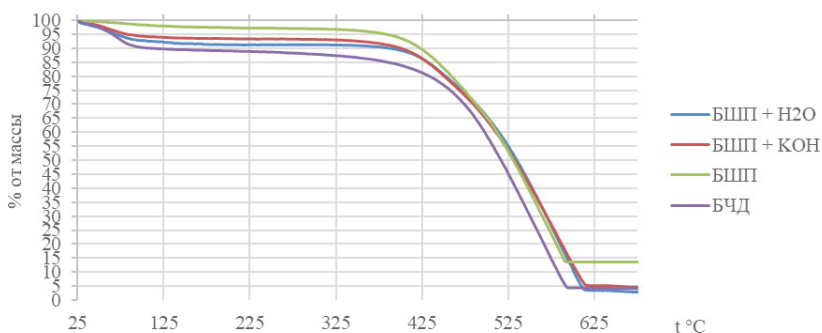


Рисунок 1 – Результаты термогравиметрического анализа биоуглей

Биочар из шелухи подсолнечника демонстрировал следующие значимые изменение массы: при температурах около 105–110 °С основные потери массы связаны с десорбцией гигроскопической влаги с поверхности сорбента (рис. 1). Также в интервале <150 °С происходит испарение некоторых остаточных летучих органических соединений, таких как, например, нафталин. Потери массы образцом на данном этапе составили около 4 %. Следующая стадия разложения биочара приурочена к интервалу 390–650 °С и связана в первую очередь с процессом окислением углерода. На данном этапе зафиксирована наиболее интенсивная потеря массы образцом, которая составила около 82 %. Общие потери массы при проведении синхронного термического анализа биочара из шелухи составили 86 %. Зольность образца составила 14 %.

Изменение массы древесного образца происходило следующим образом. Первая активная потеря массы также связана с испарением гигроскопической влаги и составила 11 % в диапазоне температур 105–121 °С. Далее происходила потеря массы при 125–390 °С, которая отражала окисление неразложившихся в ходе пиролиза остатков лигнина. Потери массы составили около 5 %. Далее происходила интенсивная потеря массы вследствие активного окисления углерода при 390–600 °С, которая составила 80 %. Общая потеря массы равна 96 %, а зольность составила 4 %.

У модифицированных биочаров изменение массы происходило отлично от необработанного угля. Так, изменение массы на первом этапе 105–110 °С потеря массы у обоих образцов происходила более интенсивно: для БШП + H₂O потеря составила 9%, а для БШП + КОН – 9 %. При этом на промежутке 110–390 °С потери массы у этих двух образцов не регистрировались. Далее, на этапе окисления углерода модифицированные образцы демонстрировали более интенсивную потерю массы, которая составила для БШП + H₂O 86 %, а для БШП + КОН – 87 %. Общая потеря массы составила 95 % и 91 %. Зольность образцов значительно уменьшилась, что может быть итогом выноса несгоревших продуктов пиролиза, и составила 5 % для обоих вариантов. Таким образом, обработки приводят к изменению в составе угля, увеличивая долю гигроскопической влаги, что может быть следствием увеличения площади поверхности, а также уменьшают зольность сорбента, за счёт удаления неразложившихся продуктов пиролиза.

Выводы

В ходе исследования разработана технология химической активации биочара из лузги подсолнечника. Обработка дистиллированной водой и 1Н КОН позволила увеличить площадь поверхности биочара более, чем в два раза, что даже превзошло значения данного показателя у древесного промышленного аналога. Это является следствием удаления из пор биочара неразложившихся продуктов пиролиза, которые подвержены активному щелочному и водному гидролизу. Помимо этого, обработки снизили зольность биочара, приблизив её к значениям древесного

биочара. Эти результаты позволяют сделать вывод о перспективности применения модифицированных биоуглей в качестве ремедиантов для химически загрязнённых почв.

Исследование выполнено при поддержке Министерства науки и высшего образования Российской Федерации, грант БРИКС, заявка №22-075-61622-1-0007-000043.

Литература

1. Godwin P. M., Pan Y., Xiao H., Afzal M. T. Progress in preparation and application of modified biochar for improving heavy metal ion removal from wastewater //Journal of Bioresources and Bioproducts. 2019. Т. 4. № 1. С. 31-42.
2. Hu J., Zhou X., Shi Y., Wang X., Li H. Enhancing biochar sorption properties through self-templating strategy and ultrasonic fore-modified pre-treatment: Characteristic, kinetic and mechanism studies //Science of The Total Environment. 2021. Т. 769. С. 144574.
3. Jung K. W., Hwang M. J., Jeong T. U., Ahn K. H. A novel approach for preparation of modified-biochar derived from marine macroalgae: dual purpose electro-modification for improvement of surface area and metal impregnation //Biore-source technology. 2015. Т. 191. С. 342-345.
4. Sun Y., Wang T., Bai L., Han C., Sun X. Application of biochar-based materials for remediation of arsenic contaminated soil and water: Preparation, modification, and mechanisms //Journal of Environmental Chemical Engineering. 2022. С. 108292.
5. Sushkova S., Minkina T., Dudnikova T., Barbashev A., Mazarji M., Chernikova N., Lobzenko I., Deryabkina I., Kizilkaya R. Influence of carbon-containing and mineral sorbents on the toxicity of soil contaminated with benzo[a]pyrene during phytotesting // Environmental geochemistry and health. 2021.
6. Wang G., Peng C., Tariq M., Lin S., Wan J., Liang W., Zhang L. Mechanistic insight and bifunctional study of a sulfide Fe_3O_4 coated biochar composite for efficient As (III) and Pb (II) immobilization in soils //Environmental Pollution. 2022. Т. 293. С. 118587.
7. Wang X., Li Y., Wang H., Wang Y., Biswas A., Wai Chau H., Liang J., Zhang F., Bai Y., Wu S., Chen J., Liu H., Yang G., Pulatov A. Targeted biochar application alters physical, chemical, hydrological and thermal properties of salt-affected soils under cotton-sugarbeet intercropping // CATENA. 2022. Т. 216. С. 106414.
8. Бурачевская М. В., Минкина Т. М., Бауэр Т. В., Северина В. И. Влияние биочара на адсорбционную способность чернозема обыкновенного при загрязнении медью // Почва как связующее звено функционирования природных и антропогенно-преобразованных экосистем. 2021. С. 343–346.
9. Копчик Г. Н. Современные подходы к ремедиации почв, загрязненных тяжелыми металлами (обзор литературы) //Почвоведение. 2014. № 7. С. 851–851.
10. Лобзенко И. П., Бауэр Т. В., Манджиева С. С., Сушкова С. Н., Минкина Т. М. Оценка влияния биочара на фитотоксичность чернозёма обыкновенного,

загрязнённого медью // Состояние и перспективы развития агропромышленного комплекса. 2020. С. 181–184.

11. Чесноков Н. В., Микова Н. М., Иванов И. П., Кузнецов Б. Н. Получение углеродных сорбентов химической модификацией ископаемых углей и растительной биомассы // Журнал сибирского федерального университета. Химия. 2014. Т. 7. № 1. С. 42–53.

ВЛИЯНИЕ НАНОЧАСТИЦ ОКСИДА ЦИНКА НА СОДЕРЖАНИЕ МАЛОНОВОГО ДИАЛЬДЕГИДА И ОБЩЕГО БЕЛКА В РАСТЕНИЯХ ЯЧМЕНЯ (*HORDEUM SATIVUM DISTICHUM*) В МОДЕЛЬНОМ ВЕГЕТАЦИОННОМ ОПЫТЕ

**Д. С. Лысенко, А. В. Литвинова, М. С. Волошина,
М. Р. Крепакова, Т. В. Бауэр, V. Rajput,
Н. П. Черникова, Т. М. Минкина**

Южный федеральный университет, Академия биологии и биотехнологии
им. Д. И. Иванова, г. Ростов-на-Дону, Россия
*lysenkodiana76@gmail.com, litvinova.aleksasha@bk.ru,
ph.rox.anderson@gmail.com, mashas.k.2002@gmail.com*

Введение

Загрязнение наночастицами (НЧ) тяжелых металлов (ТМ) ведет к нарушению продуктивности сельскохозяйственных культур, а также несёт опасность для здоровья человека [5]. Наночастицы представляют большой интерес из-за их размера и большого соотношения поверхности к объёму, что приводит как к химическим, так и к физическим различиям в их свойствах по сравнению с макрочастицами этих же металлов. Благодаря этим свойствам они способны проходить через клеточные мембраны в листьях растений, также могут транспортировать вещества в клетки, встраиваться в пути метаболизма [7], тем самым влекут за собой ряд физиологических изменений (угнетение ферментов, встраивания в сайты белков, влияние на ДНК растений).

Растения в течение всей своей жизни постоянно взаимодействуют с молекулярным кислородом, который вовлекается во

многие метаболические процессы, приводя и к образованию активных форм кислорода (АФК) – соединений, образующихся в результате неполного восстановления O_2 [3]. В стрессовых условиях в растениях увеличивается образование активных форм кислорода, обусловленное не столько их продукцией, сколько нарушением баланса между генерацией и удалением этих веществ [2, 6]. Следствием этих изменений является развитие окислительного стресса. Причиной окислительного стресса в растениях считается множество факторов, однако наиболее значимым является загрязнение ТМ и их НЧ из-за их токсического действия, высокой дисперсности и реакционной способности.

Активные формы кислорода (АФК), образующиеся при поступлении ТМ в организм растения, способны повреждать нативную структуру клеточных мембран и инициировать процессы перекисного окисления липидов (ПОЛ) [1]. В ходе ПОЛ выделяют несколько стадий: инициация, развитие, обрыв. Продуктом стадии развития является малоновый диальдегид (МДА). Поэтому данное соединение считается симптоматическим показателем окислительного стресса [8].

В связи с этим целью исследования является изучение влияния различных доз НЧ оксида цинка на физиолого-биохимические показатели растений ячменя двурядного (*Hordeum sativum distichum*).

Объекты и методы исследования

В качестве объектов исследования использовались семена ячменя двурядного (*Hordeum sativum distichum*) в количестве 25 штук на вегетационный сосуд и почва (0-20) природного ландшафта, представленная луговой тяжелосуглинистой почвой, расположенной в пойме р. Северский Донец. В почву вносили оксид цинка в нанодисперсной форме в дозах 1100 мг/кг (5 ОДК) и 2200 мг/кг (10 ОДК). Отбор растений осуществляли в фазу кущения. Образцы растительного материала перед пробоподготовкой хранились при температуре -80 °С в морозильной камере

Содержание МДА производилось методом определения уровня перекисного окисления липидов. Метод основан на ре-

акции МДА с тиобарбитуровой кислотой (ТБК) в присутствии трихлоруксусной кислоты (ТХУ) [4].

Метод определения общего белка по методу Брэдфорда (Bradford, 1976), который основан на сдвиге спектра поглощения в сторону значений 595 нм красителя кумасси ярко-голубого (Coomassie Blue G-250) при связывании его с белком, прямо пропорционально концентрации последнего.

Результаты исследования

Результаты оценки содержания МДА в растительных экстрактах *Hordeum sativum distichum* представлены на рис. 1. На всех вариантах опыта наблюдается тенденция к увеличению количества МДА во всех органах растения. Наибольшее повышение концентрации МДА зафиксировано в варианте опыта с загрязнением 10 ОДК ZnO-нано – в 1,8 раз в листьях и в 4 раза в корнях, соответственно. Предполагается, что НЧ оксида цинка сначала растворяются, а затем проникают в клетки в виде иона Zn. В данном исследовании НЧ оксида цинка оказывали зависимое от дозы угнетающее действие на рост ячменя и накопление биомассы, что было тесно связано с накоплением Zn в тканях растений при повышении концентрации НЧ оксида цинка в растении.

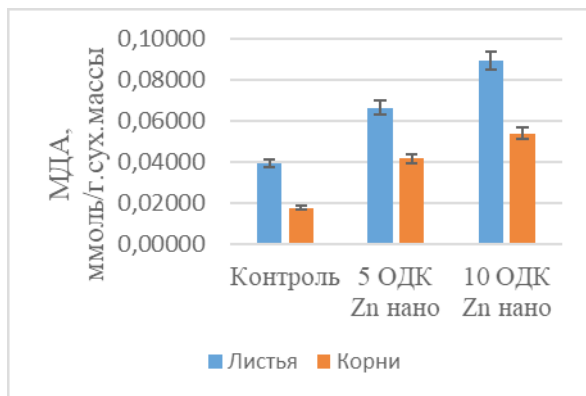


Рисунок 1 – Изменение содержания МДА в листьях и корнях *Hordeum sativum distichum*

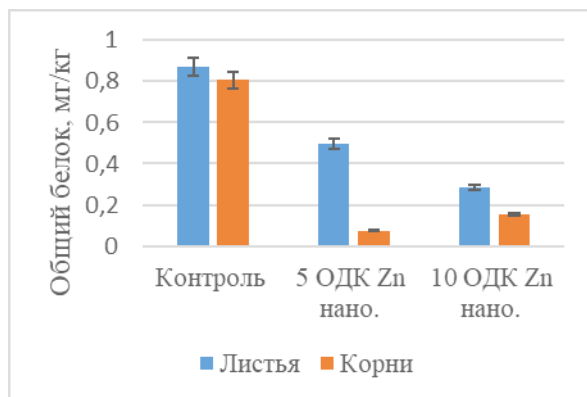


Рисунок 2 – Содержание общего белка в листьях и корнях *Hordeum sativum distichum*

Наблюдается снижение количества белка в листьях и корнях в зависимости от количества загрязнения. Данная закономерность свидетельствует об общем угнетении роста и функционирования растений. Рост и развитие растений происходит в результате общего баланса между синтезом белка и его расщеплением. Наибольшее повышение содержания белка зафиксировано в контроле опыта. В варианте с загрязнением 5 ОДК ZnO-нано отмечено снижение содержания белка по сравнению с контролем в 1,4 раза и 1,9 раза в листьях и корнях, соответственно.

Выводы

Биохимический анализ показал, что токсическое действие НЧ оксида Zn провоцирует продукцию АФК и активирует пути окислительного стресса. Степень дисперсности оксида цинка отразилась на дифференциации показателей окислительного стресса в листьях и корнях ячменя. Это объясняется тем, что НЧ, благодаря их размеру, проникают через поясок Каспари в эндодерме корня и провоцируют увеличение АФК в надземной части растения. Анализ содержания белка показал тенденцию к уменьшению общего белка, что говорит об угнетении роста и снижения активности функционирования растения.

Исследование выполнено при поддержке гранта РФФИ 19-34-60041.

Литература

1. Гончарук А. С. и др. Динамика ферментативной активности и содержания малонового диальдегида в тканях погружённого в воду растения *ceratophyllum demersum* в условиях воздействия тяжёлых металлов и последующей реабилитации // российскийская молодёжная академия наук. 2012. с. 23.
2. Кордюм Е. А., Сытник К. М., Бараненко В. В., Белявская Н. А., Климчук Д. А., Недуха Е. М. Клеточные механизмы адаптации растений к неблагоприятным воздействиям экологических факторов в естественных условиях. Киев: Наукова думка, 2003. 277 с.
3. Мерзляк М. Н. Активный кислород и жизнедеятельность растений // Со-росовский образовательный журнал. 1999. № 9. С. 20–27.
4. Огурцов А. Н. Кинетика ферментативных реакций. 2007.
5. Плаксенкова И. и соавт. Влияние наночастиц оксида цинка на цитотоксичность, генотоксичность и экспрессию микроРНК в проростках ячменя (*Hordeum vulgare* L.) // The Scientific World Journal. 2020. Т. 2020.
6. Хавинсон В. К., Баринов В. А., Арутюнян А. В., Малинин В. В. Свободно-радикальное окисление и старение. СПб.: Наука, 2003. 197 с.
7. Galbraith, 2007; Torney, Trewyn, Lin, & Wang, 2007.
8. Kumari A., Kaur R. Modulation of biochemical and physiological parameters in *Hordeum vulgare* L. seedlings under the influence of benzyl-butyl phthalate // PeerJ. 2019. P. 25.

СМАЧИВАЕМОСТЬ ПОВЕРХНОСТИ ТВЕРДОЙ ФАЗЫ ПОЧВ КАК ДИАГНОСТИЧЕСКИЙ МАРКЕР ИХ СОСТОЯНИЯ

Н. В. Матвеева

ФГБНУ ФИЦ Почвенный институт им. В. В. Докучаева,
г. Москва, Россия
Nataliy_Matveeva@list.ru

Антропогенные факторы приводят к изменению физических, физико-химических и химических свойств агропочв, определяющих условия жизни растений и почвенной биоты, устойчивость к деградационным изменениям. В настоящее время исследователи

уделяют большое внимание нахождению новых маркеров состояния системы, определение которых позволило бы при минимальных затратах и изменениях естественного состояния почв дать оценку и прогноз устойчивого функционирования почв.

Одним из таких диагностических маркеров является смачиваемость поверхности твердой фазы почв (ТФП). Именно смачиваемость поверхности ТФП определяет поведение воды в почве, что влияет на доступность элементов питания для растений, получающих питательные вещества в растворенном виде. Поведение воды, формирование и водоустойчивость агрегатной структуры напрямую связаны с характеристиками поверхности ТФП. Смачиваемость (либо обратное свойство – водоотталкивание) ТФП, ее гидрофобно-гидрофильные свойства играют значимую роль в плодородии и устойчивости почвенной структуры [18]. Показателем смачиваемости ТФП является краевой угол смачивания (КУС). КУС поверхности твердой фазы определяют не природа и расположение атомов внутри (под внешней поверхностью) твердой фазы [19], а генезис и пространственное распределение органических соединений, сорбированных на внешней поверхности ТФП, формирование которых происходило в условиях разных систем землепользования.

В настоящее время большое количество исследований смачиваемости почвы направлено на изучение влияния конкретных сельскохозяйственных культур на гидрофобно-гидрофильные свойства почв, рассматривается влияние пожаров и различные виды механической обработки земель (вспашка с оборотом пласта, no-till) [6, 13]. Показано, что отсутствие обработки почвы приводит к увеличению водоотталкивания за счет накопления гидрофобных органических соединений в верхних горизонтах. При этом наблюдается одновременное увеличение инфильтрации по преимущественным потокам [2, 15]. Таким образом, водоотталкивающая способность почв определяет скорость поверхностного и внутрипочвенного стока, что влияет на эрозионные процессы. В работе [12] водоотталкивающая способность почв считается главным фактором, обуславливающим устойчивость почвенной структуры.

Прогнозирование и регулирование водооттапливания почв является важной задачей современного почвоведения и сельского хозяйства. Исследователи рассматривают множество способов решения этой проблемы: применение поверхностно-активных веществ, диспергированных глин, модифицированных гуминовых кислот из бурого угля, удобрений, использование дождевых червей, адаптивной растительности, орошения, аэрации/уплотнения почвы [5, 9]. Однако, несмотря на разработку и применение большого количества веществ, регулирующих водооттапливающую способность почв, естественная регуляция этого явления остается актуальной фундаментальной задачей [9]. Прежде всего, это связано с поддержанием почвами своих экологических функций, а также с избирательным воздействием увлажнителей на конкретные сельскохозяйственные культуры или рекреационные земли [9, 11].

На способность поверхности твердой фазы почв смачиваться влияет множество факторов: площадь удельной поверхности ($S_{уд}$), pH, плотность расположения полярных и неполярных групп органических молекул [8], экссудаты корней, продукты разложения растительного опада, продукты жизнедеятельности бактерий, грибов и водорослей в почве [4, 11, 13].

Перечисленные выше факторы могут оказывать как прямое влияние на водооттапливание, так и косвенное [11]. Например, наблюдаемая повышенная водооттапливаемость почвы, находящейся в части ризосферы по сравнению с общей почвенной массой, может быть обусловлена как экссудатами корней, так и продуктами микробиологического разложения этих экссудатов. Площадь удельной поверхности характеризуется размером и составом почвенных частиц, при этом низкая $S_{уд}$ почвы благоприятна для жизнедеятельности грибов, в то время как высокая $S_{уд}$ почвы оказывает положительное влияние на численность бактерий. Некоторые исследователи называют грибы, и продукты их жизнедеятельности, – основной причиной водооттапливания почвы. В целом экссудаты, вырабатываемые растениями и МО, необходимы для повышения доступности питательных веществ и защиты почвы от высыхания. Микроорганизмы (бактерии, гри-

бы и водоросли) в процессе своей жизнедеятельности продуцируют как гидрофильные вещества (например, полисахариды), так и гидрофобные – липиды, гидрофибины, меланины и гломалин [4]. Гломалин улучшает физические свойства почвы (плотность, пористость, водоудерживающую способность), контролирует эрозию почвы (за счет склеивания агрегатов и регулирования почвенного стока), способствует накоплению углерода в почве. Наличие в гломалине C, N, P, Fe, S, K, Ca, Mg, Zn и Cu, позволяет ему выступать в качестве прямого источника питательных веществ для растений и МО. Гломалин также обладает способностью к хелатному связыванию тяжелых металлов (Cu, Al, Pb, Zn, Cd и Cr) и поллютантов (полициклических ароматических углеводородов, наночастиц на основе цинка) [16]. Синтезируется гломалин за счет взаимодействия почвы, растения и арбускулярной микоризы. Повышенное содержание его в почве указывает на высокую микробную биомассу и активность МО. Как видно из вышесказанного, соотношение гидрофобных и гидрофильных соединений в почве является следствием и указывает на продуктивность растений и жизнедеятельность МО.

Несмотря на то, что в ряде работ, прослеживается прямая линейная зависимость между водоотталкиванием и содержанием Сорг, % (при его содержании более 2 %) [1, 8], на смачиваемость почв большее влияние оказывает не количество ОВ, а его качественный состав [13]. Так, например, почва под хвойной растительностью может обладать большей гидрофобностью по сравнению с почвой широколиственных лесов. Важным также является расположение ОВ на минеральной поверхности, зависящее от гранулометрического состава и системы землепользования.

Почвенное ОВ влияет на смачиваемость несколькими способами, в зависимости от его состава, количества и расположения в пространстве, смачиваемость поверхности почв может, как повышаться, так и снижаться. Гидрофильные органические соединения могут снижать смачиваемость за счет повышения устойчивости почвы к изменениям водного потенциала. Полисахариды, являясь гидрофильными, могут снижать смачиваемость

почвы путем снижения скорости дегидратации [3]. ОВ может увеличить гидрофобность поверхности и стабилизировать поры почвы, удерживая частицы вместе [14]. В верхних горизонтах почв в агрономически ценных агрегатах гидрофильное ОВ находится внутри агрегатов, гидрофобное – снаружи [10]. Гидрофобные компоненты гумусовых веществ (ГВ) предохраняют новообразованные ГВ от микробиологической минерализации, и одновременно повышают агрегативную устойчивость [1, 5]. Кроме того, поглощение и минерализация гидрофильных и гидрофобных компонентов ОВ грибами и МО идет по-разному. Более высокая минерализация гидрофильной фракции ОВ обусловлена предпочтениями г-стратегов (быстрорастущих бактерий), в то время как к-стратеги (медленно растущие грибы) используют гидрофобную фракцию ОВ. Специфическое поглощение фрагментов ОВ в конечном итоге повлияет на долгосрочное образование, стабилизацию и дестабилизацию фракции ОВ почвы [7]. Соотношение гидрофобных и гидрофильных компонентов ОВ является важным [20], его связывают с устойчивостью макро- и микроагрегатной структуры (чем выше доля гидрофобных компонентов, тем устойчивее почвенная структура) и со стабильностью почвенного ОВ [17]. В работе [5] к гуминовым кислотам, выделенным из бурого угля, применили процедуру формальдегидного сшивания, основанную на ковалентном связывании фрагментов ароматических гуминовых кислот, с целью создания добавки для регулирования гидрофобно-гидрофильных свойств почвы. Авторы пришли к выводу, что расстояние между функциональными группами гуминовых кислот является решающим фактором, определяющим количество сконденсированной на них воды. Даже небольшое изменение в строении гуминовых кислот в микроскопическом масштабе может иметь большие последствия в макромире, что по-прежнему важно учитывать при планировании стратегий охраны окружающей среды, сельского хозяйства и защиты почв. Изменение соотношения гидрофобных и гидрофильных компонентов почвенного ОВ может указывать на наличие деградационных процессов, вызванных антропогенным воздействием на почву [13]. Мониторинг изменений

гидрофобно-гидрофильных свойств ОВ почв и смачиваемости поверхности их твердой фазы необходим для поддержания хорошей почвенной структуры, обеспечивающей оптимальные условия для жизнедеятельности растений и биоты, а также для сохранения экологических функций почв.

Литература

1. Bachmann J., Guggenberger G., Baumgartl T., Ellerbrock R.H., Urbanek E., Goebel M.O., Kaiser K., Horn R., W.R. Fischer W.R. Physical carbon-sequestration mechanisms under special consideration of soil wettability // *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 2008. Vol. 171. № 1. P. 14-26.
2. Beatty S.M., Smith J.E. Fractional wettability and contact angle dynamics in burned water repellent soils // *Journal of Hydrology*. 2010. Vol. 391. № 1-2. P. 99-110.
3. Chenu C. Clay or sand polysaccharide associations as models for the interface between micro-organisms and soil: water related properties and microstructure // *Soil Structure/Soil Biota Interrelationships*, Elsevier. 1993. P. 143-156.
4. Chenu C., Cosentino D. Microbial regulation of soil structural dynamics. The architecture and biology of soils: life in inner space. 2011. P. 37-70.
5. Cihlár Z., Vojtová L., Conte P., Nasir S., Kučerík J. Hydration and water holding properties of cross-linked lignite humic acids // *Geoderma*. 2014. Vol. 230. P. 151-160.
6. Dekker L.W., Oostindie K., Ritsema C.J. Exponential increase of publications related to soil water repellency // *Australian Journal of Soil Research*. 2005. Vol. 43. № 3. P. 403-441.
7. Deng S., Zheng X., Chen X., Zheng S., He X., Ge T., Kuzyakov Y., Wu J., Su Y., Hu Y. Divergent mineralization of hydrophilic and hydrophobic organic substrates and their priming effect in soils depending on their preferential utilization by bacteria and fungi // *Biology and fertility of soils*. 2021. Vol. 57. № 1. P. 65-76.
8. Ellerbrock R.H., Gerke H.H., Bachmann J., Goebel M.O. Composition of organic matter fractions for explaining wettability of three forest soils // *Soil Science Society of America Journal*. 2005. Vol. 69. № 1. P. 57-66.
9. Fidanza M., Kostka S., Bigelow C. Communication of soil water repellency causes, problems, and solutions of intensively managed amenity turf from 2000 to 2020 // *Journal of Hydrology and Hydromechanics*. 2020. Vol. 68. № 4. P. 306-312.
10. Goebel M.O., Bachmann J., Woche S.K., Fischer W.R. Soil wettability, aggregate stability, and the decomposition of soil organic matter // *Geoderma*. 2005. Vol. 128. № 1-2. P. 80-93.
11. Hallett P.D. A brief overview of the causes, impacts and amelioration of soil water repellency—a review // *Soil and Water Research*. 2008. Vol. 3. № 1. P. 521-528.
12. Kraemer F.B., Hallett P.D., Morras H., Garibaldi L., Cosentino D., Duval M., Galantini J. Soil stabilisation by water repellency under no-till management for soils with contrasting mineralogy and carbon quality // *Geoderma*. 2019. Vol. 355. P. 113902.

13. Mao J., Nierop K. G., Dekker S. C., Dekker L. W., Chen B. Understanding the mechanisms of soil water repellency from nanoscale to ecosystem scale: a review // *Journal of Soils and Sediments*. 2019. Vol. 19. № 1. P. 171-185.

14. Quirk J. P., Williams B. G. Disposition of organic materials in relation to stable aggregation // *Trans Int Congr Soil Sci*. 1974.

15. Roper M., Ward P., Keulen A., Hill J. Under no-tillage and stubble retention, soil water content and crop growth are poorly related to soil water repellency // *Soil and Tillage Research*. 2013. Vol. 126. P. 143-150.

16. Singh A. K., Zhu X., Chen C., Wu J., Yang B., Zakari S., Xiao J. J., Singh N., Liu W. The role of glomalin in mitigation of multiple soil degradation problems // *Critical reviews in environmental science and technology*. 2022. Vol. 52. № 9. P. 1604-1638.

17. Song S. R., Pan G., Piccolo A. Stabilization by hydrophobic protection as a molecular mechanism for organic carbon sequestration in maize-amended rice paddy soils // *Science of the total environment*. 2013. Vol. 458. P. 319-330.

18. von Lützow M., Kögel-Knabner I., Ekschmitt K., Matzner E., Guggenberger G., Marschner B., Flessa H. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions – a review // *European journal of soil science*. 2006. Vol. 57. № 4. P. 426-445.

19. Zisman W. A., Relation of equilibrium contact angle to liquid and solid construction, in *Contact Angle, Wettability and Adhesion*, edited by R.F. Gould, Adv. Chem. Ser. 1964. Vol. 43. P. 1–51.

20. Милановский Е. Ю. Гумусовые вещества почв как природные гидрофобно-гидрофильные соединения. М.: ГЕОС, 2009. 188 с.

ПРИНЦИПЫ РАСЧЕТА НОРМАТИВНОЙ УРОЖАЙНОСТИ ЗЕРНОВЫХ КУЛЬТУР НА ОСНОВЕ РАЗНОРОДНЫХ АГРАРНО-ПОЧВЕННЫХ ДАННЫХ

**А. А. Меженков, О. С. Безуглова, Ю. А. Литвинов,
А. И. Жумбей**

Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия
aotpo.nfhfolpc@yandex.ru, litvinov_ua@mail.ru
lamar96@yandex.ru

Определение кадастровой оценки земель сельскохозяйственного назначения основывается на величине нормативной урожайности зерновых культур [4].

Источниками информации для расчета нормативной урожайности сельскохозяйственных культур на территории Ростовской

области являются актуальные и архивные аграрно-почвенные данные [1] оцифрованные на базе ФГБУ ГЦАС Ростовский:

- актуальные данные агрохимического обследования хозяйств (содержание органического вещества в поверхностном слое почвы);

- среднемасштабная цифровая почвенная карта Ростовской области (1:300 000);

- среднемасштабная цифровая почвенная карта административных районов Ростовской области (1:100 000);

- крупномасштабная цифровая почвенная карта хозяйств Ростовской области (1:10 000–1:25 000).

Семантические значения в легендах почвенных карт по ряду показателей были переведены в количественные значения. В качестве нормативно-технического документа была использована «Классификация и диагностика почв СССР [2].

При расчетах приоритет отдавался актуальным агрохимическим данным (содержание органического вещества) и материалам крупномасштабного почвенного обследования [3]. Более низкий приоритет имели материалы среднемасштабного почвенного обследования (1:100 000) и среднемасштабная почвенная карта Ростовской области (1:300 000).

Расчет нормативной урожайности выполняется в соответствии Методическими указаниями о государственной кадастровой оценке [4].

В расчете принимают участие такие почвенные показатели как содержание гумуса, мощность гумусовых горизонтов, содержание физической глины, комплекс негативных признаков и свойств характерных для почв Ростовской области (засоление, солонцеватость, мощность надсолонцового горизонта, каменистость, карбонатность), а также величина уклона земельного участка в градусах. Источниками пространственных данных о землях сельскохозяйственного назначения выступают границы земельного участка, границы почвенных выделов, местоположения почвенных разрезов.

Для расчета нормативной урожайности зерновых культур на элементарном участке применяется формула, в которой учиты-

вается величина агроклиматического потенциала по агроклиматической подзоне для зерновых культур и поправочные коэффициенты. Эти параметры зависят от характера почвенного покрова и региона применения. Формула имеет следующий вид:

$$Y_n = 33,2 \times 1,4 \times \frac{AP}{10,0} \times K1 \times K2 \times K3 \times K4,$$

где: Y_n – нормативная урожайность зерновых культур, ц/га;

АП – величина агроклиматического потенциала по агроклиматической подзоне для зерновых культур;

10,0 – базовое значение величины АП;

33,2 – нормативная урожайность (ц/га) зерновых культур на эталонной почве, соответствующая нормам зональных технологий при базовом значении АП (10,0);

1,4 – коэффициент пересчета на уровень урожайности при интенсивной технологии возделывания культур;

$K1... K4$ – поправочные коэффициенты:

$K1$ – на содержание гумуса в пахотном слое;

$K2$ – на мощность гумусового горизонта;

$K3$ – на содержание физической глины в пахотном слое;

$K4.1... K4.n$ – на негативные свойства почв [5].

Для расчета коэффициента $K1$ на основе материалов почвенного обследования использовались атрибутивные данные цифровой почвенной карты: тип почв и содержание гумуса. На основе подтиповых и видовых наименований рассчитывались средние значения по содержанию гумуса, которым впоследствии присваивались значения коэффициента $K1$. Расчет был выполнен для данных агрохимических обследований и разномасштабных цифровых почвенных карт.

Коэффициент $K2$ рассчитывали исключительно с привлечением разномасштабных цифровых почвенных карт. В качестве исходной информации использовали наименование типа почв, подтипа почв и видовое наименование по мощности гумусовых горизонтов. Название типа почв было определяющим при выборе средних значений мощности гумусовых горизонтов, поскольку эти градации сильно варьируют в зависимости от типа почвы.

Расчет коэффициента КЗ выполнялся на основе данных о подтипе почв, степени солонцеватости и гранулометрическом составе. Для наименований почв по гранулометрическому составу определяли средние значения с использованием классификации почв по гранулометрическому составу Н. А. Качинского.

Для расчета нормативной урожайности зерновых культур были использованы следующие негативные признаки и свойства почв: засоление (К4.1), солонцеватость почв (К4.2), мощность надсолонцового горизонта (К4.3), каменистость и щебенчатость почв (К4.4), карбонатность почв (К4.5), уклон местности в градусах (К4.6). Расчет коэффициента К4.1 проводился с привлечением данных о типе почв, глубине залегания легкорастворимых солей и степени засоления. Коэффициенты определяли для средне- и крупномасштабных цифровых почвенных карт.

При определении коэффициента К4.2 использовали данные по типу почв и степени солонцеватости. В типе почв внимание уделяли солонцам, в то время как для остальных типов почв отслеживались видовые наименования по степени солонцеватости.

Коэффициент К4.3 определялся только для солонцов. Помимо наименования типа использовали видовое наименование по мощности надсолонцового горизонта, в соответствии с которым и определялся коэффициент.

Коэффициент К4.4 определяли на основе видового наименования почв по степени каменистости. Определение коэффициента выполняли на основе разномасштабных цифровых почвенных карт.

Коэффициент К4.5 определяли на основе данных о типе почв, мощности гумусовых горизонтов и гранулометрическом составе. Для перечисленных наименований указывались значения минимального и максимального угла наклона местности с использованием цифровой модели рельефа [8] и определялись поправочные коэффициенты. Расчет проводили для средне- и крупномасштабных почвенных карт Ростовской области.

На основе входных данных почвенного и агрохимического обследования были определены поправочные коэффициенты в соответствии с «Методическими указаниями по государственной кадастровой оценке земель сельскохозяйственного назначения»

[4]. Все коэффициенты, участвующие в расчете показателя нормативной урожайности, рассчитывались на основе информации, хранящейся в базе данных ФГБУ ГЦАС «Ростовский» [6,7].

Литература

1. Алябина И. О., Кириллова В. А., Голозубов О. М., Шоба С. А. Расчет нормативной урожайности зерновых культур в Информационной системе ПГБД России // АгроЭкоИнфо, 2017. №4. 17 с.
2. Егоров В. В. Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 221 с.
3. Ищенко Т. А. Общесоюзная инструкция по почвенным обследованиям и составлению крупномасштабных почвенных карт землепользования. М.: Колос, 1973. 96 с.
4. Методические указания по государственной кадастровой оценке земель сельскохозяйственного назначения: Приказ Министерства экономического развития от 20 сентября 2010 г. № 445. М., 2010.
5. Сапожников П. М. Государственная кадастровая оценка земель сельскохозяйственного назначения Российской Федерации. М.: ООО «НИПКЦ Восток-А», 2012. 160 с.
6. Информационная система «Почвенно-географическая база данных России» / Программные комплексы / Нормативная урожайность зерновых культур для сельскохозяйственных земель Ростовской области: [сайт]. 2020. URL: <https://soil-db.ru/prilozheniya/pk2> (дата обращения 06.09.2022).
7. ФГБУ ГЦАС «Ростовский»: официальный сайт. 2020 Подсистема расчета нормативной урожайности зерновых культур. URL: http://datacenter.don-plodorodie.ru/?widget=eyJjb250cm9sbGVyIjoYXBwcyIsImFjdGlvbil6ImFzc2Vzc21lbnQifQ%3D%3D&noredirect=true&api_key=0&db=local (дата обращения 06.09.2022).
8. SRTM 90m DEM Digital Elevation Database / Download manager: [сайт]. Last Update November 2018. URL: <https://srtm.csi.cgiar.org/srtmdata/> (дата обращения 06.09.2022).

ПОЧВЫ ПРИЮТНЕНСКОГО РАЙОНА РЕСПУБЛИКИ КАЛМЫКИЯ

**Р. А. Мукабенова, Н. В. Джимбеев, А. Б. Адьянова,
В. Т. Саянов, А. А. Булуктаев, С. С. Манджиева**

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
«Калмыцкий научный центр Российской академии наук», г. Элиста, Россия
Raisa.mukabеноva@mail.ru

Введение

Республика Калмыкия является небольшим, но самым аридным регионом на крайнем юго-востоке европейской части России [2]. Ежегодный рост производства сельскохозяйственной продукции, ориентированное в большей степени на производство продукции животноводства (80%) делают Калмыкию аграрной республикой и одним из лидеров по численности поголовья мелкого и крупного рогатого скота. По поголовью овец, Калмыкия занимает второе место в Российской Федерации как регион, занимающийся производством тонкой и полутонкой шерсти. Данное направление хозяйственной деятельности требует особого внимания, т.к. сложности природно-климатического характера, неправильное и несанкционированное использование пастбищ приводят к разрушению и удалению верхних горизонтов почвы, к эрозии наземного покрова и к увеличению площади деградации почвенного покрова, которые, в свою очередь, оказывают не самое лучшее влияние на почвенную структуру, и, следовательно, на агрохимические свойства почв.

Площадь Приютненского района составляет 3110 кв. км, он занимает западную часть республики Калмыкия, которая большей частью расположена в Кумо-Манычской впадине и на Ергенинской возвышенности. Широкое распространение в исследуемом районе получили каштановые солонцеватые в комплексе со светло-каштановыми солонцеватыми почвами, реже встречаются темно-каштановые незасоленные почвы (юг Манычской впадины). В структуре исследуемого района находятся 22 населенных пункта и 8 хозяйств: Песчаное, Булуктинское, Первомайское, Воробьевское, Нартинское, Приютненское, Октябрьское, Ульдючинское.

Объектом исследования являются почвы 5 населенных пунктов одного из самых крупных сельских поселений Октябрьского СМО: п. Урожайный, п. Молодежный, п. Цветной, п. Уралан и п. Октябрьский. Поселение расположено в 43 км по грейдеру к западу от районного центра с. Приютное, вблизи р. Чикалда, где занимает 21,4% площади района.

Целью исследования является комплексная оценка основных физико-химических показателей почв Октябрьского СМО. В за-

дачи исследования входят: отбор почвенных образцов и химический анализ образцов.

Материалы и методы

В ходе исследований осенью 2020 – декабрь 2021 гг. было заложено 15 мониторинговых площадок, образцы почв отбирались с поверхностного (верхнего) слоя 0–20 см с центра населенного пункта или на территории образовательного учреждения, на границе населенного пункта и точку на расстоянии 500 м от зоны поселения (фоновые зоны). В отобранных почвенных образцах определение кислотности проводили методом потенциометрии по ГОСТ 26483085, определение органического углерода проводили по методу И. В. Тюрина в модификации В. Н. Симакова [3], определение содержания катионов Ca^{+2} и Mg^{+2} – комплексонометрическим методом [1], валовое содержание микроэлементов проводили по методу атомно-абсорбционной спектrophотометрии с электротермической атомизацией, методом системы капиллярного электрофореза «Капель» определяли солевой состав: катионов Ca^{+2} и Mg^{+2} , K^+ , Na^+ и анионов: Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- , F^- , PO_4^{3-} .

Результаты исследования

Исследования основных физико-химических показателей почвенного покрова населенных пунктов Приютненского района, свидетельствуют о слабощелочной реакции почвенной среды (8,1–8,3 ед.) в центральной части населенных пунктов Приютненского района, с небольшими участками нейтральной реакции среды в западной части района. Наиболее плодородные почвы отмечаются в поселке Молодежный, реакция почвенной среды соответствует нейтральному значению, его интервал колеблется от 7,8–7,9 ед.

В результате исследования органического углерода было установлено, что его значения варьируют в пределах от 0,77 до 2,01 %, стоит отметить, наибольшие значения отмечаются в светло-каштановых солонцеватых среднесуглинистых почвах в комплексе с солонцами каштановыми средними солончаковыми среднесуглинистыми, которые встречаются на территории поселков Уралан (1,58–2,01 %) и п. Молодежный (1,83–2,01 %),

наименьшее значение отмечаются на территории края поселка Цветной, его показатель варьирует от 0,77 до 1,64 %.

Выявлено, что практически во всех населенных пунктах в большей или меньшей степени почвы подвержены засолению, а именно, присутствуют хлориды, сульфаты, нитраты, фосфаты и фториды. Содержание хлорид-ионов исследуемых почв варьировало в широких пределах – от 2,68 мг/кг до 28,3 мг/кг, наибольшие концентрации этого показателя отмечены на территории п. Урожайный и п. Цветной (18,1 мг/кг и 28,3 мг/кг), наименьшие – на территории п. Октябрьский (2,68 мг/кг). Величина концентрации сульфат-ионов варьировала от 0,07 мг/кг до 23,4 мг/кг. Особенно богаты сульфатами были почвы, которые были отобраны на территории поселков Урожайный (18,6–23,4 мг/кг), что указывает на возможность засоления по сульфатному типу.

Максимальные концентрации загрязняющих веществ регистрируются на территориях, которые расположены в 500 м от зоны поселения. Наиболее высокие уровни загрязнения почв отмечаются на территории населенных пунктов Уралан (Cu 5,378 мг/кг) и п. Октябрьский (Pb – 6,27 мг/кг, Zn – 22,65 мг/кг), наименее – п. Урожайный (Cu – 4,98 мг/кг, Pb – 6,05 мг/кг, Zn – 22,32 мг/кг). Приоритетными загрязняющими металлами являются Pb и Zn, однако, в исследуемых почвах не было выявлено превышение ПДК по валовым формам ТМ и кларк по Виноградову. В меньшей степени почвы сельских территорий загрязнены кадмием и ртутью, характер распределения последнего аналогичен концентрации серебра в почве, его значение составляет 0,100 мг/кг.

В результате исследования содержания обменных катионов выявили, что концентрации обменного магния не превышает 0,74 % (п. Цветной), кальция – 0,96 % (п. Урожайный).

Исследование проведено в рамках государственной субсидии – «Ассиметрично развивающиеся территории перед традиционными и новыми вызовами: исследование динамики социально-экономических процессов и изменчивости экологической ситуации» (номер государственного учета научно-исследовательской, опытно-конструкторской и технологической работы гражданского назначения (далее НИОКТР): 122022700133-9.

Литература

1. Воробьева А. А. Теория и практика химического анализа почв. М.: ГЕОС, 2006. 400 с.
2. Лазарева В. Г., Очинова П. Д., Сератирова В. В., Болдырева Д. А. Сохранение природного разнообразия Республики Калмыкия // Известия Самарского научного центра РАН. 2012. Т.14, №1(4). Элиста.: КГУ, 2012. С. 1039-1042
3. Тюрин И. В. Органическое вещество почв и его роль в плодородии. М.: Наука, 1965. 320 с.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ ТОКСИЧНОСТИ ГЛИФОСАТА ПРИ ПОМОЩИ БИОСЕНСОРОВ

Е. А. Наумова, М. А. Сазыкина

Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия
kate.naumova2000@gmail.com

Глифосат – активно применяемый фосфоорганический пестицид, который используется как неселективный системный гербицид широкого спектра действия для борьбы с широколиственными сорняками и в роли регулятора роста растений, высаживаемых на газонах, приусадебных участках, в парках и в качестве сельскохозяйственных культур [2]. Его применение продолжает расти по всему миру, начиная с 1974 года [4]. Глифосат может поглощаться частицами почвы, хорошо растворяться в воде, загрязнять грунтовые воды и накапливаться в растениях. Только несколько процентов от всего количества используемого гербицида служат поставленной цели, в то время как остальные попадают в окружающую среду, из-за чего снижается урожайность сельскохозяйственных культур, качество продукции, плодородие почв [1]. Из-за употребления людьми в пищу продуктов питания, в которые попадает глифосат, он обнаруживается в биологических жидкостях человека. Активно ведутся споры о его опасности и влиянии на здоровье людей [3]. Следовательно, проблема влияния данного гербицида на живые организмы является актуальной и мало изученной.

Цель работы – изучить токсичность глифосата с использованием биосенсоров.

Задачи:

1. Определить генотоксическое действие глифосата при помощи биосенсоров P-ColD, P-Rec, P-AlkA.
2. Оценить при помощи биосенсора P-Fab способность пестицида повреждать мембраны клетки.
3. Определить с использованием биосенсоров P-Kat и P-Sox возможность гербицида вызывать окислительный стресс.
4. Исследовать интегральную токсичность глифосата при помощи штамма *V. aquamarinus* ВКПМ В-11245.

Биотестирование глифосата проводили с помощью батареи цельноклеточных бактериальных lux-биосенсоров. В лунки 96-луночного планшета (Costar, Испания) вносили по 180 мкл бактериальной суспензии и 20 мкл глифосата в концентрациях 0,0067 г/л, 0,06 г/л, 0,67 г/л и 6,67 г/л (в случае отрицательного контроля 20 мкл дистиллированной воды). Для положительного контроля использовалось 180 мкл биосенсора с добавлением 20 мкл активирующего вещества. Измерение уровня биолюминесценции проводили на микропланшетном люминометре LM-01T (Immunotech) в течение двух часов с интервалом между измерениями в 10 минут при температуре 37 °С. После чего рассчитывался фактор индукции «I» для lux-биосенсоров и индекс токсичности «Т» для *V. aquamarinus* ВКПМ В-11245.

При статистически значимом ($p < 0,05$) отличии опыта от контроля $I < 2$, обнаруженный токсический эффект оценивали как «слабый», при $2 \leq I \leq 10$ — как «средний» и при $I > 10$ — как «сильный» эффект. Для индекса токсичности допустимая степень токсичности – $T < 20$, образец токсичен при $20 \geq T < 50$ и образец сильно токсичен при $T \geq 50$.

Результаты, полученные в ходе исследования токсичности глифосата при помощи люминесцентных биосенсоров, представлены на рисунке 1.

Исходя из полученных данных, можно сделать вывод о том, что глифосат в концентрации 0,0067 г/л может оказывать среднее

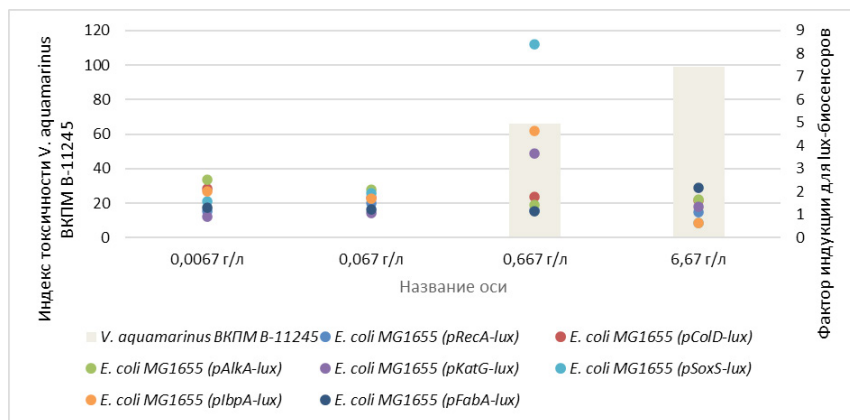


Рисунок 1 – Результаты общей токсичности глифосата, полученные при помощи биосенсоров.

генотоксичное действие, что было определено благодаря биосенсорам *E. coli* MG1655 (pColD-lux) и *E. coli* MG1655 (pAlkA-lux), а также способен повреждать клеточные белки (*E. coli* MG1655 (pIbpA-lux)). Исследования с биосенсорами *E. coli* MG1655 (pRecA-lux), *E. coli* MG1655 (pKatG-lux), *E. coli* MG1655 (pSoxS-lux), *E. coli* MG1655 (pFabA-lux), *V. aquamarinus* БКПМ В-11245 показали, что пестицид в данной концентрации не оказывает негативного действия на *E. coli* CDC F-50.

В концентрации глифосата, равной 0,067 г/л, с помощью биосенсора *E. coli* MG1655 (pAlkA-lux), используемого для детекции генотоксикантов, зарегистрирован средний эффект генотоксичности гербицида. При помощи других биосенсоров зарегистрированы слабые эффекты токсичности.

В эксперименте с концентрацией 0,667 г/л исследуемого пестицида с использованием *E. coli* MG1655 (pKatG-lux), *E. coli* MG1655 (pSoxS-lux), отвечающих за выявление веществ, индуцирующих в клетке окислительный стресс, и *E. coli* MG1655 (pIbpA-lux), определяющего вещества, вызывающие повреждения клеточных белков, были обнаружены эффекты токсичности гли-

фосата средней величина. Природный биосенсор *V. aquamarinus* ВКПМ В-11245, применяемый для анализа проб на интегральную токсичность, показал высокие значения токсичности гербицида.

В результате внесения глифосата в концентрации 6,67 г/л *E. coli* MG1655 (pFabA-lux), отвечающий за оценку содержания веществ, вызывающих повреждения мембран клеток, выявил среднюю величину фактора индукции. Другие индуцируемые биосенсоры показали слабые эффекты специфической токсичности. Видимо, это связано с тем, что концентрация глифосата 6,67 г/л оказывала подавляющее действие на свечение бактерий. Об этом свидетельствуют высокие показатели интегральной токсичности, зарегистрированные с биосенсорным штаммом *V. aquamarinus* ВКПМ В-11245.

Исследование выполнено при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования РФ в рамках государственного задания № 0852-2020-0029.

Литература

1. Herbicide Glyphosate: Toxicity and Microbial Degradation / Simranjeet Singh, Vijay Kumar, Jatinder Pal Kaur Gill, Shivika Datta, Satyender Singh, Vaishali Dhaka, Dhriti Kapoor, Abdul Basit Wani, Daljeet Singh Dhanjal, Manoj Kumar, S. L. Harikumar and Joginder Singh. // Int. J. Environ. Res. Public Health. 2020. Vol. 17 No. 7519 P. 1. doi: 10.3390 / ijerph17207519
2. Improvements in the analytical methodology for the residue determination of the herbicide glyphosate in soils by liquid chromatography coupled to mass spectrometry / A.M. Botero-Coy, M. Ibanez, J.V. Sancho, F. Hernandez. // J. Chromatogr. 2013. Vol. 1292 – P. 132. doi: 10.1016/j.chroma.2012.12.007
3. Juan P. Muñoz, Tammy C. Bleak, Gloria M. Calaf. Glyphosate and the key characteristics of an endocrine disruptor: A review // Journal Pre-proof. 2020. P. 2. doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.128619
4. Peillex C., Pelletier M.. The impact and toxicity of glyphosate and glyphosate-based herbicides on health and immunity // Journal of Immunotoxicology. 2020. V. 17, №1. P.163.

ВЛИЯНИЕ ЛИГНОГУМАТА НА ПОКАЗАТЕЛИ ПОЧВЕННОГО ПЛОДОРОДИЯ И ПРОДУКТИВНОСТЬ РАСТЕНИЙ

А. И. Почтенная, Е. Б. Пашкевич

МГУ им. М. В. Ломоносова, г. Москва, Россия
aalena-1111@yandex.ru

Лигногумат – промышленно производимый аналог природных гуминовых веществ, получаемый путем термической переработки технического лигносульфоната, в основе которой лежит окисление и гидролитическая деструкция лигнинсодержащего сырья [15]. Он может способствовать росту растений и поэтому широко используется в сельскохозяйственных и садоводческих целях [7]. Установлено, что его применение позволяет уменьшить вымывание азота в почвенный раствор [10], уменьшить токсическое действие пестицидов, улучшить азотный баланс почв, повысить базальное дыхание почвы, положительно влияет на биологическую активность почвы. [3].

Первоначально термин «лигногумат» был охарактеризован Спрингером [17] как гумусовый материал с меньшей «спелостью» и содержанием азота, и относительно высокой долей сульфокислотных групп (в отличие от «истинного» почвенного гумусового материала). Лигногумат по структуре и свойствам близок к гуминовым веществам, выделенным из нативных веществ. В процессе производства лигносульфонат превращается в гуминоподобный материал (с помощью более высокой температуры и давления). Химические изменения, происходящие при трансформации, аналогичны гумификации растительного опада в природе [10]. Конечный продукт (лигногумат) обычно имеет более низкое содержание азота и более высокое содержание сульфокислотных групп, а также других О-содержащих групп (гидроксильных, карбонильных, карбоксильных и др.) по сравнению с гуминовыми веществами, выделенными из торфа, почв, и отложений. По сравнению с нативными гуминовыми вещества-

ми лигногумат характеризуется наличием простых структурных компонентов с широкой молекулярной неоднородностью, меньшей молекулярной массой и размером [10].

Возникновение интереса к изучению действия лигногуматов на биологическую активность почв определен безопасностью их использования для окружающей среды (т.к. производятся из природного сырья), низкой ценой и высокой эффективностью [8, 16]. Существует много исследований о положительном влиянии гуминовых веществ на свойства почвы, рост и развитие растений [4, 13, 14]. Также гуминовые вещества могут стимулировать активность почвенного микробного сообщества (увеличение численности микроорганизмов, их ферментативной активности, скорости выделения углекислого газа и процессов трансформации азота) [3].

Пока особенности эффектов и дозы для эффективного и безопасного применения до конца не ясны. Например, Куликова и группа исследователей [12] утверждают, что широкое варьирование наблюдаемых биологических эффектов объясняются сложность строения гуминовых веществ. В большом диапазоне концентраций лигногуматы могут оказывать как стимулирующее, так и угнетающее действие на бактерии, грибы и других почвенных микроорганизмов, а также оказывать определенное влияние на биологическую активность почвы в целом.

Большой интерес представляет оценка эффективности применения лигногуматов на почвах интенсивного сельскохозяйственного использования с добавлением агрохимикатов (удобрений, пестицидов). В частности, показано, что лигногуматы могут как усиливать, так и снижать токсичность ксенобиотиков, оказывать синергическое или антагонистическое действие на рост растений и устойчивость к пестицидам в окружающей среде в зависимости от конкретных химических и физиологических механизмов [2].

Препарат «Лигногумат» оказывает положительное действие на рост и развитие растений, действуя как регулятор роста: благоприятствует увеличению длины побегов, активизации ферментов, увеличению интенсивности фотосинтеза, что делает

растение более устойчивым к экологически неблагоприятным факторам внешней среды, особенно это актуально в зонах с резкими колебаниями температур и зонах рискованного земледелия [5, 11]. С каждым годом число новых стимулирующих веществ увеличивается, в связи с этим возникает необходимость более глубокого и детального изучения сущности действия на растения, разработки рациональных и эффективных приемов применения. Важен подбор оптимальной концентрации для повышения продуктивности, качество продукции и устойчивости растений к неблагоприятным факторам среды в условиях средней полосы.

В исследовании применялся гуминовый препарат Лигногумат® (ЛГ) производства РЭТ НПО «Реализация природоохран-ных технологий» (НПО РЭТ, Санкт-Петербург, Россия). Химическая структура и данные о биологической активности этого препарата частично описаны в более ранних работах [1, 6, 9]. Лигногумат марки АМ в концентрированном виде выпускается в Санкт-Петербурге компанией НПО «РЭТ» и широко применяется на сельскохозяйственных культурах более 10 лет. Был определен элементный состав используемого лигногумата. В составе элементы распределены в следующем количестве: Сорг – 35,5 %; N – 26,3 %; P₂O₅ – 0,05 %; K₂O – 8,9 %, рН лигногумата – 9,69. Определение содержания С и N проводили на элементном анализаторе Carlo Erba; фосфора после мокрого озоления фотометрически с окрашиванием по Дениже на фотометре КФК-3-01 «ЗОМЗ», калия после мокрого озоления на пламенном фотометре Flama FP 640. Также был определен фенольный индекс лигногумата по ПНД Ф 16.1:2.3:3.44-05 «Методика выполнения измерений массовой доли летучих фенолов в пробах почв, осадках сточных вод и отходов фотометрическим методом после отгонки с водяным паром». Фенольный индекс (мг/кг) – 0,72, погрешность – 15 %. Методом масс-спектрометрии с ионизацией в индуктивно связанной плазме (метод ICP) было определено количество следующих элементов в составе лигногумата (в мг/кг): Zn – 678, Cu – 710; Mn – 726; Al – 14; Fe – 60; Ca – 1766; Mg – 347; Na – 37301; Si – 120308; Mo – 42; B – 908, что ниже, чем было заявлено производителем.

Дальнейшие исследования лигногумата особенно актуальны и перспективны для снижения нагрузки на окружающую среду (снижение интенсивности агротехнологий, и, как следствие, снижение загрязнения грунтовых вод, водоем и рек, а также загрязнения воздуха), уменьшение затрат при сельскохозяйственном производстве и повышение продовольственной безопасности.

Литература

1. Баканова Н. Г., Калабин Г. А., Подгорский В. В. Взаимосвязь молекулярного строения и ростстимулирующей активности гуминовых веществ из лигнина // Вестник Российского университета дружбы народов. Серия: Экология и безопасность жизнедеятельности. 2012. № 2. С. 13-18.
2. Куликова Н. А., Перминова И. В., Лебедева Г. Ф. Связывание атразина гумусовыми кислотами некоторых почв // Почвоведение. 2003. № 10. С. 1207-1212.
3. Пукальчик М. А., Панова М. И., Терехова В. А. и др. Действие гуминовых препаратов на активность почвенных ферментов в модельном опыте // Агрохимия. 2017. № 8. С. 84-91.
4. Степанов А. А., Якименко О. С., Госсе Д. Д., и др. Изучение эффективности гуминового удобрения ЭДАГУМ® СМ как стимулятора роста и мелиоранта в вегетационном и мелкоделяночном опытах с пшеницей // Агрохимия. – 2018. №6. С. 36-43.
5. Тихонова М. А., Мурсалимова Г. Р., Нигматянова С. Э. Регулирование процессов роста и развития винограда в условиях Приуралья // ББК 42.3 Я73. 2018. С. 61.
6. Якименко О. С., Терехова В.А., Пукальчик М. А. и др. Сравнение двух интегральных биотических индексов при оценке эффектов воздействия гуминовых препаратов в модельном эксперименте // Почвоведение. 2019. №. 7. С. 781-792.
7. Adani F., Genevini P., Zaccaro P. et al. The effect of commercial humic acid on tomato plant growth and mineral nutrition // Journal of plant nutrition. 1998. T. 21. № 3. С. 561-575.
8. Canellas L. P., Fábio L. Olivaresa, Natália O. Aguiara et al. Humic and fulvic acids as biostimulants in horticulture // Scientia horticulturae. 2015. T. 196. С. 15-27.
9. Ertani A., Francioso O., Tugnoli V. et al. Effect of commercial lignosulfonate-humate on Zea mays L. metabolism // Journal of Agricultural and Food Chemistry. 2011. T. 59. № 22. С. 11940-11948.
10. Holub P., Klema K., Tumab I. et al. Application of organic carbon affects mineral nitrogen uptake by winter wheat and leaching in subsoil: Proximal sensing as a tool for agronomic practice // Science of the Total Environment. 2020. T. 717. С. 137058.
11. I Ketut Suada, Anak Agung Ngurah Gede Suwastika, I Kadek Ngestika Pradnyana et al. Application of Trichoderma spp. and Lignohumate to suppress a patho-

gen of clubroot (*Plasmodiophora brassicae* WOR.) and promote plant growth of cabbage // *Int J Biosci Biotechnol.* 2019. T. 6. C. 79-94.

12. Kulikova N. A., Stepanova E. V., Koroleva O. V. Mitigating activity of humic substances: direct influence on biota // *Use of humic substances to remediate polluted environments: from theory to practice.* – 2005. – С. 285-309.

13. Morard P., Eyheraguibel B., Morard M. et al. Direct effects of humic-like substance on growth, water, and mineral nutrition of various species // *Journal of Plant Nutrition.* – 2010. T. 34. № 1. С. 46-59.

14. Nardi S., Pizzeghello D., Muscolob A. et al. Physiological effects of humic substances on higher plants // *Soil Biology and Biochemistry.* 2002. T. 34. № 11. С. 1527-1536.

15. Novák F., Šestauberová M., Hrabal R. Structural features of lignohumic acids // *Journal of Molecular Structure.* 2015. T. 1093. С. 179-185.

16. Olk D. C., Dana L. Dinnes, J. et al. Humic products in agriculture: potential benefits and research challenges – a review // *Journal of Soils and Sediments.* 2018. T. 18. № 8. С. 2881-2891.

17. Springer U. Der heutige Stand der Humusuntersuchungsmethodik mit besonderer Berücksichtigung der Trennung, Bestimmung und Charakterisierung der Huminsäuretypen und ihre Anwendung auf charakteristische Humusformen // *Bodenkunde und Pflanzenernährung.* 1938. T. 6. № 5-6. С. 312-373.

ВЛИЯНИЕ ФУНГИЦИДНОГО БИОПРЕПАРАТА НА ФЕРМЕНТАТИВНУЮ АКТИВНОСТЬ ПОСТПИРОГЕННЫХ ПОЧВ (МОДЕЛЬНЫЙ ОПЫТ)

В. Д. Приходько, К. Ш. Казеев

Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия
vpr@sfedu.ru

Почва в жизни человека и биосферы играет огромную роль. Помимо производства продуктов питания в настоящее время выделяется множество других ее функций. Вместе с растениями, животными и всеми живыми организмами почва формирует экологические системы, в которых регулируются процессы жизнедеятельности. Одной из основных экологических проблем в наши дни является изменение климата, которое создаёт условия для возникновения и быстрого распространения крупных пожа-

ров. Огонь уничтожает почвенных микроорганизмов, питательные вещества, а также в результате пожаров происходит эрозия почвы и начинается опустынивание. Деградировавшие земли не поглощают углекислый газ, и он накапливается в атмосфере. Сажа влияет на альbedo поверхности территорий, способствует прогреву ледовых шапок, что снижает естественное охлаждение Земли [2]. Одним из основных направлений исследований, связанных с изучением постпирогенных почв, стало изучение их восстановления после воздействия различных факторов пожара [1, 4, 7].

Цель работы – изучить влияние микробиологического препарата (Ф-1) на постпирогенные почвы.

Объектом исследования стал чернозём обыкновенный южно-европейской фации карбонатный тяжелосуглинистый (*Haplic Chernozem*). Этот объект широко используется при мониторинге окружающей природной среды, в том числе почвенного покрова [3, 5, 6]. Модельный опыт был выполнен в лабораторных условиях, чернозём просеяли через сито диаметром 5,5 мм и распределили по подносам слоем в 1 см. Подносы поместили в сушильный шкаф на 100, 180 и 300 °С на 3 часа. Затем термически обработанные образцы навесили в контейнеры по 500 г. Образцы с максимальным термическим воздействием (300 °С), а также контрольные образцы были обработаны разными дозами микробиологического препарата (Ф1) на основе консорциума штаммов аэробных спорообразующих бактерий р. *Bacillus*, проявляющих антагонистическую активность в отношении фитопатогенных грибов: рекомендуемая (0,00001 мл/л), десятикратная (0,0001 мл/л) и стократная (0,001 мл/л). Далее в течение 30 дней в контейнерах поддерживалась постоянная влажность (30 % от массы почвы). Через месяц после термического воздействия образцы просушили и просеяли через сито диаметром 1 мм. Лабораторные анализы были выполнены сразу после термического воздействия и через месяц после.

В результате анализов после термического воздействия было установлено значительное снижение активности каталазы, при этом степень снижения активности фермента зависит не от времени воздействия, а от величины температуры нагрева, то есть

количества тепловой энергии, сообщенной почве. При температуре 100 °С активность фермента снизилась относительно контрольного варианта на 39 %, при температуре 180 °С ферментативная активность снизилась на 80 %, а при максимальном воздействии активность снизилась на 90 %, что привело к практически полной инактивации фермента. Через месяц после воздействия активность фермента выросла на 6–12 % относительно контроля. В результате изучения влияния микробиологического препарата на активность фермента был установлен незначительный положительный эффект при внесении стократной дозы препарата (0,001 мл/л), рекомендуемая и десятикратная доза не оказали эффекта на исследуемые образцы.

Исследование выполнено при государственной поддержке ведущей научной школы РФ (НШ-449.2022.5) и гранта Министерства науки и высшего образования РФ на создание Лаборатории молодых ученых (№ ЛабНОЦ-21-01АБ).

Литература

1. Вилкова В. В., Казеев К. Ш., Шхапацев А. К., Нижельский М. С., Колесников С. И. Влияние пирогенного воздействия на биологическую активность чернозема обыкновенного в модельных экспериментах // АгроЭкоИнфо. 2021. № 5(47). DOI 10.51419/20215520. EDN IUYLQB.
2. Гришин А. М. О влиянии негативных экологических последствий лесных пожаров // Экологические системы и приборы. 2003. №4. С. 40–43.
3. Даденко Е. В., Мясникова М. А., Казеев К. Ш., Колесников С. И., Вальков В. Ф. Биологическая активность чернозема обыкновенного при длительном использовании под пашню // Почвоведение. 2014. №6. С. 724–733.
4. Казеев К.Ш., Одабашян М.Ю., Трушков А.В., Колесников С.И. Оценка влияния разных факторов пирогенного воздействия на биологические свойства чернозема // Почвоведение. 2020. № 11. С. 1372–1382.
5. Казеев К. Ш., Трушков А. В., Одабашян М. Ю., Колесников С. И. Постагрогенное изменение ферментативной активности и содержания органического углерода чернозема в первые 3 года залежного режима // Почвоведение. 2020. № 7. С. 901–910.
6. Лариков А. А., Казеев К. Ш. Изменение ферментативной активности чернозема обыкновенного Ботанического сада ЮФУ при выращивании сельскохозяйственных культур // Изв. вузов. Сев-Кав. регион. 2009. № 6. С. 52–54.
7. Нижельский М. С., Казеев К. Ш., Колесников С. И. Влияние биологических препаратов на ферментативную активность чернозема обыкновенного после фумигации дымом от опилок // Агрохимический вестник. 2021. № 5. С. 28–33. DOI 10.24412/1029-2551-2021-5-006. EDN YTVDKN.

ВЛИЯНИЕ ХЕЛАТИРУЮЩИХ АГЕНТОВ НА ЧИСЛЕННОСТЬ АЗОТФИКСАТОРОВ В ПОЧВАХ СТЕПНЫХ ЛАНДШАФТОВ РАЙОНОВ УГЛЕДОБЫЧИ ВОСТОЧНОГО ДОНБАССА

**Е. П. Пуликова, Ф. Д. Иванов, А. В. Горовцов,
Д. Г. Невидомская, Т. М. Минкина,
С. С. Манджиева, А. Мовсесян, К. А. Казарян,
А. В. Барахов, А. Ю. Яковленко**

Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия
epulikova@sfedu.ru

В процессе добычи угля подземным (шахтным) способом, а также хранения вскрышных пород, образующихся при угледобыче, происходит загрязнение прилегающих территорий тяжёлыми металлами (ТМ), концентрации которых в недрах выше, чем в поверхностном слое почвы [7]. Одним из перспективных методов рекультивации почв, загрязнённых ТМ является индуцированная фиторемедиация [1]. Вносимые в почву хелатирующие агенты повышают доступность ТМ, таким образом, происходит значительно большее накопление и вынос металлов наземными органами растений из почвы [4]. Поскольку для восстановления почвенного и растительного покрова важно поддерживать естественное течение процессов цикла азота, то изучение динамики N в загрязнённых почвах, подвергшиеся рекультивации, может быть особенно информативным [5]. Таким образом, целью данного исследования стало изучение влияния внесения хелатирующих агентов на азотфиксирующие микроорганизмы в техногенно-нарушенных угледобычей почвах степных ландшафтов Восточного Донбасса (северо-запад Ростовской области).

Для определения влияния внесения хелатирующих веществ на численность азотфиксирующих микроорганизмов был заложен модельный эксперимент. Хелатирующими агентами являлись: Na-ЭДТА, щавелевая кислота и лимонная кислота в концентрациях 1, 2, 5, 10 мМоль/кг почвы. Почва, в которую

вносились комплексообразователи, была отобрана из поверхностного горизонта (0-20 см) основания породного углеотвала шахты «Аютинская», расположенной на территории Донецкого каменноугольного бассейна (в мкр. Аютинский, г. Шахты, Ростовская область). Отобранная почва содержала высокие концентрации ТМ, суммарный показатель загрязнения – Z_c составил 180, что соответствует категории чрезвычайно опасного загрязнения [3]. За неделю до внесения хелаторов в почву проводился посев семян пырея ползучего (*Elytrigia repens*) и овсяницы луговой (*Festuca pratensis*). По завершению вегетационного периода растения вместе с корневой системой извлекали из почвы, а затем отбирали свободную от корней почву для микробиологического анализа. Почвенные разведения были приготовлены согласно стандартному методу [8]. Численность свободноживущих азотфиксаторов была определена с помощью посева на агаризованную безазотистую среду NFM (г/л: DL-malic acid – 4.3, K_2HPO_4 – 0.1, KH_2PO_4 – 0.04, $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ – 0.2, $CaCl_2$ – 0.02, NaCl – 0.1, $Na_2MoO_4 \cdot 2H_2O$ – 0.002, $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ – 0.0171) и подсчёта колоний образующих единиц (КОЕ) на 7 сутки [6], с дальнейшим отсевом выросших колоний в жидкую среду аналогичного состава.

Относительно фоновых значений в черноземе обыкновенном карбонатном ООПТ «Персиановская степь» в техногенной почве углеотвала наблюдается снижение численности азотфиксаторов в 4,5 раза (рис. 1). В сравнении с почвой углеотвала без внесения хелаторов численность азотфиксаторов увеличивается на 5–165 % при добавлении Na-ЭДТА (10 и 1 мМоль/кг почвы, соответственно) и 75–222 % при добавлении лимонной кислоты (1 и 10 мМоль/кг почвы, соответственно), на 16–64 % при добавлении щавелевой кислоты (1 и 5 мМоль/кг почвы, соответственно). При добавлении 10 мМоль/кг почвы щавелевой кислоты происходит, наоборот, снижение численности азотфиксаторов. Наибольшее увеличение численности этой группы микроорганизмов наблюдается при добавлении низких концентраций Na-ЭДТА и особенно при добавлении высоких концентраций лимонной кислоты, как эффективных хелатирующих агентов, что оказалось статистически достоверно. Повышение численности при добав-

лении щавелевой кислоты статистически недостоверно. Более высокие дозы ЭДТА могут снижать доступность металлов важных для азотфиксации, а именно железа [2].

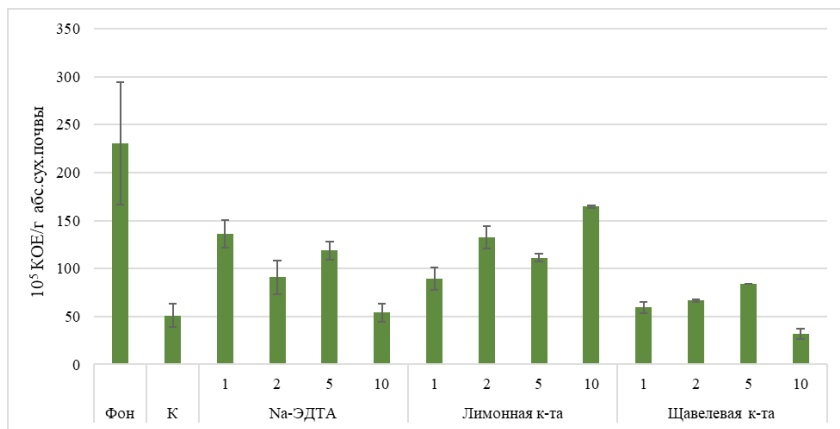


Рисунок 1 – Численность азотфиксаторов в почвах с разной обработкой хелатирующих агентов

Добавление хелатирующих веществ в почвы, загрязнённые ТМ, положительно влияет на численность азотфиксирующих микроорганизмов (особенно при 10 мМоль/кг почвы лимонной кислоты и 1 мМоль/кг почвы Na-ЭДТА), что положительно воздействует и на восстановление почвенного покрова.

Исследования выполнены при финансовой поддержке гранта РФФИ Арм_а, проект № 20-55-05014 и SC RA № 20RF-036.

Литература

1. Автухович И. Е. Индуцированная фиторемедиация как экстенсивный метод восстановления загрязненных почв и грунтов // *Агрохимический вестник*. 2010. № 2. С. 39-40.
2. Шлегель Г. Общая микробиология: Пер. с нем. М.: Мир, 1987. 567 с.
3. Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach // *Water research*. 1980. V. 14. № 8. P. 975-10013.
4. Ghazaryan, K. A., Movsesyan, H. S., Minkina, T. M. Nevidomskaya D.G., Rajput V.D. Phytoremediation of copper-contaminated soil by *Artemisia absinthium*:

Comparative effect of chelating agents // *Environmental Geochemistry and Health*. – 2022. V. 44. № 4. P. 1203-1215.

5. Kumari S., Maiti S. K. Nitrogen recovery in reclaimed mine soil under different amendment practices in tandem with legume and non-legume revegetation: A review // *Soil Use and Management*. 2022. V. 38. № 2. P. 1113-1145.

6. Rennie R. J. A single medium for the isolation of acetylene-reducing (dinitrogen-fixing) bacteria from soils // *Canadian Journal of Microbiology*. 1981. V. 27. № 1. P. 8-14.

7. Ribeiro, J., Da Silva, E. F., Li, Z., Ward, C., Flores, D. Petrographic, mineralogical and geochemical characterization of the Serrinha coal waste pile (Douro Coalfield, Portugal) and the potential environmental impacts on soil, sediments and surface waters // *International Journal of Coal Geology*. 2010. V. 83. № 4. P. 456-466.

8. Zuberer D. A. Recovery and enumeration of viable bacteria // *Methods of Soil Analysis: Part 2 Microbiological and Biochemical Properties*. 1994. V. 5. P. 119-144.

ИЗУЧЕНИЕ УСЛОВИЙ ПОЛУЧЕНИЯ АДСОРБЦИОННО АКТИВНЫХ МАТЕРИАЛОВ ДЛЯ УДАЛЕНИЯ ИОНОВ ХРОМА

А. М. Раджабов, О. А. Меденников, В. А. Ульянова

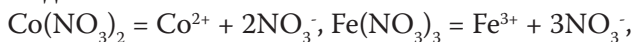
Южно-Российский государственный политехнический университет (НПИ)
имени М. И. Платова, г. Новочеркасск, Россия
monotors@yandex.ru

В результате усиления деятельности человека неизбежно увеличение концентрации вредных веществ в окружающей среде. Сбросы загрязненных промышленных вод предприятий наносят непоправимый вред почвенным экосистемам. В этой связи актуальным является поиск способов получения эффективных материалов для процессов очистки промышленных стоков. В многочисленных исследованиях последних лет активно развивается направление разработки процесса использования остаточной биомассы для получения потенциального сорбента для очистки воды, загрязненной стойкими загрязнителями. В этом отношении выгодно отличаются биочары, обладающие развитой поверхностью и высокой сорбционной емкостью. Биочары могут быть получены из стебля кукурузы [3], скорлупы кокосового

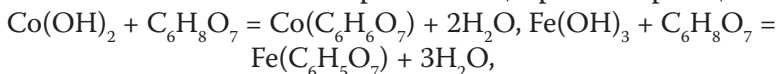
ореха и арбузной корки [2], рисовой соломы [1]. Перспективным направлением исследований в мировой науке является создание органо-неорганических композиционных материалов с введением в биочар частиц, пригодных для магнитной сепарации. Целью исследования была разработка способа получения органо-неорганического композиционного материалов на основе феррита кобальта (II) и биочара из скорлупы кокоса.

Синтез материала проводили по методике, подробно изложенной в [4].

Процесс образования феррита кобальта (II) можно представить состоящим из ряда стадий. Находящиеся в растворе катионы переходных элементов, образовавшиеся в результате диссоциации исходных солей



в присутствии раствора аммиака образуют осадки гидроксидов соответствующих металлов. При введении в реакцию систему лимонной кислоты возможно образование цитратов по реакциям



с последующим формированием хелатных комплексов.

Рентгенограммы синтезированных образцов композиционных материалов приведены на рис. 1. На рентгенограммах присутствуют линии, характеризующие фазу кубической шпинели CoFe_2O_4 (PDF Number 010-74-6403) (биочары рентгеноаморфны).

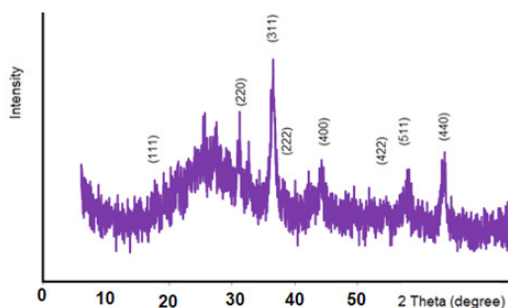


Рисунок 1 – Рентгенограмма синтезированных материалов. Индексированы пики шпинели

Изучение адсорбционной активности синтезированных материалов проводили на модельном растворе дихромата калия с концентрацией 5 ммоль/л. При этом 5 мл исходного раствора дихромата калия пропускали через реакционную колонку, содержащую 2 см³ адсорбента. Далее через колонку пропускали 5 мл деионизированной воды и проводили определение содержания дихромат-иона в промывном растворе. Определение проводили по собственной окраске раствора фотоколориметрическим методом с помощью прибора КФК-2-УХЛ 4,2 с длиной волны 364 нм.

Степень очистки (N) вычисляли по формуле $N = n \cdot 216 / m_0$, где n – количество десорбированных ионов $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$, моль/л, 216 г/моль – молярная масса дихромат-ионов, m_0 – масса использованного композита, г.

Характеристики синтезированных материалов и исходного биочара приведены в таблице 1.

Таблица 1 – Характеристика и адсорбционные свойства синтезированных материалов

Образец	Масса образца, г	Насыпная плотность, г/мл	Степень очистки N , мкг/г
биочар	1,06	0,53	150
композиционный материал	0,46	0,23	700

Согласно полученным результатам, синтезированный композиционный материал обладает меньшей плотностью. Степень очистки водного раствора в присутствии композиционного материала повышается на 78 % по сравнению с этой величиной для чистого активированного угля. Данный результат может быть связан с синергетическим эффектом органической и неорганической части композита: на биочаре с развитой поверхностью распределены кластеры феррита кобальта (II), что приводит к увеличению сорбционной активности.

Таким образом, изучена возможность получения композиционного органо-неорганического сорбента на основе биочара и феррита кобальта. Полученные материалы могут быть полезны

для процессов очистки сточных вод предприятий для предотвращения загрязнения почв.

Литература

1. Liu C., Chen L., Ding D., Cai T. From rice straw to magnetically recoverable nitrogen doped biochar: Efficient activation of peroxymonosulfate for the degradation of metolachlor. *Applied Catalysis B: Environmental*. V. 2019. V. 254. P. 312-3205.
2. Omar N., Abdullah E. C., Petrus A. A., Mubarak N. M., Khalid M., Agudosi E. S., Numan A., Aid S. R. Single-route synthesis of binary metal oxide loaded coconut shell and watermelon rind biochar: Characterizations and cyclic voltammetry analysis. *Biomass Conversion and Biorefinery*. 2021, DOI 10.1007/s13399-021-01367-3.
3. You Y., Shi Z., Li Y., Zhao Z., He B., Cheng X. Magnetic cobalt ferrite biochar composite as peroxymonosulfate activator for removal of lomefloxacin hydrochloride. *Separation and Purification Technology*. 2021. V. 2721. No 118889.
4. Раджабов А. М., Шабельская Н. П., Таранушич В. А., Сушкова С. Н., Ульянова В.А. Получение и свойства перспективных композиционных материалов на основе CoFe_2O_4 // Известия высших учебных заведений. Северо-Кавказский регион. Технические науки. 2022. № 1 (213). С. 60–65.

НЕКОТОРЫЕ АСПЕКТЫ ОЗДОРОВЛЕНИЯ ПОЧВ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ЛАНДШАФТОВ ПРИАМУРЬЯ (НА ПРИМЕРЕ Г. ХАБАРОВСКА)

В. И. Росликова

Институт водных и экологических проблем ДВО РАН,
г. Хабаровск, Россия
roslikova@iver.as.khb.ru

Стремительная антропогенная деградация окружающей среды в городах Дальнего Востока приводит к появлению новых урбанизированных экосистем. Анализ экологического состояния городских ландшафтов г. Хабаровска свидетельствует о том, что исследуемая территория оказалась необеспеченной природно-ресурсным потенциалом [6, 7]. С нарушением биотического компонента городских экосистем, резко активизировались геодинамические процессы, которые имеют место в различных инженерно-геологических районах г.Хабаровска (оползни, эрозия,

подтопление). В связи с разбалансированностью компонентов среды почвенный покров, которому принадлежит основная роль жизнеобеспечения (нейтрализация вредных соединений, очищение среды и т.д.), трансформировался и не способен выполнять необходимые функции [2, 4]. Исходя из общего теоретического положения о том, что почва является результатом адаптации к определенному типу функционирования, то и восстановление её предполагает, воспроизведение характерных условий для нормального функционирования биоценоза. В настоящее время в решении проблем оздоровления урбосистем четко прослеживается потребность раскрытия их содержания. По нашему представлению, суть его лежит в функционально-экологическом подходе, который должен включать в исследование пространственного разнообразия поверхностных слоев земли урбанизированной территории, с полным анализом техногенных факторов и экологических функций измененной градостроительной среды.

Новизна предлагаемого подхода к оздоровлению городской среды заключается в целенаправленной постановке комплексной проблемы и решении взаимосвязанных задач по следующим направлениям:

геоэкологическое – оценка современного состояния геологической среды и почвенного покрова на урбанизированной территории;

ландшафтное конструирование – целенаправленное улучшение качества нарушенных территорий и городской среды в целом на основе геоэкологических оценок с применением архитектурно-планировочных и других методов;

экореабилитация, строительство и эксплуатация культурных ландшафтов на базе новых градостроительных методов и технологий.

В основе геоэкологической оценки современного состояния приповерхностных горизонтов земли лежит учет следующих функций:

ресурсная литосфера (при антропогенно-техногенном воздействии) формирует техногенный литогенез который включает не только минерально-сырьевые ресурсы, но и водные ресурсы, а также ресурсы геологического пространства для расселения и существования биоты.

По особенностям наземного морфолитогенеза техногенные комплексы подразделены на следующие группы: а) насыпи из природных песчано – глинистых и крупнообломочных пород; б) свалки бытовых, строительных и промышленных отходов –рыхлые и слежавшиеся; в) отвалы золо-шлаковых отходов ТЭЦ – золоотвалы от гидросмыва; г) искусственно созданные почво-грунты (серия горизонтов органического и органо-минерального состава); д) «культурные слои» [7].

По своему масштабу эта новая геологическая сила стала сравнима с процессами самой природы [9]. О грандиозности явлений, вызванных хозяйственной деятельностью человека, которые противостоят экзогенным процессам, и «становятся ведущей геологической силой» говорил В. И. Вернадский [1]. Особенности специфики трансформации почв под воздействием техногенных факторов раскрыта в работах М. А. Глазовской [3]. Исследования И. В. Иванова и Г. С. Луковской [5] свидетельствуют о том, что скорость изменения экосистем в антропогенных ландшафтах на 1–2 порядка выше по сравнению с естественными ландшафтами.

Новизна оздоровление городской системы заключается в целенаправленной постановке комплексной проблемы и решении взаимосвязанных задач по следующим направлениям:

геодинамическая – характеризует влияние динамики геологической среды и геологических процессов на условия существования человека и биогеоценозов;

биогеохимическая – определяет физические, биохимические, физико-химические и санитарно-гигиенические условия существования биоты.

Для оздоровления городской территории важна информационная база, и унифицированные интерпретированные оценочные критерии. Для этого в зависимости от типа землепользования, в различных геоэкологических условиях необходимы:

1. Подробная документированная характеристика почвенных разрезов с полной увязкой инженерной геологии и современного морфолитогенеза, и состоянием зеленых насаждений.

2. Обязателен учет степень засоренности поверхности.

3. Химико-аналитические работы, которые включают две группы анализов: геоэкологических и биологических.

Методы первой группы традиционны. Они широко апробированы и представлены: рН, гранулометрический состав фракций <0,01 мм, гидролитическая кислотность, емкость поглощения, твердость, плотность, общий N, гумус и подвижные P_2O_5 , K_2O . Вторая группа методов включает такие биологические показатели как мезофауна, уровень активной микробиомассы (кратность уменьшения к фону) и фитотоксичность (кратность к фону).

Камеральная обработка должна проводиться по нескольким направлениям, выявляющая особенности почв различных зон землепользования:

1. Исходя из морфогенетических профилей и учета современных геологических процессов проводится ранжировка группы почв различной степени трансформации.

2. После систематизации морфогенетических профилей выделяются группы почв различной степени трансформации.

3. С учетом полученных данных характеризующих современные геологические процессы, физико-химические, физические и биологические параметры и разрабатываются основные требования к оптимальным свойствам городских почв.

4. Необходимо подключение ландшафтного проектирования (на современном этапе развития городов), именно оно является активно развивающимся направлением. Его целью является оздоровление городской среды путем применения новых планировочных и объемно-пространственных решений с привлечением большего количества интродуцированных и экзотических дальневосточных растений привносит в окружающую городскую среду разнообразие, уют, привлекательность, повышает эстетические качества застройки. Для конструирования новых интересных городских пейзажей требуется создания нескольких специализированных учреждений, выполняющих весь комплекс необходимых работ. В первую очередь, качественная реализация проектов озеленения требует подготовки высококвалифицированных специалистов, хорошо владеющих технологиями, отвечающими местным условиям [9].

Наступило время отладить правовой механизм жесткого контроля и материальной ответственности конкретных лиц и организаций за ущерб, нанесенный зеленым насаждениям.

В городской территории, пораженной подтоплением и заболачиванием, целесообразно конструирование соответствующего мезорельефа и специальный подбор влаголюбивой биоты. Кроме того, территория г. Хабаровска локально располагается на неустойчивых оползневых склонах и откосах, что требует разработки эффективных способов агромелиорации.

Завершая представления по разработке научных основ оздоровления урбанизированных территорий необходимо обратить внимание на многоаспектность этой проблемы и выделения в ней нескольких уровней:

1. Эколого-экономического
2. Собственно технологического.
3. Организационно-правового.

Для предприятий градостроителей представленные материалы дадут основания наметить конкретные пути оздоровления почвенного покрова, и явятся научной основой кадастровой оценки ландшафтов городских земель.

Литература

1. Вернадский В. И. Химическое строение биосферы. Земля и ее окружение. М.: Наука, 1987. 357 с.
2. Герасимова М. И., Строганова М. Н., Можарова Н. В., Прокофьева Т. В. Антропогенные почвы: генезис, география, рекультивация / М. И. Герасимова, М. Н. Строганова, Н. В. Можарова, Т. В. Прокофьева. Под ред. Г. В. Добровольского. Смоленск: Ойкумена, 2003. 268 с.
3. Глазовская М. А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов. М. Высш. шк., 1988. 328 с.
4. Добровольский Г. В., Никитин Е. Д. Сохранение почв как незаменимого компонента биосферы: функционально-экологический подход. М.: Наука, 2000. 185 с.
5. Иванов И. В., Луковская Г. С. Природная и антропогенная эволюция почв (сравнительный анализ факторов). Тез докл. междунар конф» «Проблемы антропогенного почвообразования» 16-21 июня 1997 г. М., 1997. Т. 1. С. 49–53.
6. Подгорная, Т. И., Росликова В. И. Влияние техногенных геологических процессов на современное почвообразование в городах Дальнего Востока. Владивосток: Дальнаука, 1999.

7. Подгорная Т. И. Опасные природно-техногенные геологические процессы на освоенной территории Дальнего Востока России. Хабаровск: Изд-во Тихоокеан. гос. ун-та, 2013. 285 с.

8. Почва город экология. М., 1997. 267 с.

9. Росликова В. И., Матвеев Т. И. Урбанизированные почвы Приамурья (на примере города Хабаровска). Хабаровск: Изд-во Тихоокеан. гос. ун-та, 2018. 229 с.

10. Ферсман А. Е. Геохимия России. Пг., 1922. Вып. 1.

АДАПТАЦИЯ МИКРОСАЖЕНЦЕВ СИРЕНИ ОБЫКНОВЕННОЙ СОРТОВ “ИНДИЯ” И “МЕЧТА” НА ТОРФО-ПЕРЛИТОВЫХ СУБСТРАТАХ

**М. М. Середа, В. А. Чохели, В. В. Степаненко,
П. А. Дмитриев, Т. В. Вардуни**

Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия
mseredam@gmail.com

Адаптация растений, полученных в культуре *in vitro*, к почвенным условиям – ключевой и решающий этап в технологии микроклонального размножения растений. На примере трех сортов сирени обыкновенной проведено исследование по выявлению оптимального состава почвосмеси для успешной адаптации этой культуры.

Цель работы – изучение влияния состава субстрата и генотипа на успешность адаптации микросаженцев сирени обыкновенной сортов “Индия” и “Мечта”. Микросаженцы были получены путем укоренения на питательной среде Мурасиге и Скуга [1], содержащей 1 мг/л индолилмасляной кислоты (ИМК). Отбирали регенеранты высотой до 4 см, с корнями белого цвета длиной до 3 см, количеством листьев от 3 до 5 шт.

Для адаптации использовали различные почвенные субстраты: лабораторная почвосмесь – низинный торф, вермикулит в соотношении 3:1, содержание азота ($\text{NH}_4 + \text{NO}_3$) – 50 мг/кг, фосфора (P_2O_5) – 100 мг/кг, калия (K_2O) – 200 мг/кг, pH 5,0 (контроль); «Торфолин А» – верховой фрезерованный торф, известняковая

мука, комплексное минеральное удобрение с макро- и микроэлементами, содержание азота ($\text{NH}_4 + \text{NO}_3$) – 250 мг/кг, фосфора (P_2O_5) – 400 мг/кг, калия (K_2O) – 500 мг/кг, pH 6-7, производитель ООО «Фаско»; «Универсальная земля садовая» – верховой и переходный торф, биогумус, известняковая мука, комплексное удобрение, содержание азота – 250 мг/кг, фосфора – 300 мг/кг и калия – 400 мг/кг, pH 5,5, производитель ООО «Экопром». Адаптация проводилась в микропарниках. Опыты проводили в 3-х кратной повторности, в каждом варианте анализировали не менее 20 микросаженцев. Экспериментальные данные обработаны статистически согласно общепринятым методам [2].

В результате исследования выявили, что адаптация укорененных *in vitro* растений-регенерантов сирени сильно зависела от генотипа. Хуже всего она проходила у сорта “Мечта”, успешность составили 80,0 %, несколько лучше проходила адаптация сорта “Индия”. При изучении влияния субстрата на успешность адаптации микросаженцев наиболее высокая (до 90 %) отмечена приживаемость изученных сортов на субстрате, приготовленном в соотношении 8 частей торфа и 1 часть перлита, при этом использовался минерализованный торф торговой марки “Балтика”. На субстрате «Торфолин А» приживаемость для сортов “Мечта” и “Индия” соответственно составила 45 % и 60 %; для субстрата “Фаско” – 40 % и 60 %, для субстрата «Универсальная земля садовая» соответственно 40 % и 50 %.

Исследование выполнено при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования РФ в рамках государственного задания в сфере научной деятельности № 0852-2020-0029.

Литература

1. Murashige, T. and Skoog, F. (1962) A Revised Medium for Rapid Growth and Bio Assays with Tobacco Tissue Cultures. *Plant Physiology*, 15, 473-497.
2. Несмелова Н. П., Сомова Е. Н. Влияние состава субстрата и внекорневых обработок регуляторами роста на выход адаптированных растений жимолости синей // Вестник НГАУ. 2015. Вып. 3(36). С. 25–30.

ВЛИЯНИЕ РАЗЛИЧНЫХ ДОЗ ТЯЖЁЛЫХ МЕТАЛЛОВ НА СКОРОСТЬ ПОЧВЕННОГО ДЫХАНИЯ

Т. Е. Сиголаева¹, Л. В. Переломов¹, Д. В. Сапронов²,
О. Г. Занина², Ю. М. Атрощенко¹

¹ Тульский государственный педагогический университет
им. Л. Н. Толстого, г. Тула, Россия
perelomov@rambler.ru

² Пушинский научный центр биологических исследований, Институт
физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН,
г. Пушкино, Россия
sadmvas@gmail.com

Поступление в почвы тяжелых металлов в различных формах может оказывать значительное воздействие на микробные сообщества и их активность [2]. Поэтому характеристики микробного сообщества почв могут быть использованы в качестве интегрального индикаторного показателя экологического состояния почв при загрязнении. В качестве таких характеристик часто рассматриваются микробная биомасса, базальное дыхание, структура микробного сообщества [1] и др. Целью нашей работы являлось изучение динамики выделения CO_2 из дерново-подзолистой почвы (ДП) и чернозёма выщелоченного (ЧВ) под воздействием тяжёлых металлов (Pb и Zn) в лабораторных условиях.

1. В эксперименте использовали образцы почв, отобранные методом конверта (из 5 точек – один смешанный образец) с глубины 0–20 см на территории Тульской области. Почву, высушенную до воздушно-сухого состояния, просеивали через сито (2 мм) и отбирали крупные растительные остатки. В качестве поллютантов использовали нитраты свинца и цинка в 4 концентрациях: 3,3 ммоль/кг, 9,9 ммоль/кг, 27 ммоль/кг и 45 ммоль/кг соответствующей почвы. В качестве контроля использовали дистиллированную воду и 0,01 молярный раствор KNO_3 (для выравнивания концентрации нитратов). Динамику выделения CO_2 изучали в течение 18 суток. Для инкубации почвенных образцов

использовали стеклянные флаконы объемом 100 см³. Масса навески абсолютно сухой почвы составляла 10 г. Образцы инкубировали при постоянной температуре и влажности (22°, 30 %) в автоматическом термостате с охлаждением Panasonic MIR-254. Эксперимент проводили в трёх повторностях.

Скорость выделения углекислого газа измеряли с различными интервалами (от 1,6 часа до 3 суток) в зависимости от интенсивности потока CO₂. Интенсивность выделения CO₂ из почв определяли по скорости его накопления во флаконе, как разницу между начальной и конечной концентрациями. После каждого измерения концентрации CO₂ флаконы открывали и проветривали в течение 15 минут, а затем снова герметично закрывали резиновыми мембранами для накопления CO₂. Концентрацию CO₂ в газовых пробах определяли на газовом хроматографе “Кристалл люкс-4000М”. Скорость выделения CO₂ из почвы рассчитывали по формуле:

$$C = ((C_1 - C_0)V \cdot 12) / (100 \cdot 22.4 \cdot t \cdot m),$$

где C – количество C–CO₂, г/(г ч); C_1 – концентрация CO₂ во флаконе после накопления, об. %; C_0 – начальная концентрация CO₂ во флаконе, объемные %; V – объем флакона, мл; 12 – молярная масса углерода, г/моль; 22.4 – молярный объем газа, л/моль; t – время экспозиции, ч; m – масса сухой навески, г.

Расчеты проводили в программе Microsoft Excel. Для статистического анализа применяли программу Statistica. Рассчитывали средние величины, стандартные отклонения и стандартные ошибки измерений эмиссии.

На протяжении эксперимента скорость выделения CO₂ изменялась от 0,2 до 2,6 мкг C–CO₂/г/час (рис. 1). Наибольшие значения эмиссии, во всех вариантах, наблюдались в первые сутки после начала эксперимента и увлажнения почвенных образцов. Это связано с активацией микроорганизмов после высушивания почвы. Пиковые значения эмиссии в контрольных вариантах достигали 2,4–2,6 мкг C–CO₂/г/час, а в вариантах с высоким содержанием металлов составляли лишь 1–1,4 мкг

$\text{C-CO}_2/\text{г/час}$. В дальнейшем скорость выделения CO_2 по мере стабилизации почвенных процессов, значительно снижалась. В вариантах с высокими концентрациями металлов падение скорости выделения CO_2 происходило уже в первые сутки, а в контрольных вариантах и вариантах с низкими концентрациями снижение уровня эмиссии происходило в течении пяти суток. Из рисунка 5 видно, что на начальном этапе инкубации малые дозы металлов, как свинца, так и цинка практически не оказывают влияния на дыхание почвенных микроорганизмов. Добавление нитрата калия также практически не влияло на динамику выделения CO_2 .

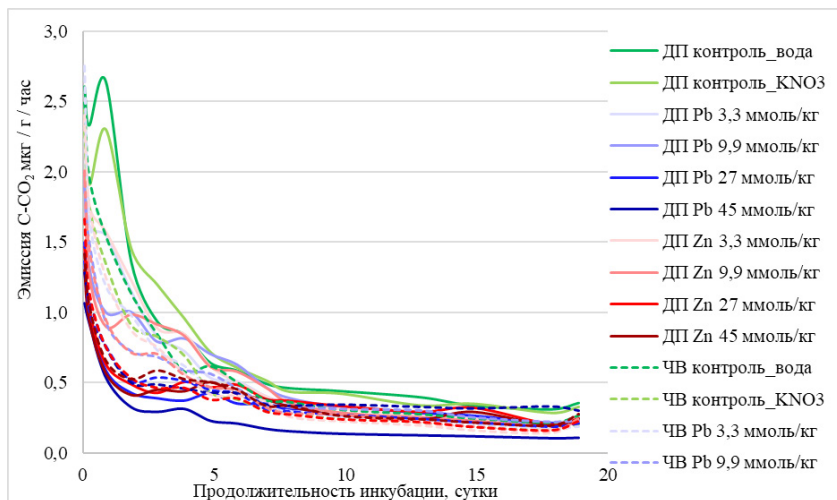


Рисунок 1 – Скорость выделения CO_2 из почв, загрязнённых солями тяжёлых металлов

На основе оценки кумулятивного потока CO_2 (рис. 2, 3) можно сделать вывод, что дерново-подзолистая почва более чувствительна к наличию тяжелых металлов и увеличению их концентрации, чем чернозём выщелоченный. Так суммарный поток CO_2 из дерново-подзолистой почвы по мере нарастания концентрации металла уменьшился по сравнению с контролем в 3 раза в вариантах со свинцом и в 2 раза с цинком. В тоже

время уменьшение общего потока CO_2 из чернозёма составило максимально в 1,5 раза в варианте с цинком. При этом дыхание контрольных вариантов с дерново-подзолистой почвой превышало таковое с чернозёмом в 1,3-1,6 раза.

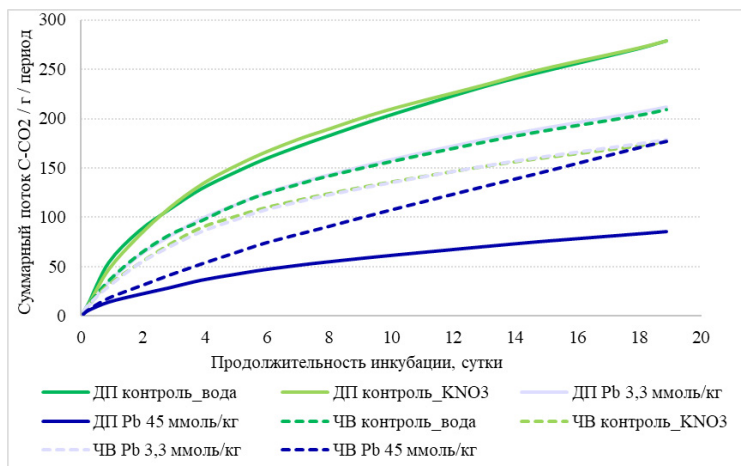


Рисунок 2 – Кумулятивная эмиссия CO_2 в присутствии свинца

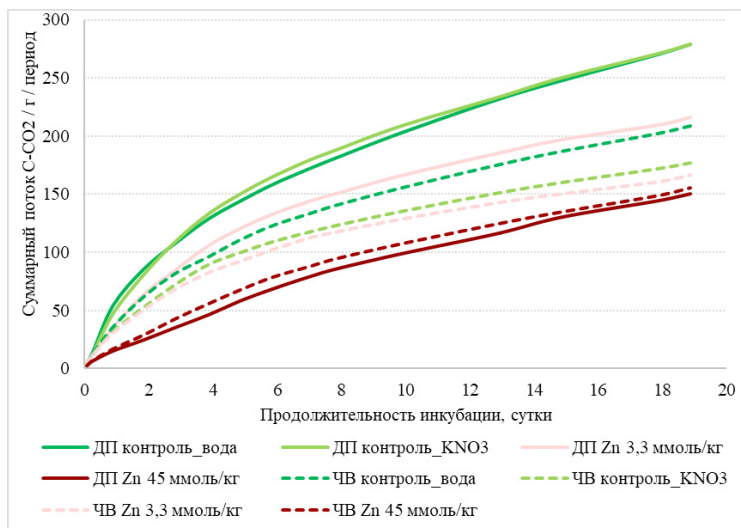


Рисунок 3 – Кумулятивная эмиссия CO_2 в присутствии цинка

Исследование выполнено в рамках Гранта правительства Тульской области в области науки и техники (2021–022 гг.), соглашение № ДС/262.

Литература

1. Liao M., Xie X.M. (2007). Effect of heavy metals on substrate utilization pattern, biomass, and activity of microbial communities in a reclaimed mining wasteland of red soil area // *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2007, 66 (2), p. 217–223. doi:10.1016/j.ecoenv.2005.12.013
2. Perelomov L.V., Sarkar B., Sizova O.I., Chilachava K.B., Shvikin A.Y., Perelomova I.V., Atroshchenko Y.M. Zinc and lead detoxifying abilities of humic substances relevant to environmental bacterial species // *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2018, 151, pp. 178–183. doi:10.1016/j.ecoenv.2018.01.018

СВИНОФЕРМЫ КАК ИСТОЧНИК ХИМИЧЕСКОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВ

К. Е. Стекольников

Воронежский государственный аграрный университет, г. Воронеж, Россия
soil@agrochem.vsau.ru

Современное сельское хозяйство подвергается мощному воздействию разнообразных химических препаратов, последствия которых сложно прогнозировать. Ведь продукты их де-струкции часто оказываются более токсичными, чем само дей-ствующее начало. Это обуславливает необходимость разработки приёмов, снижающих последствие использования химических препаратов на почву и окружающую среду. Одним из источников химического загрязнения почв являются свиноводческие ком-плексы. В стоках промышленных комплексов содержится до 10 тыс. мг/л сухого вещества. По экологическому давлению свино-комплекс на 108 тыс. голов можно приравнять к городу с насе-лением 220 тыс. чел.

Свинина популярна во всём мире, в т.ч. и в России, что под-тверждается данными рисунка 1. поголовье свиней неуклонно

растёт. В Воронежской области поголовье свиней превысило миллион и продолжает расти.

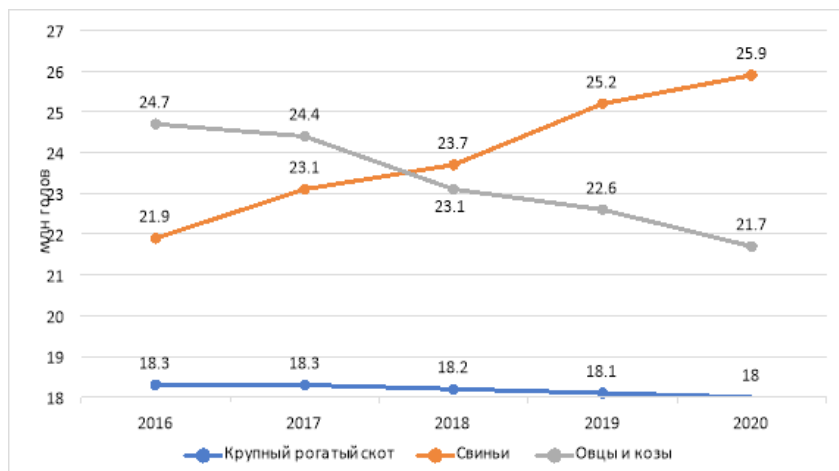


Рисунок 1 – Динамика поголовья скота в России

В соответствии с действующей инструкцией при использовании в качестве удобрения жидкого свиного навоза максимальное внесение в почву азота не должно превышать 240 кг/га, фосфора – 210 кг/га в год [1, 2]. Всероссийский НИИ по использованию сточных вод в сельском хозяйстве рассчитал, что для свиного комплекса на 108 тыс. голов в год требуется 5 тыс. га земельных угодий. В странах Евросоюза предельно допустимое поголовье свиней на 1 га укосных пастбищ составляет 36–70 голов, а на 1 га пашни – 16–23 голов.

Вносить свежий навоз в почву нельзя [1]. Согласно санитарным правилам, они должны пройти процедуру обезвреживания. Но этот процесс, согласно закону «Об отходах», является лицензируемым видом деятельности. Процедура обезвреживания зачастую предусматривает технологию компостирования (складирования), которое занимает 12 месяцев. И в этом случае предприятия должны вносить плату за негативное воздействие на окружающую среду. При этом приказ Минприроды относит

лагуны (специально оборудованное место, где происходит органическое обезвреживание помета и навоза) к местам размещения/захоронения отходов, что требует проведения федеральной государственной экологической экспертизы. Её непрохождение является препятствием для получения лицензии по обращению с отходами. Более того, агропредприятиям запрещено размещать лагуны, помёто-, навозохранилища на землях сельхозназначения, для этого должны использоваться земли промышленного назначения, а вот это вполне обоснованное требование нигде не соблюдается. Так ведь и сами комплексы повсеместно размещены именно на землях с.-х. назначения в т. ч. и на самых лучших, идеально ровных чернозёмных полях, и это экологическое преступление. Регистрация и использование агрохимиката из навоза и помёта – дорогостоящий процесс. Сама регистрация стоит 1,7 млн. руб. Плюс в случае заявления об отходах потребуются лицензия Минприроды, получение которой обойдется от 200 тыс. руб. Хранение отхода – навоза в период его обеззараживания стоит ещё примерно 130 млн. руб. в год для свиного комплекса на 100 тыс. свиней в год. Исходя из этой весьма запутанной, обременительной и зарегулированной ситуации, большинство предприятий не обезвреживают навоз в соответствии с рекомендациями о его выдержке в течение 12-24 месяцев. Выходит, что само государство намеренно толкает агрохолдинги на нарушения законов.

Считаем, проблема сосуществования промышленного свиноводства и экологии великолепно изучена в работе Титовой В. И. с соавторами [2]. Мы рассмотрим только проблему загрязнения почв макроэлементами.

Объект исследований – свиноводческие комплексы и чернозёмы типичные в комплексе с лугово-чернозёмными почвами Верхне-Хавского района Воронежской области.

Цель исследований – выявить влияние жидкой фракции свиного навоза на загрязнение почв азотом, фосфором и калием.

Задачи исследований – выявить влияние жидкой фракции свиного навоза на загрязнение почв минеральными формами азота;

– выявить влияние жидкой фракции свиного навоза на содержание подвижного фосфора и обменного калия.

Методы исследований. В образцах почв отобранных до глубины 1 метр отобраны послойно образцы с шагом 20 см. осенью 2021 года.

В образцах определены:

- нитратный азот ионометрически с ИСЭ;
- аммонийный азот фотоколориметрическим методом с реактивом Неслера;
- подвижный фосфор и обменный калий по Чирикову.

Результаты исследований. Результаты исследований представлены на рисунках 2–4. Красной пунктирной линией отмечен уровень ПДК нитратов в почве 130 мг/кг почвы. Как следует из данных рисунка 2 содержание нитратного азота свыше ПДК отмечается в слое 20–40 слое в лугово-чернозёмной и чернозёме типичном на поле № 2 где осенью 2021 года была внутрипочвенно внесена жидкая фракция свиного навоза. На поле № 1 она не вносилась.

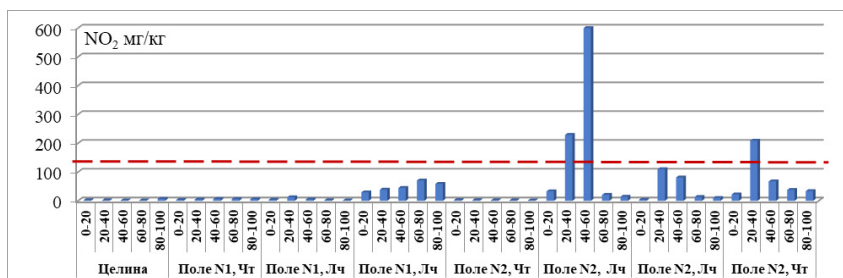


Рисунок 2 – Влияние жидкой фракции свиного навоза на содержание в почвах нитратного азота

Предполагаем, что, не смотря на внутрипочвенное внесение жидкой фракции свиного навоза, всё же возможно существенное перераспределение её по элементам рельефа. Ведь лугово-чернозёмные почвы приурочены к отрицательным элементам рельефа.

В отличие от нитратного азота на содержание подвижного фосфора нет ПДК. Однако при превышении его уровня в 400 мг/кг почвы возникает опасность зафосфачивания. Зелёной пунктирной линией показан уровень содержания подвижного фосфора 200 мг/кг почвы, выше которого уровень обеспеченности очень высокий. Уровень содержания подвижного фосфора 200 мг/кг наблюдается в чернозёме типичном на поле № 1 и № 2 в чернозёме типичном и лугово-чернозёмной почве.

Красной пунктирной линией обозначен уровень содержания подвижного фосфора 400 мг/кг, свыше которого возможно зафосфачивание почвы. Как следует из полученных нами данных (см. рис. 3) в изучаемых почвах при внесении жидкой фракции свиного навоза возникает реальная опасность зафосфачивания.

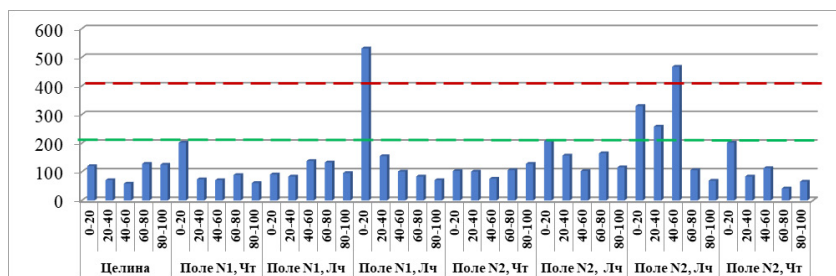


Рисунок 3 – Влияние жидкой фракции свиного навоза на содержание в почвах подвижного фосфора, мг/кг почвы

Превышение этого уровня наблюдается на полях №1 и 2 в лугово-чернозёмной почве.

Аналогичное явление избыточного накопления в отрицательных формах рельефа наблюдается и по содержанию обменного калия, что наглядно демонстрируют данные рисунка 4.

Зелёной пунктирной линией показан уровень содержания обменного калия 180 мг/кг, соответствующий 6 классу обеспеченности – очень высокому.

Как и в случае с нитратным азотом и подвижным фосфором, избыточное содержание обменного калия наблюдается лугово-чернозёмных почвах (см. рис. 4). Как следует из данных ри-

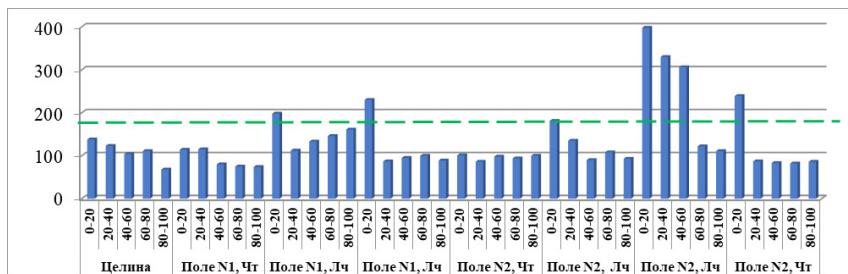


Рисунок 4 – Влияние жидкой фракции свиного навоза на содержание в почвах обменного калия, мг/кг почвы

сунка 4, превышение уровня 180 мг/кг почвы обменного калия наблюдается преимущественно в пахотном слое лугово-чернозёмных почвах, особенно на поле № 2, где как уже отмечалось выше, в 2021 году была внесена жидкая фракция свиного навоза внутрипочвенно. Здесь в лугово-чернозёмной почве содержание обменного калия выше оптимума в пределах всего гумусового слоя.

Полученные нами результаты позволяют нам сделать общее заключение о том, что даже однократное внесение жидкой фракции свиного навоза обуславливает повышение содержания нитратного азота в слое 20–40 см в 1,5–4,5 раза выше ПДК в лугово-чернозёмных почвах. Возникает реальная опасность загрязнения грунтовых вод, залегающих на глубине 1,5–3 метра. В этих же почвах есть опасность зафосфачивания.

Литература

1. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве: Гигиенические нормативы. – М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2006. – 15 с.
2. Титова В.И. Промышленное свиноводство и экология: проблемы сосуществования / В.И. Титова, Б.В. Караксин, Е.Ю. Гейгер // Нижегородская гос. с.-х. академия. – Н. Новгород: Изд-во ВВАГС, 2003. – 201 с.

ИССЛЕДОВАНИЕ ПРОЦЕССОВ ТРАНСФОРМАЦИИ НАНО- И МАКРОФОРМ Zn В ПОЧВАХ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ СИНХРОТРОННЫХ МЕТОДОВ

**В. С. Цицуашвили, В. А. Шуваева, Т. М. Минкина,
М. В. Киричков, Д. Г. Невидомская, V. Rajput**

Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия
tvs@sfnedu.ru

Стремительное увеличение объемов производства и потребления тяжелых металлов (ТМ), в том числе Zn, приводит к тому, что объекты окружающей среды (почва, вода и воздух) находятся под постоянным техногенным прессингом. Цинк является важнейшим микроэлементом, но в то же время может проявлять токсические свойства к животным и человеку и относится ко второму классу опасности. Попадая в окружающую среду Zn аккумулируется почвой и способен трансформироваться в различные соединения. Большую роль играет не только концентрация поступления химического соединения, но и степень дисперсности загрязнителя. Наночастицы металла длительное время могут оставаться в почве, также могут поглощаться и перемещаться между организмами различного трофического уровня, подвергаясь биодеградации и биоаккумуляции по пищевой цепи [1].

Исследование загрязнения почв Zn в макро- и наноформах, является первостепенной задачей, стоящей перед современным человечеством. Высокоточные и высокотехнологичные физические методы, основанные на применении синхротронного излучения, способны сделать прорыв в изучении подвижности загрязнителей в почвах. Ежегодно увеличивается количество исследований, выполненных с использованием этих методов [2].

Цель работы – изучить изменения локального атомного строения макро- и наноформ Zn в почвах в условиях загрязнения с применением методов синхротронного анализа XAFS.

В условиях модельного эксперимента были выявлены особенности структурных трансформаций и установлены закономерности накопления Zn в макро- и нанодисперсной форме в черноземе обыкновенном карбонатном на лессовидных суглинках. На базе экспериментальной площадки Ботанического сада Южного федерального университета (ЮФУ) образцы почвы были очищены от растительных остатков, просеяны через сито диаметром 3 мм и помещены в чашки Петри в количестве 50 г. Для изучения молекулярно-структурной организации адсорбированного иона Zn^{2+} , использовали почвенные образцы, которые насыщались эталонными соединениями оксида исследуемого металла в макродисперсной (с размером частиц – 3–5 мкм (ЧДА, ГОСТ 16539-79)) и нанодисперсной (с размером частиц 30–50 нм) формах в дозах 3, 30 и 90 фонов, в мг/кг: 248, 2481, 7443. Соотнесение внесённых концентраций металлов с их ОДК (СанПиН 1.2.3685-21) показало, что 3 фона не превышали 3 ОДК, 30 фонов – не более 27 ОДК и 90 фонов – не более 100 ОДК. За фон принимали концентрации исследуемого металла в почве Ботанического сада ЮФУ, поскольку его содержание не превышало ОДК/ПДК и соответствовало среднему содержанию металла в черноземе обыкновенном карбонатном Ростовской области, отдаленном от источников техногенного загрязнения.

Исследования К-края Zn (9659 эВ) для почвенных образцов выполнены в Курчатовском центре синхротронного излучения НИЦ «Курчатовский институт». На станции «Структурное материаловедение», расположенной на канале 1.3.б., были получены экспериментальные спектры ближней тонкой структуры рентгеновского поглощения (XANES) и дальней тонкой структуры рентгеновского поглощения (EXAFS). Для сравнения использовали спектры XANES и EXAFS стандартных соединений оксида Zn. В дальнейшем проводился количественный анализ снятых XANES и EXAFS спектров, осуществлялась Фурье-фильтрация с последующей подгонкой варьируемых структурных параметров модели локальной атомной структуры с использованием программных комплексов IFEFFIT 1.2.11 и Viper.

Проведен анализ околокраевой области Zn K-XAFS спектров почв. Результаты показали, что спектры исследуемых образцов достаточно сильно различаются между собой. Ряд из них демонстрирует сходство со спектрами ZnO, в то время как другие по форме и положению основных особенностей более близки к ZnNO₃. Графики первой производной $\mu(E)$ позволяют более отчетливо увидеть эти различия. Явные отличия можно видеть и на Фурье-трансформантах (ФТ) спектров. Интенсивный пик, наблюдаемый на всех спектрах в области 1.5 Å по шкале R, соответствует расстояниям Zn-O. На ФТ EXAFS ZnO наблюдается еще один интенсивный максимум в области 3 Å. Этот пик обусловлен рассеянием электронной волны на второй координационной сфере, образованной атомами Zn. Таким образом, наличие этого пика может служить индикатором наличия ZnO в составе исследуемых образцов, однако образцы содержат смесь ZnO с другими соединениями Zn, при этом их соотношение может очень сильно меняться в зависимости от различных факторов, влияние которых еще предстоит выяснить.

Использование современного высокотехнологического уникального оборудования мирового уровня позволило получить информацию о координационном окружении, структуре и свойствах нано- и макроформ Zn, определить параметры локальной атомной структуры исследуемого металла в почве на основе теоретического анализа данных XANES и EXAFS спектроскопии.

Проведение данных исследований улучшает понимание о состоянии почв в условиях загрязнения, способствует пополнению базы данных для идентификации источников загрязнения и нормированию микро- и наночастиц Zn в почвах, осуществляя вклад в развитие почвенно-экологического мониторинга и систему экологической безопасности.

Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда (проект №21-77-20089) в Южном федеральном университете.

Литература

1. Morgaljev Ju. N., Hoch N. S., Morgaljeva T. G., Gulik E. S., Borilo G. A., Bulatova U. A., Morgaljev S. Ju., Ponjavina E. V. Biotestirovanie nanomaterialov: o vozmozhnosti translokacii nanochastic v pishhevye seti [Biotesting of nanomaterials: the possibility of translocation of nanoparticles into food chains], *Rossijskie nanotehnologii*, 2010, Vol. 5, Issue 11–12, pp. 131–135.

2. Цицуашвили В. С., Минкина Т. М., Солдатов А. В., Невидомская Д. Г. Синхротронное излучение для исследования трансформации токсичных элементов в системе «почва-растение» (обзор) // Поверхность. Рентгеновские, синхротронные и нейтронные исследования. 2021. № 8. С. 41–50.

ВЛИЯНИЕ АГРОХИМИКАТОВ НА ФОРМИРОВАНИЕ БИОПЛЕНКИ

Е. Р. Чернышенко, Т. Н. Ажогина, М. А. Сазыкина

Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия
chernyshenko@sfedu.ru

Биопленки – это ассоциированные с поверхностью бактериальные сообщества, которые играют как полезную, так и вредную роль в природе, медицине и промышленности. Микроорганизмы, содержащиеся в биопленке, хорошо защищены от неблагоприятных факторов внешней среды и устойчивы к антибиотикам. На формирование биопленок могут влиять различные вещества, вносимые в окружающую среду, в том числе агрохимикаты, которые активно используются в сельском хозяйстве. В связи с этим изучение формирования и функционального состояния бактериальных биопленок под влиянием агропрепаратов актуально на сегодняшний день [1].

В данном исследовании было оценено влияние на формирование бактериальной биопленки следующих сельскохозяйственных препаратов: фунгицид «Цериакс Плюс», инсектицид «Фаскорд», гербицид «Бенито», а также препаратов на основе гуминовой кислоты «Био-Дон 10» и «Флексом». Были исследованы следующие концентрации препаратов: 1 %, 0.1 %, 0.01 %, 0.001 %, 0.0001 %.

0.001 %, 0.0001 %, 0.00001 %. Для количественного определения образования биомассы биопленок использовали метод окрашивания кристаллическим фиолетовым. [2] В качестве модельного микроорганизма был использован штамм *Acinetobacter calcoaceticus* ВКПМ В-10353.

В результате проведенного исследования было обнаружено, что препарат «Флексом» во всех исследуемых концентрациях стимулирует интенсивность образования биопленки штаммом *A. calcoaceticus* ВКПМ В-10353 в 2–2,5 раза. Препарат «Био-Дон 10» в исследуемых концентрациях не оказывает достоверно отличающегося от контроля влияния на интенсивность образования биопленки. Гербицид «Бенито» в концентрациях 1–0.01 % оказывает ингибирующее действие на образование бактериальной биопленки штамма *A. calcoaceticus* ВКПМ В-10353. Развитие биопленки в концентрации препарата 0.1 % и 1 % находится на уровне контроля. Инсектицид «Фаскорд» в концентрациях 1–0.01 % приводит к увеличению биомассы бактериальной биопленки штамма *A. calcoaceticus* ВКПМ В-10353 в 1,5–2 раза. Фунгицид «Цериакс Плюс» концентрациях 1 %–0.001 подавляет интенсивность образования биопленки штамма *A. calcoaceticus* ВКПМ В-10353. В концентрациях 0,01 %, 0,1 % и 1 % значения оптической плотности находятся на уровне отрицательного контроля.

Таким образом, было отмечено, что стимулируют рост бактериальной биопленки препараты «Флексом» и «Фаскорд». Ингибирующим действием на формирование биопленки оказывают препараты «Бенито» и «Цериакс Плюс». Препарат «Био-Дон 10» не оказал влияния на интенсивность образования биопленки.

Исследование выполнено при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования РФ в рамках государственного задания № 0852-2020-0029.

Литература

1. Гильдебрант А. В. Влияние загрязняющих веществ на процесс образования биопленок микроорганизмами: Автореф. дис ... канд. биол. наук. Ростов-на-Дону, 2021. 24 с.

2. Salari S., Seddighi N.S., Almani P.G.N. Evaluation of biofilm formation ability in different *Candida* strains and anti-biofilm effects of Fe₃O₄-NPs compared with Fluconazole: an in vitro study // J. Mycol. Med. 2018. V. 28(1). P. 23–28. doi: 10.1016/j.mycmed.2018.02.007

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ОЦЕНКА ВОЗМОЖНОСТИ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ АТМОСФЕРНЫХ ОСАДКОВ ДЛЯ ВОССТАНОВЛЕНИЯ ДЕГРАДИРОВАННЫХ ПОЧВ

**Ю. И. Широкова, Г. К. Палуашова, Ф. Ф. Садиев,
Д. Т. Кодиров**

Научно-исследовательский институт ирригации и водных проблем,
г. Ташкент, Узбекистан
yulia.i.shirokova@gmail.com

Введение

Продуктивность орошаемых земель в значительной мере снижается в связи с распространением засоления почв. По данным Министерства сельского и водного хозяйства Республики Узбекистан за 2019 год, общая площадь засоленных земель по республике составляет 45 % от орошаемой территории, из которых 14 % (605,4 тыс. га) – земли со средней и сильной степенью засоления почв. Засоление почв приводит к недополучению сельскохозяйственной продукции. Например, даже относительно солеустойчивая культура, хлопчатник, при средней степени засоления почвы, теряет до 50 % урожая.

При борьбе с засолением почв, известные гидротехнические меры (дренаж, промывка земель, общее водоотведение) обязательно нужны, так как они создают фон для управления водно-солевым режимом. Наряду с большими гидротехническими мелиоративными работами (очистка, ремонт и восстановление водоотводящих дренажных сетей), выполняемых государственными организациями, для конкретного поля необходимы технологии эффективного снижения засоленности почвы, которые может применять сам земледелец.

В числе таких мер известна улучшенная система земледелия, включающая: планировку поверхности поля, глубокое рыхление почвы, внесение навоза, севообороты, сидерация и т.д. Важным направлением современного земледелия является переход на биотехнологии.

В Мирзаабадском районе Сырдарьинской области Узбекистана в качестве мелиоранта засоленной почвы в 2016–2017 гг. исследован препарат местного производства десоленизатор Биосолвент, созданный в институте Биоорганической химии Академии наук в качестве аналога швейцарского препарата-почвоулучшителя Сперсал. Выявлено, что препарат Биосолвент при орошении создает солевую вентиляцию и, тем самым, способствует снижению отрицательного воздействия солей на почвы, при экономном использовании воды. Микробиологические анализы почв не показали отрицательно влияния препарата на почвенные микроорганизмы. В 2020–2022 гг. в Сырдарьинской области проведены испытания его эффективности на заброшенных, вышедших из севооборота, землях. для уменьшения засоленности на почвах с неблагоприятными свойствами (сильнозасоленные, уплотнённые, гипсированные и карбонатные).

Влияние атмосферных осадков на рассоление почв известно. Имеются опубликованные работы [1, 5], свидетельствующие о том, что перемещение солей дождевыми каплями, более экологично и эффективно чем промывки слоем воды [4]. Эффективность опреснения осваиваемых сильнозасоленных почвы осенне-зимними осадками, на фоне глубокого рыхления почвы, была изучена Б. Турабековым в Джизакской степи [3]. «Любой прием, ослабляющий движение воды и солей в направлении снизу вверх путем уменьшения испарения или усиления инфильтрации, будет способствовать выносу солей и мелиорации почвы» [1]. Именно таким агротехническим приёмом является глубокое рыхление почвы.

Влияние зимне-весенних осадков (до 3000 м³/га) на рассоление почвы после глубокого рыхления при обработке почвы 10 % раствором препарата Биосолвент изучено авторами в 2020 году

на очень сильнозасолённой гипсированной почве ($EC_e > 20 \text{ dS/m}$, гипс $> 30 \%$) кластера Бек в Хавастском районе Сырдарьинской области. Варианты опыта: Контроль – промывка почвы по чекам, при норме подачи воды нетто $2000 \text{ м}^3/\text{га}$; Вариант 1 – рассоление почвы под воздействием осадков, без затрат оросительной воды. Результаты опыта показали, что рассоление 0–30 см слоя сильнозасоленных гипсоносных почв осадками на фоне глубокого рыхления и применения Биосолвента, адекватно промывке по чекам нормой $2000 \text{ м}^3/\text{га}$, с применением данного препарата, и составляет 4–5 dS/m .

Цель исследования 2021–2022 гг. – проверить эффективность выщелачивания солей атмосферными осадками из уплотнённой, сильнозасоленной почвы при применении технологии: рыхление+обработка препаратом Биосолвент.

На заброшенных землях Мирзаабадского района в зимне-весенний период проведён специальный опыт для уточнения эффективности снижения засоленности деградированных заброшенных земель, зимне-весенними осадками при глубоком рыхлении уплотнённой почвы и обработки её препаратом.

Опыты проведены на площади 2,24 га в 2-х вариантах: Контроль (К) – обычное рыхление почв на глубину 70 см; Опыт (О) – опрыскивание почвы после рыхления препаратом Биосолвент усиливающего выщелачивания солей в разведении с водой 1:10, при затратах препарата – 10 л/га.

Объёмная масса почвы изменяется в интервале 1,5–1,7 г/см^3 . Наиболее плотным является горизонт 0–30 см. По механическому составу почва однородная, с преобладанием фракции пыли и оценивается по классификации Н. А. Качинского, как средний суглинок в слое 0–21 см, ниже которого, до глубины 125 см, залегает легкий суглинок и далее следует супесь. Инфильтрация воды в почву менее 0,01 м/сут; Уровень грунтовых вод 1,7 м; Минерализация грунтовых вод $> 10 \text{ г/л}$. Для мониторинга засоления почвы, в каждом из вариантов были заложены по 5 точек «конвертом», с отбором почвенных образцов ручным буром по горизонтам 0–30 и 30–70 см 21 декабря 2021 г. и 15 апреля 2022 г. В образцах почвы были выполнены анализы химического состава водной вытяжки.

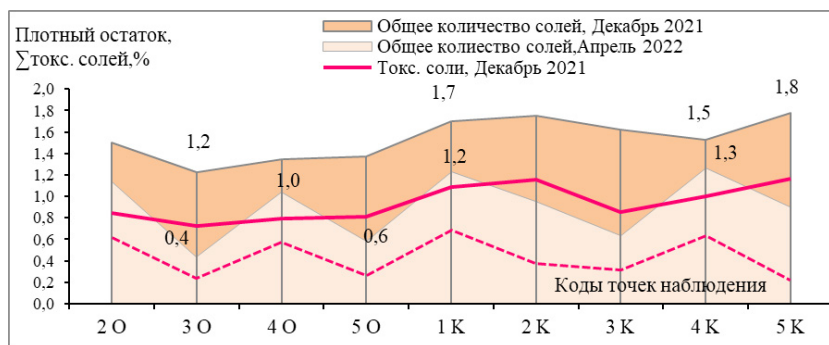


Рисунок 1 – Иллюстрация выщелачивания солей осадками в слое почвы 0–30 см

Из рисунка результатов изменения содержания солей и ионов в слое почвы 0–30 см в точках наблюдения, видно, что исходное засоление почвы (декабрь 2021 г.) мало различается между точками вариантов. По данным на апрель 2022 г., в содержании солей между точками в каждом из вариантов, имеются различия. Это указывает на неравномерное рыхление почвы. Для сравнения вариантов использованы данные всех точек, а также точек с хорошо рыхлённой почвой (табл. 1).

Результаты исследования показывают, что атмосферные осадки достаточно эффективно опресняют верхний слой почвы при глубоком рыхлении. Засоление почвы по ЕСе снизилось с 12 до 5 dS/m, – в варианте Опыт и от 16 до 8 dS/m, на контрольном варианте. В обоих вариантах почвы перешли из категории сильнозасолённых, в категорию средней степени засоления. В процентном отношении, уменьшение засоленности на варианте опыт превышает вынос солей на контроле, всего на 4 %. Как известно из закономерностей процесса выщелачивания солей, у более засоленных почв, солеотдача всегда выше. В связи с более высоким исходным засолением почвы на варианте Контроль, влияние Биосолвента в опыте было «смазано», то есть выражено не очень явно.

Снижение засоленности, в процентах к исходным показателям, соответственно в Опыте на Контроле, составило: 56 % и

Таблица 1 – Сравнение выщелачивания солей и ионов из слоя почвы 0-30 см атмосферными осадками в Мирзаабадском районе Сырдарьинской области

Показатели	Период наблюдения, изменение	Среднее по всем точкам наблюдений			Среднее по точкам эффективного выщелачивания солей		
		Опыт (О)	Контроль (К)	Разница, О-К	Опыт (О)	Контроль (К)	Разница, О-К
рН	Декабрь 2021	8,63	8,64	-0,01	8,6	8,7	-0,1
	Апрель 2022	8,57	8,38	0,19	8,6	8,3	0,3
	Разница	-0,06	-0,26	0,20	0,0	-0,4	0,4
	% изменения	-0,7	-3,0	2,34	-0,1	-4,3	4,2
ЕСе, dS/m	Декабрь 2021	12,2	15,2	-3,05	11,9	15,7	-3,8
	Апрель 2022	7,51	9,10	-1,59	5,3	7,6	-2,4
	Разница	-4,64	-6,10	1,46	-6,7	-8,1	1,4
	% изменения	-38,6	-39,6	1,0	-56,0	-51,8	-4,3
Плотный остаток, %	Декабрь 2021	1,36	1,68	-0,32	1,296	1,718	-0,423
	Апрель 2022	0,80	1,00	-0,20	0,507	0,828	-0,321
	Разница	-0,56	-0,68	0,12	-0,79	-0,89	0,10
	% изменения	-42,4	-40,2	-2,2	-61,1	-52,0	-9,0
Cl ⁻ , %	Декабрь 2021	0,112	0,155	-0,04	0,130	0,175	-0,046
	Апрель 2022	0,04	0,04	0,00	0,026	0,030	-0,004
	Разница	-0,07	-0,11	0,05		-0,145	0,042
	% изменения	-58,2	-69,6	11,4	-78,7	-78,9	0,2
SO ₄ ²⁻ , %	Декабрь 2021	0,75	0,93	-0,17	0,685	0,927	-0,242
	Апрель 2022	0,45	0,59	-0,14	0,288	0,485	-0,197
	Разница	-0,30	-0,34	0,04		-0,441	0,044
	% изменения		-36,25	-5,39	-58,2	-47,2	-11,0
Ca ²⁺ , %	Декабрь 2021	0,13	0,14	-0,01	0,121	0,145	-0,024
	Апрель 2022	0,09	0,16	-0,07	0,064	0,168	-0,104
	Разница	-0,04	0,02	-0,06		0,023	-0,080
	% изменения	-34,3	12,2	-46,5	-47,9	15,8	-63,8
Mg ²⁺ , %	Декабрь 2021	0,066	0,063	0,002	0,060	0,062	-0,003
	Апрель 2022	0,03	0,03	0,00	0,023	0,024	-0,001
	Разница	-0,03	-0,03	0,00		-0,039	0,002
	% изменения	-49,1	-48,7	-0,3	-61,9	-62,1	0,2

52 %, – по ЕСе; 61 и 52 %, – по общему содержанию солей; 79 и 79 % по хлор-иону; 58 и 47 % по SO_4 ; 62 % по Mg; 68 и 71 % – по сумме токсичных солей.

Наибольшее различие между вариантами замечено по изменению содержания иона кальция: в варианте с применением Биосолвента произошёл его вымыв из верхнего слоя на 48 %, а на контрольном варианте, – увеличение его содержания на 15 %. Высвобождение (растворение) кальция может означать улучшение химического состава почвенного поглощающего комплекса (ППК), снижение содержания карбоната кальция. Эти процессы следует уточнить дальнейшими исследованиями.

Заключение

Исследование подтвердило, что на фоне рыхления почвы атмосферные осадки могут обеспечить начальное опреснение верхнего слоя, создать условия для посева семян культур. Достигнутое опреснение почвы позволяет посеять весной солеустойчивые культуры, при орошении которых процесс выщелачивания солей будет продолжен.

Следует обратить внимание на качество проведения рыхления, которое лучше проводить под контролем специалиста, расстояние между зубьями рыхлителя должно быть минимальным, а рыхлить почву нужно и в продольном, и в поперечном направлениях.

Выявленная исследованием возможность опреснения сильнозасоленных, предварительно рыхлённых, почв, атмосферными осадками, дает основание рекомендовать данный подход, в качестве относительно малозатратного тестирования почв на предмет солеотдачи, и, соответственно, предварительной оценки целесообразности затрат на восстановления ирригационно-дренажных сетей.

Обработка препаратом Биосолвент, способствует эффективному опреснению верхнего слоя почвы, что позволяет также экономить воду и постепенно восстанавливать заброшенные земли под солеустойчивые кормовые культуры.

Литература

1. Bresler, E. and McNeal, B. L. and Carter, D. L., eds. (1982) Saline and Sodic Soils (Principles - Dynamics - Modeling). 236 pp. Springer-Verlag, Berlin - Heidelberg - New York.
2. Cucci G., Lacolla G., Mastro M. A., Caranfa G. (2016): Leaching effect of rainfall on soil under four-year saline water irrigation. Soil & Water Res., 11: Pp. 181-189. <https://doi.org/10.17221/20/2015-SWR>
3. Yu. I. Shirokova, F. F. Sadiev, G. Q. Paluashova. Water conservation in reclamation of saline irrigated lands of Uzbekistan // International Journal of Geoinformatics ISSN 2673-0014 (Online)
4. Новикова А. В., Ладных В. Я., Кривоносова Г. М. Рекомендации по промывке дождеванием в комплексе с другими приемами рассоления и повышения плодородия засоленных почв зоны // Краснознаменной оросительной системы. Харьков. 1981. 14 с.
5. Турабеков Б. Повышение эффективности освоения сильнозасоленных гипсоносных почв Джизакской степи: автореф. дис. канд. сельхоз. наук (06.01.02 – Мелиорация и орошаемое земледелие). Ташкент, 1990. 25 с.

ДЕГРАДАЦИЯ ДЕРНОВО-ПОДЗОЛИСТЫХ ПОЧВ МОСКОВСКОЙ ОБЛАСТИ

Б. Б. Якобсон, С. М. Сычев, О. М. Кузина

ФГБОУ ВО РГАУ-МСХА имени К. А. Тимирязева
bog-dan.jacobson@gmail.com
kapyn@yandex.ru

Почва – это обладающая плодородием сложная полифункциональная и поликомпонентная открытая многофазная система в поверхностном слое коры выветривания горных пород, является комплексной функцией горной породы, организмов, климата, рельефа и времени. Она является важнейшим и незаменимым элементом в производстве пищевых ресурсов земли и основным источником сельскохозяйственного производства и лесоводства.

Выделяется четыре вида основных негативных воздействий на почвы:

– механическое воздействие, проявляющееся в нарушении (вплоть до полного разрушения) почвенного покрова, дефор-

мировании, переотложении и перемешивании техногенных субстратов, почв и грунтов.

- физическое воздействие, приводящее к изменению гранулометрического и микро-агрегатного состава почв, снижению гигроскопичности, влагоёмкости, водопроницаемости, способствующие разрушению структуры почвы и переуплотнению отдельных горизонтов, разрушению биоты.

- физико-химическое, способствующее дегумификации, снижению ёмкости катионного обмена, изменению состава обменных катионов, подкислению или подщелачиванию и приводящее к истощению почв.

- химическое, выражающееся в загрязнении, насыщении почв тяжелыми металлами и химическом отравлении почв [9].

Деградация почв представляет собой совокупность процессов, приводящих к изменению функций почвы как элемента природной среды, количественному и качественному ухудшению её состава и свойств, снижению природно-хозяйственной значимости земель.

Выделяются следующие основные типы деградации почв Московской области:

- технологическая (эксплуатационная) деградация, в том числе: нарушение земель; физическая (земледельческая) деградация; агроистощение;

- эрозия, в том числе: водная; ветровая;

- заболачивание.

Под технологической (эксплуатационной) деградацией понимается ухудшение свойств почв в результате избыточных технологических нагрузок, разрушающих почвенный покров, ухудшающих его физическое состояние и агрономические характеристики почв, приводящих к потере природно-хозяйственной значимости земель.

Нарушение земель представляет собой механическое разрушение почвенного покрова, обусловленное в основном строительными работами. К нарушенным землям относятся все земли со снятым или перекрытым гумусовым горизонтом и непригодные для использования без предварительного восстановления плодородия.

Физическая (земледельческая) деградация почв характеризуется нарушением сложения почв и ухудшением их физических свойств, приводящих к изменению водно-воздушного режима и условий существования почвенной биоты. Физическая деградация обусловлена низкой культурой земледелия. Последствия физической деградации проявляются в виде снижения почвенного плодородия, обеднения почвенной биоты, дегумификации, неблагоприятного перераспределения влаги: локального вымывания или физической засухи. Этот тип деградации в большинстве случаев является первопричиной развития эрозионных процессов [3].

Агроистощение земель представляет собой потерю почвенного плодородия в результате обеднения почв элементами минерального состава почвы, неблагоприятных изменений почвенного поглощающего комплекса и реакции среды, изменения минералогического и гранулометрического состава, уменьшения содержания и ухудшения качества органического вещества, развития неблагоприятного комплекса почвенной биоты. Как правило, агроистощение обусловлено нарушением системы земледелия при возделывании сельскохозяйственных культур и сопровождается физической деградацией почв (вплоть до полного разрушения почвенного покрова).

Эрозия представляет собой разрушение почвенного покрова под действием поверхностного стока и ветра с последующим перемещением и переотложением почвенного материала. Различают водную и ветровую эрозии.

Водная эрозия представляет собой разрушение почвенного покрова под действием поверхностных водных потоков и проявляется в плоскостной и линейной форме. Плоскостная водная эрозия выражается в виде смыва поверхностных горизонтов (слоёв) почв, а линейная (или овражная) эрозия – в виде промоин и оврагов, размывающих почвы и подстилающие породы.

При ветровой эрозии происходит захват и перенос частиц поверхностных слоёв почвы ветровыми потоками, приводящими к разрушению почвенного покрова.

Под заболачиванием понимается изменение водного режима, выражающееся в длительном переувлажнении, подтоплении и затоплении почв и земель.

Под степенью деградации почв и земель понимается характеристика их состояния, отражающая ухудшение состава и свойств. Крайней степенью деградации является уничтожение почвенного покрова и порча земель.

Для территории Московской области, где преобладают дерново-подзолистые почвы наиболее значимыми воздействиями являются деградация эксплуатационная и сельскохозяйственная, загрязнение тяжелыми металлами, водная эрозия (в основном при несоблюдении водного режима).

На примере ОМП «Дубна» окультуренные дерново-подзолистые почвы Московской области используются для производства товарной продукции земледелия. Хорошо окультуренная легкосуглинистая дерново-подзолистая почва обладает нейтральной реакцией и очень высоким содержанием подвижных соединений фосфора и калия. Параметры деградации почвы зависят от буферности отдельных свойств и баланса элементов питания. Ухудшился качественный состав гумуса. Азотные удобрения мобилизовали потенциал плодородия окультуренных почв. Наибольшему риску при этом подверглось их калийное состояние. Деградация по ряду показателей затрагивает и подпахотный слой почвы. В результате хорошо окультуренная почва в ходе эксплуатации переходит категорию среднеокультуренных, а в последствии и не пригодных к возделыванию земель. Хорошо окультуренные дерново-подзолистые почвы обладают высоким, но неустойчивым по ряду показателей потенциалом плодородия. Они должны составлять страховой фонд регионального земледелия. Интенсивное возделывание при ограниченном внесении удобрений и мало разнообразных севооборотах на них опасна развитием скрытых деградационных процессов, а также прямыми агроэкологическими и экономическими издержками в будущем [4, 8].

Деградационные явления в почвах дерново-подзолистой зоны, их выраженность и направленность, связаны с интенсивностью и соотношением активности естественных и антропоген-

ных факторов почвообразования в конкретных местоположениях. В пахотных почвах с высокой культурой земледелия деградационные явления не оказывают существенного влияния на продуктивность почв. На залежных участках идущие процессы трансформации определяются преобладанием зональных особенностей почвообразования, что в конечном итоге приводит к деградации прежде окультуренных дерново-подзолистых почв, при этом скорость процессов деградации связана обратной зависимостью со степенью окультуренности рассматриваемых почв [5].

Пути решения проблемы деградации почв и земель требуют следующих мер [1, 9]:

- рациональное использование и охрана земельных ресурсов;
- программа мониторинга земель сельскохозяйственного назначения;
- лесовосстановление, защитное лесоразведение;
- реабилитация ирригационных систем, внутрихозяйственное орошение, мониторинг пастбищ и др.;
- развитие вспомогательных услуг в сельском хозяйстве - структур, оказывающих информационно-консультативные и обучающие услуги, частные технические и химические службы;
- внедрение экологического (органического) земледелия, контроль за использованием химических средств защиты растений, минеральных удобрений.

При проведении мероприятий по повышению продуктивности почв дерново-подзолистой зоны необходимо осуществлять экосистемные принципы применения различных агроприемов. В свою очередь это требует дальнейшей разработки данной темы, как в практическом, так и в теоретическом аспектах.

Литература

1. ГОСТ 27593-88. Почвы. Термины и определения, 2008. 11 с.
2. Деградация и охрана почв. Под ред. Добровольского Г. В. М.: МГУ, 2002. 654 с.
3. Каштанов А. Н., Рожков В. А., Апарин Б. Ф., Скворцова Е. Б., Бондарев А. Г., Базыкина Г. С., Карманов И. И. Почвообразовательные процессы в залежных почвах Нечерноземья // Почвообразовательные процессы. - М.: Почвенный институт им. В.В. Докучаева. 2006. С. 413–428.

4. Комплексный метод преобразования дерново-подзолистых почв и его эффективность. Под ред. В.Т. Макарова. М.: МГУ, 1975. 176 с.

5. Макаров И. Б., Балабко П. Н., Басевич В.Ф. Карпова Д. В., Хуснегдинова Т. Н. Окультуривание подзолистых почв: актуальные аспекты // Агрохимический вестник. 2018. № 2. С. 6–8.

6. Телеснина В. М. Постагрогенная динамика растительности и свойств почвы в ходе демутационной сукцессии // Лесоведение. 2015. № 4. С. 293–306.

7. Практикум по агрохимии. Под ред. В. Г. Минеева. М.: МГУ, 2001. 689 с.

8. Хитров П. Б. Деградация почвы и почвенного покрова: понятия и подходы к получению оценок / Антропогенная деградация почвенного покрова и меры ее предупреждения. Т. I. М.: РАСХН, 1998. С. 20–26.

9. Экологическое картографирование: учеб, пособие / Е. С. Хохлова, Г. Г. Осадчая, Т. А. Овчарук. Ухта: УГТУ, 2013. 252 с.

РАЗДЕЛ III

ЗДОРОВАЯ ПОЧВА – ОСНОВА ПРОДОВОЛЬСТВЕННОЙ БЕЗОПАСНОСТИ

SOIL HEALTH FOR ECOSYSTEM SERVICES AND BASIS OF FOOD PRODUCTION

K. R. Adhikari

Nepal Polytechnic Institute under Eastern University, Bharatpur
Metropolitan City, Chitwan, Nepal
keshav.adhikari2008@gmail.com

1. Introduction

Soils are important for human health because nearly 80% of the average per capita calorie consumption worldwide comes from the crops grown directly in soil (Bravik and Burgess, 2014). They are also the major source of nutrients for plant growth and act as natural filters to remove contaminants from water. However, soils also contain heavy metals, chemicals and pathogens that may negatively impact human health. Considering the functions of soil, factors that affect soil health, assessments, and role on human health, this article makes an attempt to summarize the recent advances on soil health, how they affect human health and the way forward for food production and natural stewardship.

2. Where is soil in the Earth?

Soils are held in pedosphere where the lithosphere, atmosphere, hydrosphere, and biosphere all meet (Fig. 1). The figure shows that the soils are complex mixture of minerals, water, air, organic matter, and living organisms in certain proportion. Soils may also be said as interface which could be understood at various spatial scales ranging

from global cycles to as small as nanometer levels of processes, forms and outcomes of physical, chemical and biological processes and interactions. Therefore, the kind of soil developed at any place is largely determined by these processes and interactions at the interface where all spheres meet. It implies that soils are natural dynamic bodies which keep changing to respond to these force factors.

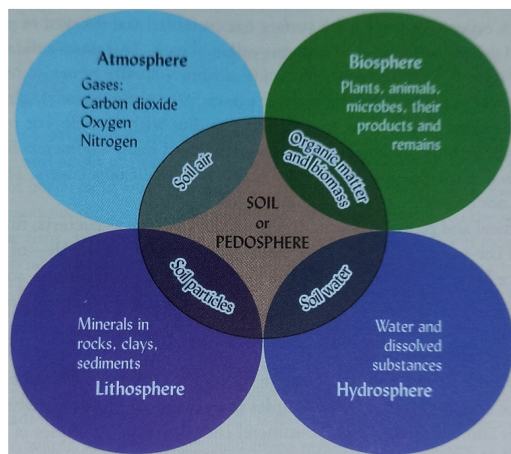


Figure 1 – The pedosphere (Source: Weil & Brady, 2017)

3. Ecosystem services of soil

It is said that nature provides so much of services to the mankind that is worth over the world's GNP economies. In this context, ecosystem services can be thought of as:

- i) Provisioning (providing goods such as water, food, medicines, lumber, etc.)
- ii) Regulating (processes that purify water, decompose waste, control pests, or modify gases)
- iii) Supportive (assisting with nutrient cycling, seed dispersal, biomass production, etc.) and
- iv) Cultural (providing spiritual uplift, scenic views, and outdoor recreation opportunities)

Soils play a major role in these ecosystem services because over half of global level ecosystem occurs on the land. Six key roles of

soil are recognized in any part of the landscape or parcel of land we consider (Weil and Brady, 2017). They support plant growth physically, regulate water supplies, recycle organic materials and waste products, influence the atmospheric composition, provide home for all kinds of creatures, and finally, play important role as engineering medium (Figure 2). None of the above six functions are of lesser value. Very pertinent point to be noted here would be the physical support, supply air, water, moderate temperature, protect plants from toxins, and supply plant nutrients for growth and food production. It means the healthier the soils, better would be the plant productivity.

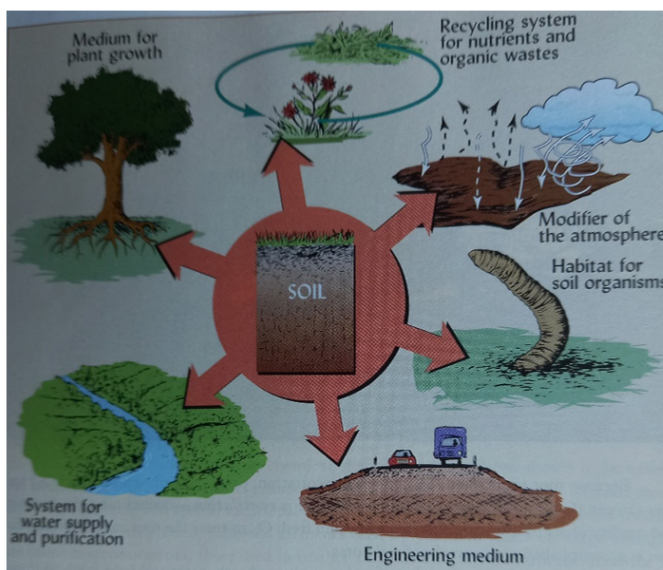


Figure 2 – Functions of soil in natural ecosystem (Source: Weil & Brady, 2017)

4. Concept of soil health

In fact, soil health is a qualitative and a holistic view of improvement in soil conditions. In simplest definition, it is to keep soils from degradation. If the soil has capacity to self-regulate, stable, resilient and free from any stress symptoms as an ecosystem, it is a healthy soil. By saying so, it encompasses a broader meaning of soil as

part of its biological community, physical and chemical environment. Therefore, soil health changes in response to how we treat it. In other words, many interrelated physical, biological, and chemical properties determine the health of a soil. Most soil properties are relatively easy to measure which should be determined periodically to guide soil and crop management decisions to sustain crop productivity. The following points illustrate on how improvement in soil health should correlate with economic profitability.

- Increased vigor, plant biomass, and yield
- Reduced risk of adverse weather conditions
- Lower production cost

Since there is no direct way of quantifying level of soil health, we use measurable properties as indicators to derive an index to express soil quality in terms of soil health (Table 1, an example).

Table 1 – Measurable soil properties used as indicators of soil health

Measurement	Process affected
Topsoil depth	Root volume, water or nutrient availability
Micro-biomass	Biological activity, pesticide degradation, nutrient cycling
Sol organic matter	Nutrient cycling, nutrient/water retention, soil structure, soil tilth, porosity

5. Management practices essential to soil health

An array of land management practices could be included in this list; however, two major practices are conservation tillage that leave >30% of the soil surface covered with residue after planting, and crop rotation to reduce wind and water erosion, pest control, legumes in rotation, increase OM, etc.,

6. Assessment of soil health

Soil health is assessed on the scale of soil quality. As a component of a larger ecosystem, the later term is used in a more specific sense, preceded the concept of soil health and is more commonly used in

the scientific literature. So, when we talk about soil health, we boil down to the term of soil quality and discuss it in relation to broader management goals. While determining soil quality, many workers including Andrews et al. (2004) used specific soil properties and rated them in terms of closely associated ecological functions such as nutrient cycling, water relations, stability-support, buffering-filtering, resilience-resistance, biodiversity habitat, and so on. Then, they used the following equation to calculate soil quality index (SQI) for plant productivity.

$$SQI = 1/n \times \sum_{t=1}^n St \times 10$$

While dealing with certain functions or indicators that have greater influence on suitability of soil than others for meeting the management goals, the indicator scores can be multiplied by appropriate higher weighting factors and a weighted SQI could be calculated. All these efforts and experimentations have been continued to meet the sustainable land productivity and environmental conservation goals.

7. Feed the future with healthful diet

The question arises, is it possible without making a soil resilient to external shocks and without conserving natural environment? While the land area did not expand appreciably for agriculture in the past, the ever expanding human population has constantly put tremendous demand on increased food, diverse food and quality food. Because, human population forms a single determining factor for anthropogenic pressure on natural biodiversity, agro-ecosystem including the soil health, future food debate should be on the role of soil health and maintaining natural environment that play a crucial role in all these areas of food production and security. The latest projections estimate that the human population will level off at between 9 and 13 billion near the end of this century. Sprawling cities in the poorer corners of the world will be the hot-spot of this population explosion. It is expected that they will survive on clearing and cultivating nearby sloping lands, and increase cropping intensity to gather more food. Obviously, such food production approaches will have very much

detrimental consequences on soil quality. In contrast to this cluster of people living on marginal lands, there is another so-called affluent and elite cluster of people who can afford for everything living in the developed part of the world. They put similar pressure on land and water resources but in a different and indirect fashion. All these human behaviors will have implications for a healthful diet that we wish to lead in the future. There is a hope that the UN member states are financing to tackle these issues by adopting the 17 sustainable development goals declared in 2015 for 2015-2030. Food security is met only when all people have access to sufficient, safe and nutritious food (FAO, 2003). People are more concerned with nutritious food. Figure 3, below shows how human health is related to soil health and the environment.

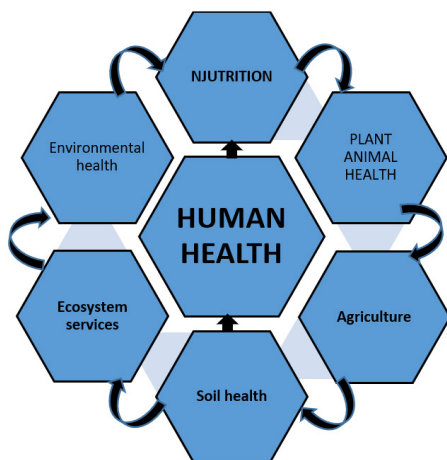


Figure 3 – Human health in relation to its dependence on soil health and natural environment

8. Meeting the expanding demand for food

During the coming century, not only overall food demand is increasing but also proportion of animal products is increasing in daily diet. This will give rise to crop and animal farm lands to go under more pressure and biofuels is trending to remedy fossil fuels.

More technologies are coming in, to increase food production and work efficiency. Reducing yield gap appears more potential in poorer countries because they still have relatively lower yields compared to those obtained in developed countries. However, yield gaps must be identified and reduced either with price adjustment and, or by occupying undisturbed natural ecosystems at the expense of loss of biodiversity. In any cases, conservation practices must be adopted to protect cropland soils, combined with integrated nutrient management systems, and organic farming so that the farms may be able to produce food and protect the ecosystem.

Developed counties have come up with new paradigm of plant production where greater emphasis is laid onto ecological approach of food production system while accommodating the short-term economic profitability. This new recognition is expected to drive technological advances to this direction that would allow to understand how agroecosystems interact with other natural ecosystems and provide stewardship to the nature.

Reference

1. Andrews S. S., D. L. Karlen and Cambardella C. A. The soil management assessment framework: A quantitative soil quality evaluation method. Soil Science Soc. of Am. J. 2004. 68:1945-1962.
2. Bravik E. C. and L. C. Burgess. The influence of soils on human health. Nature Education Knowledge, 2014. 5:12(1).
3. Food and Agriculture Organization of the UN. Trade reforms and food security. Conceptualizing the linkages. Rome, United Nations, 2003.
4. Weil, R. R., and N. C. Brady. The nature and properties of soils, 15th Ed. Pearson Publication. 2015. P. 3.

IMPROVING SOIL FERTILITY UNDER THE INFLUENCE OF THE WORM'S COMPOST

L. P. Cremeneac, T. I. Boclaci, M. A. Caraman

Scientific and Practical Institute of Biotechnologies in Zootechny and
Veterinary Medicine, Republic of Moldova
kremeneac@yandex.ru

Soil degradation means loss of biological and economic productivity, whether through natural causes or injudicious management. In Moldova, exploitative land use over the last thirty years has increased soil erosion and landslides, salinity and sodicity, deterioration of soil structure and compaction, and a negative nutrient balance through inadequate application of manure and fertilizer [1]. The amount of humus in soil is one of the main indices of fertility; it has a big influence on soil chemistry, hydro-physical and biological activity, holding 98 per cent of nitrogen reserves, 60 per cent of phosphorus, 80 per cent of sulphur and essential quantities of other micro- and macro-nutrients. There is a risk that the humus content of in the following decades to decline in arable soils, decrease on average by 10-25 percent with the very harmful to effects on the physical condition of soil, even biodiversity of soil microorganisms [6].

Research worldwide on reducing harmful substances entering the environment and production of green organic fertilizer from organic wastes using the *California red Hybrid worms (Eisenia andrei)* indicates that the resultant worm's compost is an effective natural fertilizer – dark brown, granular, odourless, hygroscopic and long-acting [2], [3], [5].

Study of organic waste management was made under the practical conditions of Technological-experimental station "Maximovca". For recovery and neutralization of organic waste was held territory for worm culture, which included five sections with dimensions 1 m x 50 m for worm cultivation. Each sector was divided into 25 sections with dimensions of 1m x 2m. Research materials were served cattle manure, and were under investigation by California red hybrid rhyme (*Eisenia foetida andrei*), biotransformed of organic waste.

After the spraying, the substrate prepared for worm cultivation was tested for analysis performed by the purpose of determining the quality and nutritional value. Initially and during experimental both, nutrient nutrition substrate used for worm culture and in the final product (worm's compost) obtained as a result of organic waste of bioconversion were determined following indices: active acidity (pH), ammonia nitrogen content, total nitrogen, organic matter, potassium, calcium, magnesium, phosphorus and bacterial flora. Also for

determining the quality of nutritional substrate was used the test “50 rhymes”. According to test, a box of dimension 50 cm x 50 cm were placed 3 kg of nutrient substrate, and in it were placed 50 rhymes. If within 24 hours rhymes do not leave the substrate and they are active, then it is confirmed that nutritional substrate is beneficial for worm cultivation.

For determination the role of worm’s compost to improve soil fertility in ETS “Maximovca” was organized an experiment in field conditions. The experiment used three lots (two experimental and one control group), with a surface would. The experimental lots, before sowing, was built worm’s compost (because of 3 tons/ha – experimental lot I and 4 tons/ha – experimental lot II), organic fertilizer, obtained in the result of bioconversion of organic waste by growing worm’s (Table 1).

Before you incorporation of fertilizer into soil was determined by the quality of worm’s compost and also in each group were taken samples of soil from surface and 15 cm depth, to

Table 1 – Scheme of the experiment determine the amount of organic matter and humus in his third year of action of fertilizer

The lot number	Conditions of experiment	Investigations during the experiment
I – experimental	Worm’s compost – 3t/ha	Biochemical investigations of the worm’s compost and of the soil (active acidity, humidity, dry substance, organic matter and humus)
II – experimental	Worm’s compost – 4t/ha	
III – control	Natural background	

Research methods: worm’s compost and soil quality was assessed according to the methods set out in manual of E. Petuhova and Standard GOST 26213-84 Soils [4].

As a result of bioconversion technology use by worm cultivation of waste was obtained valuable organic fertilizer – worm’s compost. The quantity and quality depended on the quality of nutritional substrate. That a tone of organic substances is produced 400-600 kg of worm’s compost. The quantity of worm’s compost obtained in the

experiment was about 124 tons. Thus, the share of worm's compost obtained from a ton of organic waste in the experiment was 62%. The worm's compost is one of the final products of bio conversion of organic waste by worm cultivation.

Investigations were conducted to determine the role of worm's compost to improve soil. At the initial stage of the experiment was determined quality worm's compost (Table 2) used as organic fertilizer.

It was found that the amount of active acidity (pH) was $7,23 \pm 0,02$ units, humidity – $61,08 \pm 0,05\%$, organic matter – $36,40 \pm 4,20\%$ and humus – $30,85 \pm 1,65\%$. On this basis for incorporation into the soil used two doses of fertilizer: the experimental group I – 3 tons/ha, the experimental group II – 4 t/ha. In the control group was kept natural background.

Table 2 – Quality indices of worm's compost

Indices	Values of worm's compost, (M $\pm$ m)
Active acidity (pH), units	7.18 ± 0.01
Organic matter, %	32.29 ± 0.15
Total nitrogen, %	2.32 ± 0.01
Potassium, (K ₂ O), %	1.20 ± 0.03
Magnesium, %	1.88 ± 0.02
Phosphors, (P ₂ O ₅), %	1.57 ± 0.08
Calcium, %	0.62 ± 0.02
Humus, %	30.16 ± 1.20
Non-pathogenic bacterial flora, colonies/g	2×10^{12}

In the third year of action the worm's compost from each batch, from the surface and at depth of 15 cm, soil samples were taken for the determination of soil elements (value of organic matter and humus).

As a result of the investigations it was found that, after three years of action the worm's compost in soil samples of the collected from surface experimental lot I (Table 3) and experimental lot II (Table 4), the organic matter, has exceeded the one of up to incorporation fertilizer, respectively by 29,7% and 9,3%. In samples collected from a depth of 15 cm this value was 11,4% in group I and 11,6% in samples collected from lot II.

Table 3 – The content of organic matter and humus in soil fertilized with worm's compost (experimental lot I)

Nutritive elements	The sample collection	Conditions of experiment, worm's compost - 3 tone/ha		
		Before fertilization	After three years of fertilization	%, of initial
Organic matter,%	Surface	3,7±0,26	4,8±0,10	129,7
	15 cm	4,4±0,10	4,9±0,02	111,4
Humus, %	Surface	3,5± 0,18	4,7±0,15	134,3
	15 cm	3,5± 0,01	4,8±0,07	137,1

Table 4 – The content of organic matter and humus in soil fertilized with worm's compost (experimental lot II)

Nutritive elements	The sample collection	Conditions of experiment, worm's compost - 4 tone/ha		
		Before fertilization	After three years of fertilization	%, of initial
Organic matter,%	Surface	4,3±0,10	4,7±0,02	109,3
	15 cm	4,3±0,10	4,8±0,11	111,6
Humus, %	Surface	3,3±0,12	4,8±0,01	145,2
	15 cm	3,3±0,07	4,8±0,15	145,5

The humus in the soil samples collected from experimental lots I and II from surface, three years after the incorporation of worm's compost, surpassed that of samples collected at before of the fertilization, respectively to 34,3% and 45,5%. The quantity of humus in samples collected from lots I and II at 15cm depth varied insignificantly from one batch to another, but exceeded that of soil samples collected at before of the fertilization, corresponding to 37,1% and 45,5%.

The results obtained on organic substance and humus values of samples collected at levels above the experimental lots compared with samples collected from the control lot were also different (Table 5 and Table 6).

Table 5 – The content of organic matter and humus in soil fertilized with worm's compost (the experimental lot I) in comparison with control group

Nutritive elements	The sample collection	Conditions of experiment, worm's compost		%, compared to control
		Control group -natural background	Lot I- worm's compost, 3 tone/ha	
Organic matter,%	Surface	3,8±0,03	4,8±0,10	126,3
	15 cm	4,4±0,02	4,9±0,02	111,4
Humus, %	Surface	3,5±0,07	4,7±0,15	134,3
	15 cm	3,5±0,07	4,8±0,07	137,1

In samples of soil collected from surface of experimental lot I (Table 5) after incorporation of worm's compost, the organic substance and humus surpassed that of the control group, corresponding to 26,3% and 34,3%; those from dept 15cm by 11,4% and 37,1%.

The same regularity was found in samples of soil investigation result of collected from the surface and at depth of 15 cm of the experimental lot II (Table 6). In these samples, three years after incorporation of worm's compost, the organic substance was appropriately 23,7%; 9,1% and humus with – 37,1% and 37,1% higher than in samples increased collected from the control group.

Table 6 – The content of organic matter and humus in soil fertilized with worm's compost (the experimental lot II) in comparison with control lot

Nutritive elements	The sample collection	Conditions of experiment, worm's compost		%, compared to control
		Control group -natural background	Lot II- worm's compost, 4 tone/ha	
Organic matter,%	Surface	3,8±0,03	4,7±0,02	123,7
	15 cm	4,4±0,02	4,8±0,11	109,1
Humus, %	Surface	3,5±0,07	4,8±0,01	137,1
	15 cm	3,5±0,07	4,8±0,15	137,1

From the above we may conclude that worms compost obtained as a result of organic waste bioconversion by worms cultivation,

used acting as organic fertilizer in the third year of action, influenced the revival of soil increasing values of organic matter and of humus. So, in research of result was found, that incorporation of worms compost improved soil fertility, increasing quantity of organic matter and the humus.

Bioconversion technology of organic waste by worm cultivation resolves a number of problems that are present in agriculture: recovery and neutralization of organic waste, environmental protection, improving soil fertility, obtaining an ecological agricultural production.

In the worm's compost is well-balanced content of macro-and microelements which allows the dose reduction by incorporation into the soil of 8-12 times compared with ordinary compost. Incorporating of worm compost in soil experimental groups I and II, that has helped to increase, respectively by 29,7; 9,3% (surface) and 11,4%; 11,6% (at 15cm depth) the organic substance and by 34,3%; 45,5% (surface) and by 37,1% and 45,5% (to a depth of 15 cm) humus value, compared with their content at the before fertilization.

The results of the investigations, to determine the values of organic matter and humus samples collected from surface and depth 15cm exceeded that of the sample control group, respectively by 26,3%; 34,3% and 11,4%; 37,1% in experimental group I and 23,7%; 37,1% and 9,1%; 37,1% in experimental group II.

References

1. Cremeneac L. Bioconversion of organic waste in Moldova, Summary information, Chisinau, 2003. P. 10-12
2. Cremeneac L., Boclaci T., Chiruneț Z., 2012, Recommendations, Bioconversion technology of organic waste and use products obtained, Chisinau, 2012. P. 44-49.
3. Gorodniy, N. Bioconversion of agrosystems management, Kiev, 1996. P. 84-103, 162-171.
4. GOST 26213-84. Soils, Determination of humus by the method of Turin in the modification of TINAO, Moscow, 1988. P. 51-56.
5. Kosolapova, A. Worm's culture and its capabilities, Ryazan, 1996. P. 20-25.
6. National Inventory Report. State of the environment in Moldova in 2004, Chisinau, 2005. P. 69.

APPRAISING THE BIOSAFETY ISSUES OF AGRICULTURALLY IMPORTANT MICROORGANISMS: CURRENT PERSPECTIVES AND FUTURE DIRECTIONS

**C. Keswani, S. N. Sushkova, I. G. Shportun,
S. S. Mandzhieva, Yu. V. Bauer**

Southern Federal University, Rostov-on-Don, Russian Federation
kesvani@sfedu.ru; tminkina@mail.ru

Consumer demand for organically cultivated food has been rising globally, providing an incentive for organic farmers, households, and communities [1]. Organic farming focuses on improving the health of soils, ecosystems, and most importantly of the consumers. Rather than using synthetic inputs like chemical fertilizers, insecticides, and herbicides; augmentation of beneficial soil microorganisms catalysing analogous functions is favoured. However, the biosafety and environmental considerations following the mass application of microbial formulations in the environment are rarely known and are almost never scientifically validated [2]. Safety testing and risk assessment need to be a standard practice for ensuring the safety of both human and environmental health. Although there are direct positive effects of bio-inoculants, it must be acknowledged that the large-scale application of antagonistic microorganisms can lead to a series of hazardous secondary effects which are uncontrolled and are only assumed innocuous [3].

This presentation will focus on the deleterious effects of such microorganisms on human and environmental health. The main idea is to spark a scientific debate for considering the need for precise identification, characterization, formulation, and safe delivery technologies of agriculturally important microorganisms. In addition, a blueprint for safety assessment of commercial formulations for regulatory bodies (at pan-global scale) would also be presented.

Acknowledgements. *The research was financially supported by the project of the Ministry of Science and Higher Education of the*

Russian Federation on the Young Scientist Laboratory within the framework of the Interregional Scientific and Educational Center of the South of Russia (no. LabNOTs-21-01AB, FENW-2021-0014) and the Strategic Academic Leadership Program of the Southern Federal University ("Priority 2030").

References

1. Keswani, C., Prakash, O., Bharti, N., Vilchez, J. I., Sansinenea, E., Lally, R. D., Borriss, R., Singh, S. P., Gupta, V. K., Fraceto, L. F. and de Lima, R. (2019). Re-addressing the biosafety issues of plant growth promoting rhizobacteria. *Science of the Total Environment*, 690: 841-852.
2. Singh, H. B., Sarma, B. K., Keswani, C. (Eds.) (2017). *Advances in PGPR Research*. CABI- UK. 408 pages, ISBN-9781786390325.
3. Singh, H. B., Sarma, B. K., Keswani, C. (Eds.) (2016). *Agriculturally Important Microorganisms: Commercialization and Regulatory Requirements in Asia*. Springer, Singapore. 336 pages, ISBN-13: 978-9811025754.

CAN NANOTECHNOLOGICAL APPROACHES IMPROVE THE SOIL HEALTH?

**V. D. Rajput, T. Minkina, A. Kumari, S. Mandzhieva,
S. Sushkova, A. Ranjan**

Academy of Biology and Biotechnology, Southern Federal University,
Rostov-on-Don, Russian Federation
rajput.vishnu@gmail.com

Soil is a vital living ecosystem that sustains plants and animals; and have diverse functions which could mitigate or help to adapt changing environment. In coming time, adverse agroclimatic conditions are going to be more prone and that would certainly induce more biotic and abiotic stresses thereby affecting severely agricultural produce and soil health. The healthy soils are key to ensure food security in sustainable way [8].

Nanotechnology in agriculture has gained recognition in recent years [7]. In soil, nanoparticles (NPs) may have a direct influence on soil microbial functionality, hence, it could enhance plant growth

via improving soil physiochemical properties [1,3]. Several NPs are being employed in bioremediation such as metal-oxide, carbon nanotubes (CNTs), biopolymers, and nanoscale zeolites (Younis et al. 2020; Kumari et al. 2021) to eliminate soil pollution. Modifications in nanocomposites like biochar enhance the porosity as well as surface area and augment functional groups for specific interaction (Linley and Thomson 2021). Manipulating soil microbes by nanotechnological approaches has paid great attention among scientific community to cope up with adverse environmental stress to sustain soil health and maintain soil fertility.

The prevalence of NPs in the rhizospheric region has been attributed from many sources; including natural mineralization by plants in response to different environmental stress, use of industrial coated NPs based products such as nano-fertilizers [11], showed a positive impact on soil microbial community [6], and modifying rhizospheric microbiome characteristics. Interaction of NPs with rhizospheric microbiome can improve soil health and soil productivity [4, 5]. However, the response of NPs in soil system depends on various environmental factors like soil quality, soil moisture, and the pH range of soils which could affect microbial diversity as well as types, doses and size of applied nanomaterials [2, 9]. It was also noted that the net impact of NPs on microbiome changed based on properties and concentration of NPs, types of microbial species, and soil conditions [10]. The degraded soils can impose various types of stress to the plants.

Nanotechnological approaches could be helpful to understand the plant-microbes mechanism interaction, reduce soil stresses to plants and improve soil health. In summary, it can be concluded that the soil microbes play a crucial role in plant growth even under stress conditions and soil health improvement, and it could enhance applying NPs. However, the aspect is not well explored such as how nanotechnology could improve or manipulate rhizospheric microbiome structure and functionality as limited studies are available. Thus, it is required to have large number of laboratory and field experiments to understand the exact role of NPs to enhancing microbial community to improve soil properties and managing soil

stresses such abrupt raises in heat, drought, salinity, unavailability of nutrients, toxic elements to enhance crop production in sustainable way. Our recent results indicated that the foliar input of ZnO NPs improve soil health and barley growth grown in metal polluted soil. It also increased the mobility of toxic elements in soil. Similarly in another our experiment metal tolerant microbes in combination with microbes improve soil quality parameters. These experiments are still ongoing, therefore for better understanding the soil biota coupled with the ecological NP's behaviour could ensure the improvement is soil health as well as the safe use of nano-enable product.

This work is support by the laboratory «Soil Health» of the Southern Federal University with the financial support of the Ministry of Science and Higher Education of the Russian Federation, agreement No. 075-15-2022-1122.

References

1. Gorovtsov A., Demin K., Sushkova S., Minkina T., Grigoryeva T., Dudnikova T., Barbashev A., Semenov I., Romanova V., Laikov A. et al. The effect of combined pollution by PAHs and heavy metals on the topsoil microbial communities of Spolic Technosols of the lake Atamanskoe, Southern Russia. *Environmental Geochemistry and Health* 2022, 44, 1299-1315, doi:10.1007/s10653-021-01059-x.
2. Jeevanandam J., Barhoum A., Chan Y.S., Dufresne A., Danquah M.K. Review on nanoparticles and nanostructured materials: history, sources, toxicity and regulations. *Beilstein journal of nanotechnology* 2018, 9, 1050-1074, doi:10.3762/bjnano.9.98.
3. Khan S.T., Adil S.F., Shaik M.R., Alkhathlan H.Z., Khan M., Khan M. Engineered Nanomaterials in Soil: Their Impact on Soil Microbiome and Plant Health. *Plants* 2022, 11, doi:10.3390/plants11010109.
4. Kibbey T.C.G., Strevett K.A. The effect of nanoparticles on soil and rhizosphere bacteria and plant growth in lettuce seedlings. *Chemosphere* 2019, 221, 703-707, doi:10.1016/j.chemosphere.2019.01.091.
5. Rajput V.D., Minkina T., Feizi M., Kumari A., Khan M., Mandzhieva S., Sushkova S., El-Ramady H., Verma K.K., Singh A. Effects of silicon and silicon-based nanoparticles on rhizosphere microbiome, plant stress and growth. *Biology* 2021, 10, 791.
6. Rajput V.D., Minkina T., Sushkova S., Tsitsuashvili V., Mandzhieva S., Gorovtsov A., Nevidomskaya D., Gromakova N. Effect of nanoparticles on crops and soil microbial communities. *Journal of Soils and Sediments* 2017, 18, 2179-2187, doi:10.1007/s11368-017-1793-2.
7. Rajput V.D., Minkina T., Upadhyay S.K., Kumari A., Ranjan A., Mandzhieva S., Sushkova S., Singh R.K., Verma K.K. Nanotechnology in the Restoration of Polluted Soil. *Nanomaterials* 2022, 12, 769.

8. Ranjan A., Rajput V.D., Minkina T. Nanotechnology in Sustainable Agriculture, Soil Chemistry and Remediation of Polluted Soil. 2021, 173-196, doi:10.18485/green_economy_4ir.2021.ch7.

9. Shende S.S., Rajput V.D., Gorovtsov A.V., Harish, Saxena P., Minkina T.M., Chokheli V.A., Jatav H.S., Sushkova S.N., Kaur P. et al. Interaction of nanoparticles with microbes. In Plant-Microbes-Engineered Nano-particles (PM-ENPs) Nexus in Agro-Ecosystems: Understanding the Interaction of Plant, Microbes and Engineered Nano-particles (ENPS), Singh, P., Singh, R., Verma, P., Bhadouria, R., Kumar, A., Kaushik, M., Eds.; Springer International Publishing: Cham, 2021; pp. 175-188.

10. Tian H., Kah M., Kariman K. Are Nanoparticles a Threat to Mycorrhizal and Rhizobial Symbioses? A Critical Review. *Frontiers in Microbiology* 2019, 10, doi:10.3389/fmicb.2019.01660.

11. Verma K.K., Song X.P., Joshi A., Tian D.D., Rajput V.D., Singh M., Arora J., Minkina T., Li Y.R. Recent Trends in Nano-Fertilizers for Sustainable Agriculture under Climate Change for Global Food Security. *Nanomaterials* 2022, 12, doi:10.3390/nano12010173.

MOLECULAR BASIS OF PHOSPHATE SOLUBILIZATION AND UPTAKE BY PHOSPHATE- SOLUBILIZING MICROORGANISMS

**Anuj Ranjan¹, Arpna Kumari¹, Vishnu D. Rajput¹,
Evgeniya V. Prazdnova¹, Saglara S. Mandzhieva¹,
Svetlana Sushkova¹, Tatiana Minkina¹,
Abhishek Chauhan², Tanu Jindal²**

¹ Academy of Biology and Biotechnology, Southern Federal University,
Rostov-on-Don, Russian Federation

² Amity Institute of Environmental Sciences, Amity University, Sector 125,
Noida, Uttar Pradesh, India
randzhan@sfedu.ru

Abstract

Soil is considered the essence of agriculture and its microbial diversity plays a key role in nutrient cycling. Phosphate solubilizing bacteria (PSBs) are responsible for solubilizing the locked phosphate (P) by the action of enzymes and organic acids. However, we are unable to harness the optimal potential of PSBs for agriculture purposes. Characterizing the novel PSBs and exploring the mechanism of action

would lead to the possibilities of applied aspects. In this article, we have discussed the molecular aspects of PSBs function in the organic and inorganic P solubilization

1. Introduction

The soil is a hotspot for the diverse beneficial microbiome. PSBs are organisms that can transform insoluble phosphorus into plant-available phosphorus. Bacteria of the genera *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Burkholderia*, *Enterobacter*, *Rhizobium*, *Pseudomonas*, etc. are commonly reported to possess phosphate (P) solubilizing potential. These microbes play a characteristic role in the soil owing to their metabolic activities, thereby ensuring integrated nutrient management in the soil and promoting P- uptake by the plants from the soil. These bacteria are powerful biofertilizers as they are improving agricultural productivity while being environmentally friendly [4].

Several studies have investigated the plant growth promotion effects of PSMs, both under stressed and non-stressed conditions. A study has identified a novel strain of *Pseudomonas plecoglossicida* from soybean rhizosphere, that is capable of solubilizing 75.39 mgL^{-1} of P along with indole acetic acid up to 38.89 ppm [1]. Another similar study reported *Gordonia terrae* that can solubilize up to 299.3 mgL^{-1} of P in very salty conditions (1.5 M NaCl) [3]. Three factors significantly affect the P dynamics in the soil, (i) sorption and desorption, (ii) dissolution and precipitation and (iii) organic and inorganic P conversion. Mineralization, solubilization, and immobilization are major phenomena that regulate stored inorganic minerals in the soil. Phosphate dissolution by PSBs is brought about by three approaches: (i) secretion of organic acids, siderophores and protons (ii) extracellular enzymes; and (c) mineralization of the substrate.

2. Molecular basis of Phosphate solubilization:

The potential of enzymes to execute the required activity in the rhizosphere is critical for their efficiency in P acquisition by the plants. The PSBs generally opts two mechanisms:

2.1. Organic Phosphate solubilization: Organic P solubilization by PSBs is majorly governed by the secreted enzymes. These enzymes

are: (a) nonspecific phosphatases, that helps in dephosphorylation of phospho-ester or phosphor-anhydride bonds in the organic compound thereby releasing the organic form of P. (b) Phosphonate hydrolases/ Phosphonatases and C-P Lyases, enzymes that accomplishes C-P cleavage in organo-phosphonates compounds in the soil and (c) Phytases that releases P by acting on phytic acid.

(a) Nonspecific acid phosphatases (phosphohydrolases): Bacterial nonspecific acid phosphatases (NSAPs) have three classes A, B and C and they function as phospho-ester scavengers to release inorganic P from nucleotides and sugar phosphates thereby providing vital nutrients to bacterial cells. Insertion of genes encoding NSAPs (*NapA*, *acpA*, *NapA* etc.) in bacterial chromosomes is advantageous for stability and ecological safety as it also avoids horizontal transfer of the genes among other soil bacteria.

(b) Phosphonate hydrolases or Phosphonatases: Phosphonate hydrolases are also commonly known as phosphonatases. The substrate of the phosphonatases usually bear an electron-withdrawing β -carbonyl group that enables delocalization of the bond for heterolytic cleavage of the C-P bond. The phosphonate substrates hydrolyzed by this group of enzymes include phosphonopyruvate (PnPy), phosphonoacetate (PAA) and phosphonoacetaldehyde (Pald).

Table 1 – P solubilizing bacteria and enzymes produced by them [4]

Bacteria	Enzymes
<i>Bacillus licheniformis</i>	D-a-glycerophosphatase
<i>Bacillus subtilis</i>	Phytase
<i>Enterobacter aerogenes</i>	Acid phosphatase
<i>Klebsiella aerogenes</i>	C-P lyase
<i>Pseudomonas fluorescens</i>	Acid phosphatase, phosphonoacetate hydrolase
<i>Pseudomonas putida</i>	Phytase
<i>Serratia marcescens</i>	Acid phosphatase

(c) Phytases: Phytases belong to a sub-family of the high-molecular-weight histidine acid phosphatases enzyme family.

Phytases are naturally present in plants and several bacteria as well as fungi. It hydrolyses the P- monoester bond of phytic acid (inositol hexakisphosphate (IP6) or inositol polyphosphate). This catalytic reaction produces *myo*-inositol pentakis-, tetrakis-, tris-, bis-, and monophosphates, and releases inorganic phosphate (Pi). It improves the uptake of inositol phosphate by plants. The enzyme phytases have significant scope for the development of genetically engineered PGPB.

2.2. Inorganic Phosphate solubilization:

Inorganic P solubilization is brought about by the action of organic acids produced by the PSBs (Table 2). Compounds such as di- and tri- calcium phosphate (CaHPO_4) and $[(\text{Ca}_3\text{PO}_4)_2]$ respectively, phosphate hydroxyapatite $[\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{OH})]$, and also rock phosphate are common insoluble Pi present in the soil. Bacterial genera such as *Achromobacter*, *Agrobacterium*, *Bacillus*, *Burkholderi*, *Enterobacter*, *Erwinia*, *Flavobacterium*, *Micrococcus*, *Pseudomonas*, and *Rhizobium* have numerous species that have the potential of Pi solubilization. The organic acids produced by PBS can solubilize the insoluble P by (a) reducing the pH of the microenvironment (b) increasing the chelation cations bonded to P, (c) helping the P for adsorption sites on the soil by competing with other groups, and (d) making soluble complexes with those metal ions (Ca, Al, Fe) bonded with insoluble Pi and hence releasing the P.

Several genes that are helpful in mineral P solubilization (MPS) have been identified in past many years. These genes code for the synthesis of organic acids that lowers the pH and create an acidic environment in soil that enables the dissolution of mineral P. Gluconic acid (GA) plays a major role in MPS among gram-negative *Erwinia herbicola* and its biosynthesis is done by glucose dehydrogenase (GDH) and the co-factor, pyrroloquinoline quinone (PQQ). The PQQ biosynthesis is done by a particular PQQ operon that includes *pqq* genes (*pqqA*–*F*). Another gene *gabY* responsible for the biosynthesis of GA has been identified in *Pseudomonas cepacia*. The gene (*mps* genes) encoding MPS isolated from *Ranella aquatilis* exhibited much improved GA production and dissolution of hydroxyapatite.

Gene encoding alkaline phosphatase (*phoA* gene) from the *E. Coli* has a regulatory element of Pi transport operon along a sensor-activator operon. The genes is regulated by Pi and activated by PhoB that making a *Pho* regulon. Another regulatory system of *apo* gene that encodes acidic phosphatase have been reported in *Pseudomonas fluorescens* MF3 and *apy* gene that encodes apyrase or ATP diphosphohydrolase is reported in *Shigella flexneri*.

Table 2 – Organic acids produced by Phosphate solubilizing bacteria [2]

Bacteria	Organic acids
<i>Bacillus subtilis</i> and <i>Bacillus megaterium</i>	Lactic acid and malic acid
<i>Arthrobacter</i> sp. (CC-BC03)	Citric acid and lactic acid
<i>Escherichia freundii</i>	Lactic acid
<i>Enterobacter</i> sp. Fs-11	Gluconic acid and malic acid
<i>Pseudomonas fluorescens</i>	Citric acid, gluconic acid, malic acid, and tartaric acid
<i>Pseudomonas trivialis</i> (BIHB 769)	Formic acid, gluconic acid, 2-ketoglutaric acid, lactic acid, malic acid and succinic acid
<i>Pseudomonas striata</i>	Fumaric acid, glyoxylic acid, tartaric acid, succinic acid, α -keto-butyric acid and malic acid

3. Conclusion and Future Prospect

Soil has plenty of insoluble P present that are not utilized to its maximum potential. The farmers have to rely on synthetic P fertilizers. Soil microbes like PSBs are capable of unlocking the P from the soil and make available for the plants. Promoting the PSBs as biofertilizers is a preliminary step in availing the insoluble P for the plants. However, improving the potential of PSBs by employing genetic engineering, integrating with nano-fertilizers, and developing efficient and cost-effective formulations for agricultural application could be truly helpful in harnessing the potential of PSBs as well as supporting sustainable agriculture.

4. Acknowledgement:

The research was financially supported by the project of the Ministry of Science and Higher Education of the Russian Federation on the Young Scientist Laboratory within the framework of the Interregional Scientific and Educational Center of the South of Russia (no. LabNOTs-21-01AB, FENW-2021-0014).

References

1. Astriani, M.; ZUBAIDAH, S.; ABADI, A.L.; SUARSINI, E. *Pseudomonas plecoglossicida* as a novel bacterium for phosphate solubilizing and indole-3-acetic acid-producing from soybean rhizospheric soils of East Java, Indonesia. *Biodiversitas J. Biol. Divers.* 2020, 21.
2. Billah, M.; Khan, M.; Bano, A.; Hassan, T.U.; Munir, A.; Gurmani, A.R. Phosphorus and phosphate solubilizing bacteria: Keys for sustainable agriculture. *Geomicrobiol. J.* 2019, 36, 904–916.
3. Jiang, H.; Wang, T.; Chi, X.; Wang, M.; Chen, N.; Chen, M.; Pan, L.; Qi, P. Isolation and characterization of halotolerant phosphate solubilizing bacteria naturally colonizing the peanut rhizosphere in salt-affected soil. *Geomicrobiol. J.* 2020, 37, 110–118.
4. Kalayu, G. Phosphate solubilizing microorganisms: promising approach as biofertilizers. *Int. J. Agron.* 2019, 2019.
5. Khan, M.D.; Zaidi, A.; Ahmad, E. Mechanism of phosphate solubilization and physiological functions of phosphate-solubilizing microorganisms. In *Phosphate solubilizing microorganisms*; Springer, 2014; pp. 31–62.

ENDOPHYTIC FUNGI (*COLLETOTRICHUM* SPP.) MEDIATED SYNTHESIS OF COPPER NANOPARTICLES (CuNPs) AND THEIR APPLICATION IN SOIL HEALTH AND PROTECTION

**Sudhir S. Shende¹, Aniket K. Gade²,
Tatiana M. Minkina¹, Mahendra Rai³, Vishnu D. Rajput¹,
Svetlana N. Sushkova¹, Saglara S. Mandzhieva¹**

¹ Southern Federal University, Rostov-on-Don, Russian Federation

² Sant Gadge Baba Amravati University, Amravati (MS), India

³ Nicolaus Copernicus University, Torun, Poland

sudhirsshende13884@gmail.com, shende@sfsedu.ru

Introduction

Agriculture is a backbone of global economy and the majority of the world population relies on it for their livelihood. In 21st century, the soil health and protection becoming a very crucial issue in the environment; as the major agricultural production is reduced because of the soil infertility and nutrient deficiencies. Most importantly, the application of chemical fertilizers is one of the root causes for this. The nanoparticles (NPs) application in the agricultural soil remediation becoming a ray of hope i.e. Nanoremediation could be an alternative strategy to improve the soil health. Since the last decades, nanotechnology has revolutionized the modern agrotechnologies, which could lead to the commercialization of nano-based products, like nano-pesticides [2], nano-fungicides [4], nano-fertilizers [8], etc. Copper (Cu) NPs have an enormous importance in the different fields like agriculture, ecological, biomedical, and environmental applications because of its antimicrobial and nutrient potential. Most recently, copper nanoparticles (CuNPs) have received much attention owing to its bactericidal and fungicidal properties and nutrient potential [1, 3]. In plants Cu serves as an essential micronutrient as it involved in various metabolic processes such as photosynthesis and disease and pest management. Green synthesis of CuNPs using biological sources as reducing agent is therefore extensively implemented as it is economic, easy availability, and absence of toxic chemical agents and less toxic having ease of synthesis which is environment-friendly [5].

Considering the above issues related with the loss of soil fertility, health and productivity, there is an urgent need to develop a novel, eco-friendly fertilizer, so in the present study we have synthesize CuNPs using endophytic fungi (*Colletotrichum spp.*) filtrate and evaluated its growth promoting effect on the crop pigeon pea (*Cajanus cajan* L.) during the pot experiment.

Synthesis and Characterization of Copper Nanoparticles (CuNPs)

The fungal filtrate of endophytic fungi *Colletotrichum spp.* isolated from *Tinospora cordipholia* L. (Gulvel) leaf was obtained at RT after

the incubation and prominent growth on PDA plate. The known volume of $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ solution (100 mM) was added to the fungal filtrate. The solution was mixed thoroughly in an aluminum (Al) vessel, and kept on the flame at 60-100°C for 15-20 min or till the color change observed in the precursor solution. The myco-synthesized NPs were deposited on the inner wall of Al vessel. Then these NPs were characterized by UV-Vis spectrophotometer, X-ray Diffraction (XRD) technique, Nanoparticles Tracking and Analysis (NTA) by Nanosight LM 20, Zeta potential measurement, Fourier transform infrared (FTIR) spectroscopy, and Transmission Electron Micrograph (TEM) and Selected Area Electron Diffraction (SAED) pattern analysis for the confirmation of copper. The comparative effect of bulk metal and CuNPs was studied on in the pot experiment in the laboratory on the crop pigeon pea (*Cajanus cajan* L.) showed the growth promoting effect on the plants.

Results and Discussion

The myco-synthesis of CuNPs using endophytic fungi (*Colletotrichum spp.*) filtrate was found to be cost-effective, environmentally-friendly, and rapid. The change in colour of precursor solution from blue to pale yellow or colorless and the deposition of reddish/brown precipitation on the inner wall of Al vessel indicates the formation of CuNPs (Inset Figs. 1a (A-B)).

The previous studies have reported that the change in colour of the filtrate was due to the excitation of Surface Plasmon Resonance (SPR) vibration of CuNPs, which confirmed the reduction of copper ions. The UV-Vis absorption spectral studies were carried out which confirm the formation of CuNPs by recording the absorption peak equivalent to the SPR was found at 599.35 nm broad and asymmetric peak with red shift (Fig. 1a). The UV-Vis spectral absorption data confirmed myco-synthesis of well dispersed CuNPs [6]. The CuNPs were then characterized by FTIR analysis to confirm the presence of biomolecules as capping agent on the NPs, which are supposed to play an important role in its stabilization [6]. The XRD pattern showed the miller indices correspond to the FCC structure of crystalline copper confirms the CuNPs synthesis (Fig. 1b).

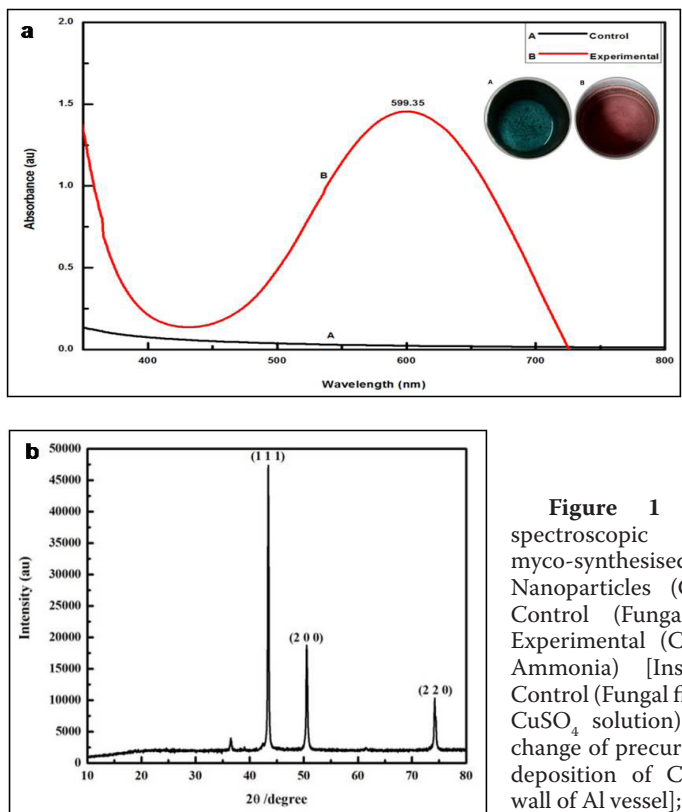


Figure 1 – UV-Visible spectroscopic analysis for myco-synthesised Copper Nanoparticles (CuNPs) **a)** (A) Control (Fungal filtrate); (B) Experimental (CuNPs + Liquid Ammonia) [Inset Fig.1a (A) Control (Fungal filtrate + 100 mM CuSO₄ solution); 1a (B) colour change of precursor solution and deposition of CuNPs on inner wall of Al vessel]; **b)** XRD analysis

The NTA analysis of CuNPs was carried out by Nanosight LM20 which demonstrates the mean size of 33 nm with the concentration of 2.18×10^{11} particles/mL (Figs. 2 a and b). The zeta potential of myco-synthesised CuNPs was also measured to understand their stability, was found to be -23.2 mV (Fig. 2c). It was proposed that the greater the zeta potential, the greater the stability of NPs in the colloidal state [7]. Fig. 2d provides evidence that the CuNPs sample and the shifting of bands occurred when compared to their respective control. In fact, the shifting of bands mainly occurs because of the stretch vibration in various functional groups present in the fungal biomolecules of filtrate like O-H stretching of alcohol and phenols, $\text{-C}\equiv\text{C-}$ stretch of

alkynes and alkenes, C-N stretch of aliphatic amines, $\text{-C}\equiv\text{C-H:C-H}$ bend of alkynes with the corresponding wave numbers $3269\text{--}3270\text{ cm}^{-1}$, $2116\text{--}2124\text{ cm}^{-1}$, 1640 cm^{-1} , 1104 cm^{-1} , and $616\text{--}635\text{ cm}^{-1}$ respectively. Furthermore, the TEM and SAED analysis of CuNPs was done to find out the size and topology, demonstrated that the myco-synthesised CuNPs are polydisperse and spherical in shape. They were found in the range of 20–30 nm with an average size of 24 nm (Fig. 2e).

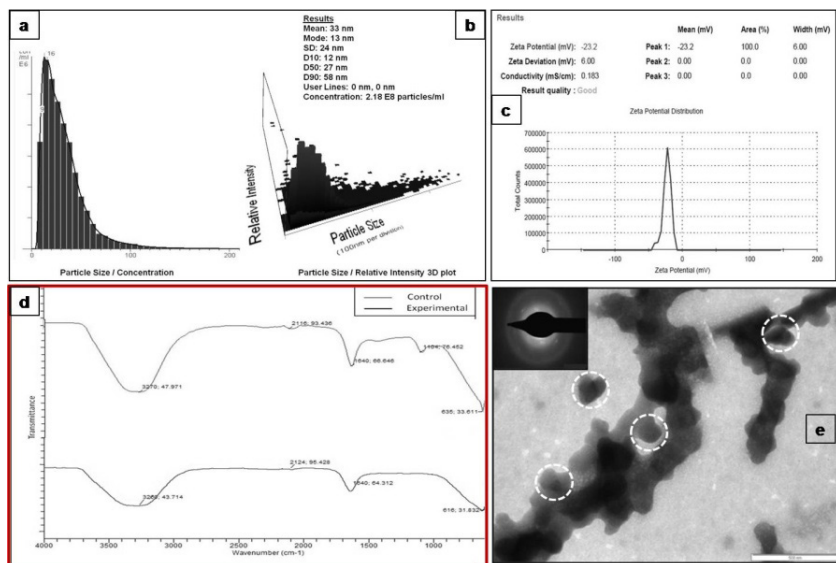


Figure 2 – Characterization of myco-synthesized Copper Nanoparticles (CuNPs) where, (a) NTA Particle size distribution, (b) NTA 3D plot of Particle size/relative intensity, (c) Zeta potential measurement (d) FTIR spectral analysis, (e) TEM micrograph and SAED pattern (scale bar 50 nm),

Figures 3 A and B it is evident that the rate of plant growth in pigeon pea (*Cajanus cajan* L.) was determined from their shoot and root length, were maximum for CuNPs treatment, followed by bulk copper i.e. $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, as compared to the control that had the lowest growth rate. In particular, the CuNPs treated plant showed 54.93% increase in shoot length and 62.16% increase in root length, while the plants treated with Bulk copper showed 44.01% increase

in shoot length and 24.32% increase in root length with respect to the control without any treatment. The results of present study corroborates with the results obtained in another study by Shende et al. [7].

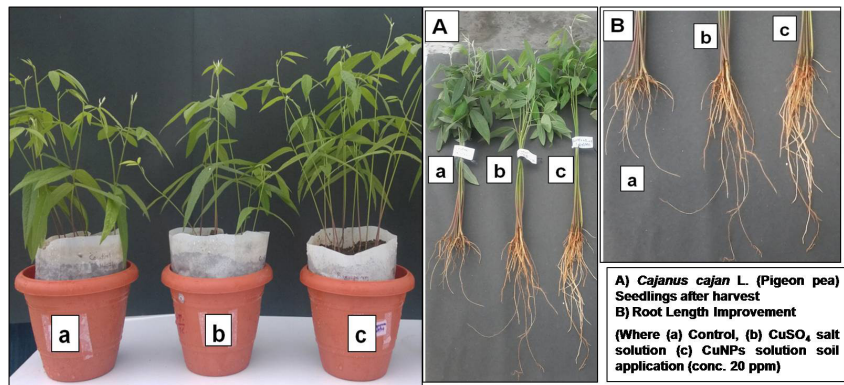


Figure 3 – Comparative plant growth promoting activity of myco-synthesised Copper Nanoparticles (CuNPs) in pigeon pea (*Cajanus cajan* L.) A) Cultivated and harvested seedlings (pot experiment), B) Root length comparison, [where (a) Control, (b) Bulk copper (CuSO_4 salt solution), (c) CuNPs soil application (20 ppm)]

Conclusions

It can be concluded that the fungal filtrate of endophytic fungi *Colletotrichum spp.* isolated from *T. cordipholia* L. (Gulvel) has the capability to synthesize the CuNPs in very easy, cost-effective, rapid, eco-friendly, and greener way. These myco-synthesised CuNPs was found to demonstrate the plant growth promoting effect in pigeon pea (*C. cajan* L.) than that of bulk copper. The growth enhancement in the crop plant leads to the development of nano-based fertilizer for the sustainable agriculture. This is a novel approach open up the door in the field of soil science to enhance the soil health and its protection using the small amount of NPs in place of use of larger quantity of toxic chemicals or the bulk formulations for the fertilizer application.

Acknowledgment

The study was carried out in the laboratory «Soil Health» of the Southern Federal University with the financial support of the Ministry of Science and Higher Education of the Russian Federation, Agreement No. 075-15-2022-1122.

References

1. Ingle A. P. et al. 2014. Bioactivity, mechanism of action, and cytotoxicity of copper-based nanoparticles: A review. *Appl Microbiol Biotechnol.* 98, 1000-1009.
2. Jahagirdar A.S. et al. 2020. Bioinspired synthesis of copper nanoparticles and its efficacy on seed viability and seedling growth in mungbean (*Vigna radiata* L.). *Curr Nanosci.* 16(2), 246-252.
3. Kanhed P. et al. 2014. In vitro antifungal efficacy of copper nanoparticles against selected crop pathogenic fungi. *Mater Lett.* 115, 13-17.
4. Prasad R. et al. 2017. Nanotechnology in sustainable agriculture: Recent developments, challenges, and perspectives. *Front Microbiol.* 8, 10-14.
5. Protima R. et al. A Review on the green synthesis of Silver Nanoparticles and their morphologies studied via TEM. *Adv Mater Sci Engine.* 2015. DOI:10.1155/2015/682749.
6. Shende S. et al. 2015. Green synthesis of copper nanoparticles by *Citrus medica* Linn. (Idilimbu) juice and its antimicrobial activity. *World J Microbiol Biotechnol.* 31 (6), 865-873. DOI: 10.1007/s11274-015-1
7. Shende S. et al. 2017. Biogenic copper nanoparticles promote the growth of pigeon pea (*Cajanus cajan* L.). *IET Nanobiotechnol.* 11(7), 773-781. DOI: 10.1049/iet-nbt.2016.0179.
8. Xu C. et al. 2015. Distinctive effects of TiO_2 and CuO nanoparticles on soil

НАУЧНЫЕ ОСНОВЫ БИОРЕМЕДИАЦИИ ПОЧВ, ЗАГРЯЗНЕННЫХ ПЕСТИЦИДАМИ, САРДОВИНСКОГО РАЙОНА

**З. Р. Ахмедова, М. А. Яхяева, Т. Э. Шонахунов,
Т. С. Хусанов, З. Т. Хамраева, А. А. Ибрагимов,
Ш. И. Жумаёров**

Институт микробиологии АН РУз, г. Ташкент, Узбекистан
*akhmedovazr@mail.ru, yakhyayeva_munavvar@mail.ru,
brus_li89@mail.ru, ziyda.khamrayeva@mail.ru*

В последние годы в связи с антропогенными факторами отмечаются случаи загрязнения сельскохозяйственных угодий различными вредными веществами. В особенности, «монокультура хлопка», чрезмерное применение многих ядохимикатов, дефолиантов и даже минеральных удобрений с целью получения высокого урожая, привели к радикальному изменению состояния почвы, достигнув уровня «мертвого состояния».

Поэтому количество и качество микроорганизмов в почве резко снизилось, накапливались излишки неорганических, органических и химических веществ. Среди них одним из самых негативных факторов является наличие пестицидов, тяжелых металлов и других веществ.

Остаточные количества пестицидов, тяжелых металлов и их солей в несколько раз превышают нормативные показатели. В сельском хозяйстве пестициды по-прежнему представляют собой ядохимикаты – химические вещества, дефолианты, десиканты, гербициды, инсектициды, применяемые для борьбы с вредителями и болезнями растений, сорняками, а также древесиной, изделиями из хлопкового волокна, шерсти, кожными вредителями и опасными возбудителями болезней домашних животных.

Они проникают в клетки живых организмов и изменяют их физические, химические и биохимические свойства. Вступая в химическую реакцию с белком и другими веществами клетки, он осаждает их, т. е. вызывает коагуляцию, ослабляет активность ферментов, вследствие нарушения процесса обмена веществ вызывает коллапс клетки, а в конечном итоге приводит к гибели [6].

Почва является основным объектом загрязнения окружающей среды, наличие остатков пестицидов в почве приводит к их накоплению в растениях. Также пестициды влияют на численность микроорганизмов в почве. Микроорганизмы устраняют основной вред пестицидов в почве, подвергаются деградации за счет своего ферментативного аппарата, видового разнообразия, позволяют частично или полностью использовать химические средства защиты растений.

Исследования последних лет показывают, что многие пестициды оказывают неоднозначное, часто негативное воздействие на почвенную биоту. Применение пестицидов может реконструировать экологическую обстановку в почве, изменить ее микробиоценоз, вызвать гибель некоторых групп микроорганизмов и сделать часть из них склонными к синтезу фитотоксических веществ, одновременно усиливая негативное воздействие почвы на растения и окружающей среды [1].

Многократное применение пестицидов приводит к изменению микробиологического баланса в почве и даже к исчезновению некоторых видов микроорганизмов. Следует отметить, что разная чувствительность некоторых видов и штаммов микроорганизмов определяет изменения в общей структуре почвенной ассоциации [3].

В результате происходит значительное снижение продуктивности сельскохозяйственных растений на загрязненных почвах, что требует проведения специальных агротехнических мероприятий и применения дополнительных минеральных удобрений [4].

Оценка роли микроорганизмов в поддержании и восстановлении плодородия почв, а также воздействия на них антропогенных факторов является важнейшей частью природоохранных мероприятий [8].

Незначительное количество пестицидов могут быть расщеплены некоторыми видами микроорганизмов. Так, например, микроорганизмы, употребляющие аллиловый спирт, входят *Nocardia sorallina*, *Azotobacter*, *Trichoderma vulgare* и др. Некоторые виды *Nocardia* используют в качестве источника углерода 4-феноксимасляную кислоту и 3,4-дихлорфеноксимасляную кислоту [5].

Во многих литературных исследованиях показано, что почвенные микроорганизмы подвергают пестициды микробиологической деградации [2]. На интенсивность микробиологической деградации пестицидов помимо биотических факторов, оказывают влияние абиотические факторы, среди которых pH среды, температура, влажность и характер адсорбции [7].

В ходе научного исследования, проведенного в лаборатории «Природоохранных биотехнологий» Института микробиологии УзРФА, было изучено микробиологическое состояние проб почвы с пестицидами, взятых с сельскохозяйственных угодий и полей вокруг складов, где хранились некоторые пестициды, в Сардобинском районе Сырдарьинской области. Изучали физические и химические свойства почвы, разнообразие пестицидов присутствующих в почве. Были проведены научные исследования спектра разнообразия и роли микроорганизмов в их разложении.

Агрохимический анализ почвы аэродрома Акалтинского района Сырдарьинской области и прилегающей к нему территории до 500 м и далее показал, что взятые пробы почвы сильно засолены, загрязнены ядовитыми солями, а в связи с низким содержанием гумуса, высокое содержание минеральных элементов и тяжелых металлов, показало, что оно непригодно для выращивания сельскохозяйственных культур. Отмечено, что микробиологический пейзаж почвы аэродрома существенно отличается от микробиологического пейзажа соседних территорий. При этом изучались показатели сезонных изменений численности микроорганизмов в почве. Отмечено, что количество почвенных микроорганизмов бактерий, грибов и актиномицетов увеличивается весной и осенью, а летом их количество уменьшается. По результатам исследований их количества по классификации количество бактерий в почве высокое, грибов низкое, а актиномицетов немного больше, чем грибов,.

В районе расположения бывшего склада пестицидов установлено наличие небольшого количества микроорганизмов, относящихся к бактериям, актиномицетам и грибам, и выделено из образцов почв 20 видов доминантных культур (бактерий, грибов, актиномицетов) устойчивых к данным условиям, и они были идентифицированы до рода и вида. При этом были выделены 3 представителя из рода *Bacillus*, 4 представителя из рода *Arthrobacter*, 3 представителя из рода *Pseudomonas* и по одному представителю из родов *Streptomyces*, *Lactobacillus*, *Saccharomyces*, *Staphylococcus*, *Kocuria*, *Citrobacter*, *Klebsiella*,

Pediococcus, Acinetobacter, Providencia. Среди изолятов, выделенных методом МАС-спектроскопии, важно изучить микроорганизмы, распространенные в пестицидных почвах этого региона. Среди выделенных культур определены хитиногидролизующая и антибиотическая активность в отношении распространенных фитопатогенов.

Обнаружены зоны гидролиза хитина изолятов актиномицетов, разлагающих хитин на минеральных твердых средах Чапека, содержащих хитин. Известно, что наружные панцири насекомых состоят из хитина, и против них применяют инсектициды. Имеются возможности использования хитиндеградирующих штаммов для обеспечения деградации этих используемых препаратов в почве.

В отобранных образцах почв наблюдались ионы тяжелых металлов и солей, это превышало ПДК в несколько раз. Образцы почв из бывшего аэродрома Мирзаабдского района оказались более загрязненным чем образцы Акалтинского района. Установлено что образцы почв Мирзаабдского района входят по составу сульфатному типу с щелочными свойствами из за высокого содержания токсичных солей. Выяснилось, что 50 га этой площади уже 20 лет не используются из-за сильного загрязнения. Изучена устойчивость микроорганизмов, выделенных из этих почв, к фенолу и 2,4-динитрофенолу.

Таблица 1 – Устойчивость почвенных микроорганизмов, выделенных на фенольных питательных средах

№	Изоляты	50 мг/л	100 мг/л	150 мг/л	200 мг/л	250 мг/л
	<i>Kocuria rosea</i>	+	-	-	-	-
	<i>Streptomyces sp.</i>	+	+	+	-	-
	<i>Staphylococcus sp.</i>	+	+	+	-	-
	<i>Klebsiella pneumoniae</i>	-	-	-	-	-
	<i>Saccharomyces cerevisiae</i>	+	-	-	-	-
	<i>Lactobacillus plantarum</i>	+	+	-	-	-
	<i>Pediococcus pentosaceus</i>	-	-	-	-	-
	<i>Arthrobacter crystallopoietes</i>	+	+	-	-	-
	<i>Arthrobacter russiae</i>	+	+	+	+	-
	<i>Citrobacter braakii</i>	-	-	-	-	-

	<i>Arthrobacter crystallopoietes</i>	+	-	-	-	-
	<i>Acinetobacter pittii</i>	+	+	-	-	-
	<i>Bacillus cereus</i>	+	+	+	+	-
	<i>Pseudarthrobacteroxydans</i>	-	-	-	-	-
	<i>Arthrobacter spp.</i>	+	-	-	-	-
	<i>Bacillus cereus</i>	+	+	+	-	-
	<i>Pseudomonas xanthomarina</i>	+	-	-	-	-
	<i>Providencia rettgeri</i>	-	-	-	-	-
	<i>Pseudarthrobacterscleromae</i>	+	+	-	-	-
	<i>Bacillus anthracis</i> Wirt 01	+	+	+	+	-

В таблице 1 показана устойчивость роста ассоциации микроорганизмов, выделенных с участков загрязнённых пестицидами почв, на фенолсодержащей пищевой среде. Где наблюдался хороший рост штаммов *Streptomyces sp.*, *Staphylococcus sp.*, *Arthrobacter rossia*, *Bacillus cereus*, *Bacillus anthracis* Wirt 01.

Бактерии более активны в разложении растворимых пестицидов, в то время как микроскопические грибы более активны в разложении малорастворимых пестицидов. Срок разрушения пестицидов микроорганизмами может колебаться от нескольких дней до нескольких месяцев, а иногда и до десятков лет, в зависимости от химического состава вещества, видов микроорганизмов, свойств почвы (температура, аэрация и др.).

Можно сделать вывод, что целью выделения и изучения вышеназванных штаммов является создание на их основе биопрепаратов, усиление деградации пестицидов в почве, улучшение состояния почвы для роста и развития растений и разработать меры по расширению посевных площадей.

Литература

1. Бахранов Г. М. «Загрязнение почв тяжелыми металлами и влияние на окружающую среду» журнал «Науки о Земле и смешанные экологические науки» Академические исследования в области педагогических наук 2021.
2. Дегтярева Я. А., Япаров И. А., Давлешина А. Д., Мотина Т. Ю., Зарипова С. К. Оценка влияния пестицидов различного назначения по отношению к консорциуму микроорганизмов-деструкторов // Журнал «Экологические биотехнологии» Владимирский земледелец 2019.

3. Евдакова М. В. Воздействие пестицидов на микрофлору почвы // Экологические биотехнологии. 2018.
4. Прищепа И. А. Влияние минеральных удобрений на эффективность пестицидов и ретарданов, применяемых на посевах зерновых колосовых культур // Вестник защиты растений. 2000.
5. Рыбкина и др. Каталитические, сорбционные, микробиологические и интегративные методы защиты и оздоровления окружающей среды. Новосибирское издательство сибирского отделения российской академии наук, 2013.
6. Умаров Н. Н. Шукуров Т. Абдуллаев С. Ф. Влияние пестицидов на содержание тяжелых металлов и молекулярную динамику растительных природных соединений // Химические науки. Экосистемы. 2020.
7. Хмелевская М. С., Ахрамович Т. И., Игнатовец О. С., Леонтьев В. Н., Феськова Е. В. Естественные пути деградации пестицидов на основе 2,4-дихлорфеноксипикриновой кислоты // «Экологические биотехнологии». Труды БГТУ. Серия 2: Химическая технология, биотехнология, геоэкология. 2016.
8. Шоби С. А., Яковлева А. С., Рыбальский Н. Г. Экологическое нормирование и управление качеством почв и земель. М., 2013.

ИЗМЕНЕНИЕ СОДЕРЖАНИЯ ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА В ЛУГОВО-ЧЕРНОЗЕМНОЙ ПОЧВЕ АГРОЦЕНОЗА

Н. Ф. Балабанова

ФГБНУ «Омский АНЦ», г. Омск, Россия
natascha.balabanowa@mail.ru

Органическое вещество почвы является одним из важных условий стабильности агроэкосистем, так как оно формирует и поддерживает основные режимы, свойства и функции почвы, определяющие ее плодородие. Исследованиями авторов [1–4] по изучению гумусного режима почвы установлено, что интенсивное использование пашни, низкий уровень применения органических и минеральных удобрений, сокращение площадей возделывания многолетних бобовых трав приводит к уменьшению содержания органического вещества в почве.

В земледелии особое внимание уделяется механической подготовке почвы, обеспечивающей оптимальные условия роста и

развития растений. Выбор приема обработки почвы зависит от используемого агрегата, почвенно-климатических условий, особенностей возделывания культуры и других критериев. Известно, что традиционная система обработки почвы в результате регулярного глубокого рыхления с оборотом пласта усиливает процессы минерализации, приводит к быстрому разрушению гумуса, ухудшению агрофизических свойств почвы [6]. Ежегодные минимальные мульчирующие обработки сопровождаются некоторым уплотнением нижних слоев почвы, снижением активности микроорганизмов, что замедляет процессы разложения гумуса [6]. Однако при этом наблюдается дифференциация пахотного слоя по плодородию, ухудшение фитосанитарной обстановки и снижение качества заделки растительных остатков и удобрений.

В настоящее время приоритетное значение имеет оценка влияния не приема обработки на почву и растения, а система обработок в севообороте, основанных прежде всего на минимизации механического воздействия на почву путем уменьшения глубины и частоты обработок, ресурсо- и энергосбережении [5].

В связи с этим, исследование процесса трансформации показателей плодородия лугово-черноземной почвы в условиях длительного, систематического применения систем обработки в севообороте является актуальным.

Полевой опыт заложен на основе 4-польного плодосменного севооборота с чередованием культур: рапс яровой (с 2020 г. – лен) – ячмень – соя – пшеница яровая. Схема опыта представлена в таблице 1. Период действия изучаемых систем обработки почвы к началу наших наблюдений составил 34 года.

Обработка полей проводилась ежегодно после уборки культур, согласно схеме опыта. Варианты заложены на фоне без применения минеральных удобрений и средств защиты растений. Закрытие влаги весной – зубовыми боровами ЗБСС-1,0 в два следа, за исключением варианта без обработки почвы. Посев произведен в оптимальные сроки комплексом «Быстрица» (С6-ПМ1) с анкерным сошником. В опыте высевались следующие сорта сельскохозяйственных культур: яровая пшеница – Омская 36, соя – Сибирячка, ячмень – Саша (селекции ФГБНУ Омского

Таблица 1 – Система обработки почвы в плодосменном севообороте

Система обработки	Культуры			
	Рапс	Ячмень	Соя	Яровая пшеница
Отвальная	Вспашка [*]	Вспашка	Вспашка	Вспашка
	Без обработки ^{***}	Плоскорезная ^{**} обработка	Вспашка	Плоскорезная обработка
Плоскорезная	Без обработки	Плоскорезная обработка	Плоскорезная обработка	Плоскорезная обработка

Примечание. ^{*} Вспашка на глубину 20–22 см, ^{**} плоскорезная обработка на глубину 10–12 см, ^{***} без осенней и весенней обработки.

АНЦ»), яровой рапс – Юбилейный (с 2020 г. лен – Северный – селекции ФГБНУ ФНЦ ВНИИМК). Размещение вариантов систематическое, площадь делянки 308 м² (14х22). Учет урожая проводили комбайном Сампо-130. Урожайность приведена к 14 % влажности и 100 % чистоте. Повторность в опыте – четырехкратная.

Отбор почвенных проб проводился перед посевом культур севооборота. Определение общего углерода – по Тюрину в модификации Никитина.

Статистическая обработка результатов исследований проведена методом дисперсионного анализа.

Исследованиями установлено, что за длительный период (34 года) использования в пашне содержание гумуса в почве на фоне отвальной системы существенно не изменилось – 6,59 % (табл. 2). Оптимальный подбор культур в севообороте (включение бобовой культуры), измельчение соломы при уборке и оставление ее на поле, соблюдение зональной агротехнологии позволило выйти на уравновешенный баланс гумуса в почве.

Таблица 2 – Влияние системы основной обработки почвы на содержание гумуса в почве, % (среднее за 2018-2020 гг.)

Система обработки	Слой почвы		
	0-10 см	10-20 см	0-20 см
Отвальная	6,56	6,62	6,59
Комбинированная	6,93	6,85	6,89
Плоскорезная	7,09	7,04	7,07
<i>НСР</i> _{05 система обработки почвы – 0,11;} <i>НСР</i> _{05 слой почвы – 0,09;} <i>НСР</i> _{05частных средних – 0,15}			

Примечание. Исходное содержание гумуса в почве (слой 0–20 см) – 6,60 %.

Обработка почвы по системе плоскорезной и комбинированной позволила увеличить содержание гумуса на 0,30 и 0,48%, подтверждая консервирующую роль ресурсосберегающих обработок почвы.

Анализируя данные содержания гумуса послойно, отмечаем в варианте с отвальной системой обработки почвы положительную тенденцию (+0,06 %) увеличения содержания гумуса в слое 10–20 см в сравнении с 0–10 см, что очевидно связано с механическим их перемешиванием. В вариантах комбинированной и плоскорезной обработок почвы, напротив, наблюдается тенденция снижения. Оценивая содержание гумуса в слое 0–10 см в зависимости от влияния глубины обработки почвы, отмечаем увеличение его на 0,37 и 0,53 % в сравнении со вспашкой. При безотвальной обработке почвы растительные остатки аккумулируются в верхней части пахотного слоя, что и объясняет увеличение содержания гумуса в слое почвы 0–10 см. Положительное влияние ресурсосберегающих систем обработок на гумусный режим почвы сохранилось и в слое 10–20 см. Однако интенсивность прироста содержания гумуса уступала слою 0–10 см.

В целом, в слое 0–20 см, содержание гумуса при комбинированной и плоскорезной обработках увеличилось на 0,30–0,48 % в сравнении со вспашкой, что обусловлено снижением интенсивности и глубины обработки почвы и созданием благоприятных условий для гумификации растительных остатков.

При сокращении интенсивности и глубины обработки почвы наблюдалось увеличение засоренности посевов и ухудшение азотного режима почвы, что отрицательно сказывалось на урожайности сельскохозяйственных культур. Уменьшение продуктивности севооборота при комбинированной и плоскорезной системах обработки составило 0,26 и 0,55 т/га зерновых единиц (10 и 25 %), соответственно, в сравнении с отвальной (2,78 т/га зерновых единиц).

Следует отметить, что снижение продуктивности культур севооборота обеспечило меньшее поступление в почву растительной биомассы, включающей в себя солому, поверхностные остатки и корни, однако усиление процесса минерализации при отвальной системе обработки сводит к минимуму данную разницу, приводя к уменьшению органического вещества в почве в сравнении с комбинированной и плоскорезной системами.

Таким образом, исследованиями, проведенными на лугово-черноземной почве в южной лесостепной зоне Западной Сибири, установлено, что наиболее оптимальным вариантом системы обработки почвы в плодосменном севообороте является комбинированная система, обеспечивающая прирост содержания органического вещества в почве и продуктивность севооборота на уровне 2,52 т/га зерновых единиц.

Литература

1. Балабанова Н. Ф., Воронкова Н. А., Дороненко В. Д., Волкова В. А., Цыганова Н. А. Содержание лабильного органического вещества в лугово-черноземной почве при длительном применении удобрений // Земледелие. 2020. № 2. С. 7–9.
2. Кирышин В. И., Ганжара Н. Ф., Кауричев И. С., Орлов Д. С., Титлянова А. А., Фокин А. Д. Концепция оптимизации режима органического вещества почв в агроландшафтах. М.: МСХА, 1993. 96 с.
3. Лыков А. М., Еськов А. И., Новиков М. Н. Органическое вещество пахотных почв Нечерноземья. М.: РАСХН–ВНИПТИОУ, 2004. 630 с.
4. Семенов В.М., Когут Б.М. Почвенное органическое вещество. М.: ГЕОС, 2015. 223 с.
5. Система адаптивного земледелия Омской области. монография / И. Ф. Храмов [и др.]; ФГБНУ Омский АНЦ. Омск, 2020. 522 с.
6. Холмов В. Г. Минимальная обработка почвы при возделывании зерновых в лесостепи Западной Сибири // Технологическая политика в современном земледелии: сб. матлов науч.-практ. конф. по общему земледелию (4 августа 2000 г.). Барнаул, 2000. С. 115–116.

МАГНИТО АКТИВИРОВАННЫЙ УГОЛЬ (МАУ) СТИМУЛИРУЕТ МИКРОБИОЛОГИЧЕСКУЮ АКТИВНОСТЬ ПОЧВЫ С АНТИБИОТИКОМ ЦИПРОФЛОКСАЦИНОМ

**А. Д. Батаков¹, А. А. Дзеранов²,
В. А. Терехова¹, К. А. Кыдралиева¹**

¹ МГУ имени М. В. Ломоносова, г. Москва, Россия

² Московский авиационный институт, г. Москва, Россия
letap.msu@gmail.com

В последние годы проблема распространения антибиотиков в природных средах вызывает большую тревогу. Это связано не только с ростом числа антибиотико-резистентных микроорганизмов и обусловленными этим проблемами при лечении болезней человека и животных [1, 2]. Принято считать, что антибиотики могут нарушать функционирование природных ценозов, нарушая трофические цепи в почвенных и водных средах. В этой связи актуальным представляется поиск сорбентов, нейтрализующих активность антибиотиков в почве.

Одним из широко используемых антибиотиков является ципрофлоксацин. Ципрофлоксацин (ЦИП) обладает высокой стабильностью как в почве, так и в воде, что приводит к повышенному содержанию устойчивых к антибиотику бактерий [3]. Его эффекты на биологические системы в почвенных средах недостаточно изучены.

Задачи данной работы заключались, во-первых, в исследовании влияния антибиотика ципрофлоксацина на микробиологическую активность почвы, которую оценивали по эмиссии диоксида углерода, во-вторых, в характеристике эффекта сорбента, представленного магнито активированным углем (МАУ). Функциональные отклики микробного сообщества оценивали по активности почвенного дыхания. МАУ добавляли в дозе 0,005 %.

Эксперименты проводили в лабораторных условиях факультета почвоведения МГУ имени М. В. Ломоносова Ципрофлок-

сацин (98%), производитель «Келун-Казфарм» (Казахстан) вносили в почву в виде порошка. Испытывали токсичность следующих концентраций антибиотика в почве – 300, 600, 1200 мг/кг.

Базальное дыхание почвы (БД) определяли по выделению диоксида углерода мкг CO_2 -С/г сухой почвы в час (ISO 16072:2002). Навески почвы (3г) помещали в стеклянные флаконы объемом 15 мл (в 3-кратной повторности), добавляли дистиллированную воду герметично закрывали и инкубировали при 22°C в течение 24 часов. Фиксировали время начала инкубации. Затем из флакона отбирали шприцом пробу воздуха (0.5 мл) и анализировали ее с помощью газового хроматографа. Фиксировали время отбора газовой пробы. Расчет осуществляли по формуле: БД (мкг С- CO_2 /г почвы • час) = $((\text{ppm CO}_2 \text{ конеч} - \text{ppm CO}_2 \text{ нач}) \cdot V_{\text{газ фазы флакона}} \times 12 \text{ мкг/моль} \cdot 60 \cdot 10) / (22,4 \text{ мкмоль/мкл} \cdot m_{\text{сухой навески}} (\text{г}) \cdot \Delta t (\text{мин})) / 10000$.

Субстрат-индуцированное дыхание (СИД) определяли аналогично базальному дыханию, но вместо дистиллированной воды добавляли 0.2 мл 10%-процентного раствора глюкозы и инкубировали в течение 3 часов. Расчет велся по формуле: СИД (мкг С- CO_2 /г почвы • час) = $((\text{ppm CO}_2 \text{ конеч} - \text{ppm CO}_2 \text{ нач}) \cdot V_{\text{газ фазы флакона}} \times 12 \text{ мкг/моль} \cdot 60 \cdot 10) / (22,4 \text{ мкмоль/мкл} \cdot m_{\text{сухой навески}} (\text{г}) \cdot \Delta t (\text{мин})) / 10000$. Скорость СИД выражали в мкг CO_2 -С/г сухой почвы в час.

Содержание углерода микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$) оценивали по СИД согласно Anderson and Domsch (1993) [4] с модификацией Ананьевой и др., (2008) [5]: $C_{\text{мик}} (\text{мкг/г почвы}) = \text{СИД} (\text{мкл CO}_2/\text{г почвы} \cdot \text{час}) \cdot 40,04 + 0,37$.

Удельное дыхание микробной биомассы ($q\text{CO}_2$) или микробный метаболический коэффициент, характеризующий экологический статус микробного сообщества почвы, рассчитывали из отношения $\text{БД}/C_{\text{мик}}$ и выражали в мкл CO_2 /мг $C_{\text{мик}}$ в час.

Оценка влияния ципрофлоксацина на микробиологическую активность почвы (базальное и субстрат-индуцированное дыхание)

Анализ микробиологической активности показал рост базального дыхания при концентрациях ципрофлоксацина 300 и

600 мг/кг, с 3,77 до 4,66 и 4,30 мкг $C-CO_2$ /г почвы • час, соответственно (рис. 1).

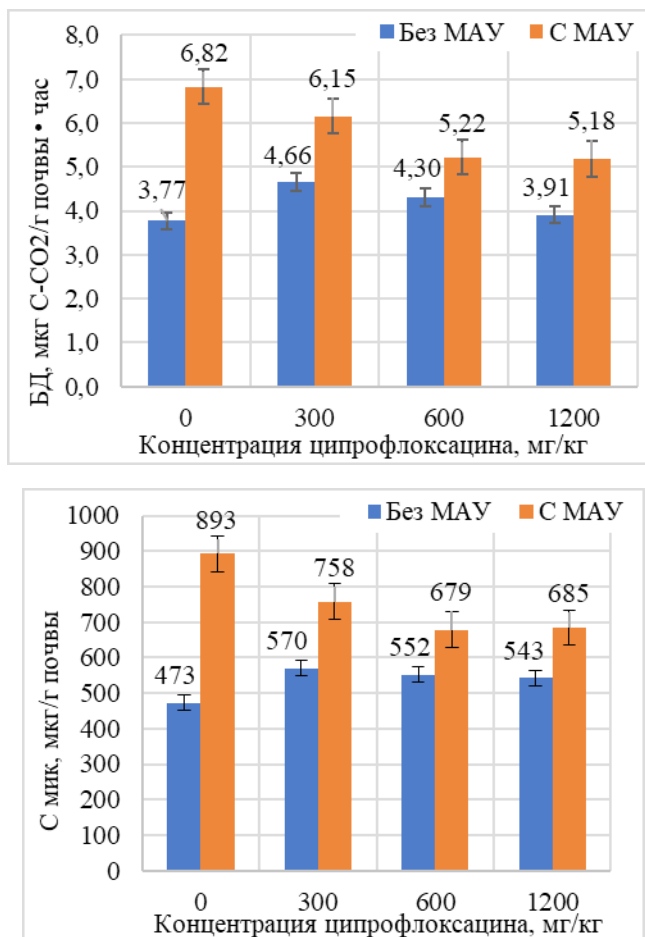


Рисунок 1 – Влияние ципрофлоксацина и МАУ на БД (а) и С мик (б) в почве

При этом биомасса микроорганизмов также увеличивалась с 473 до 570 и 552 мкг/г почвы, соответственно (рис. 16), а также при дозе 1200 мг/кг – до 543 мкг/г почвы.

Внесение сорбента МАУ значительно увеличивало как БД так и $C_{\text{мик}}$ в контроле, почти в 2 раза. Однако на фоне внесения ципрофлоксацина значения снижались пропорционально росту концентрации ципрофлоксацина.

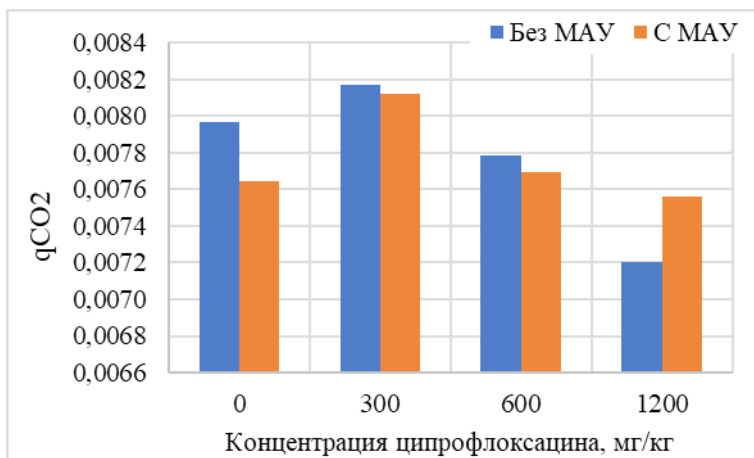


Рисунок 2 – Зависимость метаболического коэффициента от концентрации ципрофлоксацина и наличия сорбента (МАУ)

Оценка метаболического коэффициента тем не менее показывает снижение микробной активности и дыхания при максимальной дозе вносимого ципрофлоксацина (1200 мг/кг) на 10 % без сорбента (рис. 2). Присутствие сорбента нивелирует подавляющий эффект антибиотика.

Заключение. Микробиологическая активность почвенных образцов под воздействием ципрофлоксацина в диапазоне концентраций 300-1200 мг/кг изменяется незначительно. Таким образом, вопреки ожиданиям, оказалось, что ципрофлоксацин суммарно не оказывает существенного влияния на разнообразный комплекс почвенных микроорганизмов и микробиологическую активность на примере эмиссии CO₂. Внесение сорбента МАУ (0,005%) заметно повышало микробиологическую активность, что можно расценивать как деблокировку активности отдельных групп микроорганизмов либо же как увеличение пористости и

возрастание площади поверхности частиц, на которой активнее развиваются микроорганизмы.

Исследование выполнено в рамках Программы развития Междисциплинарной научно-образовательной школы Московского государственного университета имени М. В. Ломоносова «Будущее планеты и глобальные изменения окружающей среды»

Авторы выражают признательность за помощь в проведении исследований и анализе результатов к.б.н. Кулачковой С. А., к.б.н. Кирюшиной А. П.

Литература

1. Ананьева Н. Д., Полянская Л. М., Сусьян Е. А., Васенькина И. В., Вирт С., Звягинцев Д. Г. Сравнительная оценка микробной биомассы почв, определяемой методами прямого микроскопирования и субстрат-индуцированного дыхания // Микробиология. 2008. Т. 77. № 3. С. 404–412.
2. Anderson T., Domsch K. (1993). The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils // Soil Biol Biochem. 1993. V. 25. N 3. P. 393-395.
3. Bao X., Qiang Z., Chang J.-H., Ben W., Qu J., Synthesis of carbon-coated magnetic nanocomposite (Fe₃O₄@C) and its application for sulfonamide antibiotics removal from water, Journal of Environmental Sciences 26 (2014) 962-969.
4. Kuppusamy S., Kakarla D., Venkateswarlu K., Megharaj M., Yoon Y.-E., Lee Y.B., Veterinary antibiotics (VAs) contamination as a global agro-ecological issue: A critical view, Agriculture, Ecosystems & Environment 257 (2018) 47-59.
5. Yan Y., Sun S., Song Y., Yan X., Guan W., Liu X., Shi W., Microwave-assisted in situ synthesis of reduced graphene oxide–BiVO₄ composite photocatalysts and their enhanced photocatalytic performance for the degradation of ciprofloxacin, J. Hazard. Mater. 250–251 (2013) 106–114.

ВЛИЯНИЕ ГУМИНОВОГО ПРЕПАРАТА НА РОСТ И РАЗВИТИЕ РАСТЕНИЙ В УСЛОВИЯХ МОДЕЛЬНОГО ЭКСПЕРИМЕНТА

**В. В. Бесчетников, А. А. Хатламаджиян,
Е. В. Плотина, О. С. Безуглова**

Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия
*beschetnikov@sfedu.ru, aleksandar_karadzic@mail.ru,
sad.schulochek@gmail.com*

Гуминовые вещества образуются и накапливаются, прежде всего, в почвах. Их содержание и свойства отражают условия образования. Именно поэтому с позиции химии их считают характерными продуктами почвообразования [1, 3]. Гуматы имеют ряд особенностей по сравнению с исходным материалом, но химические различия их с лигнином, флавоноидами могут быть менее существенными, чем различия между представителями отдельных классов внутри группы неспецифических соединений, системы сложных прочных по отношению к биодеструкции высокомолекулярных темноокрашенных органических веществ природного происхождения, образующихся при разложении растительных и животных остатков под действием некоторых факторов среды, а именно: микроорганизмов и абиотических факторов [5]. Гуматы оказывают положительное воздействие не только на продуктивность растений, но и на свойства почв [2]. Однако механизмы воздействия гуматов на плодородие почв при их фолиарном использовании (обработка растений по листу) не ясны. Данные, получаемые в ходе проведения подобных экспериментов, позволяют понять механизмы этого явления и оптимизировать технологию внесения препаратов для выращивания сельскохозяйственных культур. Отсюда актуальность исследований, посвященных изучению влияния гуминовых препаратов на рост и развитие растений.

Целью данного исследования явилось изучение влияния гуминового препарата (ГП) ВЮ-Дон на развитие проростков ячменя обыкновенного в условиях стресса, вызванного загрязнением свинцом и снижением доступности фосфора. Схема модельного эксперимента включала 6 вариантов: 1. Контроль 1 (легкодоступный фосфор); 2. Контроль 1 + ацетат свинца (II) (2000 мг/кг по свинцу); 3. Контроль 1 + ГП (5 мл/л); 4. Контроль 1 + ацетат свинца (II) + ГП; 5. Контроль 2 (труднодоступный фосфор); 6. Контроль 2 + ГП. Повторность вариантов трехкратная. Количество растений на 1 варианте – 8. Растения выращивали на питательной смеси Прянишникова с модификацией в варианте 5. Имитация труднодоступного фосфора была произведена заменой двузамещён-

ного ортофосфата натрия (Na_2HPO_4) на свежеприготовленный мелкодисперсный ортофосфат кальция ($\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$), который, как известно, имеет очень низкую растворимость в воде. Результаты были обработаны статистически [4].

Полученные данные показали (таблица 1), что Контроль 1 (легкодоступный фосфор), даёт средние показатели по темпу роста и корней ячменя, из-за этого и был выбран за образец по отношению, к которому и проводятся показатели всех последующих вариантов. Существенные изменения отмечены на варианте Контроль 1 + ацетат свинца (II) в концентрации 2000 мг/кг по свинцу. Несмотря на значительное угнетение роста побега (по сравнению с контролем 1 – 52,7 %), добавление в питательную среду ГП даёт не большой (10,8 %), но прирост у корней. Результаты также свидетельствуют, что различия между этими показателями могут считаться статистически значимыми.

Таблица 1 – Влияние гуминового препарата ВЮ-Дон на морфометрические показатели ячменя обыкновенного (*Hordeum vulgare* L.) сорта «Ратник»

Вариант	Корни		Побег		побег + корень, %	Критерий Стьюдента	
	среднее по варианту, см	сравнение с контролем, %	среднее по варианту, см	сравнение с контролем, %		Корень	Побег
1	7,4±0,29	100	17,1±0,06	100	100	-	-
2	7,6±0,26	102,7	8,1±0,04	47,3	51,9	1,44	120.18
3	7,1±0,09	95,9	14,9±0,15	87,1	91,5	1.12	13.55
4	8,2±0,06	110,8	8,5±0,08	49,7	55,9	2.6	85.63
5	8,4±0,06	113,5	17,0±0,10	99,4	106,5	3.25	0.88
6	8,0±0,05	108	17,7±0,08	103,5	105,8	5.33	5.7

Закономерности в изменении по вариантам сырой и воздушно-сухой массы растений (рис. 1, 2) в какой-то степени повторяют вариации показателя «побег + корень» (табл. 1).

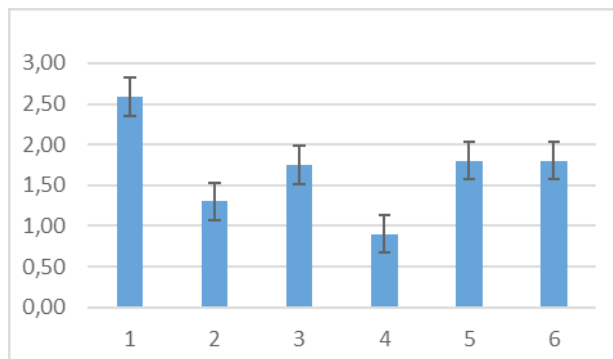


Рисунок 1 – Влияние ГП на сырую массу ячменя обыкновенного

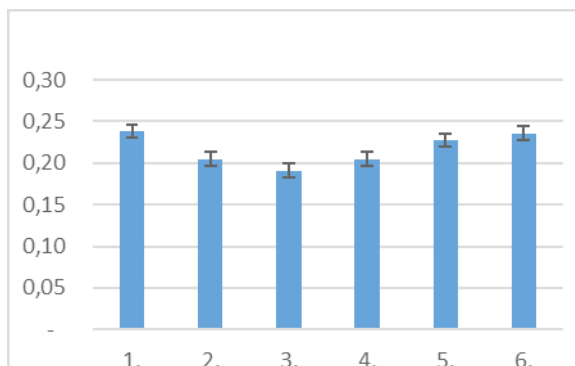


Рисунок 2 – Влияние ГП на воздушно-сухую массу ячменя обыкновенного

Данные по расчётам у побега дают другую картину. Лишь сравнения Вариантов 1 и 5 дают статистически незначимые различия. В среде с ацетатом свинца (II) отмечено существенное уменьшение показателя длины побега (56,7 %), однако на варианте с добавлением в смесь гумата (вариант 4) данный показатель оказался больше на 2,4 %, что может быть связано с ростостимулирующими свойствами гуминовых веществ, которые, как известно, оказывают существенное влияние на рост клеток растяжением. Длина же корня на обоих вариантах с внесением свинца наоборот оказалась увеличена по сравнению с контролем, что может быть связано с

попыткой растениями таким образом преодолеть загрязнённый свинцом «участок» субстрата, подобно тому, как было отмечено для вариантов с трудно растворимым фосфором.

Разница между 1 и 5 вариантами (разные формы фосфора) оказалась статистически незначимой для показателя «побег» и достоверной для показателя «корень». Причем на варианте с труднодоступным фосфором корневая система развивалась лучше, что вероятно, закономерно: для компенсации недостатка одного из жизненно необходимых элементов питания – фосфора растения вынужденно ускоренно развивать всасывающий аппарат – корень. При этом стоит учитывать, что, скорее всего, значительная доля клеток корня на этих вариантах может оказаться деформирована и нежизнеспособна, так как корень является первым барьером на пути проникновения тяжёлых металлов внутрь растения из субстрата и, соответственно, именно клетки тканей корня наиболее подвержены различным повреждениям при воздействии тяжёлых металлов через загрязнённый субстрат. Данную гипотезу планируем проверить на следующих этапах работы

Таким образом, результаты исследований по изучению влияния препарата ВЮ-Дон на проростки ячменя показали перспективность использования данного препарата в растениеводстве с целью стимулирования роста растения в периоде 2–3 листа, так как на начальных стадиях своего развития организм является крайне неустойчивым к неблагоприятным условиям.

Литература

1. Безуглова О. С. Гуминовые вещества в биосфере. Учебное пособие. Ростов-на-Дону, 2009. – 120 с.
2. Безуглова О. С., Лыхман В.А., Горюнов А.В., Полиенко Е. А. Влияние гуминового удобрения на структуру и микробиологическую активность чернозема южного под различными культурами // Известия Самарского научного центра РАН. 2015. №6–1. – С.
3. Ваксман С.А. Гумус: происхождение, химический состав и его значение в природе. М.–Л.: Сельхозгиз, 1937. – 471 с.
4. Доспехов Б.А. Методика полевого опыта (с основами статистической обработки результатов исследований). М.: Агропромиздат, 1985. – 351 с.
5. Орлов Д. С. Гумусовые кислоты почв и общая теория гумификации. Изд-во МГУ, М., 1990. – 325 С.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ ЗАВИСИМОСТИ МЕЖДУ НЕКОТОРЫМИ ПАРАМЕТРАМИ ГУМУСНОГО СОСТОЯНИЯ ЧЕРНОЗЕМА ВЫЩЕЛОЧЕННОГО И ИЗВЕСТКОВЫМ И КАЛЬЦИЕВЫМ ПОТЕНЦИАЛАМИ

Е. С. Гасанова, А. В. Малявская, А. С. Дворников

Воронежский государственный аграрный университет имени императора Петра I, г. Воронеж, Россия
upravlenieopt@mail.ru, angelina.malyavskaya@mail.ru, s.dvornikov.2017@yandex.ru

Одним из важнейших показателей потенциального плодородия почв является содержание в ней гумуса. Это консервативный показатель, который является классификационным и генетическим признаком почв и определяется в результате взаимодействия всех факторов почвообразования. Гумус выполняет огромное многообразие биоценотических функций, в том числе является важнейшим компонентом ППК. Он благодаря сложнейшему химическому строению с большим набором функциональных групп отвечает в первую очередь за физико-химическую поглотительную способность[1]. Состав гумуса очень сложен и разнообразен. Особое значение для питания растений играет подвижное органическое вещество, которое является ближайшим резервом минеральных элементов, необходимых для питания растений. Он представлен водо- и щелочерастворимыми фракциями.

Величина известкового потенциала ($pH - 0,5 pCa$) представляет собой значение свободной энергии реакции обмена между ионами водорода и ионами кальция почвенного раствора. Чем выше величина известкового потенциала, тем более прочно удерживаются ионы H^+ на обменных позициях ППК, тем в меньших количествах поступают в почвенный раствор и тем больше энергии следует затратить, чтобы вытеснить ион H^+ с обменных позиций ППК ионами Ca^{2+} , находящимися в почвенном растворе [3].

В качестве объектов исследования были использованы почвенные образцы чернозема выщелоченного послойно отобранные до 1 метра со стационарного полевого опыта кафедры агрохимии, почвоведения и агроэкологии Воронежского ГАУ. Для проведения исследований были взяты семь вариантов: 1. Контроль; 2.40 т/га навоза(фон); 3.фон + $N_{60}P_{60}K_{60}$; 5.фон + $N_{120}P_{120}K_{120}$; 12.фон + $N_{60}P_{60}K_{60}$ + дефекат; 13.фон + дефекат; 15. $N_{60}P_{60}K_{60}$ + дефекат.

В своей работе мы использовали метод определения органического вещества по Егоровой, основанный на экстракции подвижных фракций гумуса 0,2 н раствором гидроксида натрия с последующим определением содержания углерода по методу И. В. Тюрина с фотоколориметрическим окончанием. В почвенных пробах были определены: рН водной и солевой вытяжек по методу ЦИНАО; содержание гумуса по методу Тюрина с фотоколориметрическим окончанием (ГОСТ 4647-76). Определение активности ионов кальция (рСа) проводили в почвенных пастах с использованием соответствующего ионселективного электрода «ЭЛИТ-041».

В таблице 1 представлены результаты определения анализируемых показателей в почвенных образцах 2020 и 2021 годов отбора.

Таблица 1 – Физико-химические характеристики почвенных образцов чернозема выщелоченного

Вар	Слой, см	2020 год					2021 год				
		рН _{вод}	рСа	Изв.пот.	Гумус, %	Подвиж. гумус	рН _{вод}	рСа	Изв.пот.	Гумус, %	Подвиж. гумус
1	0-20	6,32	3,71	4,47	4,39	1,74	6,3	4,31	4,15	4,41	1,72
	20-40	6,19	3,75	4,32	4,21	1,03	6,24	4,15	4,17	4,19	1
	40-60	6,48	3,8	4,58	2,72	0,6	6,53	4,9	4,08	2,7	0,5
	60-80	6,54	4,28	4,40	2,43	0,58	6,59	4,23	4,48	2,46	0,57
	80-100	6,73	3,89	4,79	2,41	0,48	6,65	4,48	4,41	2,39	0,46

Продолжение таблицы 1

Вар	Слой, см	2020 год					2021 год				
		pH _{воа}	pCa	Изв.пот.	Гумус, %	Подвиж. гумус	pH _{воа}	pCa	Изв.пот.	Гумус, %	Подвиж. гумус
2	0-20	6,25	3,55	4,48	4,51	1,58	6,24	4,12	4,18	4,5	1,15
	20-40	6,35	3,82	4,44	4,3	1,32	6,31	4,24	4,19	4,28	1,35
	40-60	6,73	3,41	5,03	3,45	0,45	6,69	4,72	4,33	3,48	0,37
	60-80	6,79	3,26	5,16	2,51	0,19	6,72	4,39	4,53	2,54	0,26
	80-100	6,92	3,75	5,05	1,98	0	6,89	4,07	4,86	1,96	0,24
3	0-20	6,19	4,38	4,00	4,31	2,29	6,15	3,99	4,16	4,3	2,28
	20-40	6,21	3,57	4,43	4,48	1,06	6,36	4,05	4,34	4,5	1,24
	40-60	6,93	3,38	5,24	2,18	0,55	6,71	3,89	4,77	2,13	0,48
	60-80	6,96	3,37	5,28	2,06	0,17	6,78	4,04	4,76	2,04	0,15
	80-100	7,06	3,86	5,13	1,39	0	7,01	4,1	4,96	1,3	0
5	0-20	5,98	4,13	3,92	4,46	1,87	5,92	4,18	3,83	4,47	1,85
	20-40	5,26	3,4	3,56	4,01	0,81	5,34	4,04	3,32	3,98	0,74
	40-60	5,78	3,47	4,05	2,75	0,42	5,82	3,91	3,87	2,72	0,43
	60-80	5,84	3,4	4,14	2,31	0,17	5,87	3,89	3,93	2,28	0,15
	80-100	6,01	3,89	4,07	1,25	0	6,07	3,69	4,23	1,28	0
12	0-20	6,31	3,68	4,47	4,47	1,09	6,21	3,86	4,28	4,46	1,11
	20-40	6,21	3,64	4,39	4,65	0,58	6,19	3,94	4,22	4,61	0,83
	40-60	6,25	3,51	4,50	3,4	0,7	6,2	3,97	4,22	3,37	0,67
	60-80	6,93	3,2	5,33	1,92	0,4	6,86	4,03	4,85	1,91	0,41
	80-100	7,3	3,37	5,62	1,59	0,11	7,2	4,09	5,16	1,61	0,2
13	0-20	6,82	3,7	4,97	4,47	0,93	6,89	3,78	5,00	4,46	0,87
	20-40	6,92	3,67	5,09	4,5	0,87	6,97	3,81	5,07	4,52	0,91
	40-60	6,98	3,56	5,20	2,78	0,81	6,92	3,94	4,95	2,74	0,83
	60-80	7,01	3,22	5,40	2,63	0,32	7,03	3,91	5,08	2,65	0,35
	80-100	7,09	3,35	5,42	2,54	0,11	7,13	3,77	5,25	2,57	0,24

Окончание таблицы 1

Вар	Слой, см	2020 год					2021 год				
		pH _{во}	pCa	Извл. пот.	Гумус, %	Подвиж. гумус	pH _{во}	pCa	Извл. пот.	Гумус, %	Подвиж. гумус
15	0-20	6,65	3,38	4,96	3,95	1,72	6,55	3,87	4,62	3,96	1,74
	20-40	6,7	3,45	4,98	3,59	1,32	6,56	4,08	4,52	3,61	1,26
	40-60	6,71	3,27	5,08	3,12	0,78	6,73	3,95	4,76	3,13	0,7
	60-80	6,89	3,35	5,22	1,7	0,21	6,84	3,7	4,99	1,72	0,24
	80-100	6,94	3,58	5,15	2,51	0,26	7,04	3,7	5,19	2,41	0,22

Общей тенденцией является увеличение величины pH вниз по почвенному профилю. Также необходимо отметить закономерность к смещению актуальной кислотности в щелочную сторону. В условиях опыта на величину pH оказывают влияние удобрения и мелиорант.

Содержание гумуса в верхнем горизонте (слой 0–20 см) колеблется от 3,95 до 4,46 %. С глубиной его количество снижается. Процентное соотношение лабильной формы от общего содержания гумуса варьирует в широких пределах от 0 до 53 %. Закономерным является уменьшение содержания активного гумуса вниз по почвенному профилю на всех вариантах исследования. Максимальное соотношение лабильного гумуса от общего наблюдается на вариантах с внесением удобрений на фоне навоза (варианте 3 и 5), что свидетельствует о возрастании подвижности гумуса при применении физиологически кислых минеральных удобрений. В нижних слоях соотношение не превышает и 10 %.

Выявлено, что катионы кальция вымываются из средней части профиля в нижележащие горизонты на всех вариантах опыта, за исключением вариантов с внесением минеральных удобрений по органическому фону (3 и 5 варианты). Содержание подвижного кальция в верхних горизонтах максимально на известкованных вариантах и находится в пределах в образцах 2021 года – 3,78–3,87, а в анализируемых вариантах 2020 – 3,38–3,68.

Известковый потенциал почвы, также как и величина pCa , в верхних горизонтах имеет максимальные показатели на вариантах с внесением дефеката и находится в пределах 3,47–3,97 в образцах 2020 года и 4,28–5,0 в исследуемых образцах 2021 года. Внесение минеральных удобрений (варианты 3 и 5) обеспечивало минимальную величину известкового потенциала, и почва данных вариантов испытывала сильный дефицит кальция.

Представляет интерес определить коэффициент корреляции между содержанием общего и подвижного гумуса с одной стороны и известковым и кальциевым потенциалом с другой. В таблице 2 представлены рассчитанные коэффициенты корреляции.

Таблица 2 – Коэффициент корреляции между некоторыми показателями почвенного плодородия чернозема выщелоченного анализируемых вариантов

Вариант	Коэффициенты корреляции			
	Гумус- pCa	Гумус-изв. пот.	Подв. гумус- pCa	Подв. гумус-изв. пот.
2020 год				
1	0,82	0,76	0,75	0,65
2	0,46	0,94	0,57	0,97
3	0,65	0,95	0,85	0,96
5	0,38	0,92	0,74	0,65
12	0,96	0,97	0,85	0,91
13	0,92	0,95	0,95	0,97
15	0,26	0,99	0,44	0,98
2021 год				
1	0,68	0,78	0,65	0,67
2	0,18	0,98	0,58	0,89
3	0,3	0,98	0,47	0,98
5	0,99	0,86	0,95	0,61
12	0,96	0,95	0,99	0,93
13	0,71	0,57	0,33	0,88
15	0,87	0,91	0,8	0,93

Анализируя данные таблицы, установлено, что изучаемые показатели взаимосвязаны. Наиболее тесная корреляционная

связь отмечается между подвижными компонентами гумуса и известковым потенциалом. Это подтверждается работами многих ученых [2], которые подчеркивали колоссальную роль кальция в формировании почвенного плодородия, в частности в реакция гумусообразования.

Таким образом, установлено, что удобрения и мелиоранты изменяют параметры кальциевого режима почв, почвенной кислотности, а также показатели гумусного состояния.

Литература

1. Гасанова Е. С. Изменение поглотительной способности чернозема выщелоченного под влиянием агротехнических приемов // Перспективы применения средств химизации в ресурсосберегающих агротехнологиях: Материалы 47-й Международной научной конференции молодых ученых, специалистов-агрохимиков и экологов. М.: Всероссийский научно-исследовательский институт агрохимии им. Д. Н. Прянишникова, 2013. С. 42–44.
2. Орлов Д. С. Химия почв. М.: Изд-во моск. ун-та, 1992. 400 с.
3. Соколова Т. А. Сорбционные свойства почв. Адсорбция. Катионный обмен: учебное пособие / Т. А. Соколова, С. Я. Трофимов. М.: Университетская книга, 2009. 174 с.

ДИНАМИКА СРЕДНЕГОДОВОЙ ТЕМПЕРАТУРЫ ПОЧВЫ В СЕВЕРО-ЗАПАДНОЙ АГРОКЛИМАТИЧЕСКОЙ ЗОНЕ РОСТОВСКОЙ ОБЛАСТИ

В. Н. Гудко, А. В. Усатов, К. В. Азарин

Академия биологии и биотехнологии им. Д. И. Ивановского Южного федерального университета, г. Ростов-на-Дону, Россия
Gudko.1985@mail.ru

Многолетние климатические изменения в Северо-западной агроклиматической зоне Ростовской области характеризуются значимым ростом среднегодовых температур и положительной тенденцией годовых осадков [3]. Однако, информации о многолетней динамике температурного режима почв в нашем регио-

не до сих пор недостаточно. С учетом наблюдаемых климатических изменений, можно предположить, что температурный режим почв в регионе также претерпел значимые изменения. В настоящем исследовании на примере метеорологической станции Чертково, расположенной в Северо-западной агроклиматической зоне Ростовской области, мы исследовали многолетнюю динамику среднегодовой температуры почвы на глубине 80 см, а также изучили зависимость среднегодовой температуры почвы от среднегодовой температуры воздуха. Тип почвенного покрова в месте расположения метеорологической станции Чертково – чернозем южный среднесиловый легкогоглинистый [2].

Исходными для исследования данными послужили наборы данных температуры воздуха и температуры почвы за период 1977–2013 гг., полученные из Всемирного центра данных Российского исследовательского института гидрометеорологической информации (ВНИИГМИ-МЦД) [1]. Зависимость среднегодовой температуры почвы от температуры воздуха оценивали с помощью коэффициента корреляции Пирсона при статистическом уровне значимости $p < 0.05$, а также с помощью простой линейной регрессии. Анализ временных трендов температур проводили с помощью непараметрического критерия Манна-Кенделла при статистическом уровне значимости 95% ($p < 0.05$) [4].

Среднегодовая температура воздуха на метеостанции Чертково в 1977–2013 гг. варьировала от 4.9 °C до 10.0 °C, при среднем значении в 8.0 °C (рис. 1).

Среднегодовая температура почвы на глубине 80 см за аналогичный период варьировала от 8.2 °C до 11.9 °C, при среднем значении в 9.8 °C (рис. 2).

Тест Манна-Кенделла показал наличие статистически значимого ($p < 0.001$) тренда повышения, как среднегодовой температуры воздуха, так и среднегодовой температуры почвы на глубине 80 см. При этом, согласно уравнениям линейной регрессии, среднегодовая температура воздуха и среднегодовая температура почвы за период исследования в среднем повышалась ежегодно на 0.058 и 0.053 °C, соответственно.

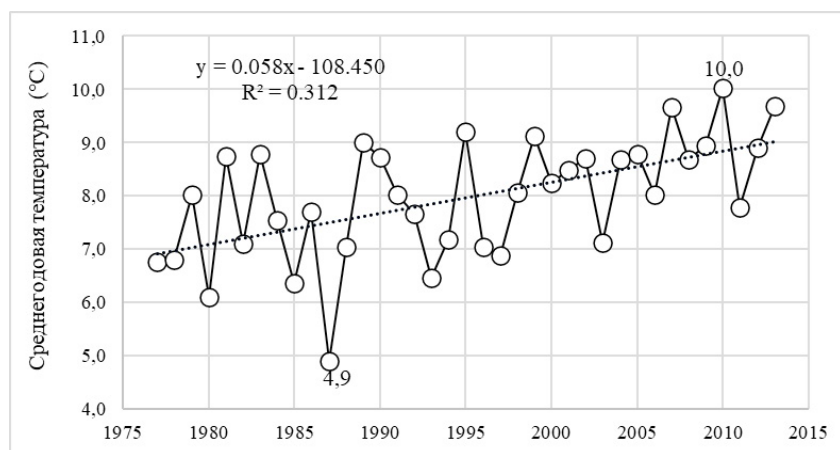


Рисунок 1 – Динамика среднегодовой температуры воздуха на метеорологической станции Черткове в 1977–2013 гг.

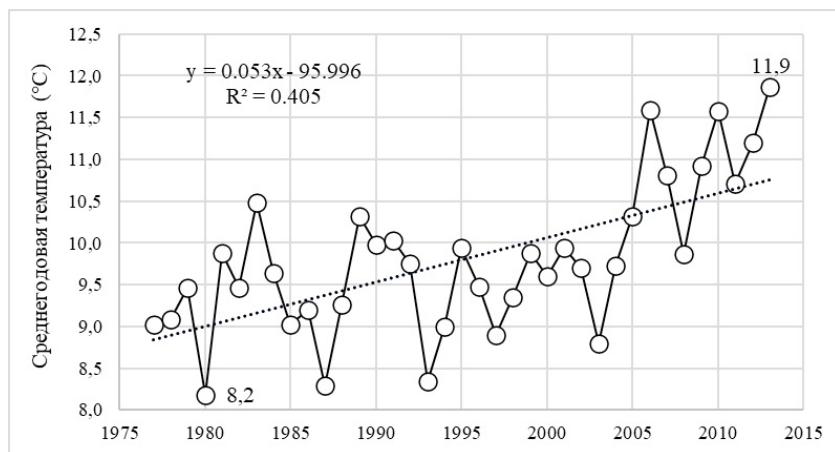


Рисунок 2 – Динамика среднегодовой температуры почвы на глубине 80 см на метеорологической станции Черткове в 1977–2013 гг.

Среднегодовая температура почвы на глубине 80 см положительно ($p < 0.05$) коррелировала со среднегодовой температурой воздуха, а величина коэффициента корреляции Пирсона соста-

вила $r=0.81$. Зависимость среднегодовой температуры почвы на глубине 80 см от среднегодовой температуры воздуха на метеорологической станции Чертково представлена на рисунке 3.

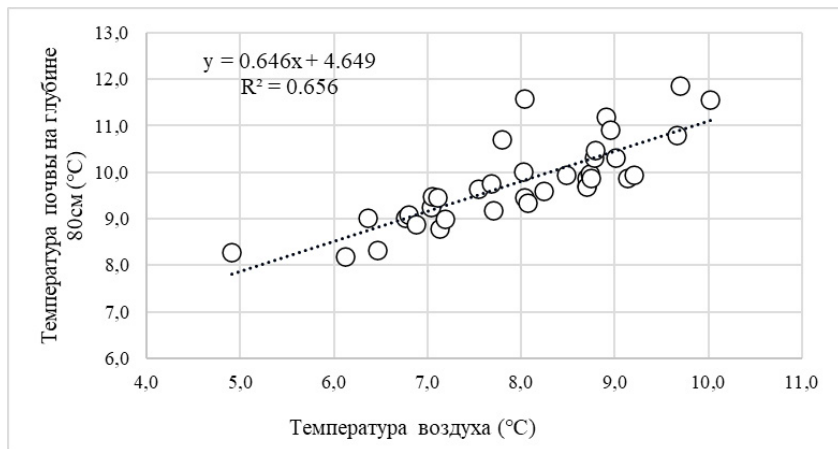


Рисунок 3 – Зависимость среднегодовой температуры почвы на глубине 80 см от среднегодовой температуры воздуха на метеорологической станции Чертково в 1977–2013 гг.

Таким образом, согласно полученному уравнению линейной регрессии (рис. 3) можно заключить, что с повышением среднегодовой температуры воздуха на 1 °C, – среднегодовая температура почвы на глубине 80 см увеличивается на 0.65 °C.

Работа выполнена при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования Российской Федерации в рамках государственного задания в области научной деятельности (№ 0852-2020-0029).

Литература

1. Булыгина О. Н., Разуваев В. Н., Александрова Т. М. 2021. «Описание массива данных суточной температуры воздуха и количества осадков на метеорологических станциях России и бывшего СССР (ТТТР)» Свидетельство о государственной регистрации базы данных № 2014620942 [Электронный ресурс [http://meteo.ru/data/162-temperature-precipitation#описание-массива-данных\(дата_обращения_26.06.2022\)](http://meteo.ru/data/162-temperature-precipitation#описание-массива-данных(дата_обращения_26.06.2022))].

2. Егоров В. В., Фридланд В. М., Розов Е. Н., Иванова Н. Н. Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 221 с.
3. Gudko V.N., Usatov A.V., Azarin K.V. Analysis of hydrothermal conditions in the Rostov Region in the Period 1960–2019 // *Arid Ecosystems*. 2021. Т. 11. № 4. С. 337–342.
4. Mann H. B. 1945. Non-parametric tests against trend // *Econometrica*. Vol. 13. 245–259 p.

ТРАНСФОРМАЦИЯ ЭФФЕКТИВНОГО ПЛОДОРОДИЯ ЧЕРНОЗЁМА ВЫЩЕЛОЧЕННОГО НОВОСИБИРСКОГО ПРИОБЬЯ В УСЛОВИЯХ ОРОШЕНИЯ

С. А. Добрянская

Новосибирский государственный аграрный университет,
г. Новосибирск, Россия, slb85@bk.ru

В настоящее время главной целью государственной аграрной политики является создание такого уровня производства, при котором становится возможным полное удовлетворение потребностей населения в продовольствии и других нужд государства в сельскохозяйственной продукции. Новосибирская область представляет собой территорию со сложным почвенным покровом и является крупнейшим экономическим районом Западной Сибири по производству сельскохозяйственной продукции. Общая сельскохозяйственная освоенность территории Новосибирской области составляет 48 %, в то время как в целом по Западной Сибири 33 %. В разных природных зонах области распаханность земель различна: в подтайге – от 3 до 10 %, лесостепи и степи – до 28–56 %. Основное направление развития земледелия в области – производство товарного зерна, в основном яровой пшеницы (до 70 % зерновых). Возделывают также некоторые технические культуры, овощные, плодово-ягодные культуры и картофель [4].

Сложная палеогеографическая история этой обширной территории, пестрота материнских пород, разный уровень залегания и

разная минерализация грунтовых вод, в сочетании с зональными изменениями климатических условий и растительности, определили формирование на различных частях ее поверхности своеобразных и довольно сложных сочетаний многих типов, подтипов и разновидностей почв. На сравнительно небольшом пространстве от северной к южной границе области встречаются подзолы, дерново-подзолистые, серые лесные, которые сменяются черноземами от оподзоленных до южных включительно. Для лесостепной зоны характерно развитие среди автоморфных почв чернозёмов с подтипами оподзоленных, выщелоченных, обыкновенных и серых лесных почв, представленных тремя подтипами – темно-серых, серых и светло-серых (оподзоленных или осолоделых). Почвы автоморфные широко распространены только на хорошо дренированных пространствах Приобского плато и Присалаирской дренированной равнины.

Первоочередной задачей земледелия региона является сохранение и воспроизводство почвенного плодородия пахотных земель. Проблема выявления влияния орошения чернозёмов на их состав и свойства - ключевая в ирригационном земледелии лесостепной и степной зон Сибири. Наиболее характерные в агрометеорологическом отношении региональные особенности сибирских чернозёмов – их глубокое и длительное сезонное промерзание и ограниченные тепловые ресурсы, обусловленные климатом Сибири [5]. Поэтому для обоснования эффективных путей и приемов регулирования и охраны свойств, режимов и плодородия сибирских чернозёмов при орошении важно, прежде всего, выявить и оценить характер воздействия на них оросительной мелиорации. Всё чаще обнаруживаемые в последнее время деградационные явления в орошаемых чернозёмах определяют приоритетность изучения закономерностей их трансформации. Деградационные процессы в орошаемых чернозёмах развиваются в большинстве случаев постепенно, не всегда чётко диагностируются, поэтому на ранних стадиях не обнаруживаются. К тому же морфологические, химические, физико-химические признаки, на основе которых строится диагностика орошаемых почв, консервативны, и отражают изменения свойств почв, накопившиеся при длительных и

сильных негативных воздействиях, когда они становятся заметными, а некоторые даже необратимыми. Для своевременного предотвращения развития деградационных процессов необходимо выявлять опасные тенденции на ранних стадиях.

Целью исследований было выявить изменения основных свойств чернозёма выщелоченного в условиях орошения, что даст возможность целенаправленно управлять эффективным плодородием.

Объект исследования – чернозёмы выщелоченные среднегумусные среднесуглинистые иловато-крупнопылеватые Новосибирского Приобья, представленные целинным, пахотным с начала двадцатого столетия (зерно-пропашной севооборот) и орошаемым (овощной севооборот) аналогами.

Одним из главных критериев оценки почвенного плодородия является содержание в почвах органического вещества, которое в последнее время рассматривается и с точки зрения экологической устойчивости почвы как компонента агроландшафта [2]. Длительное сельскохозяйственное использование чернозёмов в пашню привело к значительным изменениям их свойств, затрагивающих основу почвенного плодородия – органическое вещество. Анализ проведенных исследований показал заметное уменьшение содержания гумуса в пахотных вариантах в сравнении с целинным, что свидетельствует о деградационном характере развития при сельскохозяйственном использовании почв. Размеры потерь варьируют в зависимости от характера антропогенной нагрузки. Наиболее значимые изменения гумусового состояния отмечены в овощном севообороте, где содержание гумуса по сравнению с естественным аналогом в пахотном слое уменьшилось на 45 %. Высокие темпы снижения органического вещества отмечены по всему гумусовому профилю. Существенное уменьшение запасов гумуса (на 42,5 %) можно объяснить более интенсивной минерализацией органического вещества при длительном регулярном орошении овощных культур нормой 1500 м³/га и развитием водной эрозии, в том числе и ирригационной. Периодическое внесение органических удобрений 40–50 т/га не позволило компенсировать такие расходы. Несколько

меньше произошла убыль гумуса в полевом севообороте. Пахотный слой потерял около 15 % гумуса, так как растительные остатки возделываемых культур в севообороте и эпизодически вносимые органические удобрения являются источником образования гумусовых веществ, хотя их количество недостаточно даже для простого воспроизводства гумуса. В условиях естественного ценоза вся биомасса разнотравно-злаковой ассоциации долгие годы возвращается в почву с опадом, что придаёт ей относительно стабильное динамическое равновесие и большее содержание гумуса [3].

Между содержанием гумуса и суммой поглощенных катионов прослеживается прямая зависимость. Известно, что гумус в значительной мере определяет ёмкость поглощения почвы. При недостаточном поступлении органических остатков, имеющиеся в почве гумусовые кислоты превращаются в инертный углеродосодержащий материал с весьма слабой катионообменной способностью [1, 2]. На основании полученных данных было установлено, что в чернозёме овощного севооборота значительно уменьшилась сумма кальция и магния в пахотном горизонте на 40 %, в зерно-пропашном на 18 %, что связано и с более интенсивным выносом кальция овощными культурами. Вместе с тем, содержание кальция и магния в почве полевого севооборота остаётся довольно высоким (до 38,2 мг-экв/100 г), что свидетельствует о достаточной устойчивости коллоидного комплекса чернозёма выщелоченного. В составе поглощенных катионов преобладает кальций. Значительное содержание гумуса и фракции ила (27–33 %) определяет высокую степень насыщенности его основаниями (до 96 %). Реакция почвенного раствора близка к нейтральной, то есть оптимальная для большинства сельскохозяйственных культур. При орошении реакция среды в чернозёмах сохраняется в пределах, свойственных типу почвообразования. Функционирование изучаемых чернозёмов не сопровождается продуцированием кислотных или щелочных соединений, способных сменить реакцию в ту или иную сторону. Некоторые изменения показателей pH_{H_2O} отражают активизацию бикарбо-

натов и их внутрипочвенной вертикальной и боковой миграции. Умеренное многолетнее орошение привело к некоторому подщелачиванию почвенного раствора.

Результаты проведенных исследований свидетельствуют о негативных последствиях интенсивного орошения чернозёма выщелоченного, приведших к значительному снижению содержания гумуса, уменьшению содержания обменных катионов кальция и магния, подщелачиванию почвенного раствора. Таким образом, управление плодородием почвы должно рассматриваться в качестве составной части системы управления продуктивностью агрофитоценозов.

Литература

1. Добрянская С.А. Комплексная оценка изменения содержания гумуса в агрочерноземе Новосибирского Приобья // Теория и практика современной аграрной науки: Сб. III национальной (Всероссийской) научной конференции с международным участием (г. Новосибирск, 26 февраля 2021 г.) / Новосиб. гос. аграр. ун-т. Новосибирск: ИЦ НГАУ «Золотой колос», 2021. С. 78–80.
2. Клёнов Б. М. Устойчивость гумуса автоморфных почв Западной Сибири. Новосибирск: Изд-во СО РАН, филиал «Гео», 2000. 176 с.
3. Сиухина М. С., Быкова С. А. Изменение свойств чернозема выщелоченного за 33года сельскохозяйственного использования // Плодородие 3(96) 2017, С. 20–22.
4. Стратегия научно-технологического развития отрасли растениеводства Новосибирской области до 2035 года / Е. В. Рудой, М. С. Петухова, С. А. Шелковников, Добрянская С. А.; Новосиб. гос. аграр. ун-т, Сиб. федер. научн. центр агробиотехнологий РАН. Новосибирск: ИЦ НГАУ «Золотой колос», 2021. 94 с.
5. Чернозёмы: свойства и особенности орошения. Новосибирск: Наука, Сиб. отделение, 1988. 256 с.

КОМБИНИРОВАННЫЕ АНТИМИКРОБНЫЕ ПРЕПАРАТЫ НА ОСНОВЕ ФЕРМЕНТА His₆-ОРН И БАЦИТРАЦИНА ДЛЯ БОРЬБЫ С ФИТОПАТОГЕНАМИ

М. В. Домнин, А. Г. Асланлы, Е. Н. Ефременко

МГУ имени М. В. Ломоносова, г. Москва, Россия
domninmaxchem@gmail.com

Бактериальные и грибковые заболевания растений являются одной из глобальных проблем современного мирового сельского хозяйства. Фитопатогенные грибы (аскомицеты, базидиомицеты) и бактерии (представители родов *Pseudomonas*, *Xanthomonas*, *Agrobacterium*, *Pectobacterium* и др.) приводят к развитию на стебле и корнях растений таких патологий, как ожоги, гнили, опухоли, некрозы и т.п., в результате чего наносят значительный урон урожаю сельского хозяйства [2, 4]. Неконтролируемое применение антимикробных агентов для борьбы с растительными патогенами привела к развитию у них резистентности – способности микроорганизмов устоять воздействию антимикробных агентов и, следовательно, к потере эффективности действия применяемых антибиотиков. В связи с этим актуальным на сегодняшний день является разработка новых антимикробных препаратов сельскохозяйственного назначения, эффективно действующих в отношении устойчивых фитопатогенов [1].

Высокорезистентные популяции бактериальных и грибных клеток могут развиваться благодаря их способности взаимодействовать друг с другом посредством сигнальных молекул и формировать так называемый кворумный ответ (Quorum Sensing, QS). Известно, что многие грамотрицательные (Г(-)) бактерии и грибы в качестве таких сигнальных молекул-автоиндукторов QS используют лактонсодержащие соединения (различные N-ацилгомосеринлактоны (АГЛ), γ -бутиролактон и его производные). Прерывание QS путем гидролиза сигнальных молекул лактоназами является одним из перспективных путей решения проблемы формирования резистентности [3, 5]. Известно, что фермент гексагистидинсодержащая органофосфатгидролаза ($\text{His}_6\text{-OPH}$) проявляет лактоназную активность в отношении молекул АГЛ. Комбинирование $\text{His}_6\text{-OPH}$ с анионными полипептидами и различными антимикробными агентами приводит к стабилизации каталитической активности фермента и усилению эффективности действия антимикробного агента, соответственно [6,7]. Существует большое количество научных работ, посвященных изучению полипептидов, имеющих высокую антимикробную активность, широкий спектр действия и отсутствие

резистентности у различных микроорганизмов, так называемые антимикробные полипептиды (АМП). Эти свойства позволяют рассматривать их в качестве потенциальной альтернативы для известных и применяемых антибиотиков. Ранее было показано, что использование специально подобранных комплексов АМП с His₆-ОРН позволяет получить перспективные системы для преодоления резистентности патогенных микроорганизмов с двойными свойствами: стабильной ферментативной активностью и высокой антимикробной эффективностью действия.

В данной работе была исследована возможность комбинирования His₆-ОРН с бацитрацином – полипептидом с антимикробным действием, широко применяемым на практике в сельском хозяйстве, с целью получения стабильных каталитически активных ферментных комплексов с высокой эффективностью антимикробного действия в отношении фитопатогенов обитающих на поверхностях почв. Для этого, была получена комбинация His₆-ОРН с бацитрацином и исследована антимикробная активность комбинации в отношении бактериальных фитопатогенов *Pseudomonas sp.* и *Agrobacterium tumefaciens*, и аскомицетов *Kluyveromyces marxianus* при значении pH 7,5. Были определены ингибирующие концентрации (IC_{10} , концентрация АМП приводящая к 10%-ной потере концентрации внутриклеточного АТФ в анализируемых образцах клеток по сравнению с контролем без антимикробной обработки) для бацитрацина и комбинации His₆-ОРН/бацитрацин в отношении исследуемых микроорганизмов (табл. 1).

Таблица 1 – 10%-я ингибирующая концентрация (IC_{10} , мг/л) бацитрацина в комбинации с His₆-ОРН и без фермента в отношении клеток фитопатогенов

Микроорганизмы	без His ₆ -ОРН	в присутствии His ₆ -ОРН	Снижение (раз)
<i>Pseudomonas sp.</i>	5,27±0,31	1,89±0,06	2,8
<i>Agrobacterium sp.</i>	5,90±0,48	0,85±0,04	6,9
<i>Kluyveromyces marxianus</i>	1,39±0,14	0,35±0,03	4

Впервые было показано, что действие бацитрацина с His₆-ОРН и без него эффективно в отношении аскмических грибов *Kluyveromyces marxianus*, а присутствие фермента увеличивает антибиотический эффект до 4 раз. Наиболее значительное снижение ингибирующей концентрации наблюдалось для бактерий *Agrobacterium sp.* (~6,9 раз) Было установлено, что для всех микроорганизмов в присутствии фермента наблюдается снижение величины значений IC₁₀, необходимых для проявления эффективной антимикробной активности, для комбинации фермента с АМП по сравнению с монотерапией бацитрацином.

Работа выполнена при финансовой поддержке госзадания МГУ (121041500039-8), гранта РФФИ 16-14-00061 и при поддержке Междисциплинарной научно-образовательной школы Московского университета «Будущее планеты и глобальные изменения окружающей среды».

Литература

1. Mann A. et al. Antibiotic resistance in agriculture: Perspectives on upcoming strategies to overcome upsurge in resistance // Current Research in Microbial Sciences. –2021. Т. 2. С. 100030.
2. Martins P. M. M. et al. Persistence in phytopathogenic bacteria: do we know enough? // Frontiers in Microbiology. 2018. Т. 9. С. 1099.
3. Mehmood A. et al. Fungal quorum-sensing molecules and inhibitors with potential antifungal activity: a review // Molecules. 2019. Т. 24. № 10. С. 1950.
4. Peng Y. et al. Research progress on phytopathogenic fungi and their role as biocontrol agents // Frontiers in Microbiology. 2021. С. 1209.
5. Tobias N. J. et al. New vocabulary for bacterial communication // ChemBioChem. 2020. Т. 21. № 6. С. 759-768..
6. Асланлы А. Г. и др. Биопрепараты на основе фермента HIS₆-ОРН и различных антибиотиков для сельскохозяйственного применения // Новые подходы к разработке технологий производства и переработки сельскохозяйственной продукции: материалы Междунар. науч.-практ. конф. / под общ. ред. акад. РАН И.Ф. Горлова. Издательство Волгоградского института управления – филиала РАНХиГС Волгоград, 2018. С. 150–155.
7. Маслова О. В., Сенько О. В., Ефременко Е. Н. Полимеры на основе аспарагиновой и глутаминовой кислот: получение и применение в медицинской химии и фармацевтике // Известия Академии наук. Серия химическая. 2018. №4. С. 614–623.

ВЛИЯНИЕ МИНЕРАЛЬНЫХ УДОБРЕНИЙ НА СОДЕРЖАНИЕ МИНЕРАЛЬНОГО АЗОТА В ЧЕРНОЗЕМЕ ОБЫКНОВЕННОМ ПРИ ВОЗДЕЛЫВАНИИ НУТА ПО ТЕХНОЛОГИИ NO-TILL

В. А. Ерин, В. А. Илюшечкин, О. А. Бирюкова

Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия
dimka12345111@gmail.com

Нут является одной из привлекательных культур для сельхозтоваро-производителей, так как сочетает уникальные качества, обусловленные биологическими особенностями такими как, высокая адаптивность к низким и высоким температурам, отзывчивость на минеральные удобрения, способность к азот-фиксации. Востребованность нута определяется широкой сферой применения в качестве продовольственной и кормовой культуры. В мировом земледелии среди зернобобовых культур нут занимает третье место по площади посева, уступая только сое и фасоли. Площади его возделывания достигают 12 млн. га. Это свидетельствует об огромном потенциале культуры, который широко используется в странах, где сельскохозяйственное производство ведется в засушливых условиях [1, 4]. В Ростовской области возможности нута используются недостаточно, особенно при внедрении новых ресурсосберегающих технологий, в том числе и технологии No-till.

Исследования проводили на базе ИП Мокриков В. И. Октябрьского района Ростовской области. Преобладающими почвами на этой территории является черноземы обыкновенные карбонатные различной мощности и степени эродированности. Исследуемая почва – чернозем обыкновенный карбонатный тяжелосуглинистый на лессовидном суглинке. Согласно классификации почв России, почва относится к агрочерноземам обыкновенным карбонатным теплым, кратковременно промерзающим [2].

Изучение содержания минерального азота проведено в производственных опытах при использовании технологии No-Till.

Опытная культура – нут (*Cicer arietinum*), сорт – Бонус, предшественник – озимый ячмень. В опыте использовали жидкие формы минеральных удобрений: азотное – КАС (N32), и комплексное – ЖКУ (11-37-0). Схема опыта: 1) контроль (без удобрений), 2) ЖКУ (N15P52), 3) КАС (N42), 4) ЖКУ + КАС (N58P52). Образцы почвы отбирали по слоям 0–10 и 10–20 см по трем фазам развития нута: 3 настоящих листа, цветение, полная спелость. Исследования проводили с использованием следующих методов: отбор проб почвы – ГОСТ 17.4.4.02-17; подготовка почв к анализу 6 пункт ГОСТа 17.4.4.02-17; определение нитратного азота – потенциометрическим методом с ионселективными электродами по ГОСТ 26951-86; определение обменного аммония по методу ЦИНАО – ГОСТ 26489-85 [5]. Для математической обработки полученных результатов использовали программы Microsoft Excel и STATISTICA 13.3

В результате исследований установлено, что динамика нитратного азота по вариантам опыта и по слоям почвы различается (рис. 1–2). На контрольном варианте без внесения удобрений содержание нитратного азота по фазам развития практически не изменяется, выявлена тенденция к снижению рассматриваемого показателя в фазу цветения. В вариантах ЖКУ (N15P52) ЖКУ + КАС (N58P52) установлено существенное уменьшение нитратного азота в фазу цветения с повышением его количества в фазу полной спелости. Обеспеченность нитратным азотом на контроле очень низкая по всем срокам отбора почв. По сравнению с контролем применение удобрений способствовали достоверному увеличению содержания нитратного азота в слое 0–10 см в фазу трех настоящих листьев. Максимальное содержание нитратного азота выявлено при совместном внесении ЖКУ и КАС, степень обеспеченности достигла высокого уровня. При этом в слое 10–20 см количество нитратного азота по вариантам опыта низкое и практически не изменяется. В фазу цветения достоверное увеличение нитратного азота наблюдается в вариантах КАС и ЖКУ + КАС, однако его уровень в указанных вариантах различный – низкий и средний соответственно. Совместное применение

ние ЖКУ и КАС позволяет поддерживать средний уровень содержания нитратного азота и в фазу полной спелости.

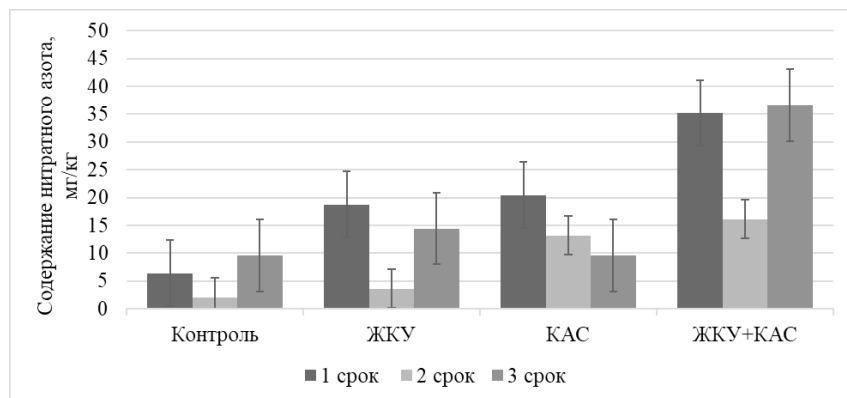


Рисунок 1 – Содержание нитратного азота в почве (0–10 см) под нутом при внесении удобрений, мг/кг

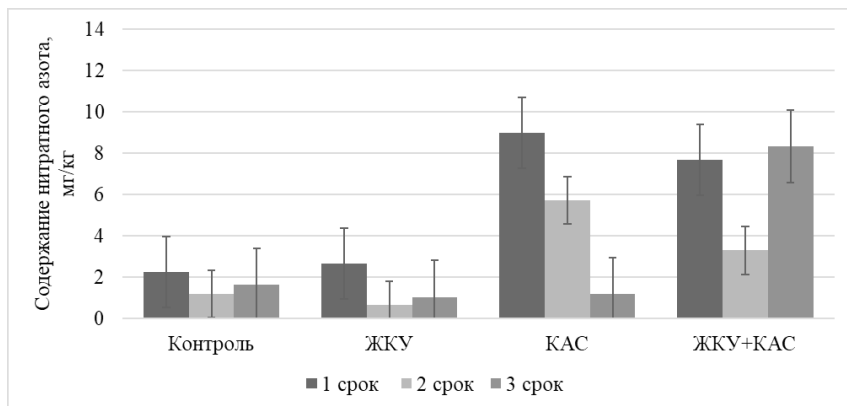


Рисунок 2 – Содержание нитратного азота в почве (10–20 см) под нутот при внесении удобрений, мг/кг

В отличие от нитратного азота динамика содержания аммонийного азота по всем вариантам опыта имеет одну направленность – снижение с фазы трех настоящих листьев до минимальных значений в фазу полной спелости нута. Указанные изменения наблюдаются как в слое 0–10, так и в слое 10–20 см.

Дисперсионный анализ показал, что существенное увеличение содержания аммонийного азота в слое 0–10 см выявлено во все исследуемые фазы при внесении КАС (N42) на 4,62–5,81 мг/кг относительно контроля. В нижележащем слое почвы (10–20 см) установлено повышение аммонийного азота во всех удобренных вариантах в течение всего периода развития растений нута. Несмотря на указанные значительные изменения уровень содержания аммонийного азота – низкий по всем вариантам и срокам отбора (рис. 3–4).

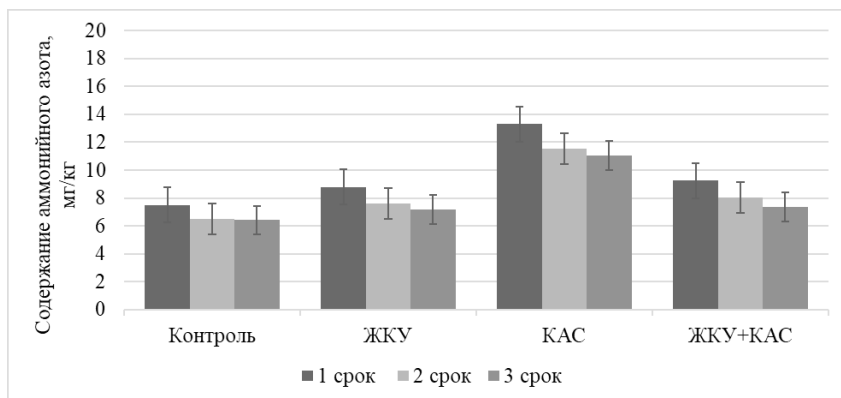


Рисунок 3 – Содержание аммонийного азота в почве (0–10 см) под нутом при внесении удобрений, мг/кг

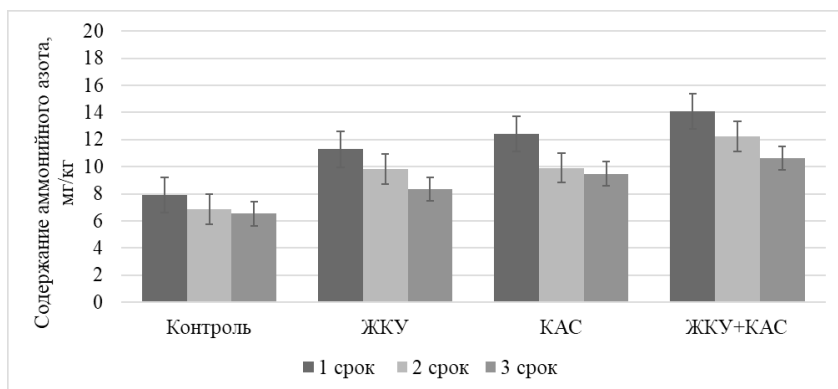


Рисунок 4 – Содержание аммонийного азота в почве (10–20 см) под нутом при внесении удобрений, мг/кг

Согласно полученным результатам, внесение жидких минеральных удобрений в поверхностный слой почвы при возделывании нута по технологии No-till приводит к дифференциации содержания нитратного и аммонийного азота. Нитратный азот накапливается в верхнем слое почвы (0–10 см) во всех удобренных вариантах в фазы трех настоящих листьев и цветения. Значительные изменения аммонийного азота по слоям почвы выявлено в варианте ЖКУ + КАС с наибольшей дозой азота и фосфора (N58P52). При этом содержание аммонийного азота в слое 0–10 см меньше, чем в слое 10–20 см.

Работа выполнена при поддержке проекта Министерства науки и высшего образования РФ по поддержке молодежной лаборатории «Агробиотехнологии для повышения плодородия почв и качества сельскохозяйственной продукции» в рамках программы развития межрегионального научно-образовательного центра Юга России, № ЛабНОЦ-21-01АБ, FENW-2021-0014.

Литература

1. Влияние микроудобрений на урожайность нута в зоне каштановых почв Волгоградской области / А. В. Балашов, Н. А. Куликова, И. А. Васина // Аграрная наука – основа успешного развития АПК и сохранения экосистем: материалы международной научно-практической конференции. Волгоград: Волгоградский ГАУ, 2012. С. 92–95.
2. Классификация и диагностика почв России / Шишов А. Л., Тонконогов В. Д., Лебедева И. И., Герасимова М. И. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
3. Повышение урожайности и сбора белка при возделывании нута в Ростовской области / Е. В. Агафонов, К. И. Пимонов, Е. И. Пугач // Кормопроизводство. 2010. № 6. С. 25–28.
4. Эффективность симбиоза нута при инокуляции разными штаммами ризобий / Г. С. Посыпанов, З. Ш. Нугаева // Биологический азот в растениеводстве: тезисы докл. 3-й Междунар. науч. конф. М.: СОИСАФ, 1996. С. 29–36.

ВОЗМОЖНОСТИ ПРИМЕНЕНИЯ ПРОГНОЗНО-ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ МОДЕЛИ В РАЗВИТИИ ОРГАНИЧЕСКОГО ЗЕМЛЕДЕЛИЯ

И. В. Ильюшенко

ФГБНУ Всероссийский научно-исследовательский институт агрохимии
им. Д. Н. Прянишникова, г. Москва, Россия
ili.ari@yandex.ru

В России производство «органической продукции» составляют всего 1% мирового рынка, хотя, как отмечают эксперты, наша страна, обладая уникальными природными ресурсами, может занять ведущие позиции в производстве органической продукции. В настоящее время органическое сельское хозяйство является мировым трендом, который практикуется в 172 странах мира. Одним из путей решения этой проблемы может быть введение в оборот 28 млн. га неиспользованных земель сельскохозяйственного назначения, на которых длительное время не применялись минеральные удобрения и химические средства защиты растений и их можно считать пригодными для органического земледелия [2]. Следует иметь в виду, что из оборота выводили наименее плодородные земли, характеризующиеся повышенной кислотностью и низким содержанием питательных веществ и поэтому на таких почвах нельзя получить приемлемую урожайность. Для этого необходимо с помощью балансового метода проводить прогнозную оценку эколого-агрономического показателя продуктивности культур и плодородия почв [3]. При этом нужно учитывать показатель химической нагрузки не только на почвы и растения, но и на контактирующие компоненты окружающей среды.

Сахарная свёкла занимает одно из первых мест по выносу питательных веществ из почвы, а, как известно, чем лучше агрохимические свойства, тем выше вынос. Тем самым угроза истощения для чернозёмных почв достаточно высока.

В связи с этим, вызывает интерес изучение вопроса какие почвы целесообразно использовать для органического земледелия,

преследуя цель не допустить резкого снижения урожайности и получить экологически чистую продукцию.

К настоящему времени Географической сетью полевых опытов с удобрениями накоплен большой экспериментальный материал по эффективности удобрений в различно-природно-климатических зонах страны, который обобщен и на этой основе разработаны соответствующие математические модели, позволяющие оценить вклад почвенных и агрохимических факторов в формировании урожайности сельскохозяйственных культур [1]. На примере чернозема выщелоченного Центрального федерального округа рассмотрим полученную математическую модель (табл. 1).

Таблица 1 – Связь урожайности сахарной свёклы с агрохимическими свойствами чернозёмов выщелоченных

Аргументы системы	Корреляция						Критерий линейности корреляции	
	линейная(r)			криволинейная(η)				
	коэффициент		уровень значимости	корреляционное отношение	индекс детерминации	уровень значимости	Fф	Fт
	корреляции	детерминации						
Гумус	-0,23	0,05	0,001	0,56	0,32	0,001	22,3	3
pH	-0,28	0,08	0,001	0,23	0,05	0,001	-	-
N _{Корифилд}	0,37	0,14	0,001	0,32	0,1	0,001	-	-
P ₂ O ₅	0,23	0,05	0,001	0,38	0,14	0,001	12,3	4,4
K ₂ O	0,2	0,04	0,001	0,36	0,13	0,001	4	5,7

Результаты статистической обработки показали, что содержание азота, значимо коррелировало с величиной урожайности корреляционное отношение 0,32 при уровнях значимости (0,001 %). Степень обеспеченности почв подвижным фосфором оказывала заметное влияние на урожайность сахарной свёклы. Эта связь находилась в криволинейной зависимости, корреляционное отношение при этом составило 0,38 при 0,001 %-ном уровне значимости. Содержание подвижного калия практически не влияло на урожайность сахарной свёклы. В данном случае связь носила линейный характер, поскольку критерий криволинейности

отвергается из-за того, что $F_t > F_f$. Коэффициент корреляции 0,2 свидетельствует о слабой зависимости, что подтверждается низким коэффициентом детерминации.

Таким образом, результаты статистической обработки материала показали, что значимыми факторами, влияющими на урожайность сахарной свёклы, является содержание азота и подвижного фосфора (табл. 2).

Таблица 2 – Урожайность сахарной свеклы без применения удобрений на черноземах выщелоченных Центрального округа, ц/га

Содержание азота (по Корнфилду), мг/кг	Содержание подвижного фосфора, мг/кг			
	< 100	101-150	150-200	>200
< 50	143	146	192	206
51-100	178	198	224	240
101-150	196	218	245	263
151-200	204	228	257	277
>200	226	252	283	305

Анализ полученных материалов свидетельствует о том, что урожайность сахарной свеклы в хозяйствах всех категорий в среднем по Центральному федеральному округу была значительно выше по сравнению с данными полученными в опытах на высокоокультуренных почвах. Следовательно, подход к выбору полей, пригодных для ведения органического земледелия должен быть хорошо продуманным и учитывать биологические и технологические особенности возделывания культур.

Немаловажным при выборе полей для органического земледелия являются вопросы экологии, которая может быть оценена путем сопоставления приходной и расходной частей баланса питательных веществ при возделывании культур, что позволит прогнозировать изменение в содержании питательных веществ в почве, которые могут происходить под влиянием различных систем земледелия.

Большинство отечественных ученых считают, что содержание подвижного фосфора в почве является характерным признаком

ее уровня плодородия, а повышение обеспеченности P_2O_5 – показателем роста окультуренности [3]. Исходя из этого, нам представилось целесообразным сделать оценку пригодности почв для ведения органического земледелия по балансу фосфора не по всем вариантам опыта, а только по самой низкой и высокой степени окультуренности почв. Результаты расчетов показывают, что на низкоокультуренных почвах ежегодный вынос фосфора урожаями будет невысокий 19 кг/га, а на высокоокультуренных составит 41 кг/га. Это означает, потребуется вносить по 40 т/га полуперепревшего навоза, для того, чтобы повысить фосфатный уровень низкоокультуренной почвы, так как без этого на таких почвах можно получать только крайне низкие урожаи. На высокоокультуренных почвах (если не вносить удобрения) содержание подвижного фосфора будет постепенно снижаться и через 10–15 лет из высокообеспеченных переходит в среднеобеспеченные, что приведет к снижению урожайности. Поэтому для поддержания достигнутого уровня степени обеспеченности почв подвижным фосфором необходимо ежегодно вносить 13–15 т/га полуперепревшего навоза, чтобы компенсировать вынос фосфора урожаями в размере 38–46 кг/га (табл. 3).

Таблица 3 – Баланс фосфора при возделывании сахарной свеклы на почвах различной окультуренности

Культура	Ежегодный вынос, кг/га		Внесение навоза, кг/га		Баланс, кг/га	
	н. о	в. о	н.о	в.о	н.о	в.о
Сахарная свекла	19	41	120	45	101	4

Примечание: н.о – низкоокультуренные, в.о – высокоокультуренные; на низкоокультуренных почвах доза навоза составляет 40 т/га, на высокоокультуренных 15 т/га.

Возможны и другие варианты размещения органических удобрений в полях севооборота. Это будет зависеть от поставленной задачи по урожайности и регулированию фосфатного режима почв. Если при выборе полей для органического земледелия

ориентироваться на низкоокультуренные почвы, то будет создан большой разрыв в урожайности между традиционной технологией возделывания культур и органической, для сохранения которого потребуются внесение высоких доз органических удобрений. При выборе высокоокультуренных полей потребуются меньшее количество органических удобрений и разрыв между технологиями будет менее заметен.

Литература

1. Ильющенко И. В., Шафран С. А. Оценка почв различной окультуренности при возделывании сахарной свеклы //Агрохимический вестник. 2018. № 5. С. 22–25.
2. Пояснительная записка к проекту федерального закона «О производстве органической продукции» от 24.01.2018.
3. Сычев В. Г., Шафран С. А., Адрианов С. Н. и др. Эффективность фосфорных удобрений на почвах России и основные направления исследований Геосети по агрохимии фосфора. Бюллетень Географической сети опытов с удобрениями. Вып. 10. М.: ВНИИА, 2010. 48 с.

ВЛИЯНИЕ МИНЕРАЛЬНЫХ УДОБРЕНИЙ НА СОДЕРЖАНИЕ НИТРАТНОГО АЗОТА В ЧЕРНОЗЕМЕ ОБЫКНОВЕННОМ ПРИ ВОЗДЕЛЫВАНИИ ГОРОХА ПО ТЕХНОЛОГИИ NO-TILL

В. А. Илющечкин, В. А. Ерин, О. А. Бирюкова

Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия
vital2018@mail.ru

Горох – главная высокобелковая культура России, которую возделывают на продовольственные и фуражные цели. По сравнению с другими зернобобовыми она менее требовательна к почвенно-климатическим условиям, что и определило ее широкое распространение. В. А. Алабушев и А. В. Алабушев [1] утверждают, что в Ростовской области горох – это основная зернобобовая культура, широко используемая в питании населения и кормле-

нии скота. Его зерно решает проблему растительного белка, так как превосходит по этому показателю более чем в два раза другие зерновые культуры. Велико значение гороха как культуры, фиксирующей атмосферный азот и тем самым обеспечивающий снижение использования азота минерального – и почвы, и удобрений. Поэтому изучение влияния различных видов и форм минеральных удобрений на накопление минерального азота в почве под горохом несомненно актуально.

Исследования проводили на базе ИП Мокриков В.И. Октябрьского района Ростовской области. Преобладающими почвами на этой территории является черноземы обыкновенные карбонатные различной мощности и степени эродированности. Исследуемая почва – чернозем обыкновенный карбонатный тяжело-суглинистый на лессовидном суглинке. Согласно классификации почв России, почва относится к агрочерноземам обыкновенным карбонатным теплым, кратковременно промерзающим [3].

Изучение содержания нитратного азота проведено в производственных опытах при использовании технологии No-Till. Опытная культура – горох (*Pisum*), сорт – Стабил, предшественник – озимая пшеница. В опыте использовали жидкие формы минеральных удобрений: азотные – КАС (N32), карбамид (N46) и комплексные – ЖКУ (11-37-0). Схема опыта: 1) контроль (без удобрений), 2) ЖКУ (N15P52), 3) КАС (N42), 4) ЖКУ + КАС (N58P52), 5) ЖКУ+Карбамид (N43P52). Образцы почвы отбирали по слоям 0-10 и 10-20 см по следующим фазам развития гороха: ветвление, цветение, полная спелость. Исследования проводили с использованием следующих методов: отбор проб почвы – ГОСТ 17.4.4.02-17; подготовка почв к анализу 6 пункт ГОСТа 17.4.4.02-17; определение нитратного азота – потенциометрическим методом с ионселективными электродами по ГОСТ 26951-86 [5].

Согласно полученным данным, наибольшее содержание нитратного азота в почве во всех вариантах опыта отмечалось под горохом в ранний период развития. По мере потребления азота растениями количество его снижалось, достигая минимума в фазу полной спелости (рис. 1–3).

Применение исследуемых минеральных удобрений способствовало увеличению содержания нитратного азота в почве. Минимальное содержание нитратного азота отмечается на контрольном варианте во все исследуемые фазы развития гороха и характеризуется низкой степенью обеспеченности. Максимальное содержание нитратного азота в фазы ветвления и цветения выявлено в 4 варианте – ЖКУ + КАС, при наибольших по опыту дозах азота и фосфора (N58P52) (рис. 1–2).

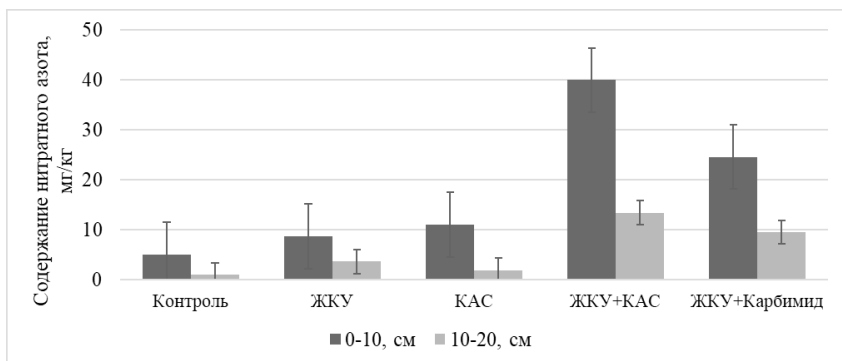


Рисунок 1 – Содержание нитратного азота в почве под горохом в фазу ветвления, мг/кг

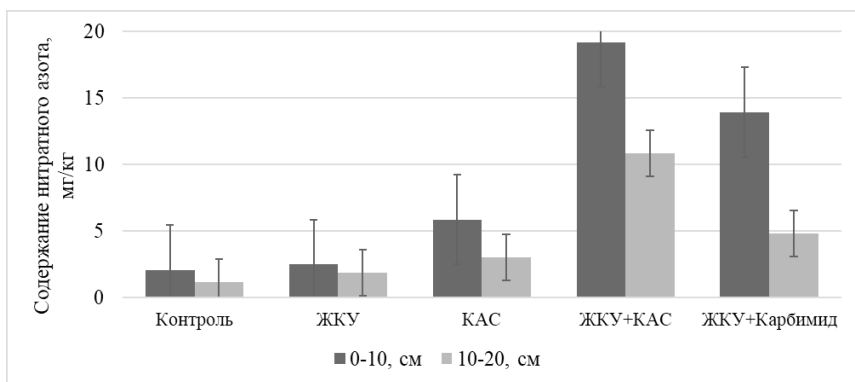


Рисунок 2 – Содержание нитратного азота в почве под горохом в фазу цветения, мг/кг

Следует отметить, что совместное применение ЖКУ и КАС повышает степень обеспеченности нитратным азотом до высокой и средней соответственно в фазы ветвления и цветения гороха. Существенное увеличение содержания нитратного азота установлено и при внесении карбамида на фоне ЖКУ, но меньше, чем в предыдущем варианте, что, вероятно, связано с особенностями используемых азотных удобрений: КАС и карбамид.

Выявленные закономерности наблюдаются как в слое 0–10, так и в слое 10–20 см. При этом проявляется дифференциация содержания нитратного азота по слоям почвы. По всем фазам развития гороха содержание нитратного азота в слое 0–10 см больше, чем в слое 10–20 см, что характерно для используемой технологии [2, 4].

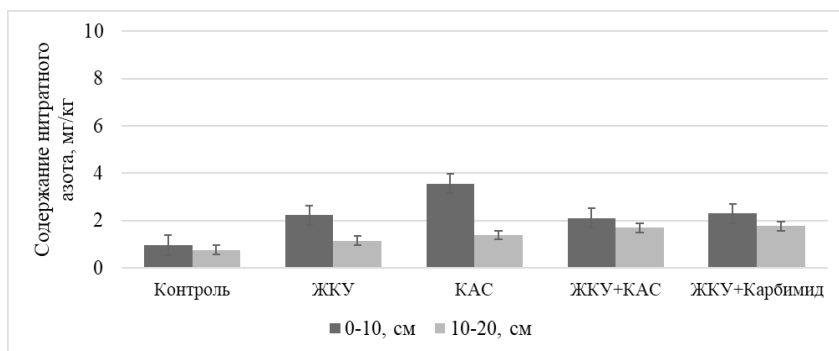


Рисунок 3 – Содержание нитратного азота в почве под горохом в фазу полного созревания, мг/кг

Работа выполнена при поддержке проекта Министерства науки и высшего образования РФ по поддержке молодежной лаборатории «Агробиотехнологии для повышения плодородия почв и качества сельскохозяйственной продукции» в рамках программы развития межрегионального научно-образовательного центра Юга России, № ЛабНОЦ-21-01АБ, FENW-2021-0014.

Литература

1. Алабушев В. А., Алабушев А. В. и др. Растениеводство / под ред. В. А. Алабушева. Ростов-на-Дону: Издательский центр «Март», 2001. 384 с.
2. Ильченко Я. И., Бирюкова О. А., Медведева А. М. Содержание минерального азота в черноземе обыкновенном при внесении удобрений в системе No-till // Проблемы трансформации естественных ландшафтов в результате антропогенной деятельности и пути их решения: сб. науч. тр. по материалам Междунар. науч. экол. конф. / сост. В. В. Корунчикова, Л. С. Новопольцева; под ред. И. С. Белюченко. Краснодар: КубГАУ, 2021. С. 250–253
3. Классификация и диагностика почв России. Шишов А. А., Тонконогов В. Д., Лебедева И. И., Герасимова М. И. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
4. Минникова Т. В., Кравцова Н. Е., Мокриков Г. В., Казеев К. Ш., Колесников С. И. Влияние прямого посева озимой пшеницы на содержание в черноземе элементов питания // Агрохимия. 2019. №10. С. 64–71.
5. Практикум по агрохимии: Учеб. пособие. 2-е изд., перераб. и доп. / под ред. академика РАСХН В. Г. Минеева. М.: Изд-во МГУ, 2001. 155 с.

ВЛИЯНИЕ ВНЕСЕНИЯ ФОСФОГИПСА В ПОЧВУ НА РОСТ И ЭЛЕМЕНТНЫЙ СОСТАВ РАСТЕНИЙ

**А. Д. Котельникова, О. Б. Рогова, М. А. Шишкин,
А. А. Горлов, К. А. Колчанова, Ф. С. Егоров**

ФГБНУ ФИЦ «Почвенный институт им. В. В. Докучаева»
a.d.kotelnikova@gmail.com

Фосфогипс (ФГ) – отход производства минеральных удобрений, который также предполагается использовать в качестве почвенного мелиоранта, источника дополнительных питательных элементов в почве. Ежегодно объемы уже существующих отвалов ФГ на предприятиях в России увеличиваются на десятки миллионов тонн. Поэтому утилизация данного отхода в процессе внесения в почву может рассматриваться как перспективный подход. Одним из ограничивающих факторов для подобного применения ФГ является высокое содержание редкоземельных элементов (РЗЭ). Группа РЗЭ включает в себя лантан (La), 14 лантаноидов, а также скандий (Sc) и иттрий (Y). В последние десятилетия не ослабевает внимание исследователей, направленное на

изучение данной группы элементов, в том числе их поведения в системе почва-растение. При этом данные о воздействии РЗЭ на биоту остаются ограниченными. Таким образом, целью данной работы стала оценка воздействия внесения ФГ как источника РЗЭ в почве на растения.

Образец ФГ для исследования был отобран на отвалах, расположенных вблизи г. Балаково, Саратовская область. Для оценки влияния внесения ФГ в почву на растения использовали методику биотестирования, основанную на ГОСТ Р ИСО 22030-2009 «Качество почвы. Биологические методы. Хроническая фитотоксичность в отношении высших растений». В качестве тест-объекта выбран овес обыкновенный *Avena sativa* L. Использовали смешанные образцы верхнего (0–20 см) слоя агродерново-подзолистой почвы (Eutric Albic Retisol, Московская область) и чернозема типичного (Haplic Chernozem, Курская область). Воздушно-сухие образцы почв просеивали через сита диаметром 2 мм для дерново-подзолистой почвы и 3 мм для чернозема. Для проведения тестирования в образцы почв вносили ФГ в двух вариантах – из расчета содержания в нем La 100 и 200 мг/кг (содержание La в ФГ было определено предварительно), тщательно перемешивали. Растения выращивались в сосудах объемом 400 мл в свето-установке с двумя металлгалогенными лампами по 250 Вт каждая при комнатной температуре (20–25 °C) с соблюдением светового режима в четырехкратной повторности. По окончании эксперимента определяли сырую массу побегов каждого растения, их длину, число цветков в соцветиях на растение, сырую массу соцветий. Корни растений отмывали последовательно дистиллированной водой, обрабатывали ультразвуком при малой мощности, отмывали в слабом растворе соляной кислоты и ЭДТА. Полученную растительную массу высушивали при 40°C в вентилируемом шкафу и определяли сухую массу надземных органов. Пробоподготовка растительных образцов включала разложение с использованием азотной кислоты (HNO₃) на установке для микроволнового разложения проб ETHOS EASY (Milestone, Италия). Отдельно разлагали побеги, соцветия и корни растений. Элементный анализ полученных растворов

осуществлялся методом оптико-эмиссионной спектроскопии с индуктивно-связанной плазмой (ИСП-ОЭС) (5800 ICP-OES, Agilent Technologies, USA). Результаты исследования обработаны методами непараметрической статистики с использованием STATISTICA 10.0 и языка программирования R в среде R Studio.

По результатам проведенного биотестирования удалось получить следующие результаты. Тенденция на уменьшение длины побегов овса при внесении в почву ФГ отмечается для обоих

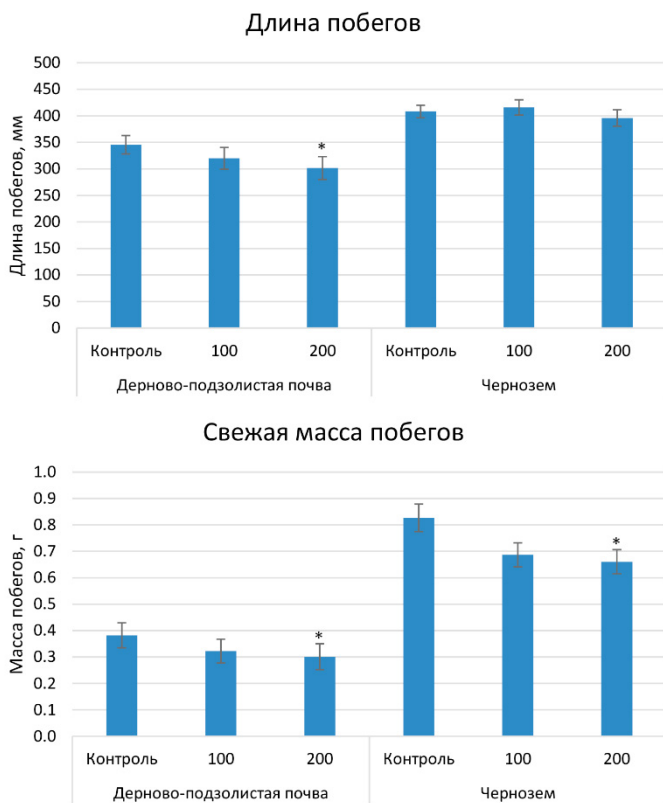


Рисунок 1 – Длина побегов и свежая масса побегов растений овса *Avena sativa* L. при внесении фосфогипса в образцы дерново-подзолистой почвы и чернозема из расчета 100 и 200 мг/кг La. Показаны средние значения ($n=4$) и 95% доверительные интервалы. * отмечены варианты опыта, статистически достоверно отличающиеся от контроля согласно тесту Гао ($p \leq 0.05$)

типов почв, при этом достоверное отличие от контроля ($p \leq 0.05$) показано в варианте 200 мг/кг La (рис. 2). Сырая масса побегов растений овса также уменьшилась при внесении ФГ в дерново-подзолистую почву и чернозем, достоверно этот эффект отмечается в вариантах 200 мг/кг La (рис. 2). Сырая масса соцветий напротив имела тренд на увеличение, она достоверно выше контрольной при дозе ФГ в дерново-подзолистой почве 100 мг/

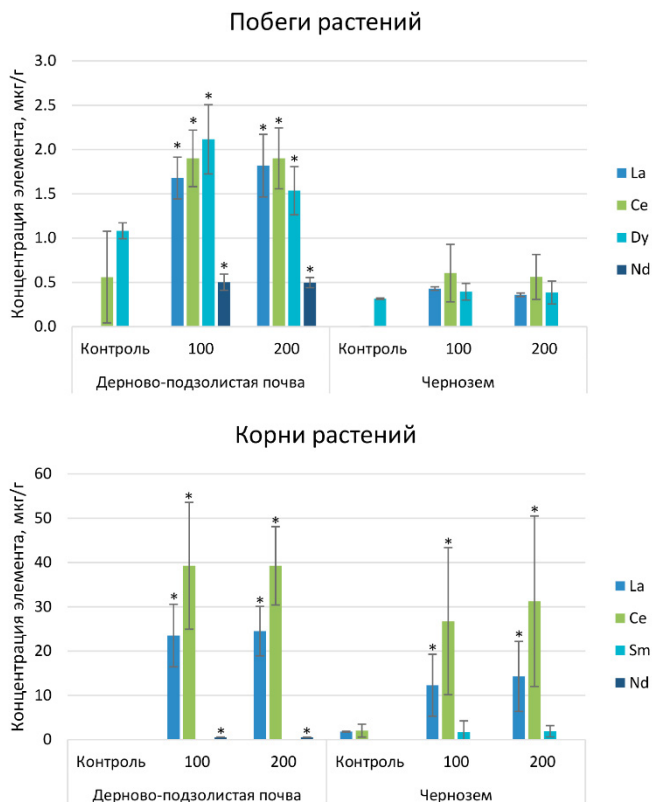


Рисунок 2 – Концентрации редкоземельных элементов в побегах и корнях растений овса *Avena sativa* L. при внесении фосфогипса в образцы дерново-подзолистой почвы и чернозема из расчета 100 и 200 мг/кг La. Показаны средние значения ($n=4$) и 95% доверительные интервалы. * отмечены варианты опыта, статистически достоверно отличающиеся от контроля согласно тесту Гао ($p \leq 0.05$)

кг La. Увеличение массы соцветий овса, видимо, объясняется увеличением числа цветков в соцветии, отмечаемое в вариантах с обоими типами почв, но достоверно для чернозема с внесением дозы ФГ 100 мг/кг La. При оценке сухой массы побегов и соцветий различия становятся статистически недостоверными, однако тренды сохраняются, при этом значимых различий во влажности растительных образцов не отмечено. Таким образом, может быть отмечено скорее негативное влияние внесения ФГ в дерново-подзолистую почву и чернозем по основным ростовым показателям растений овса в условиях вегетационного опыта.

По результатам элементного анализа растительного материала концентрация представителей группы РЗЭ в соцветиях овса ниже предела обнаружения во всех вариантах опыта. В побегах и корнях растений овса при внесении ФГ в образцы дерново-подзолистой почвы и чернозема отмечался заметный рост концентраций ряда лантаноидов (рис. 2). Статистически достоверное увеличение согласно тесту Гао ($p \leq 0.05$) концентрации La, Ce, Nd, Dy в вариантах с внесением ФГ относительно контроля отмечается для образцов дерново-подзолистой почвы. При внесении ФГ в образцы чернозема достоверных изменений концентрации лантаноидов в побегах овса не отмечено. Для корней растений овса отмечено статистически достоверное увеличение концентрации La, Ce и Nd в вариантах 100 и 200 мг/кг La относительно контрольного варианта при внесении в дерново-подзолистую почву, а также Ce и La при внесении в чернозем.

В целом для вариантов опыта с дерново-подзолистой почвой были характерны более высокие значения концентрации РЗЭ в органах овса по сравнению с вариантами опыта с черноземом. Это может быть обусловлено более высокой буферной емкостью чернозема по сравнению с дерново-подзолистой почвой. Чернозем, обладающий более высоким содержанием органического вещества, может способствовать закреплению РЗЭ, для которых показана высокая сорбция органическими компонентами почвы.

Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда № 22-74-00003.

ВЛИЯНИЕ БАКТЕРИАЛЬНОГО ПРЕПАРАТА И БИОЧАРА НА РАЗЛОЖЕНИЕ ПОЖНИВНЫХ ОСТАТКОВ ОЗИМОЙ ПШЕНИЦЫ ПО ФИТОТОКСИЧНОСТИ ЧЕРНОЗЕМА ОБЫКНОВЕННОГО

Н.С. Минин, Т.В. Минникова, С.И. Колесников

Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия
minin@sfedu.ru

Устойчивое развитие сельского хозяйства имеет решающее значение для достижения продовольственной безопасности. Сокращение зависимости от агрохимикатов, повышение эффективности их использования имеет решающее значение. Природные биостимуляторы могут сыграть важную роль в устойчивом развитии сельского хозяйства при относительно низких затратах за счет биологически активных соединений, усиливающих рост растений, такими как фитогормоны, аминокислоты и питательные вещества [7]. В настоящее время создано большое разнообразие биологически активных веществ, как природного, так и синтетического происхождения [1]. Под биологически активными веществами понимают вещества, способствующие улучшению условий существования аборигенной микробиоты, без токсического воздействия на флору и фауну почв [7]. Фитотоксичность почв – достаточно информативный показатель, позволяющий идентифицировать токсичность почв [3], а длина корней и побегов является наиболее информативным показателем при оценке влияния на фитотоксические свойства почв [5].

Цель исследования – оценить воздействие бактериального препарата Ф1 и биочара на разложение пожнивных остатков озимой пшеницы по фитотоксичности чернозема обыкновенного.

Объектом исследования выбран чернозем обыкновенный карбонатный (Апах, 0–25). Место отбора – Ботанический сад Южного федерального университета, г. Ростов-на-Дону. Чернозем обыкновенный характеризуется содержанием органического углерода – 4,5–6,5 %, карбонатов – 0,3–0,5 %, ЕКО – 40–45 мг-экв / 100 г

почвы [3]. Микробиологический препарат на основе консорциума штаммов аэробных спорообразующих бактерий р. *Bacillus*, проявляющих антагонистическую активность в отношении фитопатогенных грибов. Общая рекомендуемая доза препарата в вегетационном сосуде составляет 20 мл на 1 га почвы. Для оценки влияния микробиологического препарата Ф1 и биочара на процесс разложения пожнивных остатков озимой пшеницы в лабораторных условиях моделировали внесение пожнивных остатков озимой пшеницы в почву вместе с Ф1 и биочаром согласно нормативам внесения. В почву с пожнивными остатками вносили рекомендуемую дозу микробиологического препарата (Ф1) и в 100 раз больше от рекомендуемой (Ф1х100). Исследовали концентрацию биочара 1% от массы почвы. Для инокуляции Ф1 на биочаре проводили измельчение биочара в порошок с помощью ступки с пестиком. После биочар смешивали с Ф1 и Ф1х100 в требуемых количествах. Инокуляция биочара бактериями, стимулирующими рост растений, является эффективным методом улучшения качества почвы и поддержания урожайности сельскохозяйственных культур [5].

Для оценки биологической активности почвы определяли целлюлозолитическую активность почвы по методу [6]. Фитотоксичность измеряли по показателям интенсивности начального роста семян (*Hordeum Vulgare*) сорта «Леон»: длина побегов и корней, фитомасса побегов и корней [2]. Изменения данных характеристик ячменя фиксировали 7 дней после посева семян.

Разложение пожнивных остатков озимой пшеницы было наиболее эффективным при добавлении Ф1х100, Ф1+биочар и биочар инокулированный Ф1 – 92, 93 и 91 % по сравнению с исходной массой полотна. На рис. 1 представлены показатели интенсивности начального роста и развития семян, характеризующие фитотоксичность почвы. Установлено, что что при добавлении 1 % биочара наблюдается стимуляция длины побегов на 52 %, длины корней на 37 %, фитомассы побегов на 33 % и фитомассы корней на 48 %, по сравнению с контролем. В почве с фоном наблюдается стимуляция длины побегов на 35 %, длины корней на 26 %,

стимуляция фитомассы побегов на 32% и фитомассы корней на 42%, по сравнению с контролем.

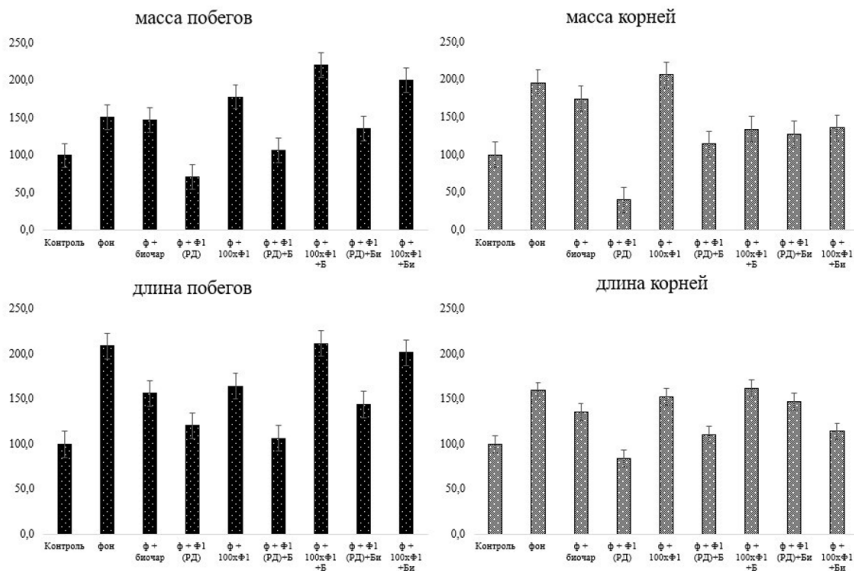


Рисунок 1 – Изменение показателей интенсивности начального роста ячменя на черноземе обыкновенном при добавлении биочара и Φ1

При добавлении бактериального препарата Φ1 наблюдается стимуляция длины побегов на 17 %, ингибирование фитомассы побегов на 39 %, длины корней на 19 % и фитомассы корней на 45 %, по сравнению с контролем. При добавлении Φ1х100, наблюдается стимуляция длины побегов на 39 %, длины корней на 34 %, стимуляция фитомассы побегов на 43 % и фитомассы корней на 51 %, по сравнению с контролем. При добавлении бактериального препарата Φ1 и биочара, наблюдается стимуляция длины побегов на 5 %, длины корней на 9 %, стимуляция фитомассы побегов на 6 % и фитомассы корней на 13 %, по сравнению с контролем. При добавлении Φ1х100 и биочара, наблюдается стимуляция длины побегов на 52 %, длины корней на 38 %, фитомассы побегов на 54 % и фитомассы корней на 25 %, по сравнению с контролем.

При добавлении Ф1 и инокулированного биочара, наблюдается стимуляция длины побегов на 30 %, длины корней на 32 %, фитомассы побегов на 26 % и фитомассы корней на 21 %, по сравнению с контролем. При добавлении биочара, инокулированным Ф1х 100, наблюдается стимуляция длины побегов на 50 %, длины корней на 12 %, фитомассы побегов на 50 % и фитомассы корней на 26 %, по сравнению с контролем.

В результате исследования было установлено, что добавление в почву таких биостимуляторов, как биочар и бактериальный препарат Ф1 в различных комбинациях повышает фитотоксические показатели в процессе разложения пожнивных остатков озимой пшеницы. Внесение 1,0% биочара, а также Ф1х100, Ф1х100 с добавлением биочара, биочара инокулированного Ф1х100 вызвали стимуляцию длины побегов на 52, 39, 52 и 50 %, по сравнению с контролем.

Исследование выполнено при финансовой поддержке гранта Президента МК-175.2022.5, Министерства науки и высшего образования Российской Федерации в рамках Мегагранта (лаборатория «Здоровье почв»), соглашение № 075-15-2022-1122 и проекта Министерства науки и высшего образования РФ по поддержке молодежной лаборатории “Агробиотехнологии для повышения плодородия почв и качества сельскохозяйственной продукции” в рамках программы развития межрегионально-го научно-образовательного центра Юга России (ЛабНОЦ-21-01АБ).

Литература

1. Акименко Ю. В., Казеев К. Ш., Колесников С. И. Изменение биохимических свойств чернозема обыкновенного при загрязнении биоцидами // Агрохимия. 2015. № 3. С. 81–87.
2. Бабьева М. А., Зенова Н. К. Биология почв. М.: Изд-во МГУ, 1989. 336 с.
3. Казеев К. Ш., Колесников С. И., Акименко Ю. В., Даденко Е. В. // Методы биодиагностики наземных экосистем. Ростов-на-Дону: Издательство ЮФУ, 2016. 356 с.
4. Казеев К. Ш., Колесников С. И. Биодиагностика почв: методология и методы исследований. Ростов-на-Дону: Изд-во ЮФУ, 2012. 260 с.

5. Минникова Т. В., Денисова Т. В., Колесников С. И. Фитотоксичность лугово-черноземных почв района влияния Новочеркасской ГРЭС (Ростовская область) // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2016. Т. 18, №2 (2). С. 444–446.

6. Мишустин Е. Н. Микроорганизмы и продуктивность земледелия. М.: Наука, 1972. 343 с.

7. Akhtar S. S., Andersen M. N., Naveed M., Zahir Z. A., Liu F. L. Interactive effect of biochar and plant growth-promoting bacterial endophytes on ameliorating salinity stress in maize // Funct. Plant Biol., 2015. 42. P. 770-781

8. Helmy Q., Lakosmo R., Kardena E. Bioremediation of aged petroleum oil contaminated soil from laboratory scale to full scale application // Procedia Chemistry. 2015. 14. 326–333.

9. Zulfiqar F., Casadesús A., Brockman H., Munné-Bosch S. An overview of plant-based natural biostimulants for sustainable horticulture with a particular focus on moringa leaf extracts // Plant Science. 2020. Vol. 295. 110194.

ФЕРМЕНТАТИВНАЯ ДИАГНОСТИКА СОСТОЯНИЯ НЕФТЕЗАГРЯЗНЕННЫХ ПОЧВ ЮГА РОССИИ ПОСЛЕ РЕМЕДИАЦИИ БИОЧАРОМ И ГУМАТОМ НАТРИЯ

Т. В. Минникова, С. Ю. Ревина, С. И. Колесников

Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия
loko261008@yandex.ru

В условиях загрязнения почв различными химическими веществами, как нефтяные углеводороды, тяжелые металлы, за последние годы становится приоритетным установление закономерности влияния биочара (как биостимулятор и адсорбент) и гумата натрия (как биостимулятор) на процесс разложения нефти и нефтепродуктов и связывания подвижных форм тяжелых металлов [3, 5, 6]. Экологическое состояние почв после применения ремедиантов следует оценивать по изменению биологических показателей загрязненных почв [2, 4].

Цель работы – провести ферментативную диагностику состояния нефтезагрязненных почв Юга России после ремедиации биочаром и гуматом натрия

Для оценки экологического состояния нефтезагрязненных почв после применения биочара и гумата натрия исследовали ферментативную активность почв. Объектами исследования выбраны распространенные (чернозем обыкновенный тяжело-суглинистый, бурая лесная кислая почва) и редко встречающиеся (чернозем обыкновенный легкосуглинистый) типы почв Юга России. Ферментативную активность почв оценивали по активности оксидоредуктаз (каталазы и дегидрогеназ) и гидролаз (инвертазы, уреазы и фосфатазы) стандартными в экологии и биологии почв методами [1].

Ферментативная активность нефтезагрязненных почв была как ингибирована, так и простимулирована (рис. 1 А). Активность дегидрогеназ и уреазы в черноземе обыкновенном и бурой лесной почве была простимулирована на 16-50 % выше, чем в контроле. Ингибирование активности каталазы обнаружено для всех изученных типов почв на 21–35 %, а активность уреазы чернозема легкосуглинистого ингибирована на 23 % ниже контроля. Активность фосфатазы всех изученных почв не отличалась от контроля.

Внесение биочара позволило простимулировать активность каталазы, дегидрогеназ, инвертазы и уреазы чернозема легкосуглинистого на 13–127 % (рис. 1 Б). Максимальная стимуляция активности уреазы зафиксирована на бурой лесной и черноземе легкосуглинистом на 240 и 49 % выше, чем в контроле. Активность дегидрогеназ была простимулирована на 25, 245 и 53 % выше, чем в контроле. Только активность каталазы чернозема обыкновенного и бурой лесной почвы была ингибирована на 32 и 38 % от контроля соответственно. Таким образом наиболее чувствительный фермент при внесении биочара в чернозем тяжелосуглинистый и бурую лесную почву при загрязнении нефтью – активность каталазы, а для чернозема легкосуглинистого – активность фосфатазы.

Внесение гумата натрия стимулировало активность каталазы только на черноземе легкосуглинистом на 64 % выше, чем в контроле (рис. 1 В). В остальных почвах активность каталазы была ингибирована. Активность дегидрогеназ либо не отличалась от

контроля (чернозем тяжелосуглинистый), либо была простимулирована в 2,5 и 2,2 раза в бурой лесной почве и черноземе легкосуглинистом соответственно.

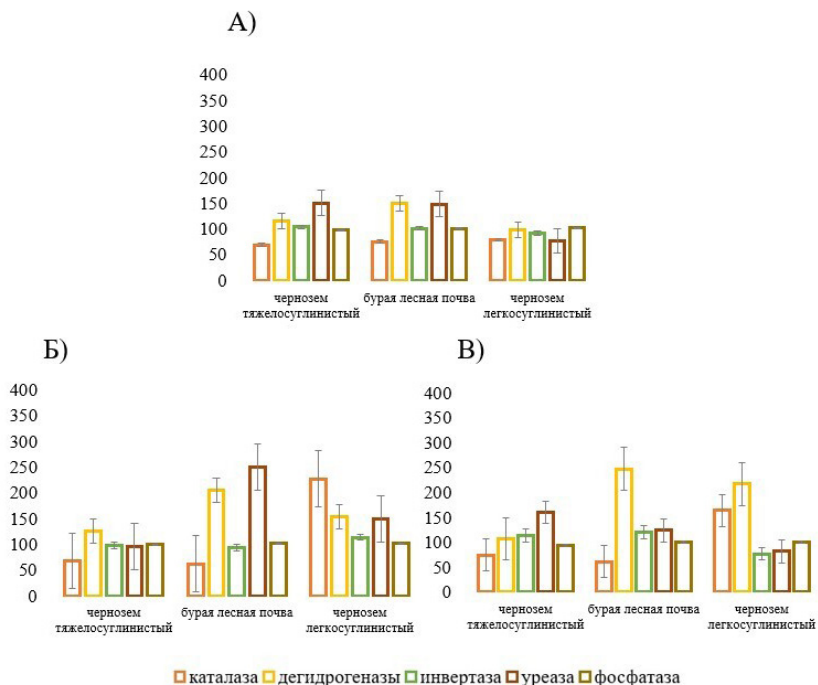


Рисунок 1 – Изменение ферментативной активности почв Юга России в почвах без внесения ремедиантов (А), после внесения биочара (Б) и гумата натрия (В), % от контроля

Активность инвертазы и уреазы в черноземе тяжелосуглинистом и бурой лесной почве была простимулирована на 14 и 19 %, 61 и 24 % от контроля соответственно. В черноземе легкосуглинистом, напротив, после внесения гумата натрия установлено ингибирование активности инвертазы и уреазы на 23 и 18 % от контроля соответственно. Активность фосфатазы всех почв не изменялась при внесении гумат натрия. Наиболее чувствительный фермент при внесении гумат натрия в чернозем

тяжелосуглинистый и бурую лесную почву при загрязнении нефтью – активность каталазы, а для чернозема легкосуглинистого – активность инвертазы.

В результате исследования ферментативной активности нефтезагрязненных почв Юга России при ремедиации биочаром и гуматом натрия установлено, что наиболее чувствительный фермент при ремедиации чернозема тяжелосуглинистого и бурой лесной почвы – активность каталазы, а чернозема легкосуглинистого фосфатаза и инвертаза.

Исследование выполнено при финансовой поддержке Министрства науки и высшего образования Российской Федерации в рамках Мегагранта, соглашение № 075-15-2022-1122.

Литература

1. Казеев К. Ш., Колесников С. И., Акименко Ю. В., Даденко Е. В. Методы биодиагностики наземных экосистем. Ростов-на-Дону: Издательство ЮФУ, 2016. 356 с.
2. Русева А. С., Минникова Т. В., Колесников С. И., Ревина С. Ю., Евстегнеева Н. А., Труфанов Д. А. Влияние «Байкал ЭМ-1» на экологическое состояние чернозема обыкновенного при загрязнении нефтью, мазутом и бензином // Российская сельскохозяйственная наука. 2022. № 4. С. 43-50. <https://doi.org/10.31857/S2500262722040081>
3. Burachevskaya M, Mandzhieva S, Bauer T, Minkina T, Rajput V, Chaplygin V, Fedorenko A, Chernikova N, Zamulina I, Kolesnikov S, Sushkova S, Perelomov L. The Effect of Granular Activated Carbon and Biochar on the Availability of Cu and Zn to *Hordeum sativum* Distichum in Contaminated Soil // Plants. 2021; 10(5):841. <https://doi.org/10.3390/plants10050841>
4. Kolesnikov S. I., Gaivoronskii V. G., Rotina E. N., Kazeev K. Sh., and Val'kov V. F. Assessment of Soil Tolerance toward Contamination with Black Oil in the South of Russia on the Basis of Soil Biological Indices: A Model Experiment // Eurasian Soil Science, 2010, Vol. 43, No. 8, - P. 929-934.
5. Minnikova, T. Kolesnikov, S. Minkina, T. Mandzhieva, S. Assessment of Ecological Condition of Haplic Chernozem Calcic Contaminated with Petroleum Hydrocarbons during Application of Bioremediation Agents of Various Natures // Land 2021, 10, - 169. <https://doi.org/10.3390/land10020169>.
6. Minnikova T., Kolesnikov S., Ruseva A., Kazeev K., Minkina T., Mandzhieva S., Sushkova S. Influence of the Biochar on Petroleum Hydrocarbon Degradation Intensity and Ecological Condition of Haplic Chernozem // Eurasian Journal of Soil Science. 2022, 11(2), - P. 157–166. <https://doi.org/10.18393/ejss.1037798>

ПРИМЕНЕНИЕ НАТУРАЛЬНЫХ СОРБЕНТОВ ДЛЯ ВОССТАНОВЛЕНИЯ НЕФТЕЗАГРЯЗНЕННЫХ ПОЧВЕННЫХ ЭКОСИСТЕМ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ

**Е. Е. Михедова^{1,2}, Г. К. Васильева¹,
Е. Р. Стрижакова¹, М. А. Калинин³**

¹ Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН, ФИЦ ПНЦБИ РАН, г. Пущино, Россия
lizamihedova@gmail.com

² Пущинский государственный естественно-научный институт (ПущГЕНИ)

³ Служба экологической безопасности и рационального природопользования Сургутского УМН АО «Транснефть-Сибирь»

На сегодняшний день Российская Федерация является одной из богатейших стран мира по запасам нефти и газа. Например, в 2020 в РФ добыча углеводородов составила около 561 млн. тонн. Такие значительные объемы добычи углеводородов не могут не влиять на экологическую ситуацию в стране. Несмотря на то, что нефтегазовые компании уделяют большое внимание экологической безопасности при добыче и транспортировке нефти и нефтепродуктов в России ежегодно происходит более 17 тысяч нефтеразливов, преимущественно в результате аварийных ситуаций на магистральных нефтепроводах [1].

В результате нефтеразливов происходит загрязнение окружающей среды, отчего страдает флора, фауна, и в целом экосистема. Особенно сложно поддаются восстановлению биоценозы Северных регионов, где преобладают слабогумусированные песчаные почвы либо заболоченные территории. При попадании нефти в почву на ее поверхности образуется нефтяная корка, которая препятствует доступу кислорода, нарушается аэрация, снижается влажность почвы, а в более низкие слои почвы проникают токсичные компоненты углеводородов и их метаболиты. Рекультивация нефтяных разливов процесс крайне сложный и высоко сайт-специфичный. Существует несколько принципиальных подходов для решения данного вопроса. Чаще всего при аварийной ситуации применяют комбинацию из нескольких

наиболее подходящих методов. Зачастую на начальном этапе, необходимо произвести механическую очистку, то есть организовать откачку нефти насосами с поверхности почвы, после чего провести ее биорекультивацию. Однако биологическая очистка сильно загрязненных почв не всегда приводит к желаемому результату. Особенно чувствительны к нефтяному загрязнению экосистемы Северных регионов России, в частности территории ЯНАО и ХМАО, где добывается более 60 % всей российской нефти. Поэтому разработка эффективных методов очистки нефтезагрязненных почв Западной Сибири особенно актуальна.

Ранее, нами была доказана эффективность применения сорбционной биоремедиации для нефтезагрязненных почв центрального региона России [2-5]. Показано, что внесение оптимальных доз натуральных сорбентов разных классов (одновременно с добавками биопрепаратов-деструкторов углеводов нефти и необходимого количества минеральных удобрений и раскислителей) существенно ускоряет процесс микробной деградации углеводов нефти при разном уровне загрязнения: от 5 до 15 %. При этом снижается миграция наиболее подвижных полярных углеводов нефти в глубокие слои почвы и грунтовые воды.

Основной целью данных исследований входило изучение влияния натуральных сорбентов на скорость биоремедиации минеральных почв легкого гранулометрического состава и их свойства, отобранных на территории ЯНАО и ХМАО, а также апробация разработанного метода сорбционной биоремедиации нефтезагрязненных песчаных почв на территории ЛПДС Сургутского филиала компании «Транснефть».

На первом этапе эксперименты проводили в вегетационных условиях с подзолисто-глеевой почвой (Сорг 1,4 %, рН 6,3, супесь), отобранной в территории ЯНАО вблизи Уренгойского нефтегазодобывающего месторождения (НГКМС). Почву загрязняли 7 % нефти низкой плотности, добытой на НГКМС. Затем, после кратковременного выветривания лёгкой фракции нефти проводили ее биоремедиацию путем добавок комплексных минеральных удобрений (нитроаммофоска) и доломитовой муки, а также биопрепарата Микробак на основе углеводов-окис-

ляющих микроорганизмов, разработанного в ИБФМ РАН. В ряд образцов вносили разные дозы (от 0,2 до 20 %) натуральных сорбентов: минеральных (каолинит, вермикулит, цеолит и диатомит), органических (детрит, торф и Спиллсорб) и углеродистых (гранулированный активированный уголь (ГАУ) и биочар (БЧ), полученный на основе древесной щепы). Образцы инкубировали в течение 18 мес. при температуре 18–22 °С и регулярном поливе для поддержания влажности в пределах 30–80 % ППВ.

На следующем этапе в условиях 3-х-летнего микрополевого эксперимента проверяли влияние выявленных оптимальных доз ряда натуральных сорбентов и их смесей на скорость биоремедиации тундрово-глеевой почвы ($C_{орг}$ 1,5 %, pH 6,4, супесь), загрязненной 6 или 12 % нефти средней плотности, полученной на МНПЗ «Капотня». В конце 1-го сезона почву засеивали горчицей посевной (*Synapis alba*), а в середине следующего – райграсом луговым (*Lolium perenne*). Параллельно проводили ряд вегетационных экспериментов в аналогичных условиях для выявления наилучшего состава композитного сорбента.

В ходе биоремедиации в ряд образцов вносили сорбенты в 2-х дозах, показавшие наибольшую эффективность в условиях первого вегетационного эксперимента. Почву периодически увлажняли, избегая ее полного пересыхания. В теплый период времени (с апреля по октябрь) почву перемешивали и отбирали на анализ: ежемесячно или раз в 2-3 месяца. Почву анализировали на суммарное содержание углеводородов нефти (УВН) и их окисленных метаболитов, $pH_{вод}$, численность углеводород-окисляющих микроорганизмов (УОМ), дегидрогеназную активность, а также определяли фитотоксичность почвы разработанным нами экспресс-методом по всхожести клевера белого (*Trifolium repens*) либо по длине корней и биомассе выросших растений. Методы анализа подробно описаны в предыдущих работах [2–6].

В июне 2021 г. на территории АДПС Сургутского отделения «Транснефть» был заложен эксперимент по апробации разработанной технологии сорбционной биоремедиации нефтезагрязненной песчаной почвы. Эксперимент проводили в условиях, приближенных к естественным, где в качестве основы использо-

вали карьерный песок, которым покрыта значительная территория г. Сургут и его окрестностей, в частности площадка ЛПДС. В качестве биопрепарата использовали Биойл, разработанный в ИБФМ РАН, представляющий собой смесь мезотрофных углеводород-окисляющих микроорганизмов. Биоремедиацию нефтезагрязненной почвы проводили с использованием биопрепарата и композитного сорбента на основе ГАУ и торфа, как в комплексе, так и раздельно.

В результате вегетационного эксперимента с подзолисто-глеевой почвой было установлено, что при загрязнении почвы легкой нефтью в количестве 7%, внесение всех сорбентов незначительно повлияло на скорость снижения УВН, однако в присутствии оптимальных доз вермикулита, всех органических и углеродистых сорбентов в почве накапливается меньшее количество окисленных производных, обладающих высокой водоростворностью, а также фито- и биотоксичностью. Это обеспечивает благоприятные условия для роста растений, тогда как в остальных образцах рост растений резко угнетался.

В экспериментах с тундрово-глеевой почвой, загрязненной 6% нефти, было установлено, что внесение вермикулита, торфа, Спиллсорба, а также композитных сорбентов на основе ГАУ (в дозах 5, 10 или 20%) заметно ускоряет разложения углеводородов нефти (УВН) в течение первого вегетационного сезона. Однако к концу второго вегетационного сезона концентрация УВН практически во всех почвах была близкой – в пределах 50–70 г/кг, т.е. приблизилась к ПДК по УВН для лесных почв данного региона. В то же время почва большинства вариантов (за исключением почв с добавками максимальных доз вермикулита, биочара, ГАУ, торфа верхового и низинного, или Спиллсорба) проявляла высокую фитотоксичность. В середине 3-го сезона содержание УВН в почве снизилось до 40 г/кг (т.е. ниже ПДК) однако биотест на гидробионтах (*Daphnia magna*) показал присутствие токсичных водорастворимых соединений в ряде образцов. В контрольной почве без сорбентов, а также с добавками торфа, в остром опыте с дафниями их биотоксичность колебалась в пределах 30–50 %, а в хроническом – в пределах 50-100%, тогда как в почве с до-

бавкой композитного сорбента биотоксичность по отношению к дафниям не превышала 20 %.

Еще более сильное положительное влияние оказывало внесение композитного сорбента на скорость биоремедиации почвы, загрязненной 12 % нефти. Внесение в эту почву композитного сорбента в дозе 20 % обеспечило значительное ускорение разложение УВН. При этом наблюдалось резкое снижение фито- и биотоксичности почвы, повышение ее влагоемкости, стабилизация pH почвы на уровне близкой к нейтральной, повышение численности УОМ и дегидрогеназной активности почвы (рис. 1).

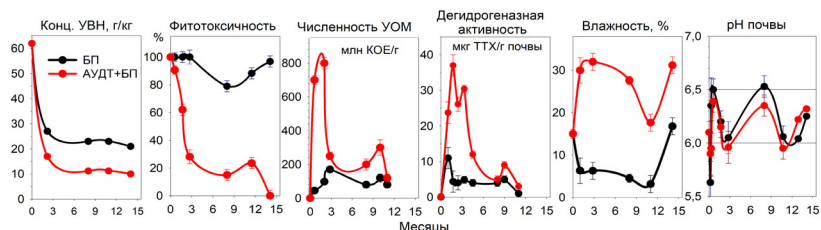


Рисунок 1 – Влияние композитного сорбента АУДТ на динамику снижения концентрации УВН, в нефтезагрязненной тундрово-глеевой почве при биоремедиации с помощью биопрепарата Микробак, а также фитотоксичности почвы, численность ОУМ, дегидрогеназную активность, влажность и pH глеевой почвы, загрязненной нефтью

По результатам однолетнего эксперимента, проведенного на территории ЛПДС Сургутского филиала компании «Транснефть-Сибирь», на данном этапе были сделаны следующие предварительные выводы. Внесение композитного сорбента в комбинации с биопрепаратом обеспечило значительное ускорение снижения содержания нефтепродуктов в почве по сравнению с контролем с одним биопрепаратом. В присутствии композитного сорбента АУДТ в дозе 20 % содержание УВН снизилось со 150 до 35 г/кг по сравнению с 122 г/кг в контроле с одним биопрепаратом (т.е. на 77 и 19 %, соответственно). Во всех образцах с добавкой сорбента поддерживалась более высокая влажность почвы, а также ее pH, близкий к нейтральному, что благотворно повлияло на жизнедеятельность микроорганизмов-нефтеде-

структоров и поддерживало высокий уровень дегидрогеназной активности почвы, создавая предпосылки для ускоренной биодеградации УВН.

Выводы. Установлено, что внесение оптимальных доз ряда натуральных сорбентов положительно влияет на скорость биоремедиации минеральных почв Западной Сибири легкого гранулометрического состава (песок и супесь), загрязненных нефтью (до 15% по массе). При этом наилучшие результаты были получены с использованием композитного сорбента на основе ГАУ, диатомита и торфа. Механизм его положительного действия объясняется снижением токсичности почвы за счет преимущественно обратимой сорбции углеводов и, в особенности, их токсичных метаболитов – продуктов неполного окисления углеводов. Это подтверждается более высоким уровнем дегидрогеназной активности почвы и численности микроорганизмов-деструкторов углеводов. Кроме того, в присутствии композитного сорбента в почве накапливается меньше водорастворимых токсичных метаболитов УВН, что обеспечивает возможность проведения сорбционной биоремедиации нефтезагрязненных почв *in situ* при ликвидации последствий аварийных разливов нефти в Западной Сибири.

Литература

1. Гос. доклад «О состоянии и об охране окружающей среды в Российской Федерации в 2020 году», Мин. прир. ресурсов и экологии РФ, 2021, https://www.mnr.gov.ru/docs/gosudarstvennye_doklady/gosudarstvennyy_doklat-sii_v_2020/ (27.02.2022)
2. Зиннатшина А.В., Стрижакова Е.Р., Даньшина А.В., Васильева Г.К. Влияние сорбентов на скорость биоремедиации и свойства почвы, загрязненной смесью нефтепродуктов. Естественные и технические науки, 2018, № 9, с. 24-30.
3. Kondrashina, V., Strijakova, E., Zinnatshina, L., Bocharnikova, E., Vasilyeva, G., 2018. Influence of activated carbon and other additives on bioremediation rate and characteristics of petroleum-contaminated soils. Soil Science (Special issue), 138 (4), 150-159. <https://doi.org/10.1097/SS.0000000000000234>.
4. Minkina, T., Vasilyeva, G., Popileshko, Y., Bauer, T., Sushkova, S., Fedorenko, A., Antonenko, E., Mazarji, M., Pinskiy, D., Ferreira, L., "Humic substances and living systems: impact on environmental and human health" Environ. Geochem. Health. SI. C.S.S., 2021. <http://doi.org/10.1007/s10653-021-00945-8>.

5. Vasilyeva, G., Kondrashina, V., Strijakova, E., Ortega-Calvo, J-J., 2020. Adsorptive bioremediation of soil highly contaminated with crude oil. *Sci. Total Environ.*, 706, No135739. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135739>.

6. Vasilyeva G.K., Mikhedova E.E., Zinnatshina L.V. et al. Use of natural sorbents for accelerated bioremediation of grey forest soil contaminated with crude oil. *Sci. Total Environ.*, 2022, 850, №157952 <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157952>

ВЛИЯНИЕ ЖИДКОЙ ФРАКЦИИ СВИНОГО НАВОЗА НА СОДЕРЖАНИЕ ПОДВИЖНОГО ФОСФОРА И ОБМЕННОГО КАЛИЯ В ЧЕРНОЗЁМАХ ТИПИЧНЫХ И ЛУГОВО- ЧЕРНОЗЁМНЫХ ПОЧВАХ

К.С. Насонова, К. Е. Стекольников

Воронежский государственный аграрный университет
им. Императора Петра I, г. Воронеж, Россия
soil@agrochem.vsau.ru

Актуальность проблемы обусловлена резким ростом в России объёмов промышленного свиноводства. В Воронежской области поголовье свиней превысило миллион голов. Одной из главных проблем развития животноводства является утилизация отходов производства, и, прежде всего, навоза. Проблема усугубляется тем, что утилизация навоза посредством использования его в качестве органического удобрения производится на ограниченных площадях. Это площади пашни, прилегающие к территории ферм. Ещё в советское время было установлено, что вывоз навоза КРС на расстояние свыше 5 км экономически не целесообразно. На современных фермах с системой удаления навоза гидросмывом резко возрастают его объёмы, при очень низком содержании собственно навозной фракции – 2–4 %. На наш взгляд проблемы промышленного свиноводства и окружающей среды детально изучены ещё в начале 21 века [2]. В нашей работе мы рассмотрим влияние жидкой фракции свиного навоза на содержание и характер распределения по профилю подвижного фосфора и обменного калия.

Цель исследования: выявить влияние жидкой фракции свиного навоза на содержание и характер распределения по профилю подвижного фосфора и обменного калия.

Задачи исследования: – влияние жидкой фракции свиного навоза на содержание и характер распределения по профилю подвижного фосфора;

– влияние жидкой фракции свиного навоза на содержание и характер распределения по профилю обменного калия.

Объект исследования – жидкая фракция свиного навоза и комплекс чернозёмов типичных с лугово-чернозёмными почвами. Объект исследований расположен в непосредственной близости от районного центра Верхняя Хава Воронежской области. На площади несколько квадратных километров сосредоточены 5 свинокомплексов по выращиванию маточного поголовья.

Методы исследования: определение подвижного фосфора и обменного калия по Чирикову. Определения выполнены в образцах почвы, отобранных послойно до глубины 1 метр с шагом 20 см осенью 2020 и 2021 годов.

Результаты исследований. Полученные в ходе исследования данные приведены в таблице 1 и рисунках 1 и 4. Как следует из данных таблицы 1, жидкая фракция свиного навоза оказывает существенное влияние на содержание и характер распределения по профилю подвижного фосфора и обменного калия. Прежде всего, следует отметить, что жидкая фракция свиного навоза в хозяйстве вносится как поверхностно с последующей заделкой дискованием, так и внутрипочвенно. Каждый из указанных способов имеет свои достоинства и недостатки. Поверхностное внесение не требует больших затрат и применимо как в засушливые, так и во влажные годы. Недостатком этого метода является существенное загрязнение воздушной среды, особенно в том случае, когда запаздывают с заделкой навоза. При этом теряется азот. Более существенным недостатком этого метода является перераспределение жидкой фракции навоза по элементам микрорельефа.

Таблица 1 – Влияние жидкой фракции свиного навоза на содержание и характера распределения по профилю подвижного фосфора и обменного калия

Почвы	Слой, см	P ₂ O ₅ , мг/кг		K ₂ O, мг/кг		Ср. за 2 года	
		2020 г.	2021 г.	2020 г.	2021 г.	P ₂ O ₅ , мг/кг	K ₂ O, мг/кг
Целина Лугово- чернозёмная почва	0-20	425	120	125	138	272	131
	20-40	436	71	119	123	253	121
	40-60	422	59	140	104	240	122
	60-80	407	128	118	111	267	124
	80-100	425	125	109	68	275	88
Поле №1 Чернозём типичный	0-20	524	202	128	114	363	121
	20-40	536	74	125	115	305	120
	40-60	549	71	133	80	310	106
	60-80	525	89	12	75	307	43
	80-100	562	61	114	74	311	94
Поле №1 Лугово- чернозёмная почва	0-20	642	91	168	198	366	183
	20-40	538	84	130	112	311	121
	40-60	519	138	115	133	328	124
	60-80	502	133	116	146	317	131
	80-100	535	96	122	161	315	141
Поле №1 Лугово- чернозёмная	0-20	605	531	350	230	568	290
	20-40	594	155	235	87	374	161
	40-60	555	101	173	95	328	134
	60-80	534	84	157	100	309	128
	80-100	1020	71	170	89	545	129
Поле №2 Чернозём типичный	0-20	696	103	285	101	399	193
	20-40	509	101	121	86	305	103
	40-60	425	76	119	98	250	108
	60-80	400	106	116	94	253	105
	80-100	437	128	124	100	282	102
Поле №2 Лугово- чернозёмная почва	0-20	407	207	870	181	307	525
	20-40	457	157	263	135	307	199
	40-60	442	103	166	90	272	128
	60-80	434	165	145	108	299	126
	80-100	1391	116	193	93	753	143

Окончание таблицы 1

Почвы	Слой, см	P ₂ O ₅ , мг/кг		K ₂ O, мг/кг		Ср. за 2 года	
		2020 г.	2021 г.	2020 г.	2021 г.	P ₂ O ₅ , мг/кг	K ₂ O, мг/кг
Поле №2, Лугово- чернозёмная почва	0-20	707	330	283	398	518	340
	20-40	642	258	160	330	450	245
	40-60	483	467	168	306	475	237
	60-80	474	106	123	122	290	122
	80-100	422	69	122	111	245	116
Поле №2 Чернозём типичный	0-20	254	202	580	239	273	409
	20-40	363	84	141	87	223	114
	40-60	337	113	114	83	225	98
	60-80	309	42	120	82	175	101
	80-100	303	66	127	86	184	106

При этом с микроповышений навоз стекает в микропонижения, которые заняты лугово-чернозёмными почвами [1]. Этот факт подтверждается и полученными нами данными (см. табл. 1, рис. 1–4). Как следует из данных таблицы 1 и рисунков 1–4 в лугово-чернозёмных почвах наблюдается повышенное содержание подвижного фосфора и обменного калия. Данное обстоятельство является нежелательным и усугубляется с каждым внесением жидкой фракции навоза.

Как следует из данных таблицы 1, подвижный фосфор преобладает над обменным калием. Это в значительной мере объясняется составом навоза, в котором содержание фосфора примерно в 2 раза выше, чем калия. Надо отметить и то, что в целинной чернозёмно-луговой почве подвижного фосфора в 2-3 раза и более превышает содержание обменного калия. Это обстоятельство требует дополнительных исследований. Возможно поступление подвижного фосфора с грунтовыми водами, которые залегают на изучаемой территории на глубине 3–5 метров. Плюс ежегодное внесение высоких доз жидкого навоза. Ведь из соображений экономики при строительстве лагун они быстро заполняются. Навоз вследствие этого не выдерживается в лагунах, как это требуется по нормам 6-8 месяцев.

Изменение содержания и характера распределения по профилю подвижного фосфора представлено на рисунке 1.

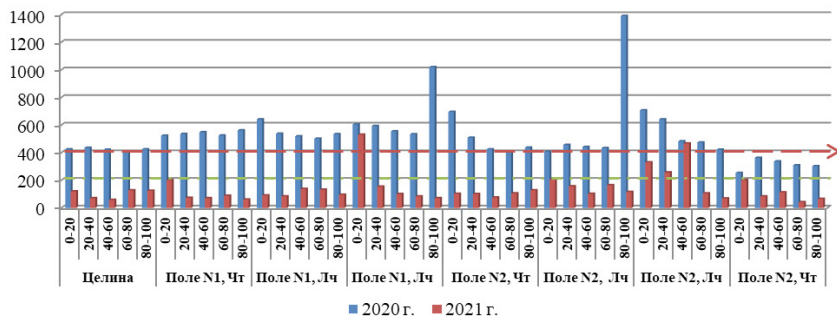


Рисунок 1 – Изменение содержания подвижного фосфора, мг/кг

На рисунке 1 зелёной пунктирной линией показан уровень содержания P_2O_5 соответствующий 6 классу обеспеченности фосфором (очень высокий), а красной пунктирной линией показан уровень 400 мг/кг, превышение его указывает на опасность зафосфачивания исследуемых почв. Как следует из данных рисунка 1, годы наблюдений существенно различаются по содержанию подвижного фосфора. Оно максимальное в 2020 году после внесения на изучаемых полях навоза, и резко снижаются в 2021 году. Тем не менее, в 2020 году на полях № 1 и 2 отмечается превышение уровня 400 мг/кг практически по всем почвам, за исключением чернозёма типичного на поле № 2. Общим является более высокое содержание подвижного фосфора в лугово-чернозёмных почвах, что обусловлено их приуроченностью к западинам. При поверхностном внесении жидкой фракции она неравномерно распределяется по микрорельефу. Именно в лугово-чернозёмных почвах в слое 80–100 см наблюдается аномально высокое содержание подвижного фосфора – 1020 и 1391 мг/кг, что обусловлено поступлением жидкой фракции свиного навоза по трещинам при иссушении их в 2020 году. Характер распределения подвижного фосфора соответствует элювиально-иллювиальному типу [1].

На рисунке 2 показано содержание и характер распределения по профилю подвижного фосфора в среднем за два года исследований.

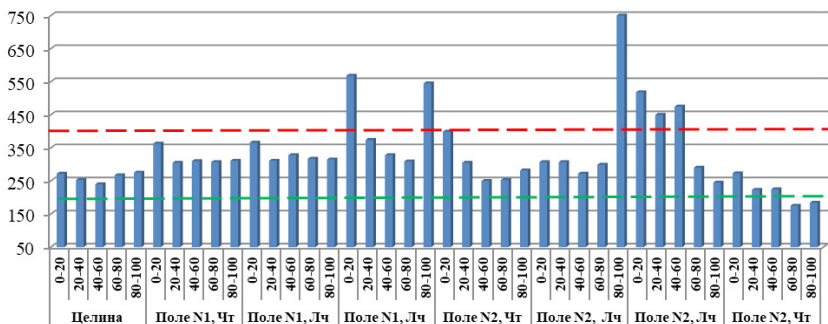


Рисунок 2 – Изменение содержания подвижного P_2O_5 в среднем за два года, мг/кг

Как следует из данных рисунка 2, оптимальный уровень содержания подвижного фосфора (показан зелёной пунктирной линией) превышен во всех изучаемых почвах, в т. ч. и на целине, представленной лугово-чернозёмной почвой. Но опасность зафосфачивания возникает только на лугово-чернозёмных почвах полей № 1 и 2.

На рисунках 3 и 4 показано влияние жидкой фракции свиного навоза на изменение содержания и характер распределения по профилю обменного калия.

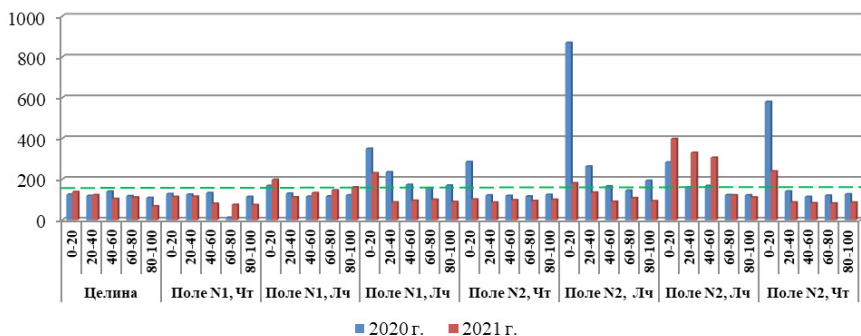


Рисунок 3 – Изменение содержания обменного калия, мг/кг

Зелёной пунктирной линией показан уровень 180 мг/кг, соответствующий 6 классу обеспеченности (очень высокий). В целом для обменного калия сохраняются закономерности, выявленные для подвижного фосфора. Различия наблюдаются только по содержанию – по калию оно ниже. И вновь отметим, что в лугово-чернозёмных почвах содержание обменного калия выше, чем у типичных чернозёмов.

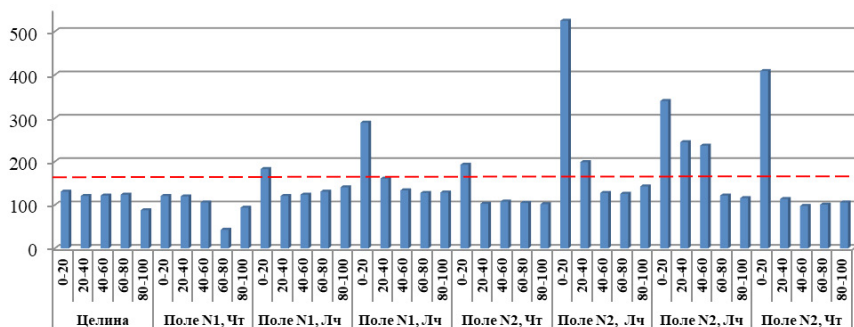


Рисунок 4 – Изменение содержания подвижного K₂O в среднем за два года, мг/кг

Красной пунктирной линией показан уровень 180 мг/кг. Как и в случае с подвижным фосфором, уровень очень высокой обеспеченности обменным калием превышен в лугово-чернозёмных почвах, в 2-3 раза. Хотя нормативов по загрязнению калием нет, это обстоятельство требует принятия организационных мер.

Выводы. Проведёнными исследованиями установлено, что вследствие перераспределения жидкой фракции свиного навоза по элементам микрорельефа, лугово-чернозёмные почвы имеют повышенное содержание подвижного фосфора и обменного калия. В этих почвах возможно развитие зафосфачивания, т.к. оптимальный уровень его содержания превышает в 5–7 раз. Эта ситуация в дальнейшем будет только усугубляться при сохранении методов хранения и внесения жидкой фракции свиного навоза.

Литература

1. Розанов Б. Г. Морфология почв. М.: Академический Проект, 2004. 432 с.
2. Титова В. И., Караксин В. Б., Гейгер Е. Ю. Промышленное свиноводство и экология: проблемы сосуществования / Нижегородская гос. с.-х. академия. Н. Новгород: Изд-во ВВАГС, 2003. 201 с.

ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ ВЫСОКИХ ТЕМПЕРАТУР НА АКТИВНОСТЬ ОКСИТЕТРАЦИКЛИНА В ПОЧВЕ

Е. А. Попова, А. С. Фастова, Ю. В. Акименко

Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия
elizavpopa@sfnu.ru

Окситетрациклин относится к биосинтетическим антибиотикам тетрациклинового ряда, которые обладают статическим эффектом и используется чаще тетрациклина. Из-за бесконтрольного применения антибиотика в сельском хозяйстве его концентрация увеличивается, что может приводить к распространению антибиотикорезистентных бактерий, а также к негативному влиянию на окружающую среду [6].

Дегградация антибиотиков — это процесс разложения антибиотиков, с помощью живых организмов, а также под влиянием среды, в которой находится антибиотик. Температура оказывает значительное влияние на разложение антибиотических препаратов. Например, было установлено, что компостирование позволяет снизить концентрацию выведенного антибиотика на 95% уже в первые 6 суток, когда в обычных условиях период полураспада составляет 30 суток [7].

Целью данной работы является изучение влияние высоких температур (30 °C) на активность окситетрациклина в черноземе обыкновенном по степени изменения активности ферментов каталазы и дегидрогеназ и изменения фитотоксических свойств.

В лабораторных условиях моделировали загрязнение почвы (чернозем обыкновенный, Ботанический сад ЮФУ, Ростов-на-Дону) окситетрациклином. Воздушно-сухие образцы почвы обрабатывали раствором антибиотика в концентрациях

10, 100 и 1000 мг/кг почвы. Инкубировали образцы при комнатной температуре (20–22 °С) и высокой температуре (30 °С). Исследования проводили через 30 суток после загрязнения. Контролем служили образцы почвы, не загрязненные антибиотиком. Концентрации и сроки инкубации были выбраны на основе литературных данных и ранее проведенных рекогносцировочных исследований [1–5]. В качестве исследуемых параметров были выбраны активность ферментов каталазы и дегидрогеназ, фитотоксичность почв (изменение длины корней и побегов).

Анализируя полученные результаты (рис. 1, 2), установлено, что окситетрациклин в большинстве случаев, оказывает стимулирующее воздействие на длину побега и корня редиса. Наибольшее увеличение длины побега наблюдается при внесении антибиотика в концентрации 10 мг/кг почвы, во время инкубации при температуре 20–22 °С, а корня, при внесении антибиотика в концентрации 10 и 100 мг/кг. Инкубация в условиях высоких температур оказывает негативное влияние на длину корня и побега редиса, в связи со снижением активности антибиотика.

Так как данный антибиотик активно используется в растениеводстве, стимулирующее воздействие на прорастание семян

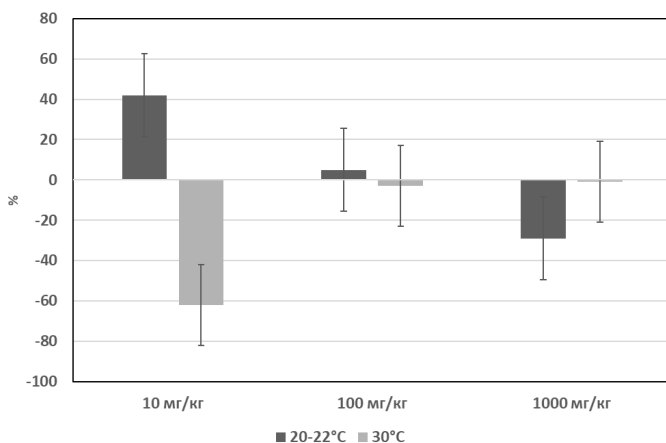


Рисунок 1 – Изменение длины побега редиса при загрязнении чернозема окситетрациклином в условиях разного температурного режима (% от контроля)

можно объяснить подавлением патогенных форм микроорганизмов, как в почве, так и в самом растении, что позволяет ему развиваться, без каких-либо препятствующих этому факторов.

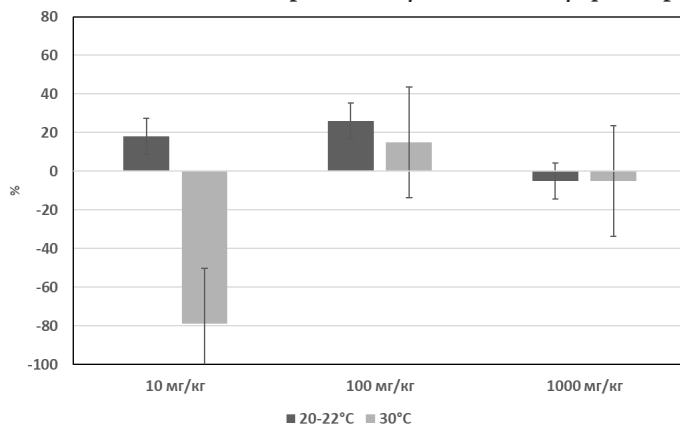


Рисунок 2 – Изменение длины корня редиса при загрязнении чернозема окситетрациклином в условиях разного температурного режима (% от контроля)

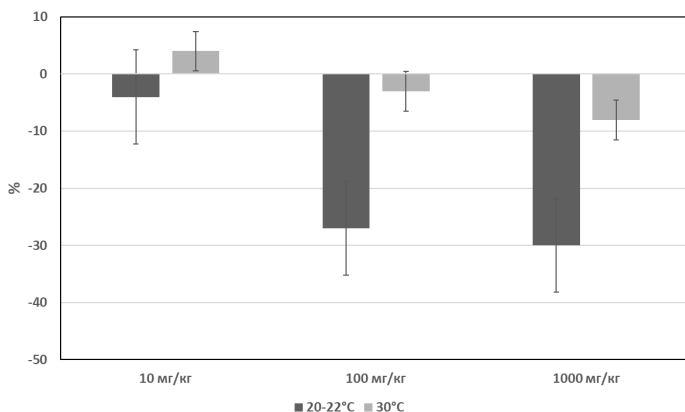


Рисунок 3 – Изменение активности каталазы при загрязнении чернозема окситетрациклином в условиях разного температурного режима (% от контроля)

Инкубация в условиях высоких температур нивелирует негативное влияние окситетрациклина, что подтверждает ранее приведенные исследования об ускорении деградации антибиотиков под действием высоким температур.

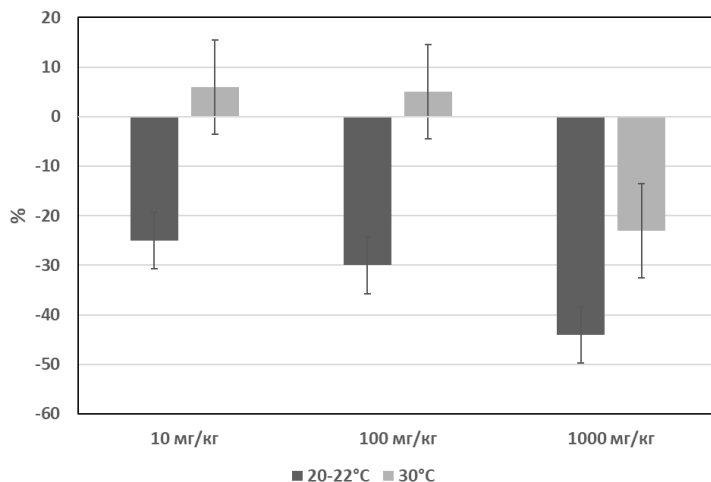


Рисунок 4 – Изменение активности дегидрогеназ при загрязнении чернозема окситетрациклином в условиях разного температурного режима (% от контроля)

Исследование выполнено при поддержке гранта Президента Российской Федерации для молодых российских ученых – кандидатов наук (МК 2085.2022.1.4).

Литература

1. Акименко Ю. В., Казеев К. Ш., Колесников С. И. Влияние загрязнения антибиотиками на биологические свойства чернозема обыкновенного: монография; Южный федеральный университет. Ростов-на-Дону: Издательство Южного федерального университета, 2015. 154 с.
2. Акименко Ю. В., Казеев К. Ш., Колесников С. И., Козунь Ю. С., Мясникова М. А., Одабашьян М. Ю., Николаева К. Н., Тимошенко А. Н. Устойчивость микроорганизмов чернозема к загрязнению антибиотиками в условиях полевого модельного опыта // Политематический сетевой электронный научный журнал Кубанского государственного аграрного университета. 2014. № 104. С. 135–148.
3. Акименко Ю. В., Казеев К. Ш., Колесников С. И., Козунь Ю. С., Мясникова М. А. Изменение биологических свойств чернозема обыкновенного североприазовского при загрязнении современными биоцидами // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. Т. 18, №2 (2), 2016. С. 276–279.
4. Акименко Ю. В., Казеев К. Ш., Колесников С. И., Мазанко М. С. Экологические последствия загрязнения почв антибиотиками // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2013. Т. 15. № 3. С. 1196.

5. Акименко Ю. В., Чувараева О. В., Колесников С. И., Казеев К. Ш., Минникова Т. В. Оценка экологического состояния основных почв юга России в условиях загрязнения антибиотиками: монография; Южный федеральный университет. Ростов-на-Дону: Издательство Южного федерального университета, 2019. 114 с.
6. Мирошникова М. С. и др. Применение антибиотиков в сельском хозяйстве и альтернативы их использования // Аграрный научный журнал. 2021. № 5. С. 65-70.
7. Arian O. A. et al. Composting rapidly reduces levels of extractable oxytetracycline in manure from therapeutically treated beef calves // Bioresource technology. 2007. Т. 98. № 1. С. 169-176.

ДИАГНОСТИКА ФОСФАТНОГО СОСТОЯНИЯ ЧЕРНОЗЕМА ОБЫКНОВЕННОГО В СИСТЕМЕ NO-TILL

**А. А. Пахота, В. А. Илюшечкин, В. А. Ерин,
О. А. Бирюкова**

Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия
aleksandrovna.0101@inbox.ru

Повышение продуктивности агроэкосистем, обеспечение производства экологически чистой продукции являются важнейшими задачами решения проблемы продовольственной безопасности. При этом особое внимание необходимо уделять способам оптимизации плодородия почв. На черноземах с повышенным содержанием гумуса и карбонатов фосфор является элементом питания, в первую очередь лимитирующим урожайность сельскохозяйственных культур [1, 3]. В насыщенных основаниями карбонатных почвах преобладают высокоосновные фосфаты кальция, устойчивые к растворению в слабощелочной и близкой к нейтральной среде. Длительное использование глубокой механической обработки зачастую приводит к деградации почвенного плодородия, в т.ч. и агроистощению. Поэтому в настоящее время применяют технологии с минимальной обработкой почвы или прямого посева, что способствует, экономии ресурсов, повышению плодородия и снижению негативного воздействия на агроландшафты.

Целью данной работы является оценка фосфатного состояния чернозема обыкновенного при внедрении технологии No-Till.

Объектом исследования является чернозем обыкновенный карбонатный среднемощный тяжелосуглинистый на лессовидном суглинке. Исследования проведены в условиях производственных посевах озимой пшеницы ЗАО им. С. М. Кирова Песчанокопского района Ростовской области. В данном хозяйстве минимальная обработка почв используется с 2000 г, нулевая – с 2008 г. При минимальной технологии проводилась поверхностная обработка почвы на глубину 10–12 сантиметров при помощи БДТ-3. В технологии No-till использовали сеялку Semeato TDNG-420. В исследования включены агроценозы озимой пшеницы, различающиеся по длительности использования технологии No-till (2 года и 11 лет). Влияние традиционной технологии на фосфатное состояние почвы изучали в производственных посевах ближайшего фермерского хозяйства. Образцы почвы отобраны в фазу полной спелости озимой пшеницы по слоям 0–10 и 10–20 см. Содержание подвижного фосфора в почве определяли по методу Мачигина [3], валового фосфора – с помощью рентгенофлуоресцентного анализа (спектроскан МАКС-GV). Статистический анализ содержания фосфора в почве выполнен в пакете Statistica 10.

Содержание валового фосфора в почвах является одним из показателей их потенциального плодородия [1]. В результате исследований установлено, что чернозем обыкновенный карбонатный характеризуется довольно высокими потенциальными возможностями в отношении обеспечения растений фосфором. Согласно полученным данным содержание валового фосфора в черноземе обыкновенном при использовании традиционной обработки почвы составляет 0,19 %, что соответствует региональному уровню. Наибольшее количество валового фосфора выявлено в горизонте 0–10 см при минимальной обработке почвы и агротехнологии No-till (11 лет) 0,22%, наименьшее – 0,17 % при использовании No-till (2 года).

Длительное применение системы No-till в течение 11 лет привело к увеличению общего содержания фосфора до 0,21 %, что больше на 11,0 % по сравнению со вспашкой. При использовании

минимальной обработки количество валового фосфора составляет 0,22 %, что на 16,0 % больше относительно традиционной обработки. Следует отметить, что указанное увеличение наблюдается в слое почвы 0–10 см. В слое 10–20 см общее содержание фосфора при минимальной обработке практически остается на уровне традиционной обработки. Применение технологии прямого посева также не способствовало существенному повышению общего содержания фосфора в слое 10–20 см. Выявленная тенденция к увеличению валового фосфора в горизонте 0–10 см при использовании ресурсосберегающих технологий обусловлена интенсивным применением минеральных удобрений, которые вносили на глубину посева озимой пшеницы (5–6 см). Кроме этого, вероятно некоторое увеличение валового фосфора возможно за счёт минерализации органических остатков, которые постоянно остаются и накапливаются на поверхности почвы при использовании ресурсосберегающих технологий.

Содержание подвижного фосфора в почве определяется рядом факторов. Значительное влияние на данный показатель имеет характер использования почвы [4]. Подвижные формы фосфора являются основными источниками элемента для питания растений и важнейшим показателем эффективного плодородия почв.

При использовании традиционной технологии, основанной на отвальной вспашке, содержание подвижного фосфора варьируется от 31,0 до 41,0 мг/кг, что соответствует повышенной степени обеспеченности [5].

Применение минимальной обработки почв не оказало существенного влияния на содержание подвижного фосфора по сравнению со вспашкой (глубина 0–10 см). Однако при использовании технологии No-till, как в течение 2 года, так и 11 лет, содержание подвижного фосфора уменьшилось на 19,0 % относительно традиционной обработке. Отмеченное снижение подвижного фосфора выявлено и в слое 10–20 см при всех ресурсосберегающих технологиях. Аналогичная тенденция выявлена в исследованиях [2], где отмечено, что использование ресурсосберегающих технологий при посеве яровой пшеницы на черноземе выщелоченном снижает содержание подвижных фосфатов

в пахотном слое почвы. Автор связывает это со снижением интенсивности процессов минерализации органического вещества.

В целом по производственным посевам озимой пшеницы при использовании различных технологий содержание подвижного фосфора в слое 0–10 см соответствует оптимальному уровню согласно нормативам плодородия почв земель сельскохозяйственного назначения Ростовской области [6]. А в слое 10–20 см – только при использовании отвальной вспашки. Наибольшая подвижность фосфора выявлена при применении традиционной технологии с отвальной вспашкой. Доля подвижного P_2O_5 от валового – 2,2 %, тогда как при ресурсосберегающих технологиях – 1,9 %, 1,9% и 1,6 % соответственно при минимальной и нулевой (2 года и 11 лет).

Работа выполнена при поддержке проекта Министерства науки и высшего образования РФ по поддержке молодежной лаборатории «Агробиотехнологии для повышения плодородия почв и качества сельскохозяйственной продукции» в рамках программы развития межрегионального научно-образовательного центра Юга России, № ЛабНОЦ-21-01АБ, FENW-2021-0014.

Литература

1. Гинзбург К. Е. Фосфор основных типов почв СССР. М.: Наука, 1981. 242 с.
2. Иванова Т. Н., Багаутдинов Ф. Я., Пермякова Н. В. Показатели плодородия чернозема выщелоченного в зависимости от способов основной обработки почвы и применения удобрений в условиях в южной лесостепи Республики Башкортостан // Сельскохозяйственные науки и агропромышленный комплекс на рубеже веков. 2014. № 6. Р. 53-56.
3. Кучменко Е. В., Бирюкова О. А., Каменев Р. А., Медведева А. М. Фракционный состав минеральных фосфатов в черноземе обыкновенном при различных способах основной обработки // Живые и биокосные системы – 2021. – № 36; URL: <https://jbks.ru/archive/issue-36/article-3/>. DOI: 10.18522/2308–9709-2021-36-3
4. Медведева А. М., Бирюкова О. А., Минкина Т. М., Кучменко Е. В., Манджиева С. С. Подвижность и распределение фосфора в черноземе обыкновенном при различных агротехнологиях // Известия вузов. Северо-Кавказский регион. 2021. №4 С. 95–102
5. Минеев В.Г. Практикум по агрохимии. М.: МГУ, 2001. 689 с.
6. Назаренко О. Г., Пашковская Т. Г., Продан В. И., Чеботникова Е. А. Нормативы основных показателей плодородия почв земель сельскохозяйственного назначения Ростовской области. Пос. Рассвет: ГЦАС «Ростовский», 2011. 68 с.

МОРФОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА И НЕКОТОРЫЕ БИОХИМИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ ЛУКА ШАЛОТА В УСЛОВИЯХ НЕЧЕРНОЗЕМЬЯ И СЕВЕРО-ЗАПАДА РОССИИ

Т. М. Середин, М. М. Марчева

Федеральный научный центр овощеводства
timofey-seredin@rambler.ru

Лук шалот, сорокозубка (*Allium ascalonicum* L.) — разновидность лука репчатого. Двулетнее (в культуре можно выращивать как многолетнее) сильноветвистое растение, образующее в первый год 4-5 небольших луковок, покрытых общей чешуей (как у чеснока), и цилиндрически-шиловидные, тонкие с восковым налетом листья. На второй год образует 10-30 и более крупных луковок и цветочных стрелок, высотой 50-80 см. Цветки мелкие, беловатые, в небольшом рыхлом соцветии; распускаются в июне. Плоды созревают в августе. У некоторых сортов вместо плодов образуются крошечные луковички (Доппельт и др., 2016; Ершов и др., 1979; Жаркова и др., 2004; Жаркова, 2009; Жаркова и др., 2015; Жаркова и др., 2018; Середин и др., 2019).

Для оценки и выделения из коллекционного питомника лука шалота необходимо подробное изучение образцов по комплексу хозяйственно ценных признаков. Образцы лука шалота должны быть пригодными не только для использования на зелень, но и для выращивания на луковичу, а также обладать комплексом морфологических и биохимических показателей.

В таблице 1 приведена краткая характеристика основных морфологических признаков коллекционного питомника лука шалота. Из коллекционного питомника выделилось 20 образцов по признакам: высота растения, диаметр розетки листьев, число побегов. Наименьшая высота растения была выделена у сорта Золотая звезда (15 см). У группы образцов – Волгоградский, Дальневосточный, Ленинградский, Альбатрос, Вяземский 3 высота растения колебалась 22-24 см. Средняя высота расте-

ния была установлена у сортов Нафаня, Башкирский и Сувенир. По признаку «диаметр розетки листьев» необходимо отметить коллекционные образцы: Березовский аристократ и Ливанский. Также выделились со средним значением признака «диаметр розетки листьев» четыре образца: Дальневосточный, Нафаня, Сувенир, Вяземский 3. Необходимо отметить по признаку «число побегов» есть образцы в коллекционном питомнике лука шалота с минимальным значением: Волгоградский, Дальневосточный, Березовский аристократ и Ливанский.

Таблица 1 – Краткая характеристика основных морфометрических признаков, выделившихся коллекционных образцов лука шалота (2018–2019 годы) в условиях Московской области и Северо-Запада РФ

Сортообразец	Высота растения, см	Диаметр розетки листьев, см	Число побегов, шт.
Красное золото	21	11,5	4
Одинцовский 1	22	11	5
Волгоградский	23	12	3
Дальневосточный	23	10	3
Березовский аристократ	22	13	2
Ливанский	25	13	3
Ленинградский	23	12	4
Уральский фиолетовый	16	8	5
Альбатрос	23	9	6
Нафаня	20	10	4
Батя	17	8	5
Яшма	16	7	5
Сибирский желтый	17	8	5
Золотая звезда	15	9	5
Варяг	19	9	4
Башкирский	20	8	5
Колобок	19	11	5
Дебют	21	11	6
Сувенир	20	10	5
Вяземский 3	24	10	5

Изучение биохимического состава коллекционного питомника лука шалота позволило выявить сортовые различия и сходства образцов по основным его компонентам.

Таблица 2 – Биохимические показатели выделившихся образцов из коллекционного питомника лука шалота (луковицы), 2018-2019 годы

Образец	Сухое вещество, %	Витамин С, мг%	Моносахара, %
Красное золото	16,2	14,08	1,07
Дальневосточный	16,07	14,19	1,12
Березовский аристократ	17,1	15,84	1,42
Уральский фиолетовый	16,9	13,96	1,14
Нафания	17,2	15,1	1,19
Яшма	16,3	14,7	1,88
Сибирский желтый	17,5	15,6	1,73
Варяг	18,1	16,3	1,93
Колобок	17,7	16,2	1,33
Сувенир	16,8	14,3	1,93

Содержание сухого вещества в зависимости от сорта изменялось в диапазоне от 16,07 до 18,1%. Максимальное содержание сухого вещества наблюдается у сортообразца Варяг (табл. 2). Среди изученных сортов лука шалота минимальное накопление сухого вещества наблюдалось: Дальневосточный, Красное золото и Яшма (16,03-16,3%).

По накоплению в луковицах аскорбиновой кислоты наблюдаются межсортовые различия. Необходимо отметить, что наибольшее содержание витамина С было отмечено у сорта Варяг (16,3 мг%). Среднее содержание витамина С было отмечено у группы сортов (Нафания, Сибирский желтый, Березовский аристократ), наименьшее содержание наблюдалось у сортов (Уральский фиолетовый, Красное золото, Дальневосточный, Яшма и Сувенир).

Содержание моносахаров в луковицах коллекционных образцов лука шалота варьировало от 1,07 до 1,93%.

Таким образом, подводя итог необходимо отметить, что группа образцов лука шалота (Нафания, Варяг, Колобок) обладает не-

обходимым количеством морфометрических и биохимических признаков.

Литература

1. Доппельт К. В., Юрина А. В. Сортоизучение лука шалота при выгонке на зелень // Молодежь и наука. 2016. № 5. С. 56.
2. Ершов И. И., Агафонов А. Ф., Сундукова М. В. Влияние температуры хранения на рост, развитие и урожайность лука шалота // Тр. по селекции овощных культур. М., 1979. С. 60–64.
3. Жаркова С. В., Гринберг Е. Г., Сирота С. М., Разин А. Ф. Использование климатического потенциала различных зон Сибири для создания сортов лука шалота // Интродукция нетрадиционных и редких растений: материалы V Международной научно-практической конференции. Главный редактор А. И. Бараников. 2004. С. 45–47.
4. Жаркова С. В. Лук шалот в Сибири // Картофель и овощи. 2009. № 1. С. 20.
5. Жаркова С. В., Шишкина Е. В., Жарков В. Г. Динамические характеристики образцов лука шалота в различных климатических условиях юга Западной Сибири // Вестник Алтайского государственного университета. 2015. №9(131). С. 40–43.
6. Середин Т. М., Шумилина В. В., Агафонов А. Ф., Жаркова С. В., Сузан В. Г., Мотов В. М., Дубова М. В., Кривенков А. В., Баранова Е. В., Шевченко Т. Е. Выращивание лука шалота в условиях Нечерноземья и на Юге Западной Сибири. Омск, 2019. 44 с.

ВЛИЯНИЕ МЕДИ НА НАЧАЛЬНЫЕ ПОКАЗАТЕЛИ РОСТА И РАЗВИТИЯ СЕМЯН ЗЕРНОВЫХ КУЛЬТУР

А. В. Синдирева, О. И. Елизаров, В. В. Брянцева

Тюменский государственный университет, г. Тюмень, Россия
eliarovloleg@yandex.ru

Применение микроудобрений является необходимой частью мероприятий по повышению урожайности сельскохозяйственных культур, поскольку для нормального развития растений недостаточно применения только макроудобрений или органических удобрений. В условиях антропогенного воздействия на окружающую среду возникает необходимость применения ми-

кроэлементов, способных снизить негативное влияние на живые организмы. Одним из таких элементов является медь [2].

Исследования по содержанию меди в пахотном горизонте почв Тюменской области показали, что по обеспеченности подвижной медью почвы можно классифицировать как среднеобеспеченные [11, 16]. В то же время, медь при повышенных количествах может оказывать токсическое действие на живые организмы.

Таким образом, возникает необходимость поиска оптимальных доз микроэлемента, способствующих повышению урожайности и качества растениеводческой продукции, ускорению развития растений и созревания семян, а также повышающих устойчивость растений к неблагоприятным условиям внешней среды.

Цель исследования – оценить влияние меди на начальные показатели роста и развития семян зерновых культур (озимая рожь Сибирь и яровой ячмень сорта Омский 87).

Задачи исследования:

– Определить влияние меди на начальные показатели роста и развития семян: лабораторную всхожесть, энергию прорастания, интенсивность начального роста.

– Установить зависимость между концентрацией меди и начальными показателями роста и развития семян ржи и ячменя.

Объект исследования: озимая рожь сорт Сибирь, яровой ячмень сорт Омский 87.

Предмет исследования: влияние меди на начальные показатели роста и развития семян ржи и ячменя.

Методы исследования. Для реализации цели и задач исследования проведён лабораторный опыт. В ходе опыта семена зерновых культур были помещены на фильтрованную бумагу в чашки Петри и смочены растворами ацетата меди с разными концентрациями. Лабораторный опыт был заложен в трёхкратной повторности по следующей схеме:

- контроль (дистиллированная вода);
- применение $(\text{CH}_3\text{COO})_2\text{Cu}$ с концентрацией меди: 0,0025; 0,005; 0,01; 0,02%.

На третий день проращивания был проведён учёт энергии прорастания и лабораторной всхожести семян, на седьмой – измерения длин ростков и корешков. Для определения лабораторной всхожести использовался ГОСТ 12038-84 «Семена сельскохозяйственных культур. Методы определения всхожести».

Статистическая обработка проведена в приложении MS Excel 2019.

Обсуждение результатов. Исходя задач исследования проведена оценка показателей роста и развития семян зерновых культур: ржи и ячменя. Определены такие показатели, как энергия прорастания, лабораторная всхожесть семян, средняя длина корней и ростков [4].

Влияние меди на энергию прорастания семян зерновых культур представлено на рисунке 1. Исследования показали, что действие меди зависело от биологических особенностей культуры.

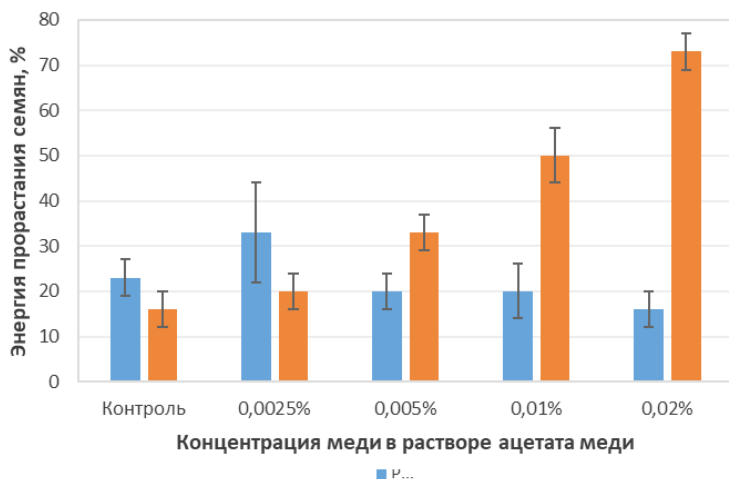


Рисунок 1 – Влияние меди на энергию прорастания семян зерновых культур

Согласно представленным данным на рисунке 1, на энергию прорастания ржи стимулирующий эффект оказал раствор ацетата меди с концентрацией 0,0025 %, энергия прорастания ржи повысилась на 10 % относительно контрольного опыта. Однако это превышение не является статистически достоверным. Растворы

ацетата меди с концентрацией меди 0,005, 0,01 и 0,02 % оказали угнетающее воздействие на энергию прорастания семян ржи. В то же время медь оказала стимулирующее действие на энергию прорастания семян ячменя. Так, при применении раствора с концентрацией меди 0,02 % энергия прорастания ячменя увеличилась на 57% по сравнению с контрольным опытом и составила 73 %.

Всхожесть семян ржи и ячменя определялась на 7 день прорастания [4]. Результаты по оценке влияния меди на лабораторную всхожесть семян зерновых культур представлены на рисунке 2.

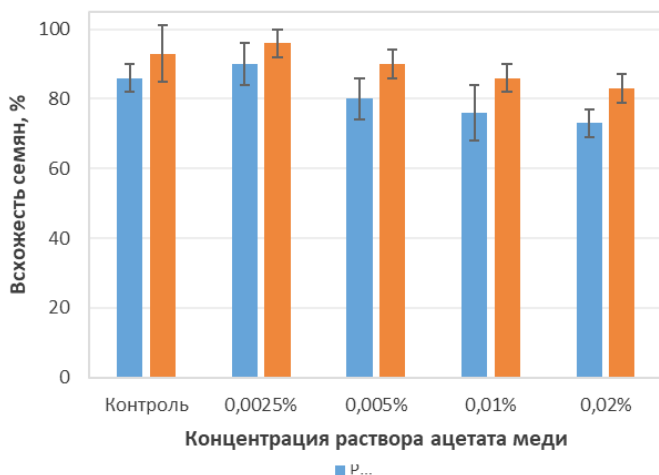


Рисунок 2 – Влияние меди на лабораторную всхожесть семян зерновых культур

Положительный эффект на лабораторную всхожесть семян ржи и ячменя оказал раствор ацетата меди с концентрацией 0,0025 %, но при этом отмечалась лишь тенденция к увеличению всхожести на 4 % и 3 % соответственно. Медь с концентрацией в растворе 0,005, 0,01 и 0,02 % оказала угнетающий эффект на всхожесть семян зерновых культур. В целом значения лабораторной всхожести у ячменя выше по сравнению с рожью.

При определении интенсивности начального роста семян зерновых культур использовались такие показатели, как длина корней и стеблей.

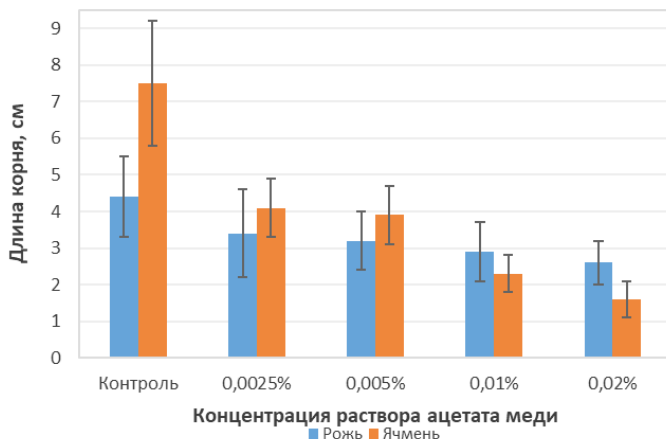


Рисунок 3 – Влияние меди на длину корней зерновых культур

Согласно приведённым данным, применение раствора ацетата меди с концентрациями от 0,0025 до 0,2 % оказало угнетающее воздействие на длину корней зерновых культур.

На высоту ростка ячменя и ржи медь также не оказывала стимулирующего действия (рис. 4).

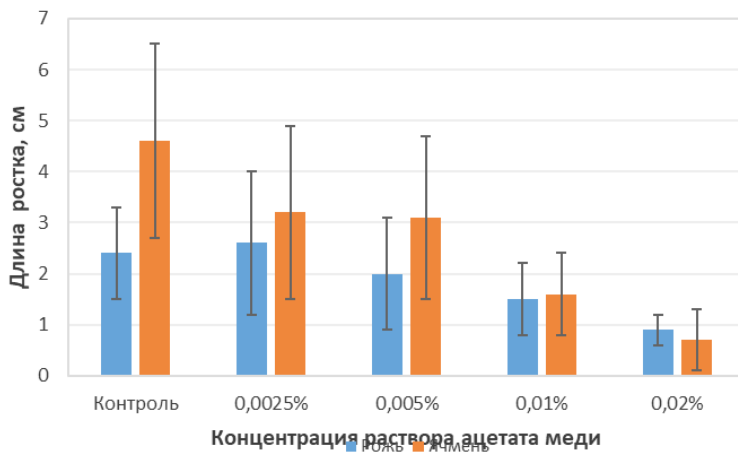


Рисунок 4 – Влияние меди на длину ростков зерновых культур

Незначительный благоприятный эффект на длину ростка ржи оказал раствор ацетата меди с концентрацией микроэлемента 0,0025% (рисунок 4). Применение меди в концентрации 0,005, 0,01 имело тенденцию к негативному воздействию на высоту надземной части ржи и ячменя, достоверное снижение этого показателя отмечено при концентрации микроэлемента в растворе 0,02 %.

Взаимосвязь содержания меди в исследуемых образцах почв с показателями роста и развития семян зерновых культур представлена в таблице 1.

Таблица 1 – Взаимосвязь содержания меди в исследуемых образцах с показателями роста и развития семян зерновых культур

№ п/п	Уравнение регрессии
1	$Y_1 = -550x + 26,53, r = -0,68$
2	$Y_2 = 2940x + 16,35, r = 0,99$
3	$Y_3 = -3620x + 96,75, r = -0,94$
4	$Y_4 = -1100x + 95,85, r = -0,97$
5	$Y_5 = -79x + 3,95, r = -0,88$
6	$Y_6 = -243x + 5,70, r = -0,84$
7	$Y_7 = -84x + 2,51, r = -0,96$
8	$Y_8 = -181x + 4,02, r = -0,95$
Примечание: X^* – концентрация меди в растворе ацетата меди, %; Y_1 – энергия прорастания семян ржи, % , Y_2 энергия прорастания семян ячменя, %, Y_3 лабораторная всхожесть ржи, % Y_4 лабораторная всхожесть ячменя, %, Y_5 длина корней ржи, см, Y_6 длина корней ячменя см, Y_7 длина ростков ржи см, Y_8 длина ростков ячменя, см	

Проанализированы зависимости начальных показателей энергии прорастания, всхожести семян, начальных показателей роста и развития ржи и ячменя от концентрации меди в растворе ацетата меди. В основном это обратная зависимость с высоким коэффициентом корреляции 0,68...0,97. Т.е. медь с концентрацией от 0,025 до 0,2 % в растворе ацетата меди оказывает негативное воздействие на начальные показатели семян изученных зерновых культур. Исключение составляют результаты по оценке влияния меди на энергию прорастания семян ячменя – в данном случае зависимость между дозой меди прямая, коэффициент корреляции 0,99.

Таким образом, содержание меди в растительных организмах оказывает существенное влияние на их функционирование. Внешение медьсодержащих удобрений может оказать как благоприятный, так и угнетающий эффект. Проведено исследование по поиску оптимальных доз микроэлемента, которые способствуют росту и развитию растений. В ходе исследования определено влияние меди на начальные показатели роста и развития семян зерновых культур.

Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ и Тюменской области в рамках научного проекта № 20-45-720011

Литература

1. Булыгин С. Ю. Микроэлементы в сельском хозяйстве. М.: Днепропетровск, 2007. 100 с.
2. ГОСТ 12038-84 «Семена сельскохозяйственных культур. Методы определения всхожести».
3. Ознобихина А. О., Скипин А. Н., Котченко С. Г., Гаевая Е. В., Захарова Е. В. Особенности накопления тяжелых металлов в почвах северной лесостепи районов Тюменской области // Вестник КРАСГАУ. 2018. №5 (140). С. 252-257.
4. Синдирева А. В., Котченко С. Г., Елизаров О. И. Экологическая оценка содержания меди в почвенном покрове на юге Тюменской области. Нижневартовск: Вестник нижневартовского государственного университета, 2022. В.1, С. 82-90.

ОПЫТ ПРИМЕНЕНИЯ ГИПЕРСПЕКТРАЛЬНОЙ КАМЕРЫ SPESIM IQ И АНАЛИЗА ГИПЕРСПЕКТРАЛЬНЫХ СНИМКОВ ДЛЯ МОДЕЛИРОВАНИЯ СОДЕРЖАНИЯ ГУМУСА В ПОЧВАХ РОСТОВСКОЙ ОБЛАСТИ

**К. С. Сушко, В. В. Кулыгин, В. Ю. Шматко,
Р. Н. Оспищев**

Южный научный центр РАН, г. Ростов-на-Дону, Россия
kirkka@yandex.ru

Гиперспектральная съемка представляет собой метод сбора и обработки информации из различных участков электромагнитного спектра. Каждый объект имеет уникальную спектральную

характеристику излучения, что позволяет однозначно идентифицировать материалы, составляющие его структуру. Гиперспектральные сенсоры собирают информацию в виде «пакетов» изображений, при этом каждое изображение представляет определенную область электромагнитного спектра (спектральный канал).

Гиперспектральная съемка является приоритетным направлением развития систем дистанционного зондирования Земли (ДЗЗ) и подспутниковых полевых наблюдений. Она предполагает одновременное получение сотен и тысяч изображений одной и той же сцены, зафиксированных в очень узких соприкасающихся диапазонах спектра. В результате формируется многомерное гиперспектральное изображение (ГСИ), называемое гиперкубом. Каждой точке земной поверхности гиперкуб ставит в соответствие спектральную характеристику (СХ), которая описывает распределение энергии излучения по длине волны. Знание СХ для множества точек вполне определенных объектов позволяет автоматизировать процесс сегментации объектов и установить их физико-химические свойства [1].

По спектральным кривым, отражающим зависимость между длиной волны и отражательной (излучательной) способностью исследуемого объекта, можно выделить и идентифицировать различные материалы. Реальные поверхности, как правило, представляют собой неоднородный материал. Поэтому наличие различных веществ в области, представленной отдельным пикселом, приводит к возникновению спектрально смешанного отраженного (излученного) сигнала. Для дешифрирования какой-либо области, выделяемой на снимке, с целью идентификации находящихся на ней веществ используются спектральные библиотеки и специально разработанные алгоритмы [1, 2].

Обширные территории, занимаемые сельскохозяйственными угодьями, довольно сложно контролировать из-за недостатка точных карт, неразвитой сети пунктов оперативного мониторинга, наземных станций, в том числе и метеорологических, отсутствие авиационной поддержки, ввиду дороговизны содержания и т.д. Кроме того, в силу различного рода природных процессов,

происходит постоянное изменение границ посевных площадей, характеристик почв и условий вегетации на различных полях и от участка к участку [2]. Типичными задачами в этой области являются: инвентаризация сельскохозяйственных угодий, контроль состояния посевов, выделение участков эрозии, заболачивания, засоленности и опустынивания, определение состава почв, слежение за качеством и своевременностью проведения различных сельскохозяйственных мероприятий.

При систематической повторяемости съёмок – наблюдение за динамикой развития в почвах негативных процессов и явлений – дегумификации, слитизации, засоления, переуплотнения и т.п. [3, 4].

Для систематизации данных и моделирования состояния гумуса в отделе аридных зон Южного научного центра РАН была создана рабочая группа по применению в исследованиях почв юга России методов гиперспектральной съемки. Исследования выполнялись при помощи гиперспектральной камеры Specim IQ в полевых и лабораторных условиях. Спектральное разрешение камеры: 204 канала от 397.32 до 1003.58 нм с шагом 3 нм. Размер изображения: 512 на 512 пикселей.

Значительный объем почвенных проб (268 образцов) из черноземных районов Ростовской области был предоставлен Государственным центром агрохимической службы «Ростовский» (п. Рассвет, Ростовская область), материалы из зоны каштановых почв, интразональных ландшафтов дельты Дона, засоленных почв отбирались сотрудниками отдела наземных экосистем в полевых условиях в период проведения комплексных экспедиций ЮНЦ РАН (10 образцов). Всего было получено и обработано 278 гиперспектральных снимков.

Задача работы: построить статистическую модель, которая по спектральной отражательной способности образца почв восстанавливала содержание в нем гумуса.

Перед съемкой образцы измельчались, просеивались сквозь сито диаметром 1 мм, насыпались в спичечный коробок. Поверхность в коробке выравнивалась. Работы выполнялись с марта 2021 г. по март 2022 г.

Для анализа внутри изображения со значениями спектральных коэффициентов отражения (reflectance) выделялась область внутри снимка размером 200 на 100 пикселей (рис. 1). Для некоторых ранних снимков (в марте-апреле 2021 г.) использовался меньший регион: 150*100 или 150*80 пикселей.

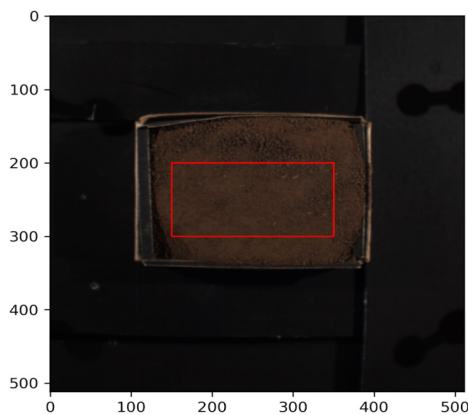


Рисунок 1 – Общий вид образца при выполнении гиперспектральной съемки камерой Specim IQ в лаборатории ЮНЦ РАН: регион для анализа выделен красным прямоугольником

Для каждого изображения внутри выделенной области по всем каналам были рассчитаны средние значения и среднеквадратичное отклонение.

Средний по всем снимкам спектр с доверительным интервалом представлен на рис. 2. Как видно, спектры всех рассмотренных образцов почв не очень сильно различаются между собой.

Среднеквадратичное отклонение для каждого отдельного снимка возрастало с ростом длины волны. Это согласуется с существующей теорией, которая утверждает, что в синей части спектра отражательная способность разных почв почти совпадает, а в красной различается, что связано с сильным действием гумусовых веществ в длинноволновой части спектра.

Следует отметить странное поведение результатов съемки на краях спектра, особенно в длинноволновой части, где получаемые значения противоречат теории о возрастании значений ко-

эффициента отражения с увеличением длины волны в видимом и близком инфракрасном диапазонах. Эти краевые эффекты, видимо, связаны с работой камеры Spresim IQ.

Результат расчета коэффициента корреляции между спектральными каналами и содержанием гумуса представлен на рис. 3. Самый высокий по модулю коэффициент корреляция наблюдается для длин волн в районе 750 нм.

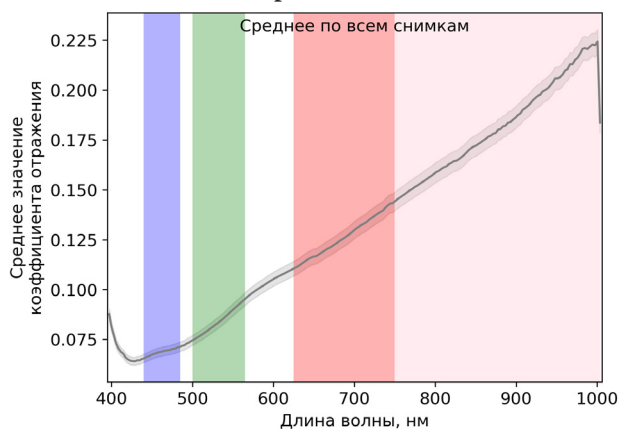


Рисунок 2 – Средний спектр по всем снимкам

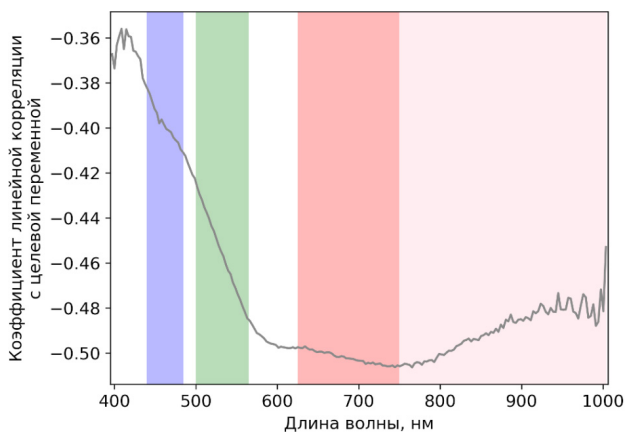


Рисунок 3 – Коэффициенты корреляции спектральных каналов и содержания гумуса

Модель парной линейной регрессии с каналом на 750 нм дало абсолютную ошибку 0.4 % и относительную ошибку 11 %. Методика по ГОСТ 26213–91 определяет в самом лучшем случае абсолютную ошибку 0.45 % и относительную ошибку 15 %. Таким образом, полученную модель линейной парной регрессии можно использовать для практических целей.

В дальнейшем планируется продолжить эксперименты по комбинации небольшого числа признаков для получения более точной чем модель с одним каналом.

Выводы исследования:

Для обучения более сложных моделей нужно больше *разнообразных* примеров почв.

Использовать камеру имеет смысл, если у образца есть неоднородность в пространстве (пятнистость, слоистость вдоль профиля). В противном случае достаточно использовать точечный спектрометр.

Видимо, у камеры Specim IQ имеются краевые эффекты на границах спектрального диапазона. По предварительным оценкам можно рассматривать в качестве рабочего диапазон: 430–950 нм.

Публикация подготовлена в рамках реализации ГЗ ЮНЦ РАН, «Роль природных и антропогенных факторов в формировании и динамике равнинных биогеоценозов» № гр. проекта 122020100332-8.

Литература

1. Rady A., Guyer D., Lu R. Evaluation of sugar content of potatoes using hyperspectral imaging. Food Bioprocess Technol. 2015;8(5):995- 1010.
2. Мерзляк М. Н., Гительсон А. А., Чивкунова О. Б., Соловченко А. Е., Погосян С. И. Использование спектроскопии отражения в анализе пигментов высших растений. Физиол. растений. 2003; 50(5):785-792
3. Прудникова Е. Ю., Савин И. Ю. Исследование оптических свойств открытой поверхности почв // Оптический журнал. 2016. Т. 83. № 10. С. 79–86.
4. Прудникова Е. Ю., Савин И. Ю. Спутниковая оценка дегумификации пахотных почв в Саратовском Поволжье // Почвоведение. 2015. № 5. С. 597–604.

ВЛИЯНИЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПЕСЧАНЫХ ЧЕРНОЗЕМНЫХ ПОЧВ НАНОЧАСТИЦАМИ ЦИНКА НА ВСХОЖЕСТЬ РЕДИСА

А. Н. Тимошенко, С. И. Колесников

Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия
aly9215@mail.ru

Возрастающая потребность применения наночастиц оказала большое влияние на их синтез и использование, что в свою очередь, привело к резкому увеличению их выброса в окружающую среду, вызывая загрязнение [1,2].

От 9 до 37 % наночастиц поступают непосредственно в атмосферу, тогда как остальные 63-91% в конечном итоге оказываются в почве [3]. Для установления возможной токсичности наноматериалов необходимо детальное изучение их влияния на все компоненты среды, особенно почву.

В модельном лабораторном опыте было исследовано влияние наночастиц цинка на всхожесть редиса в черноземе песчаном (Ростовская область, Усть-Донецкий р-н, ст. Верхнекундрюченская). Изучали действия разных концентраций наночастиц металлов – 100, 1000, 10 000 мг/кг. Образцы для лабораторно-аналитического исследования отбирались через 10 дней после загрязнения. В качестве тест-объекта использовали семена редиса сорта «18 дней». Метод основан на высокой отзывчивости семян редиса на токсические вещества путем учета снижения их всхожести по сравнению с контролем, выраженное в процентах. После инкубационного периода почвы с загрязняющими веществами почву помещали в чашку Петри. Семена редиса высаживали в чашку Петри почвенной массы – 25 семян в чашку Петри в условиях влажности 60 % и температуры 24–25°C. Через 7 дней после начала эксперимента редис извлекали из почвы и определяли всхожесть.

В результате исследования было установлено, что уже минимально используемая концентрация наночастиц цинка - 100 мг/кг снижала всхожесть редиса на 60% относительно контроля.

Степень снижения зависела от концентрации загрязняющего вещества в почве. Наблюдали более сильное снижение значений всхожести редиса с увеличением количества наночастиц Zn в почве. Максимально используемая в работе концентрация -10000 мг/кг снижала всхожесть редиса на 80%. Негативное влияние наночастиц Zn на рост растений было установлено и ранее для других почв Юга России [4, 5].

Исследование выполнено в лаборатории «Здоровье почв» Южного федерального университета при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования Российской Федерации, соглашение № 075-15-2022-1122.

Литература

1. Barua S., Konwarh R., Bhattacharya S.S., Das P., Devi K.S., Maiti T.K., Mandal M., Karak, N. Non-hazardous anticancerous and antibacterial colloidal 'green' silver nanoparticles. Colloids and surfaces. B, Biointerfaces, 2013, 105, 37-42, <https://doi.org/10.1016/j.colsurfb.2012.12.015>
2. Jan N., Majeed N., Ahmad M., Ahmad Lone W., John R. Nano-pollution: Why it should worry us? Chemosphere, 2022, 302, 134746. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134746>
3. Keller A.A., McFerran S., Lazareva A., Suh, S. Global life cycle releases of engineered nanomaterials. Journal of Nanoparticle Research, 2013, 15, 1-17, <https://doi.org/10.1007/s11051-013-1692-4>
4. Kolesnikov S.I., Timoshenko A.N., Minnikova T.V., Tsepina N., Kazeev K.S., Akimenko Y.V., Zhadobin A., Shuvaeva V.A., Rajput V.D., Mandzhieva S.S., Sushkova S., Minkina T.M., Dudnikova T., Mazarji M., Alamri S.A., Siddiqui M.H., Singh, R.K. Impact of Metal-Based Nanoparticles on Cambisol Microbial Functionality, Enzyme Activity, and Plant Growth. Plants, 2021. 10. <https://doi.org/10.3390/plants10102080>
5. Колесников С.И., Тимошенко А.Н., Казеев К.Ш., Акименко Ю.В., Мясникова М.А. Оценка экотоксичности наночастиц меди, никеля и цинка по биологическим показателям чернозема. Почвоведение, 2019, 8, 986–992. <https://doi.org/10.1134/S0032180X19080094>

СОЯ – КУЛЬТУРА, ОЗДОРАВЛИВАЮЩАЯ ПОЧВУ

**О. П. Утамбетов, П. Р. Нуратдинова,
Б. А. Алламжарова, Б. А. Бекбанов**

Каракалпакский научно-исследовательский институт земледелия, г. Чимбай
qqditi@bk.ru

Соя самая распространенная культура нашей планеты, которую возделывают в более 60 странах мира. В развитых странах бобовые занимают 10–12 % площади полевых севооборотов. Производство сои занимает важное место в экономике многих стран и в рационе людей, особенно стран Юго Восточной Азии.

По площади посева соя занимает четвертое место после пшеницы, риса и кукурузы. Общее производство составляет 220,6 млн. тонн. Основные производители и экспортерами являются Бразилия, США и Аргентина, а покупателями Китай, Корея и другие Азиатские государства. Площадь посева сои и урожайность за последние годы увеличивается и в Российской Федерации.

С посевом сои решаются следующие некоторые проблемы:

- обогатить почву биологическим азотом и уменьшить применения минеральных удобрений (аммиачной селитры)
- обеспечение населения высококачественным растительным маслом, не имеющих в своем составе вредных веществ.
- повышение объема заготовок высокобелковых кормов для животноводства.

Почва, обладая специфическим свойством – плодородием, является незаменимым богатством. Плодородные почвы должны иметь достаточный запас необходимых растению питательных веществ. При существующей структуре посевных площадей потери гумуса при его минерализации, не восполняются поступлением органических веществ с корнями и пожнивными остатками. Удобрения важнейший материальный фактор, способный из года в год повышать урожаи и значительно улучшать плодородие почвы.

Соя является нетрадиционной культурой и она представляет большой интерес для внедрения в производство. Возделывания скороспелых сортов сои позволит получить раннюю продукцию и даст возможность вовремя освободить поля для повторной культуры. Будет решена проблема повышения плодородия почвы, так как соя способствует накоплению азота в почве за счет деятельности азотофиксирующих бактерий, обитающих на её корнях.

Получение высоких урожаев сельскохозяйственных культур во многом определяется наличием в почве необходимых растениям питательных веществ. В эти вещества, входит более

шестидесяти элементов. Большинство из них имеется в почвах в достаточном количестве, а запас других быстро истощается в результате значительного выноса их растениями [1]. Необходимо учитывать потребность сои в элементах питания по фазам развития и содержание в пахотном слое их доступных форм. Нужно иметь в виду, что 50-70 % общего потребления азота, соя восполняет за счет биологической фиксации его из воздуха посредством симбиоза, с клубеньковыми бактериями.

Большое внимание уделяя о роли сорта в повышении урожайности [2], он отмечает что, важно знать морфологические отличия, требование каждого сорта к окружающей среде, т.е. почвам, климатам, удобрению, поливам и др.

Изучая динамику развития клубеньковых бактерий в почве [3] выявил, что торможение развития азотобактера может быть показателем его значительного накопления в почве, а также высокой степени подвижности усвояемых форм азота. Клубеньковые бактерии сильно реагировали на внесение азотных удобрений. Численность их уменьшалась пропорционально возрастающим дозам азота. На развитие бактерии большое влияние оказывал почвенный микроклимат, чем вид растения и агротехнические приемы.

В опытах [4], в которых она изменяла одновременно три фактора жизни растений (свет, элементы питания и влажность почвы), показали, что при полном удовлетворении всеми этими факторами урожай растений непрерывно увеличивается.

Для наших условий - соя новая культура. Поэтому, выдвигаются на первый план правильный подбор сортов, применительно к агроклиматической зоне. В связи с этим, очень важно изучить различные образцы и сортов сои, с целью выделения форм (сорта), отвечающих требованиям почвенно-климатических зон данного региона.

Поэтому, целью исследования является испытание различных сортов сои выведенных в различных экологических и почвенно-климатических условиях и выделить среди них высокоурожайных, с высокими качествами семян сортов, приспособленных к нашим погодным и почвенным условиям, для внедрения в производство северных районах Республики Каракалпакстан.

Как известно, выращивания исходного материала для дальнейшего воспроизводства семян, необходимо провести в тех зонах, где заготавливаются и размножаются семенные материалы. Исходя из этих, мы задались целью испытать исходного материала различного происхождения для выделения сорта приспособленных к нашим почвенно-климатическим условиям.

Опыт проводился на экспериментальной базе Каракалпакского НИИ земледелия, расположенный на севере республики. Климат Республики континентальный, неустойчивый по годам и временам года. Среднегодовая температура $+11 +13^{\circ}$, максимальная температура $+45 +48^{\circ}$, минимальная $-30 -32^{\circ}$. По многолетним данным, безморозный период длится на севере 195 дней. Осадков бывает мало, выпадает они неравномерно, в пределах 80-120 мм. Нередкие явления летом, особенно в период налива зерна – сухие жаркие ветры, иссушающие почву, понижающие относительную влажность воздуха. Климат зоны создает очень большие трудности для возделывания сельскохозяйственных культур.

Почва Каракалпакии по механическому составу суглинистые и песчаные. Грунтовые воды залегают на глубине от 0.5 до 2.5 метров. Степень засоления почв различная: на долю сильно и средnezасоленных почв приходится 42 %, слабо засоленных – 44 %, солончаков – 14 %. По содержанию органических веществ выделяются окультуренные луговые почвы (1,5-1,7 % гумуса). Общий азот не превышает 0.12–0.15 %. Почвы менее обеспечены гумусом и азотом.

Почва подопытного участка лугового типа, в основном средней степени засоления (хлоридно-сульфатное), в связи с этим без предварительной промывки, получить полноценные всходы невозможно, по механическому составу относится среднесуглинистым.

При оценке сортов сои большое внимание уделяется таким важным признакам, как урожайность, продолжительность периода вегетации, высота растений, прикрепление нижних бобов, содержание белка и жира.

При сборе материалов для исследования, мы уделяли особое внимание образцам сои по происхождению с ценными биологиче-

ческими, морфологическими и другими признаками, что облегчает выделение форм с необходимыми свойствами.

Известно что, площадь питания растений определяет дальнейший рост и развития, использование удобрений, полива и солнечной радиации и т. д. Для оптимального размещения растений на гектаре и получения высокого урожая, оптимального площади питания, влияет схема посева. Мы применяли однострочный посев по схеме 60х5-1, где теоретическая густота составляет 330 тыс. растений на гектар.

Сою можно выращивать на любых типах почв, кроме кислых, заболоченных, засоленных и солонцов при различных значениях рН, однако оптимальным считается диапазон рН 5,5-6,5. Оптимальная почва для хорошей аэрации и получения нормального всхода, создается при плотности почвы 1,10-1,25 г/см. Соя культуры выносящей семядоли наружу, трудно переносит плотность почвы. Основное требование к предпосевной обработке – создание мелко комковатых структур почвы.

Растения сои предъявляет высокие требования к влажности (поливу) в фазе бутонизация – цветение. В этой фазе наблюдается быстрый рост, самый высокий суточный прирост листовой поверхности и формирование бобов. Отсутствие полива в этот период, приводит к выбрасыванию бутонов, цветков и даже опадают бобы. Засуха в период цветения, снижает урожай семян до 50 % и более. По данным Кубанской опытной станции, под влиянием засухи период цветения, урожайность снижалась до 58 %, а засуха при формировании бобов, приводил к снижению урожая на 40-87 %.

По скороспелости выделялись Арлетта и Селекта – 201, где вегетационный период составил 105–111 дней, которые вполне отвечают требованиям северной зоны Каракалпакстана. У сортов Тумарис и Виктория вегетационный период были в пределах 120–123 дней и этих сортов можно использовать в качестве основного посева в северных и центральных зонах Республики. Сорта Амиго и Барака ввиду позднеспелости не отвечают требованиям производства по вегетационному периоду.

Почв подопытного участка характеризовалась следующими показателями:

– до закладки опыта в почве содержалось в горизонте 0-50 см нитратного азота 55,0 мг на 1 кг почвы, подвижного фосфора 14,4 мг, плотного остатка 0,670 %, хлора – 0,0394 %.

– в конце вегетационного периода содержание всех питательных элементов изменялось следующем порядке: нитратный азот 56,2 мг/кг почвы, подвижный фосфор 16,4 мг и плотный остаток 0,686 % и хлора 0,0362 %.

Итак, посев сои и подкормка незначительными нормами минеральных удобрений создают благоприятный агрономический эффект и экономически выгоднее.

Литература

1. Вавилов Н. И. Бобовые культуры и проблема растительного белка. М.: Россельхозиздат, 1983. 256 с.
2. Ларионов Г. И. Опыт организации специализации семеноводства в разных зонах. Промышленное семеноводство. М.: Колос, 1980. 86 с.
3. Люшинский В. В. Динамика развития азотфиксирующих бактерий под посевами бобовых и злаковых трав при удобрений травостоев азотом // Сельское хозяйство за рубежом. 1973. №2. С. 30.
4. Посыпанов Г. С. Защита окружающей среды. Симбиотическая азот-фиксация бобовых // Сельское хозяйство за рубежом. 1981. № 1. С. 8.

ОЦЕНКА ПРИМЕНЕНИЯ ПОКРОВНЫХ КУЛЬТУР ПРИ НУЛЕВОЙ ОБРАБОТКЕ ПОЧВ НА ЭМИССИЮ УГЛЕКИСЛОГО ГАЗА

А. Н. Федоренко, Г. В. Мокриков, К. Ш. Казеев

Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия
pushok.mur@yandex.ru

Традиционные методы ведения сельского хозяйства, такие как интенсивная обработка почвы, короткий пар, несоблюдение севооборотов, недостаточное поступление биомассы и чрезмер-

ное использование неорганических удобрений способствуют снижению качества сельскохозяйственной продукции, а также окружающей среды [Вальков и др., 2008]. Все больше набирает актуальность использование покровных культур, которые имеют ряд преимуществ. Выгоды могут быть связаны с улучшением физических, химических и биологических свойств почв, влияющих на качество и количество продукции, при этом повышая рентабельность за счет снижения производственных затрат. Благоприятное воздействие покровных культур сказывается на усилении связывания углерода, а также борьбе с сорняками, конкурируя за свет, воду и питательные вещества [9].

Применение покровных культур способствует контролю температуры почвы в системах возделывания сельскохозяйственных культур. Снижение температуры почвы летом может уменьшить испарение и увеличить запасы воды в почве, в то время как это может быть пагубным в прохладных регионах, где рост сельскохозяйственных культур ограничен температурой [8]. Однако влияние остатков покровных культур на температуру почвы может варьироваться в зависимости от сезона, систем обработки почвы, видов покровных культур и покрытия растительных остатков [7].

Оценка существующих знаний о преимуществах покровных культур, составе смесей и номах высева имеет определяющее значение для более широкого понимания и принятия более эффективных управленческих решений, которые способствуют повышению урожайности без ущерба для почв агроценозов.

Цель исследований заключалась в оценке влияния покровных культур в совокупности с нулевой обработкой на активность дыхания почв.

Объект исследований располагался на территории хозяйства ИП Мокриков Василий Иванович в центральной части Ростовской области в Октябрьском районе площадью 5500 га. Поля хозяйства ИП Мокриков обрабатываются в течение 14 лет по технологии прямого посева. Почва территории представлена черноземом обыкновенным. Результаты ранее проведенных исследований экологического состояния этих почв с использованием методов биодиагностики и биоиндикации представлены

в ряде научных работ [2-5]. Опытные участки располагались на одном поле: один с покровными культурами, второй – контрольный участок.

Интенсивность эмиссии углекислого газа – «дыхание почв» – определяли камерным методом с помощью газоанализатора EGM-5 (PP SYSTEM) при инкубации в течение 2-х минут. Температуру воздуха и почв определяли электронным термометром HANNA CHEMTEMP. Влажность (объемную) почвы определяли в полевых условиях влагомером Fieldscout TDR 100 компании Spectrum Technologies inc. в 10-кратной повторности на каждом участке.

Исследования эмиссии углекислого газа с поверхности почв, проведенные на полях с использованием покровных культур, показали высокие значения данного параметра и составляли 137% от контроля. Почвы с применением покровных культур выделяют достоверно больше углекислого газа. При этом участок с покровными культурами, в сравнении с контрольным, имел заниженные значения температуры и влажности. По результатам исследований был проведен анализ ранговых корреляций Спирмена. Отмечена отрицательная зависимость между температурой, влажностью и почвенным дыханием, коэффициенты корреляции соответственно равны ($R = -0,76$) и ($R = -0,54$).

В результате исследований было отмечено, что при выращивании покровных культур в условиях применения технологии нулевой обработки почв биологическая активность увеличивается, что отражается на эмиссии углекислого газа. Выявлена зависимость эмиссии углекислого газа от температуры и влажности почв.

Исследование выполнено при государственной поддержке ведущей научной школы Российской Федерации (НШ-449.2022.5) и гранта Министерства науки и высшего образования Российской Федерации на создание Лаборатории молодых ученых (№ ЛабНОЦ-21-01АБ).

Литература

1. Вальков В. Ф., Денисова Т. В., Казеев К. Ш., Колесников С. И., Кузнецов Р. В. Плодородие почв и сельскохозяйственные растения: экологические аспекты. Ростов н/Д: Изд-во ЮФУ, 2008. 416 с.

2. Казеев К.Ш., Минникова Т.В., Мокриков Г.В., Мясникова М.А., Колесников С.И. Оценка воздействия прямого посева на физические свойства черноземов Ростовской области // *Агрофизика*, 2019, № 2, С.15-24.

3. Казеев К.Ш., Мокриков Г.В., Акименко Ю.В., Мясникова М.А., Колесников С.И. Влияние технологии No-till на экологическое состояние черноземов южных Ростовской области // *Достижения науки и техники АПК*. 2020. Т. 34. № 1. С. 7-11.

4. Минникова Т.В., Мокриков Г.В., Казеев К.Ш., Колесников С.И. Влияние сельскохозяйственных культур на ферментативную активность черноземов Ростовской области при использовании различных агротехнологий // *Агрохимия*. 2020. №10. С.20-27.

5. Мокриков Г.В., Казеев К.Ш. Минникова Т.В., Колесников С.И. Особенности применения технологии прямого посева в агроценозах Ростовской области // *АгроЭкоИнфо*. 2020, №3.

6. Мокриков Г.В., Минникова Т.В., Мясникова М.А., Казеев К.Ш., Колесников С.И. Изменение содержания и состава органического вещества черноземов Приазовья при использовании технологии прямого посева // *Агрохимия*. 2020. № 1. С. 18–24.

7. Blanco-Canqui H., Shaver T.M., Lindquist J.L., Shapiro C.A., Elmore R.W., Francis C.A., Hergert G.W. Cover crops and ecosystem services: insights from studies in temperate soils // *Agron. J.*, 107 (2015), pp. 2449-2474.

8. Dabney S., Delgado J., Reeves D. Using winter cover crops to improve soil and water quality *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 32 (2001), pp. 1221-1250.

9. O'Reilly K.A., Lauzon J.D., Vyn R.J., Van Eerd L.L. Nitrogen cycling, profit margins and sweet corn yield under fall cover crop systems // *Can. J. Soil Sci.*, 92 (2012), pp. 353-365.

БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ И АГРОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ ПРОДОВОЛЬСТВЕННОЙ БЕЗОПАСНОСТИ

Д. М. Хомяков

Московский государственный университет имени М. В. Ломоносова,
г. Москва, Россия
khom@soil.msu.ru

Введение

Агроэкологию можно определить, как отрасль экологии, изучающей взаимодействие людей между собой и с окружающей средой в процессе ведения сельского хозяйства и обеспечения продовольственной безопасности. Основной объект ее исследо-

ваний - экосистемы, функционирование которых поддерживается агрономическими мероприятиями. Человек является частью таких систем. Цель исследований - прогнозирование экологических последствий применения различных видов, способов и технологий агропроизводства для природно-территориальных комплексов различного уровня и для биосферы в целом.

Президентом РФ утвержден «Перечень поручений по итогам совещания о развитии агропромышленного, рыбохозяйственного комплексов и смежных отраслей промышленности» (от 26.04.2022 № Пр-738).

Среди них – внесение в Стратегию развития агропромышленного и рыбохозяйственного комплексов Российской Федерации на период до 2030 года изменений, предусматривающих:

а) установление начиная с 2023 года среднегодовых темпов роста объемов производства продукции агропромышленного комплекса на уровне не менее 3 %;

б) возможность развития сельскохозяйственного производства как экстенсивными (за счет вовлечения земель сельскохозяйственного назначения в сельскохозяйственный оборот), так и интенсивными способами (путем внесения дополнительных объемов минеральных удобрений, более широкого применения средств механизации и внедрения современных информационных технологий)...

Предписано так же принять меры, направленные: на осуществление мониторинга обеспечения сельскохозяйственных товаропроизводителей минеральными удобрениями; на поддержание стабильных цен на оптовом рынке сельскохозяйственной продукции, сырья и продовольствия.

Результаты и обсуждение

Почвы – основа получения первичной продукции АПК и функционирования продовольственных систем. На сегодня общая площадь пашни – 116 млн га, площадь посевов – около 81 млн га, а паров – до 12 млн га. На 1990 год эти значения соответственно составляли: 132; 120 и 12 млн га (табл. 1).

С 1992 года новые социально-экономические и погодно-климатические условия в совокупности с проведенной земельной реформой, легализовавшей рынок и частную собственность на земельные участки, позволили определить наиболее приемлемые территории для ведения эффективного и рентабельного земледелия с учетом свойств и характеристик пахотных почв. В первые пять лет 2000-х годов появились признаки стабилизации ситуации. Из оборота постепенно выводились изначально мало плодородные почвы, расположенные в Нечерноземной зоне страны с низким биоклиматическим потенциалом (табл. 1). Они имеют повышенную кислотность, нуждаются в проведении весьма капиталоемких мероприятий – коренном улучшении и комплексной мелиорации. В основных зернопроизводящих южных черноземных регионах России площади были сохранены.

Мы провели биогеохимическую оценку использования почвенных ресурсов в земледелии за последний 51-летний период. Часть приходных статей баланса основных элементов минерального питания растений азота, фосфора и калия в д.в. (N , P_2O_5 , K_2O) представлена в таблице 1.

Устойчивый рост средних урожаев и валового сбора ряда сельскохозяйственных культур, в том числе зерновых, в период с 2001 года по 2020 год, а так же и в 2021 году, по сравнению с предшествующим десятилетием был достигнут за счет современных элементов агротехнологий – сортов, семян, средств защиты растений и пакетных решений в основном импортируемых. Наблюдается и более благоприятный баланс тепла и влаги, улучшение агрометеорологических условий на протяжении вегетационного периода в большинстве сельскохозяйственных регионов страны, хотя участились проявления и экстремальных явлений.

Отмечается снижение применение всех минеральных удобрений, мелиорантов и иных агрохимических средств (табл. 1). Следовательно, в конечном итоге урожаи формируются за счет накопленных ресурсов плодородия пахотных почв. Отрицательный баланс основных трех элементов минерального питания с 1991 по 2021 год в совокупности составил 150 млн т в д.в. Эта

количество получается при расчете их содержания в собранных урожаях плюс соответствующее количество побочной продукции, необходимое для формирования товарной части (например, зерно и солома; клубни и ботва, т.д.).

Таблица 1 – Площади посевов, паров, их сумма, применение минеральных удобрений в пересчете на 100% питательных веществ (д.в.), внесение известковых материалов в органических удобрений в России с 1971 по 2021 год (расчеты автора по данным государственной и ведомственной статистики)

Период, годы	Средняя площадь, млн га в год			Применение минеральных удобрений в среднем в год		Внесение, млн т физической массы в среднем в год	
						извест- ковых мате- риалов	органи- ческих удоб- рений
	чистых паров	посе- вов	в сумме	млн т д.в.	кг д.в./га посевов		
1971–1975	9,7	122,5	132,2	6,0	49,0	14,0	250,0
1976–1980	8,4	124,2	132,6	8,7	70,0	20,8	340,0
1981–1985	12,0	119,5	131,5	10,9	91,2	27,4	390,0
1986–1990	14,2	118,0	132,2	13,0	110,2	31,0	420,0
1991–1995	15,1	109,9	125,0	5,3	48,2	16,0	232,6
1996–2000	18,0	92,2	110,2	1,4	15,2	2,0	80,2
2001–2005	16,2	79,7	95,9	1,4	17,6	2,5	56,6
2006–2010	14,0	76,0	90,0	1,8	23,7	2,1	50,8
2011–2015	13,0	77,5	90,5	1,9	24,5	2,1	57,7
2016–2020	11,8	79,7	91,5	2,6	32,2	2,3	68,4
2021	11,6	80,4	92,0	3,3	41,0	3,2	70,4

Более точные расчеты должны включать особенности поведения минеральных удобрений в почве, коэффициенты усвоения растениями питательных веществ, их миграцию по профилю, потери (включая газообразные для азота) и иные расходные и приходные статьи баланса элементов в агроценозах (внесение органических удобрений, и т.д.). Площадь пашни нужно рассчитывать, суммируя посевную и парующую. Потери элементов идут и на парующих участках. Помимо агрохимических средств выде-

ляют также и иные приходные статьи баланса (семена, фоновые выпадения, возделывание бобовых культур, обогащающих почву доступным азотом и т.д.).

Проведенное нами исследование показало, что в земледелии России объемы применяемых удобрений и мелиорантов недостаточны для воспроизводства плодородия почв. Баланс элементов минерального питания растений стабильно отрицательный. В соотношении вносимых N, P_2O_5 , K_2O (д.в.) превалирует азот – 1,0:0,4:0,27, что далеко от оптимального и научно обоснованного, учитывая агрохимические параметры пахотных почв страны: 1,0:0,6:0,4.

Органическое вещество (гумус) почвы является системообразующим фактором ее функционирования, определяет свойства, режимы и плодородие. Для предотвращения декарбонизации пахотных почв на имеющуюся площадь посевов и паров – 92 млн га, необходимо вносить в среднем по 4–6 т/га органических удобрений в год, или 370–550 млн т. Текущий уровень – 70 млн т. Торф в качестве удобрения сейчас не используется.

Общие неиспользуемые ресурсы навоза и помета во всех категориях хозяйств для воспроизводства плодородия почв мы оцениваем в 140 млн т физической массы в пересчете на подстилочный навоз, а текущий уровень внесения органики может быть удвоен. Неоправданные ограничения эколого-правового характера препятствуют это сделать, тем самым способствуя неконтролируемому поступлению в окружающую среду азот-, фосфор- и углеродсодержащих продуктов отходов животноводства в результате теневого оборота.

Пока накопленные ресурсы плодородия почв, в том числе запасы элементов минерального питания растений (основных, а также кальция, магния, серы, микроэлементов и даже подвижного кремния и т.д.), необходимых для формирования урожая, определяют возможность АПК получать продукцию растениеводства. Они же определяют и предел этих возможностей.

С позиций агроэкологии «климатически нейтральное» и «регенеративное» сельское хозяйство базируется на экологически обоснованной ландшафтной адаптации системы земледелия,

где используется полноценный севооборот. Предполагается: 1) обязательное обеспечение воспроизводства плодородия почв, желательно расширенное, достигающиеся за счет технологий, включающих оценку и корректировку расходных и приходных статей баланса элементов минерального питания растений в агроценозах; 2) сокращение числа стадий, этапов или технологических операций полного цикла получения удобрений (агрохимикатов) и товарной продукции растениеводства; 3) максимально возможное использование ресурсов органического вещества, включая продукцию (вторичные ресурсы) животноводства, солом, ботву и сидераты; 4) не допущение снижения запасов гумуса в пахотных почвах (декарбонизации); 5) исключение их деградация и всех видов эрозии; 6) отсутствие неконтролируемого обращения и поступления углерод-, фосфор- и азотсодержащих соединений в окружающую среду.

В решении Президиума Совета законодателей РФ при Федеральном Собрании РФ от 18.12.2020 «О мерах по обеспечению плодородия земель сельскохозяйственного назначения» выделено ряд проблем, препятствующих эффективному обеспечению плодородия почв земель сельскохозяйственного назначения: отсутствие полной и достоверной информации о них, их границах и качественных характеристиках. Нет единой федеральной информационной системы о землях сельскохозяйственного назначения. Землеустройство, как комплекс мероприятий по изучению состояния почв, планированию и организации их рационального использования и охраны, пока неэффективно. Земли сельскохозяйственного назначения используются не по назначению с последующим ухудшением их состояния. Присутствует недостаточное нормативно-правовое регулирование своевременного выявления изменения состояния плодородия почв земель сельскохозяйственного назначения и его оценки. Предложено законодательно определить понятия почвы и ее плодородия как фундаментального уникального свойства.

О сложившейся ситуации говорится в Решении Комитета Совета Федерации по аграрно-продовольственной политике и природопользованию от 07.02.2022 № 3.7-10/349 «О реализации ре-

комендаций совещания «О реализации законодательства в сфере воспроизводства плодородия земель сельскохозяйственного назначения и безопасного обращения с пестицидами и агрохимикатами»». Пункт 3 решения полагает считать приоритетными целями государственного регулирования на современном этапе: предотвращение сокращения площади земель сельскохозяйственного назначения и ухудшения плодородных свойств почв; создание условий для инновационного, устойчивого развития аграрного производства, включая внедрение «зеленых технологий» и органического сельского хозяйства; обеспечение координации мер государственного регулирования в сфере сохранения плодородия почв земель сельскохозяйственного назначения; а также обеспечение законодательного закрепления правового понятия почв.

Мы считаем, что его можно сформулировано следующим образом.

Почва – компонент природной среды, природное тело, образующееся и изменяющееся с течением времени на суше в результате преобразования поверхностных слоёв земной коры под совместным воздействием климата, рельефа, живых организмов. Представляет собой совокупность почвенных горизонтов, появляющихся в процессе почвообразования и формирующих почвенный профиль или почвенный слой, который несет на себе растительный покров земли; состоит из минеральных и органических частей, характеризуется плодородием, структурой и свойствами, необходимыми для существования растений, животных и микроорганизмов, жизнеобеспечения и деятельности человека.

К понятию «почва» не относятся торф, песок, грунт ниже почвенного слоя, компост, а также искусственно созданная среда обитания растений.

Заключение

В статье 7 Федерального закона от 29.12.2006 № 264-ФЗ «О развитии сельского хозяйства» указано, что государственная поддержка развития сельского хозяйства, устойчивого развития сельских территорий, осуществляется, в том числе (пункт 8),

обеспечением мероприятий по повышению плодородия почв. Очевидно, что пока данное положение не реализуется в полном объеме.

Деградация, дегумификация (декарбонизация) и потеря накопленных ресурсов плодородия пахотных почв, в том числе запасов доступных растениям форм элементов минерального питания, является биогеохимической угрозой национальной, экологической и продовольственной безопасности России.

Исследование выполнено в рамках Программы развития Междисциплинарной научно-образовательной школы Московского государственного университета имени М. В. Ломоносова «Будущее планеты и глобальные изменения окружающей среды».

ВЛИЯНИЕ КУРИНОГО ПОМЁТА НА ПЛОДОРОДИЕ ДЕРНОВО- ПОДЗОЛИСТОЙ ПОЧВЫ

М. В. Царёва

Белорусская государственная сельскохозяйственная академия,
г. Горки, Белоруссия

Изменение свойств и уровня плодородия почв под влиянием антропогенных воздействий в разных природных зонах и регионах имеет весьма различные темпы и направленность, которые зависят от общих почвенно-экологических условий территории. В таких условиях стоит острая необходимость оценки изменения агрофизических свойств и агрохимических показателей почв с учетом специфических особенностей воздействий на почвенный покров. Состояние агрохимических свойств почв наиболее объективно отражает характер ведения сельскохозяйственного производства [2]. Научно обоснованное применение минеральных и органических удобрений, соблюдение всех звеньев технологий возделывания сельскохозяйственных культур являются

основными факторами, позволяющими целенаправленно воздействовать на процесс воспроизводства плодородия почв. Для получения высокой урожайности сельскохозяйственных культур, продукции хорошего качества, обеспечения экологической безопасности окружающей среды необходимо создание и поддержание оптимального содержания макро- и микроэлементов в почве, что можно обеспечить дозированным внесением всех видов удобрений. Высокоплодородные почвы лучше противостоят механическим и техногенным нагрузкам, снижают негативное действие токсических веществ.

Птицеводческая отрасль является одной из важнейших составляющих агропромышленного комплекса Беларуси. С увеличением производства основной продукции одновременно пропорционально возрастает поступление от птицефабрик отходов, наиболее объемными из которых является птичий помет. По содержанию питательных веществ он превосходит любое органическое удобрение, а по доступности – не уступает минеральным удобрениям. Органическое вещество помета (основная часть сухого вещества этого удобрения) улучшает структуру почвы, ее водный и воздушный режим, физико-химические и химические свойства. Птичий помет так же может отрицательно влиять на окружающую среду: через миграцию веществ по почвенному профилю до грунтовых вод; через нарушение баланса питательных веществ почвы, вследствие длительного применения высоких доз на постоянных участках; накоплением в растительной продукции нитратов и других элементов, негативно влияющих на здоровье человека или животных [3]. Степень влияния пометных удобрений на плодородие почвы зависит от дозы внесения, культуры, под которую они вносятся, длительности применения, гранулометрического состава почвы.

Исследования по изучению изменения свойств дерново-подзолистых почв при использовании куриного помета с целью обоснования оптимальных доз их применения и обеспечения экологической безопасности проводились в ОАО «Витебская бройлерная птицефабрика», одной из крупнейших в Республике Беларусь, где выход куриного помёта составляет более

100000 тонн в год. Исследования проводились на дерново-подзолистой связно-супесчаной и легкосуглинистой почве в 2014-2018 гг. Куриный помет в хозяйстве используется под кормовые культуры в дозе 60 и 80 т/га и зерновые 40 и 60 т/га.

Анализ показал, что содержание питательных веществ в курином помёте при естественной влажности составляет: общего азота – 1,40 %; фосфора – 1,51%, калия – 1,37, кальция – 0,83%, магния – 0,62 %, содержание Zn – 76,3 мг/кг, Mn – 53,8 мг/кг, меди – 14,3 мг/кг сухого вещества, т. е. это высококонцентрированное органическое удобрение.

Агрохимические показатели почвы в значительной мере определяют состояние их окультуренности. Результаты мониторинга плодородия дерново-подзолистой почвы показали, что в хозяйстве за пять лет кислотность связно-супесчаной почвы изменилась с 5,88 до 7,2, легкосуглинистой с 5,96 до 6,5 и по степени кислотности почва относится к нейтральной и является благоприятной для возделывания сельскохозяйственных культур, требовательных к реакции почвенного раствора. Средневзвешенное содержание подвижного фосфора за прошедшие 5 лет повысилось на супесчаной почве на 62 мг/кг с 208 до 270 мг/кг почвы (яровая пшеница), и на 35 мг/кг с 208 до 243 мг/кг почвы (кукуруза), что выше или близко к оптимальным значениям (200–250 мг/кг); на легкосуглинистой почве на 114 мг/кг с 184 до 298 мг/кг почвы и соответствует оптимальному значению (250–300 мг/кг). Таким образом, почва хозяйства характеризуется повышенным содержанием фосфора, что впоследствии может привести к снижению эффективности фосфорных удобрений и зафосфачиванию почв. В этом случае избыток фосфора в почве может нарушить соотношение между питательными веществами и иногда снижает доступность растениям цинка и железа.

Содержание обменного калия повысилось на связно-супесчаной почве на 10 мг/кг K₂O с 158 мг/кг до 168 мг/кг, (яровая пшеница) и на 74 мг/кг с 158 мг/кг до 232 мг/кг почвы (кукуруза), на легкосуглинистой почве на 12 мг/кг с 172 мг/кг до 184 мг/кг почвы, что ниже оптимального значения для суглинистых почв (220–250 мг/кг). Содержание обменного калия 232 мг/кг супесчаной почвы,

на уровне оптимального значения (200-240 мг/кг). Следует учитывать, что избыток калия в почвах приводит к ожогам по краям листьев, листья становятся светло-зелеными, растение увядает и поникает (из-за нарушения водообеспечения), проявляются признаки недостатка магния, нередко – марганца, цинка и железа.

Средневзвешенное содержание гумуса, снизилось на связно-супесчаной почве на 0,14 % (яровая пшеница) с 2,54 % до 2,40 % и 0,13 % (кукуруза) с 2,54 до 2,41 %; на легкосуглинистой почве на 0,17 % с 2,45 до 2,62 %, что на уровне оптимального значения (2,5–3,0 %). Такое содержание органического вещества в совокупности с легким гранулометрическим составом может обеспечить высокую сорбционную способность почв, что необходимо учитывать при утилизации отходов птицеводческого комплекса.

С учетом агрохимических показателей рассчитали степень окультуренности почвы. Расчёты показывают, что дерново-подзолистая связно-супесчаная почва ($I_{ок} = 0,86$) и легкосуглинистая ($I_{ок} = 0,94$) в хозяйстве являются высокоокультуренными.

Для более полной характеристики агрофизических свойств и поведения агрохимических показателей почвы рассмотрели их распределение по профилю почвы. С этой целью, на почвах различного гранулометрического состава, после уборки зерновых, были заложены почвенные разрезы. Миграция элементов питания по профилю изучаемых почв показала, что на связно-супесчаной почве с глубиной уменьшается содержание гумуса с 2,40 до 1,53 %, увеличивается количество подвижного фосфора с 365 в Ап до 404,5 мг/кг в горизонте С, обменного калия с 128 до 198 мг/кг, подвижного марганца с 68,2 до 82,3 мг/кг почвы, что может быть связано со слабой поглонительной способностью этих почв и выносом избытка данных элементов в нижние горизонты. На легкосуглинистой почве с глубиной наблюдается снижение подвижного фосфора с 241,8 в Ап до 56,3 мг/кг в горизонте С, обменного калия со 104 в Ап до 60 мг/кг, увеличение содержания микроэлементов меди, цинка и марганца. Высокое и очень высокое содержание подвижного фосфора в пахотном горизонте легкосуглинистой и связно-супесчаной почвы, видимо, связано с внесением высоких доз куриного помёта. Аккумуляция элемен-

тов питания в материнской породе (горизонте С) нежелательное явление для грунтовых вод.

Почва, как физическое тело, обладает различными свойствами, которые во многом определяются составом, соотношением, взаимодействием и динамикой твердой фазы почвы (минеральные и органические вещества), жидкой (почвенный раствор) и газообразной (почвенный воздух). В этом плане особую роль играют физические свойства почвы такие как плотность сложения почвы, плотность твердой фазы и пористость. По плотности сложения верхних горизонтов судят об окультуренности почвы [1]. С учётом плотности сложения пахотного горизонта, анализируемая связно-супесчаная ($d_v=0,96$) и легкосуглинистая ($d_v=1,0$) почва богата органическими веществами, культурная и подходит для возделывания зерновых и пропашных культур, так как для зерновых и пропашных культур оптимальная плотность сложения составляет $1,0-1,2 \text{ г/см}^3$. Плотностью твердой фазы почвы (d) зависит от природы входящих в состав почвы минералов, количества органического вещества. Чем больше в почве тяжелых минералов, тем выше плотность ее твердой фазы. Оптимальная плотность дерново-подзолистых почв – $2,65 \text{ г/см}^3$.

Плотность твёрдой фазы, исследуемой почвы, увеличивается с глубиной с 2,08 Ап до 2,42 в горизонте С связно-супесчаной почвы, с 2,16 Ап до 2,80 г/см^3 легкосуглинистой.

Потребность в кислороде корней растений удовлетворяется преимущественно за счет свободного почвенного воздуха, участвующего постоянно в газообмене между почвой и атмосферой. Связно-супесчаная почва в ОАО «Витебская бройлерная птицефабрика» имеет пористость Ап – 56 %, легкосуглинистая – 54 %, характеризует её как отличную.

Таким образом, при систематическом внесении высоких доз куриного помёта происходит повышения плодородия почвы и в тоже время, складывается реальная угроза загрязнения агробиогеоценоза элементами питания. При проведении оценки воздействия предприятия агропромышленного комплекса на окружающую среду необходимо строго контролировать химический состав удобрения и дозы его внесения.

Литература

1. Горбылева А. И., Воробьев В. Б. Методы определения физических, физико-химических и химических свойств почвы: методические указания. Горки: БГСХА, 2009. 28 с.
2. Лапа В. В. Плодородие почв и использование удобрений в Республике Беларусь // Плодородие. 2014. № 6. С. 19–20.
3. Лысенко В. П. Обеспечение экологической безопасности птицефабрики // Птицефабрика. 2008. № 16.

ЦИНК, МЕДЬ И СЕЛЕН В ПОЧВАХ ЛЕСОПАРКА «ЗАТЮМЕНСКИЙ» ГОРОДА ТЮМЕНИ

**А. В. Баранов, Е. В. Горбунов, А. В. Горских,
Н. И. Канева, Е. А. Витязева, В. А. Боев**

Тюменский государственный университет, г. Тюмень, Россия
v.a.boev2009@mail.ru

Введение

Рекреационные зоны городов имеют важное значение, поскольку используются для туризма, отдыха и лечебно-оздоровительных целей. В то же время лесопарки, парки и другие рекреационные территории города при их разумной эксплуатации выполняют важные санитарно-гигиенические функции. Однако, расположенные в черте города, рекреационные территории подвергаются значительному антропогенному воздействию, частью которого является загрязнение почв и растительности этих территорий тяжелыми металлами. В низких концентрациях ряд этих элементов необходимы растениям для обеспечения жизнедеятельности.

Таким образом, изучение содержания тяжелых металлов в почвах рекреационных территорий является необходимым для оценки экологической ситуации в их пределах.

Целью представленной работы было проведение экологической оценки содержания цинка, меди и селена в почвах экопарка «Затюменский» города Тюмень

Характеристика территории исследования

Лесопарк «Затюменский» является памятником природы и расположен в черте г. Тюмени в Калининском административном округе. Границы ООПТ утверждены постановлением Администрации Тюменской области от 30.08.2004 № 93-пк «О памятнике природы регионального значения “Лесопарк Затюменский” в г. Тюмени».

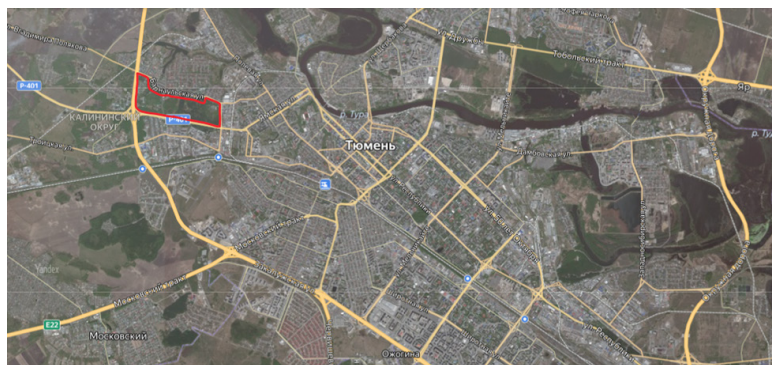


Рисунок 1 – Расположение лесопарка «Затюменский» (границы выделены красным цветом). Источник: картографические данные Google, 2021

Рельеф площадки техногенно-нарушенный, абсолютные отметки 84–92 м на территории экопарка можно заметить, прорытые каналы, проложенные арычки вдоль границы с садово-огородными участками, искусственно выровненные поверхности на футбольном, волейбольном полях. Местность слабо пересеченная. Перепады высот незначительны. Наблюдается также естественный холмистый микрорельеф.

Лесопарк включает бывший лесопитомник. Насаждения имеют смешанное (естественное и искусственное) происхождение. В центральной части парка распространены сосняки на дерново-подзолистых в разной степени оподзоливания почвах. В восточной части парка преобладают смешанные разнотравные насаждения, наблюдаются нарушенные почвы. В западной части в основном произрастает березняк на серых лесных почвах.

Почвенный покров объекта исследования преимущественно представлен дерново-подзолистыми почвами в разной степени оподзоливания, а также урбаноземами, которые приурочены к техногенно-антропогенным объектам.

Методы исследования

Пробы были отобраны методом площадной съемки, при которой образцы почвенного покрова отбираются по равномерной сети точек отбора. Было отобрано 15 проб поверхностного слоя почвы (10–15 см). Валовое содержание тяжелых металлов определяли методом масспектрометрии с индуктивно связанной плазмой с помощью спектрометра Varian 720S. Концентрацию ионов водорода определено методом прямой потенциометрии при помощи рН-метра «150 МИ».

В качестве фоновых были использованы дерново-подзолистые почвы, отобранные на территории Государственного заказника «Тюменский».

Результаты исследования

Приведенные исследования выполнены при поддержке и в рамках гранта РФФИ «Методология использования интегрального подхода к нормированию действия микроэлементов в системе почва-растение-животное для разработки научно-обоснованной профилактики микроэлементозов в регионах России и Монголии»

Результаты определения валового содержания селена представлены в таблице 1.

Наибольшее значение наблюдается в точке № 15 – 0,083 мг/кг. Наименьшее значение наблюдается в точках № 2, 9, 10, 13, 14 – 0 мг/кг. Среднее значение – 0,029 мг/кг. Стандартное отклонение – 0,028. Стандартная ошибка среднего – 0,002.

Низкое валовое содержание селена в почвах лесопарка связано с отсутствием техногенных источников поступления селена на территории города Тюмени.

Результаты определения валового содержания меди представлены в таблице 2.

Таблица 1 – Валовое содержания селена в почвах лесопарка «Затюменский»

Номер пробы	Содержание селена, мг/кг	Среднее значение, мг/кг	Фоновые значения, мг/кг
1	0,075	0,029	0,090
2	Не обнаружено		
3	0,020		
4	0,056		
5	0,043		
6	0,030		
7	0,057		
8	0,025		
9	Не обнаружено		
10	Не обнаружено		
11	0,020		
12	0,034		
13	Не обнаружено		
14	Не обнаружено		
15	0,083		

Таблица 2 – Валовое содержания меди в почвах лесопарка «Затюменский»

Номер пробы	Содержание меди, мг/кг	Среднее значение, мг/кг	Фоновые значения, мг/кг	ПДК, мг/кг
1	30,8	38,9	17,9	132,0
2	16,6			
3	31,2			
4	36,7			
5	33,9			
6	22,5			
7	35,4			
8	17,4			
9	20,3			
10	19,9			
11	218,2			
12	14,8			
13	32,1			
14	27,9			
15	25,0			

Как следует из представленных выше данных, наибольшее содержание наблюдается в точке № 11 – 218,2 мг/кг. Наименьшее значение наблюдается в точке 12 – 14,8 мг/кг. Среднее значение – 38,9 мг/кг. Стандартное отклонение – 50,1. Стандартная ошибка среднего – 12,9.

Валовое содержание меди в почвенном покрове колеблется в широких пределах, при этом среднее значение превышает фон в 2,16 раза. Высокое содержание меди, относительно фона можно объяснить тем, что лесопарк находится в пределах городской черты и испытывает на себе антропогенное воздействие, которое и приводит к повышению валового содержания меди.

Результаты определения валового содержания цинка представлены в таблице 3.

Таблица 3 – Валовое содержания цинка в почвах лесопарка «Затюменский»

Номер пробы	Содержание цинка, мг/кг	Среднее значение	Фоновое значение, мг/кг	ПДК, мг/кг
1	61,0	87,9	23,3	220,0
2	53,0			
3	67,0			
4	81,0			
5	78,0			
6	59,0			
7	68,0			
8	43,7			
9	57,0			
10	53,0			
11	449,0			
12	48,0			
13	88,0			
14	57,0			
15	57,0			

Валовое содержание цинка колеблется в пределах от 43,7 до 449,0 мг/кг. Наибольшее валовое содержание цинка обнаружено в точке № 11 – 449,0 мг/кг. Наименьшее содержание цинка установлено в точке № 8 – 43,7 мг/кг. Среднее значение цинка – 87,9 мг/кг. Стандартное отклонение – 100,6. Стандартная ошибка среднего – 25,9.

Таким образом, результаты наших исследований показывают, что валовое содержание цинка в почвах лесопарка повсеместно превышает фоновое содержание, что является результатом поступления цинка из техногенных источников.

В ходе исследований было определено рН почвенного раствора: среднее значение – 6,84, стандартное отклонение – 0,61, Стандартная ошибка среднего – 0,16.

Установлено, что между значением рН и содержанием валовой формы селена прослеживается средняя обратная зависимость; меди и цинка – слабая зависимость.

Проведенные нами исследования показали, что валовое содержание меди и цинка в почвах лесопарка «Затюменский» превышает фоновые содержания этих элементов, в связи с наличием в городе техногенных источников этих элементов, а валовое содержание селена не превышает фон, в связи с отсутствием в городе источников выбросов в атмосферу этого металла. Наличие локальных геохимических аномалий меди и цинка, по-видимому, связано со следами старой несанкционированной свалки на территории лесопарка. Превышения ПДК почв по цинку и меди отмечено только в пределах этих локальных аномалий.

Таким образом, экологическую обстановку на территории парка в аспекте содержания в почвах селена, цинка и меди можно оценить как благоприятную.

ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В ПОЧВАХ СЕЛИТЕБНЫХ ТЕРРИТОРИЙ РЕСПУБЛИКИ КРЫМ И ГОРОДА СЕВАСТОПОЛЯ

А. М. Богданова¹, И. А. Ясенева³, Е. В. Евстафьева¹

¹Крымский федеральный университет им. В. И. Вернадского,
г. Симферополь, Россия

²Филиал Московского государственного университета имени
М. В. Ломоносова в г. Севастополе, г. Севастополь, Россия

³Московский государственный университет имени М. В. Ломоносова,
г. Москва, Россия

anna_bogdanova_crimea@mail.ru

Актуальность работы обусловлена необходимостью мониторинга содержания тяжелых металлов (ТМ) в компонентах экосистем и биосубстратах человека для оценки их воздействия на экосистемы и здоровье населения, а также установления региональных экологических нормативов содержания элементов с учетом природной и техногенной специфики территорий. В настоящее время на территории Крымского полуострова осуществляются комплексные исследования, главной задачей которых является интеграция и анализ биогеохимических и медицинских данных, дальнейшее прогнозирование на их основе состояния здоровья населения в связи с возможным ухудшением экологической ситуации, разработка мер по снижению рисков здоровью населения [4], при этом необходимым этапом является геоэкологическая оценка, включающая элементный анализ почв. Цель настоящей работы состояла в определении содержания ТМ и ряда сопутствующих элементов в поверхностном слое почв селитебных территорий городов и сельской местности Крымского полуострова и города Севастополя.

Материалы и методики исследования

Пробы отбирали цилиндрическим пробоотборником из нержавеющей стали с глубины 0–15 см методом «квадратного конверта» со стороны 1–2 м. Каждая проба почвы была составлена из 9 точечных проб: 5 проб отбирали по углам и в центре кон-

верта, 4 внутри него. Отбор, хранение и транспортировка проб, отобранных для анализа на ТМ, осуществляли в соответствии с ГОСТ 17.4.4.02-84, МУ 2.1.7.730-99, предварительную подготовку – ГОСТ 29269-91. Валовое содержание элементов определяли на рентген-флуоресцентном спектрометре Спектроскан Макс-GV. Оценку загрязнения почв населённых пунктов ТМ и другими элементами осуществляли согласно [1–3, 5, 6].

Республика Крым. Отбор почвенных образцов был произведён на 30 площадках, расположенных в зоне 11 из 25 административно-территориальных единиц и муниципальных образований Республики Крым, относящихся к северному, западному, северо-западному, центральному, восточному и южному регионам полуострова, и представляющих собой селитебные территории с разной в качественном и количественном отношении антропогенной нагрузкой. Рассчитывали коэффициент техногенной концентрации элемента (K_c) как отношение фактического содержания вещества к кларку почв населённых пунктов [1, 2] и суммарный показатель загрязнения (Z_c) [2].

Г. Севастополь. Отбор почвенных образцов был произведён на 69 площадках преимущественно селитебной территории г. Севастополя, расположенного в юго-западной части полуострова, а также землях общего пользования и рекреационно-средообразующих. Также в городах Судак, Феодосия (юго-восточный регион) и г. Симферополе (центральный регион) были заложены площадки сравнения. Рассчитывали коэффициенты концентрации элементов (K_k) как отношение фактического содержания элемента в почвенных образцах к его содержанию в пробах почв фонового участка, а также Z_c [2].

Результаты исследования и обсуждение

Анализ данных по валовому содержанию элементов в почвах всех исследуемых территорий Крымского полуострова показал наличие превышений референтных значений по всем изученным регионам для Cr, Co, Pb, в то время как превышение содержания остальных элементов встречались только на единичных площадках мониторинга (табл. 1).

Таблица 1 – Наличие превышений содержания тяжёлых металлов и максимальный суммарный показатель загрязнения (Max Zc) в почвах площадок мониторинга селитебных зон Республики Крым и г. Севастополя относительно ПДК, ОДК, значений кларка почв населенных пунктов [1] и (или) фоновых значений

Расположение площадок	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Sr	Pb	Cd	Max Zc
Северный регион (Красноперекопский район, г. Армянск)	+	+	+	+	+	+	+	н.о.	+		6,77
Северо-западный регион (Раздольненский, Первомайский р-ны)	+	+	+	+	+	+	+	н.о.	+		3,64
Западный регион (Сакский район, г. Саки)	+	+	+	+	+	+	+	н.о.	+		4,12
Центральный регион (Белогорский район, г. Симферополь)	н.о.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	2,43
Восточный регион (Кировский район, г. Керчь)	+	+	+	+	+	н.о.	+	н.о.	+		3,55
Юго-Восточный (г. Феодосия, г. Судак)					+	+	+		+	+	
Южный регион (г. Алушта, г. Ялта)	+	+	+	+	+	+	+	н.о.	+		3,19
Юго-западный регион (г. Севастополь)	н.о.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	45,65

Примечание: н.о. – превышения не обнаружены; пустые ячейки – не оценивали.

Республика Крым. При выявленных превышениях значений ПДК, ОДК и (или) кларков [1] содержания Cr, Co, Ni, Cu, As, Pb на площадках всех изучаемых регионов Республики Крым, мак-

симальные превышения составили: As – 6,6 ПДК, Pb – 2,1 ПДК, V – 1,1 ПДК, Zn – 1,7 ОДК, Ni – 1,1 ОДК, Co – 2,8 кларка, Cu – 2,6 кларка, Cr – 1,7 кларка, Sr – 1,7 кларка. В северном регионе содержание всех элементов превышало ПДК, ОДК либо кларк. Высокое содержание V (1,1 ПДК), Pb (1,6 ПДК), Ni (1,1 ОДК) может быть связано с деятельностью промышленных предприятий химической отрасли. В северо-западном регионе отмечено превышение кларка для всех ТМ (кроме Sr), 1,1 ОДК Zn, 2,1 ПДК Pb, а также 6,6 ПДК As, вероятным источником которого и на других площадках является перенос с сельскохозяйственных угодий. Более высокое содержание Zn, Ni, Co и Cu может быть связано с геохимическими особенностями территории, а высокое содержание Pb здесь и на площадках других регионов – с выбросами автотранспорта и атмосферным переносом. В западном регионе обнаружено превышение 1,12 ПДК Pb, 1,7 ОДК Zn. В центральном регионе обнаружено максимальное содержание Sr – 1,68 кларка, а также превышение 6,2 ПДК As, 1,1 ПДК Pb. В восточном регионе отмечены превышения 6,6 ПДК As, 1,16 ПДК Pb, кларка почв для V, Co, Ni, при этом более высокое содержание 2 последних может быть обусловлено геохимическими факторами. В юго-восточном регионе отмечены превышения 1,1 ПДК Pb, 1,1 ОДК Cd, 1,32 ОДК Zn, в южном – 1,1 ПДК Pb.

Анализ рассчитанных коэффициентов техногенной концентрации и суммарных показателей загрязнения показал, что уровень загрязнения почв селитебных зон Республики Крым является низким в исследованных регионах, однако выявлена территориальная гетерогенность в валовом содержании элементов в почве. Так, в Красноперекопском районе северного региона $K_c > 1$ для V, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, а в Армянск – только для Cu; в восточном регионе для V, Co, Ni, Cu, Cr; в западном – для Zn; в северо-западном – для Pb; в центральном – для Ni, Cu, Zn; в южном – для V, Cr, Co, Ni, Cu, Zn.

Г. Севастополь. На исследуемых площадках юго-западного региона отмечены высокие значения коэффициентов вариации и других статистических показателей для Cu, Pb, Zn и As, Cr и Pb, что может свидетельствовать о наличии локальных источ-

ников загрязнения этими элементами. Среднее содержание Pb в почвах города Севастополя было выше фонового уровня и ПДК, при этом максимальное превышение 26 ПДК выявлено на 1 площадке недалеко от зоны с повышенной нагрузкой автотранспортом. Выделены несколько локусов, где имело место «рассеивание» As как по показателю валового содержания, так и по Кк. Основная часть высоких значений содержания Cu находилась на площадках, расположенных в зоне постоянного воздействия автомобильных выбросов и комплекса автомобильных гаражей. Среднее содержание Zn было относительно низким, при этом превышало ОДК до 5 раз в пробах площадок возле комплекса автогаражей. Отмечена тенденция к накоплению Zn в почвах площадок в центральной части города, южной части Севастопольской бухты, возле территории Хладокомбината. Среднее валовое содержание Ni в почвах не превышало фоновые значения, при этом максимальное значение отмечено на площадке рядом с завершенным строительством жилого комплекса. Среднее содержание V, Sr в почвах г. Севастополя было в несколько раз ниже их фоновых значений.

Анализ суммарной нагрузки ТМ показал, что большинство изученных площадок относятся к допустимой категории загрязнения почв [3], однако при этом выявлены 2 локуса наиболее интенсивного и высокого загрязнения почвы, где Zv достигал 58,9 и 45,6, что являлось экстремально высоким главным образом для Pb, Cu, Zn, Cd. Эти локусы находились на территории комплекса автогаражей и промышленной зоны объездной дороги, а также землях городской застройки и общего пользования на участках сравнения.

Заключение

Обобщая вышеизложенные результаты исследования содержания ТМ и других элементов в почвах населенных пунктов разных географических регионов Республики Крым, можно отметить некоторые особенности их содержания в поверхностном слое почв. Установленное превышение ПДК, ОДК и (или) кларков для ряда элементов, в особенности Sr, Co, Pb на площад-

ках мониторинга Красноперекопского, Сакского и Кировского районов, принадлежащих к северному, западному и восточному регионам полуострова, может быть обусловлено деятельностью крупных промышленных предприятий на севере и ранее на западе полуострова. С другой стороны, учитывая, что в данной работе изучены пробы почв селитебных территорий, можно предположить, что природный геохимический фон оказывает меньшее влияние на накопление ТМ по сравнению с антропогенными факторами, что подтверждается и результатами сравнительного анализа содержания ТМ с кларками. Так, на всех участках Республики Крым валовое содержание Cu было выше установленного кларка этого элемента в почвах населенных пунктов. В почвах сел Красноперекопского района северной части полуострова выявлены превышения кларка и ОДК для V , Cr , Co , Ni , Zn , Pb . Для территорий остальных регионов были характерны только превышения кларка для Cr , Co , Ni , также были выявлены единичные превышения ПДК As и Pb . В почвах Сакского и Раздольненского районов встречались превышения ОДК Zn . В то же время в почвах исследуемых участков центрального, восточного и южного регионов в меньшей степени встречались превышения допустимых концентраций элементов. Таким образом, можно заключить, что содержание большинства рассматриваемых в данной работе элементов в значительной степени имеет антропогенное происхождение, при этом основными источниками поступления этих элементов в почвы изучаемых регионов Республики Крым могут быть сжигание топлива, аэрозольные выбросы предприятий химической и металлургической промышленности, автотранспорт, свалки бытовых, коммунальных и промышленных отходов, сточные воды, выбросы теплоэлектростанций, использование пестицидов и удобрений.

На территории г. Севастополя выявлены незначительные уровни накопления ТМ относительно фоновому уровню в зонах земель городской и сельской застройки (селитебная часть), земель общего пользования (промышленная и военные зоны, автохозяйства, АЗС, транспортно-коммуникационные, гаражи и др.), земель рекреационно-средообразующих (парки и др.). Ло-

кальные загрязнения Pb, Cu, Zn приурочены к местам скопления автотранспорта, а также несанкционированным свалкам строительного, технического и бытового мусора (земли городской застройки и общего пользования) и промышленным площадкам.

Полученные результаты подтверждают необходимость дальнейших исследований, в том числе мониторинга содержания ТМ и других элементов в почвах заповедных территорий, а также других как абиотических компонентах экосистем, так и биотических, включая биосубстраты человека, являющиеся интегральным показателем качества среды и экологической ситуации в регионе.

Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта № 18-45-920042.

Литература

1. Алексеенко В. А., Алексеенко А. В. Химические элементы в геохимических системах. Кларки почв селитебных ландшафтов: монография. Ростов н/Д.: Изд-во Южного федерального университета, 2013. 380 с.
2. Геохимия окружающей среды / Ю. Е. Сает, Б. А. Ревич, Е. П. Янин, Р. С. Смирнова, И. Л. Башаркевич, Т. Л. Онищенко, Л. Н. Павлова, Н. Я. Трефилова, А. И. Ачкасов, С. Ш. Саркисян. М.: Недра, 1990. 335 с.
3. Гигиеническая оценка качества почвы населенных мест: Методические указания. М.: ФЦ ГСЭН Минздрава России, 1999. 38 с.
4. Евстафьева Е. В. Оценка экологического риска для здоровья на территории Республики Крым // Проблемы анализа риска. 2014. Т. 11. № 5. С. 30–38.
5. Мажайский Ю. А., Торбатов С. А., Дубенок Н. Н. Агроэкология техногенно загрязненных ландшафтов. Смоленск, 2003. 384 с.
6. Обзор загрязнения окружающей природной среды в Российской Федерации за 1997 г. Федеральная служба России по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды. М., 1998. 218 с.

ОСОБЕННОСТИ И ПЕРСПЕКТИВЫ РАЗВИТИЯ ПАРКОВЫХ ТЕРРИТОРИЙ В ГОРОДАХ (НА ПРИМЕРЕ ПАРКА ГОРОДА ВОРОНЕЖА)

Н. П. Карташова, В. В. Антоненко

Воронежский государственный лесотехнический университет,
г. Воронеж, Россия
Kartashova_73@mail.ru

В современных городах огромное значение имеют зеленые насаждения, служащие не только для отдыха населения, но и способствующие оздоровлению экологической ситуации, повышению эстетической ценности территорий, а также созданию рациональной, гармоничной пространственной композиции городской среды. Поэтому актуальной проблемой является поддержание, восстановление и сохранение зеленых насаждений, произрастающих на территориях различных объектов. Одними из наиболее значимых объектов озеленения являются парки, состояние которых не всегда соответствует предъявляемым требованиям.

Объектом исследования послужила территория парка «Та-наис», расположенного в одном из жилых районов города Воронежа. Парк относится к особо охраняемой природной территории местного значения, занимающий площадь 24 га. По системе озеленения объекты классифицируются по территориальному признаку и функциональному значению [3, 4]. Исследуемый парк относится по территориальному признаку к внутригородским объектам, по функциональному назначению – к объектам общего пользования. Основным преобладающим видом древесно-кустарниковой растительности на территории парка является сосна обыкновенная (*Pinus sylvestris*). Также на территории произрастают тополь советский (*Populus sowetica* «*Pyramidalis*»), ясень обыкновенный (*Fraxinus excelsior*), клен остролистный (*Acer platanoides*), вяз гладкий (*Ulmus laevis*), робиния лжеакация (*Robinia pseudoacacia*), береза повислая (*Betula pendula*), спи-

рея вангутта (*Spiraea vanhouttei*). Уровень озелененности парка соответствует нормативным данным и составляет 65 % [3, 4, 5]. Но небогатый ассортимент растительности, недостаток цветочного оформления, неудовлетворительное состояние газона, малых архитектурных форм и дорожно-тропиночной сети требует комплексного исследования территории объекта. В изучении различных компонентов парковой территории, включающей ряд показателей, была проведена ландшафтно-экологическая оценка [1], в результате которой определили тип пространственной структуры, оценку состояния насаждений, санитарно-гигиеническую и эстетическую оценки, класс устойчивости, стадии дигрессии, рекреационную емкость. На основании проведенных исследований был разработан оптимальный ассортимент растений и рекомендованы мероприятия по благоустройству.

Выделяются три типа пространственной структуры (ТПС) – закрытый, полукрытый и открытый [3]. На территории парка «Танаис» представлены все три типа пространственной структуры, но большую площадь занимает закрытый ТПС, представленный насаждениями сосны обыкновенной, сомкнутость полога которых составляет 0,7–0,8. К полукрытому типу относятся посадки насаждений с сомкнутостью полога менее 0,5. Открытый тип представлен дорогами, спортивными площадками, полянами и цветниками.

В парке проведена визуальная оценка состояния деревьев по сумме основных биоморфологических признаков, в частности по густоте кроны, по ее облиственности или охвоенности, соответствию размеров и цвету листьев или хвои и приросту побегов, нормальным для данных видов и данного возраста деревьев, наличию или отсутствию отклонений в строении ствола, кроны, ветвей и побегов, суховершинности или наличию и доли сухих ветвей в кроне, целостности и состоянию коры и луба [2]. Состояние насаждений оценивается как хорошее, но для 30-ти деревьев тополя советского и 45-ти деревьев сосны обыкновенной потребуется санитарная, формирующая (один из способов заставить дерево расти в нужном направлении) обрезка.

Оценка по санитарно-гигиеническому фактору – оценивают микроклиматические и теллурические условия [3].

Эстетическая оценка устанавливается по визуально-сравнительным заключениям и определяется следующими показателями:

- состояние насаждений, соотношение плоскостных и объемных элементов, водные поверхности, архитектура – наиболее важные факторы – 30 баллов;

- видовые точки – насыщенность, уникальность, глубина перспектив – 10 баллов;

- рельеф и его геопластика – экспозиция склонов, % – 5 баллов;

- почвенно-растительный покров – 5 баллов [3].

В результате выявили, что объект исследования относится ко второму классу по санитарно-гигиенической оценке: участок в сравнительно хорошем санитарном состоянии, незначительно захламлен и замусорен, имеются отдельные сухостойные деревья, воздух несколько загрязнен, шум периодический или отсутствует. По эстетической оценке, территория парка имеет 32 из 50 максимально возможных баллов, что свидетельствует о необходимости проведения мероприятий по озеленению и благоустройству. Состояние кустарниковой и травянистой растительности оценивается 3 стадией деградации. Состояние малых архитектурных форм, существующего газона, покрытия дорог и площадок удовлетворительное. По шкале рекреационной оценки парк относится к средней категории. Территория объекта достигла третьей стадии дигрессии. Так как преобладающей породой является сосна обыкновенная, значит класс устойчивости природного комплекса 4. Следовательно, предельно-допустимая рекреационная нагрузка составит $4,4 \text{ чел.-дн./га}$, фактическая нагрузка будет равна $2,9/(1,4-4,4) \text{ чел.-дн./га}$. На всей территории парка площадью 24 га экологическая рекреационная емкость составит $105,6 \text{ чел.-дн.}$, фактическая рекреационная нагрузка – $69,6/(33,6 - 105,6) \text{ чел.-дн.}$ [1]. Данные свидетельствуют о том, что фактическая рекреационная нагрузка достигла значений экологической рекреационной емкости. Подтверждением высо-

ких рекреационных нагрузок являются участки с вытоптаным напочвенным покровом и сильно уплотненной почвой. Уплотнение почвы оказывает большое сопротивление развивающимся корням растений, нарушаются условия минерального питания растений. В результате ухудшается состояние деревьев, в частности, заражение их стволовыми вредителями, корневой губкой. Уплотненная почва существенно влияет на состояние всего фитоценоза в целом. Следовательно, беспорядочное движение рекреантов приведет к деградации объекта, чтобы избежать этого, необходимо регулирование рекреационного пользования. Поэтому должны быть предусмотрены мероприятия по благоустройству и озеленению объекта.

При озеленении основной задачей остается правильный подбор растительности. При каждом подборе растений для определенной группы посадки нужно учитывать сочетание оттенков листьев, формы растения, объёма кроны, периода цветения, совместимость с другими видами по уходу и выращиванию. Так же важно не забывать о свойствах данного растения: требовательность к увлажнению и плодородию почв, освещенности, газо- и пылеустойчивость. С учетом всех перечисленных качеств рекомендуем ассортимент растений, приведенный в таблице 1.

Таблица 1 – Ассортимент рекомендуемых растений

№ п/п	Наименование растения	Площадь компонента озеленения, м ²	Кол-во растений, шт.	Вид посадки
1	2	3	4	5
Древесные растения				
1	Тополь советский (<i>Populus sowetica</i> «Pyramidalis»)	160	40	рядовая, солитер
2	Робиния лжеакация Ауреа (<i>Robinia pseudoacacia Aurea</i>)	80	20	группа, солитер
3	Ясень обыкновенный (<i>Fraxinus excelsior</i>)	120	30	группа, солитер

4	Клён остролистный (<i>Ácer platanoïdes</i>)	176	44	группа, солитер
5	Береза повислая (<i>Bétula péndula</i>)	140	35	группа, солитер
6	Вяз мелколистный (<i>Ulmus parvifolia</i>)	186	31	группа, солитер
		862	200	
Кустарниковые растения				
7	Сирень обыкновенная (<i>Syringa vulgaris</i>)	20	20	группа
8	Чубушник венечный (<i>Philadelphus coronarius</i>)	19	19	группа, солитер
9	Форзиция европейская (<i>Forsythia europaea</i>)	11	11	группа, солитер
10	Барбарис Тунберга (<i>Berberis thunbergii</i>)	22	22	группа
11	Пузыреплодник калинолистный Дьябло (<i>Physocarpus opulifolius Diablo Dor</i>)	8	8	группа
12	Спирея Вангутта Сноу Уайт (<i>Spiraea vanhouttei Snow White</i>)	24	24	живая изгородь
13	Вяз мелколистный (<i>Ulmus parvifolia</i>)	36	36	живая изгородь
		140	140	
Цветочные растения				
14	Сальвия мучнистая (<i>Salvia farinacea</i>) либо Сальвия сверкающая (<i>Salvia splendens</i>)	20	100	
15	Бегония вечноцветущая (Senator Red)	15	100	
16	Бархатцы мексиканские (Lemon Gem)	15	100	
17	Колеус Блюме сорта (Coleus Firebird, Buttercup, Wizard Scarlett)	20	100	
		70	100	

Результаты таблицы 1 показывают, что рекомендуется выполнить одиночные посадки в виде солитеров, рядовые и групповые посадки. Площадь озеленения под деревья, кустарники и цветочные растения составит 1072 м².

Мероприятия по благоустройству должны включать установку вазонов, урн, скамеек, беседок, детского игрового комплекса, реконструкцию существующего дорожного покрытия и устройство дополнительных дорог.

Также необходимым условием перспективного развития парка являются мероприятия по уходу и содержанию объекта. Правильный уход за деревьями, кустарниками и цветочными растениями включает в себя полив, внесение удобрений, рыхление и мульчирование почвы, борьбу с сорняками, вредителями и болезнями, устранение дупел и механических повреждений на деревьях, создание укрытия на зиму (при необходимости), опору для растений, выполнение обрезок.

Таким образом, мероприятия по озеленению и благоустройству повысят санитарно-гигиенические, эстетические свойства, рекреационную оценку парковой территории, а также акцентируют рекреационное пользование на более благоустроенных участках.

Литература

1. Карташова Н. П. Системный подход к архитектурно-планировочному решению парковых территорий // Наука, инновации, образование: актуальные вопросы и современные аспекты: монография / под общ. ред. Г. Ю. Гуляева. Пенза: МЦНС «Наука и Просвещение», 2021. 244 с.
2. Кругляк В. В., Карташова Н. П. Состояние насаждений в городской среде Воронежа // Изд-во вузов Лесной журнал. 2009. № 5. С. 40–43.
3. Теодоронский В. С., Боговая И. О. Объекты ландшафтной архитектуры: учеб. пособие. М.: МГУЛ, 2003. 300 с.
4. Строительство и содержание объектов ландшафтной архитектуры [Электронный ресурс]: учебник для академического бакалавриата / В. С. Теодоронский, Е. Д. Сабо, В. А. Фролова. М.: Изд-во Юрайт, 2017. 363 с.
5. Фатиев М. М. Строительство городских объектов озеленения. М.: Форум, 2012. 204 с.

СОДЕРЖАНИЕ

.....

РАЗДЕЛ I. Мониторинг, оценка и нормирование качества почв и сопредельных сред

<i>Ming Hung Wong</i> Environmental Monitoring and Assessment of Persistent Toxic Substances for Sustainable Development	3
<i>Ergasheva O. X., Gafurova L. A., Paxradinova N.</i> Zoological Activity of Eroded Mountain Soils of Northern Turkestan.....	7
<i>Linnik V. G., Minkina T. M., Bauer T. V., Mandzhieva S. S.</i> Geostatistical Analyses of the Spatial Distribution of Heavy Metals in Soils of Geochemical Anomalous Zone	12
<i>Zhumbei A. I.</i> Productivity of Pasturelands in Semi-Arid Zone of the Rostov Region.....	18
<i>Адьянова А. Б., Джимбеев Н. В., Саянов В. Т., Мукабенова Р. А., Манджиева С. С.</i> Физико-химическое состояние почв Республики Калмыкия на примере Яшкульского района	21
<i>Акименко Ю. В.</i> Оценка возможности применения биологических показателей при мониторинге загрязнения чернозема обыкновенного антибиотиками	27
<i>Акчулпанова А. О.</i> Биоиндикация как метод оценки состояния почв....	32
<i>Барсукова В. Н., Васкаева М. Ю., Лоскутова Э. С., Милыева К. С., Стекольников К. Е.</i> Сравнительная характеристика целинных и постантропогенных почв таёжно-лесной зоны	36
<i>Беляева М. В.</i> Проблемы оценки состояния территории по индикаторам нейтрального баланса деградации земель с помощью дистанционных методов	43
<i>Бобылев В. А., Павленко А. С., Костырев Б. П., Бураева Е. А.</i> Радиоэкологический мониторинг территорий вблизи Ростовской АЭС.....	47
<i>Бурачевская М. В., Минкина Т. М., Цицуашвили В. С., Лацынник Е. С., Шуваева В. А., Невидомская Д. Г., Rajput V., Карпова Ш. Н.</i> Состав соединений никеля в почвах природных и техногенных ландшафтов Ростовской области	53

<i>Вилкова В. В., Нижельский М. С., Приходько В. Д.</i> Реакция ферментативной активности почв сухих субтропиков на пирогенное воздействие	58
<i>Войтенко Р. Е., Богословский К. Д., Морковкин Г. Г.</i> Оценка экологического состояния почвенного покрова городских территорий методом фитоиндикации.....	62
<i>Гуляева У. А., Тютиков С. Ф., Данилова В. Н., Кузьмина Т. Г., Ромашова Т. В.</i> Определение кальция и стронция в почвах.....	67
<i>Даова К. Х.</i> Состояние горно-луговых субальпийских почв Центрального Кавказа при высоких уровнях пастбищной дигрессии	71
<i>Джимбеев Н. В., Адьянова А. Б., Мукабенова Р. А., Саянов В. Т., Булуктаев А. А., Манджиева С. С.</i> Оценка состояния почв Яшалтинского района Республики Калмыкия за 2020 г.	77
<i>Доценко Н. В., Габова В. Н., Савицкий В. А.</i> Атмосферные осадки как фактор влияния на гидрологический режим озера Малый Лиман	82
<i>Дудникова Т. С., Сушкова С. Н., Минкина Т. М., Барбашев А. И., Антоненко Е. М., Шуваев Е. В., Шпартун И. Г., Дерябкина И. Г.</i> Особенности внутрипрофильной миграции полициклических ароматических углеводородов в почвах прибрежных территорий.....	88
<i>Евстегнеева Н. А., Колесников С. И.</i> Изменение активности каталазы в черноземе обыкновенном при загрязнении медью	94
<i>Жаксылыков Н. Б., Узор М. А., Кошелева Н. Е.</i> Полициклические ароматические углеводороды в почвах Байкальска.....	96
<i>Иванков Д. В., Бураева Е. А., Минкина Т. М.</i> Результаты мониторинга распределения удельной активности ¹³⁷ Cs в почвах зон наблюдения за предприятиями ядерного топливного цикла Ростовской области	103
<i>Капля В. Н., Околелова А. А.</i> Оценка токсикации светло-каштановых почв	108
<i>Кенжин Ж. Д., Хаустов А. П.</i> Оценка функций дыхания почв под влиянием транспортной нагрузки.....	114
<i>Клевакина Е. В., Жаркова Н. Н., Долгова Д. А.</i> Оценка загрязнения почв лесостепной зоны Омской области соединениями тяжелых металлов и мышьяком в рамках проведения инженерно-экологических изысканий	120
<i>Константинова Е. Ю., Невидомская Д. Г., Пуликова Е. П., Барахов А. В.</i> Геохимическая трансформация почвенного покрова в зоне влияния предприятий угледобычи	126

<i>Левушкина И. Е., Цыганкова А. В., Гончарова Л. Ю.</i> Некоторые показатели антропогенной нагрузки на земельные ресурсы Ростовской области.....	133
<i>Литвинов Ю. А., Федоренко Е. С., Барбашев А. И., Горовцов А. В., Минкина Т. М.</i> Сравнительный анализ дегидрогеназной активности черноземов на территориях ООПТ Ростовской области.....	137
<i>Маломыжева Н. В., Бураева Е. А.</i> Удельная активность ¹³⁷ Cs в почвах Ростовской области на территориях с различным антропогенным влиянием	141
<i>Маслова Е. А., Колесников С. И.</i> Влияние пастбищной дигрессии на плотность сложения почв на примере Астраханской области	146
<i>Матюгин В. А., Безуглова О. С.</i> Тяжелые металлы и радиоактивные изотопы в почвах естественных и антропогенных ландшафтов Ростовской области.....	151
<i>Мощенко Д. И., Колесников С. И.</i> Устойчивость чернозема типичного (горного) Центрального Предкавказья по биологическим показателям к загрязнению медью.....	153
<i>Науменко Д. В., Беляев А. О., Синютин С. А.</i> Разработка прибора для экспресс-анализа состояния почв методом широкополосной импедансной спектроскопии	157
<i>Непейкова А. В.</i> Проблемы обеспечения экологической безопасности в ходе утилизации снега	162
<i>Нурғалиев Н. А., Набиева Г. М.</i> Некоторые аспекты биодиагностики пастбищных почв Узбекистана	167
<i>Парамонова Е. А., Безуглова О. С.</i> Генотоксичность городских почв (на примере г. Ростов-на-Дону и г. Шахты)	173
<i>Паюсова И. В., Старцев В. В., Груздев И. В., Дымов А. А.</i> Оценка содержания углерода пирогенно-модифицированных соединений в постпирогенных почвах сосняка лишайникового.....	177
<i>Перепечкина М. С., Мозгунова Е. А., Ершова Т. С., Зайцев В. Ф., Помогаева Е. А.</i> Содержание химических элементов в некоторых видах лекарственных растений Астраханской области	182
<i>Плотницкая Я. А., Цыбульников Д. В., Кобушкина К. А., Мишин И. В., Горовцов А. В., Константинова Е. Ю., Минкина Т. М.</i> Оценка экологического статуса урбанизированных территорий г. Таганрога по микробиологическим показателям	187

Поклонов В. А., Остроумов С. А. Методика и результаты изучения токсического воздействия СПАВ-содержащих препаратов на сельскохозяйственные культуры	192
Польшина Т. Н., Невидомская Д. Г., Минкина Т. М. Тростник южный (<i>Phragmites australis</i> Cav.) как биоиндикатор гидроморфных экосистем малых степных рек	195
Сальник Н. В., Корбань В. А., Мельникова И. П., Горбов С. Н. Закономерности аккумуляции цинка и свинца в ассимиляционных тканях древесных растений Ботанического сада ЮФУ	201
Севергина Д. А., Старцев В. В., Горбач Н. М., Дымов А. А. Запасы органического углерода и азота в среднетаёжных подзолистых почвах Республики Коми после лесозаготовительных мероприятий	204
Сивцов А. В., Наливайченко А. А., Сидорина У. А., Бураева Е. А. Распределение радионуклидов в системе «почва – опад – травянистые растения» в зоне наблюдения Ростовской АЭС	207
Сидорина У. А., Сивцов А. В., Плехотня Д. П., Бураева Е. А. Оценка накопления радионуклидов растительными объектами в Республике Адыгея.....	213
Синдирева А. В., Эрдэнэцогт Э., Анненков В., Мангутова А. К. Геохимическая оценка содержания йода в системе «почва – растение» на территории Селенгинского аймака севера Монголии.....	218
Сушко К. С. Содержание легкорастворимых солей в почвах прибрежной и островной частей дельты Дона в условиях маловодья и осолонения вод Таганрогского залива	224
Терегулова Г. А. Поиск продуцентов антибиотиков хитинолитических актиномицетов, выделенных из почв различных районов Башкортостана.....	230
Терехова В. А. Технологии биотестирования в оценке здоровья почв и образовательных программах	232
Ушакова Е. С., Белкин П. А. Экологический мониторинг почвенного покрова как базис экологического менеджмента урбанизированных территорий	237
Федоренко Е. С., Хронюк О. Е., Барахов А. В., Затонских А., Макарова Т., Щербаков А., Минкина Т. М. Свойства почв поймы малых рек, впадающих в Таганрогский залив	244
Хакунова Е. М. Применение ГИС-технологий при исследовании горных черноземов Центрального Кавказа.....	248

<i>Хорошев О. А., Хаванский А. Д., Меринова Ю. Ю.</i> Оценка земельных потерь Ростовской области в результате абразионных процессов в береговой зоне Азовского моря.....	253
<i>Чаплыгин В. А., Бурачевская М. В., Черникова Н. П., Яковленко А. Ю., Мальцева Т. А., Барахов А. В.</i> Накопление Си и ПАУ в почвах и растениях территорий, подверженных техногенному загрязнению атмосферными выбросами Новочеркасской ГРЭС.....	258
<i>Чебыкина Е. Ю., Низамутдинов Т. И., Абакумов Е. В.</i> Мониторинг почвенных экосистем в условиях пирогенного воздействия на примере Новгородской области (Северо-Запад России)	263
<i>Черникова Н. П., Чаплыгин В. А., Бурачевская М. В., Мальцева Т. А., Манджиева С. С., Keswani С., Северина В. И., Бауэр Ю. В., Минкина Т. М.</i> Оценка миграции тяжелых металлов в системе «почва – травянистые растения»	267
<i>Шабанов М. В., Маричев М. С.</i> Распределение серы и образование геохимически-аномальных зон в почвах Соймоновской долины	272
<i>Шопина О. В., Семенов И. Н., Герасимова М. И.</i> Изменения метаболических путей почвенного микробиома при постагрогенном восстановлении сосновых лесов.....	279

РАЗДЕЛ II. Актуальные проблемы сохранения и восстановления почвенных экосистем

<i>Bhardwaj P.</i> Qualitative Assessment of Pollution Load of Municipal Solid Waste Compost Application on Agricultural Soil – A Case Study of Delhi, India	286
<i>Hafez M., Popov A. I., Rashad M.</i> Influence of Organic and Biological Ameliorants on Corn Seed Germination and Water Use Efficiency in Saline Soils of Arid Regions.....	287
<i>Mazarji M., Bauer T., Minkina T., Mandzhieva S., Sushkova S.</i> An Efficient Method of Remediating Heavy Metals from Contaminated Soil with Sunflower Husk-Derived Biochar	293
<i>Mir M. I., Rajput V. D., Minkina T.</i> Role of Seed Biopriming with Indigenous Endophytic Bacteria to Enhance Rice Plant Growth and Performance	297
<i>Sergeeva Yu. D., Calero Herrera V., Terekhova V. A.</i> Biotesting of the Ecotoxicity and Remediation Ability of Iron Nanoparticles in the Soil by Apply and Eluate Methods	298

<i>Sharma S.</i> Effects on Soil Fertility by Addition of Bottom and Fly Ash from Incineration of Municipal Solid Waste Derived Pellets	302
Андроханов В. А. Опыт комплексной рекультивации техногенных ландшафтов в лесостепной зоне Сибири	303
Асланлы А. Г., Маслова О. В., Сенько О. В., Ефременко Е. Н. Детоксификация почвогрунтов при использовании биопрепарата на основе фермента His ₆ -ОРН.....	308
Барахов А. В., Минкина Т. М., Манджиева С. С., Бауэр Т. В., Чаплыгин В. А. Полиметальное загрязнение Zn и Cd чернозема обыкновенного	312
Васильева Г. К., Сушкова С. Н., Минкина Т. М., Замулина И. В., Дудникова Т. С. Сорбционная биоремедиация почв разных типов, загрязненных органическими поллютантами.....	318
Волкова Е. А., Трегубова П. Н. Загрязнение почв эмерджентными веществами – лекарственными препаратами и продуктами личной гигиены	325
Волошина М. С., Крепакова М. Р., Черникова Н. П., Дудникова Т. С., Вечканов Е. М., Черникова Н. С., Сушкова С. Н., Минкина Т. М. Токсический эффект бенз[а]пирена на метаболизм глутатион-S-трансферазы в <i>Solanum lycopersicum</i>	332
Гарезина А. А., Завгородняя Ю. А. Состав и содержание алифатических углеводов в профилях почв под зарастающими угодьями в зоне южной тайги	336
Гобарова А. А. Оценка эффективности применения древесных опилок для оптимизации экологического состояния почв вольеров зоопарка	340
Горбач Н. М., Старцев В. В., Дымов А. А. Влияние пожаров на свойства органогенных горизонтов почв бореальных лесов.....	343
Горовцов А. В., Вибе В. В., Гладкая А. Н., Григоренко В. В., Дубовая Д. Д., Токарева Ф. Ю., Вечканов Е. М. Исследование антиоксидантной активности каротиноидных пигментов почвенных актинобактерий.....	347
Дёмин К. А., Горовцов А. В., Литвинов Ю. А., Сушкова С. Н., Минкина Т. М. Разнообразие и доминирующие рода бактерий в техногенно-преобразованных почвах: биоинформатический анализ.....	352
Десятова Д. Д. Аккумуляция свинца в черноземе при использовании детоксикантов.....	357

Дикарев А. В., Казакова Е. А., Битаршвили С. В., Гераськин С. А. Исследование устойчивости четырех сортов ярового ячменя к действию кадмия в условиях вегетационного опыта на дерново-подзолистой почве	361
Дуплий Н. Г., Усатов А. В. Влияние митохондриально-направленных антиоксидантов на основе пластохинона на устойчивость растений к загрязнению почвы тяжелыми металлами.....	366
Зинченко В. В., Козьменко С. В., Горовцов А. В., Бауэр Т. В., Хронюк О. Е., Брень Д. В., Минкина Т. М. Потенциальное исполь- зование штаммов металлоустойчивых <i>Bacillus cereus</i> и <i>B. thuringiensis</i> для предупреждения распространения техногенного загрязнения	369
Иовчева А. Д., Семенов И. Н., Пинский Д. А. Сравнительное исследование адсорбции меди черноземом квазиглееватым и серой почвой	374
Киричков М. В., Шуваева В. А., Невидомская Д. Г., Цицуашвили В. С., Черникова Н. П., Манджиева С. С. Идентификация форм кадмия в растительных образцах с использованием метода XRD на синхротронном излучении	381
Климова М. В., Карчава Ш. К., Ажогина Т. Н., Хмелевцова Л. Е., Сазыкин И. С. Токсичность сельскохозяйственных почв Ростовской области.....	386
Колчанова К. А., Толпешта И. И. Закономерности сорбции фульвокислоты на мусковите и каолините.....	389
Крепакова М. Р., Волошина М. С., Лысенко Д. С., Литвинова А. В., Черникова Н. П., Дудникова Т. С., Минкина Т. М. Активность аскорбатпероксидазы у <i>Solanum lycopersicum</i> в условиях загрязнения почвы оксидом меди	395
Крыленкин Д. В., Анисимов В. С., Анисимова Л. Н., Саруханов А. В., Санжаров А. И., Дикарев Д. В., Корнеев Ю. Н. Исследование возможности применения соединений цинка для снижения поступления кадмия в сельскохозяйственные растения	399
Литвинова А. В., Лысенко Д. С., Волошина М. С., Крепакова М. Р., Бауэр Т. В., Чаплыгин В. А., Бесчетников В. В., Минкина Т. М. Изменение антиоксидантного статуса растений пшеницы при загрязнении почв медью	404
Лобзенко И. П., Барахов А. В., Бауэр Т. В., Бурачевская М. В., Минкина Т. М., Терещенко А. А., Замулина И. В., Сушкова С. Н., Попов В. Р. Перспективная технология модификации биочара	408

<i>Лысенко Д. С., Литвинова А. В., Волошина М. С., Крепакова М. Р., Бауэр Т. В., Rajput V., Черникова Н. П., Минкина Т. М.</i> Влияние наночастиц оксида цинка на содержание малонового диальдегида и общего белка в растениях ячменя (<i>Hordeum sativum distichum</i>) в модельном вегетационном опыте	415
<i>Матвеева Н. В.</i> Смачиваемость поверхности твердой фазы почв как диагностический маркер их состояния	419
<i>Меженков А. А., Безуглова О. С., Литвинов Ю. А., Жумбей А. И.</i> Принципы расчета нормативной урожайности зерновых культур на основе разнородных аграрно-почвенных данных.....	425
<i>Мукабенова Р. А., Джимбеев Н. В., Адьянова А. Б., Саянов В. Т., Булуктаев А. А., Манджиева С. С.</i> Почвы Приютненского района Республики Калмыкия.....	429
<i>Наумова Е. А., Сазыкина М. А.</i> Определение токсичности глифосата при помощи биосенсоров	433
<i>Почтенная А. И., Пашкевич Е. Б.</i> Влияние лигногумата на показатели почвенного плодородия и продуктивность растений	437
<i>Приходько В. Д., Казеев К. Ш.</i> Влияние фунгицидного биопрепарата на ферментативную активность постпирогенных почв (модельный опыт)	441
<i>Пуликова Е. П., Иванов Ф. Д., Горовцов А. В., Невидомская Д. Г., Минкина Т. М., Манджиева С. С., Мовсесян А., Казарян К. А., Барахов А. В., Яковленко А. Ю.</i> Влияние хелатирующих агентов на численность азотфиксаторов в почвах степных ландшафтов районов угледобычи Восточного Донбасса	444
<i>Раджабов А. М., Меденников О. А., Ульянова В. А.</i> Изучение условий получения адсорбционно активных материалов для удаления ионов хрома	447
<i>Росликова В. И.</i> Некоторые аспекты оздоровления почв урбанизированных ландшафтов Приамурья (на примере г. Хабаровска)	450
<i>Середа М. М., Чохели В. А., Степаненко В. В., Дмитриев П. А., Вардунн Т. В.</i> Адаптация микросаженцев сирени обыкновенной сортов “Индия” и “Мечта” на торфо-перлитовых субстратах	455
<i>Сиголаева Т. Е., Переломов А. В., Сапронов Д. В., Занина О. Г., Атрощенко Ю. М.</i> Влияние различных доз тяжёлых металлов на скорость почвенного дыхания	457
<i>Стекольников К. Е.</i> Свинофермы как источник химического загрязнения почв.....	461

<i>Цицуашвили В. С., Шуваева В. А., Минкина Т. М., Киричков М. В., Невидомская Д. Г., Rajput V.</i> Исследование процессов трансформации нано- и макроформ Zn в почвах с использованием синхротронных методов	467
<i>Чернышенко Е. Р., Ажогина Т. Н., Сазыкина М. А.</i> Влияние агрохимикатов на формирование биопленки	470
<i>Широкова Ю. И., Палуашова Г. К., Садиев Ф. Ф., Кодиров Д. Т.</i> Экспериментальная оценка возможности использования атмосферных осадков для восстановления деградированных почв	472
<i>Якобсон Б. Б., Сычев С. М., Кузина О. М.</i> Деградация дерново-подзолистых почв Московской области	478

РАЗДЕЛ III. Здоровая почва – основа продовольственной безопасности

<i>Adhikari K. R.</i> Soil Health for Ecosystem Services and Basis of Food Production	484
<i>Cremeneac L. P., Boclaci T. I., Caraman M. A.</i> Improving Soil Fertility under the Influence of the Worm's Compost	490
<i>Keswani C., Sushkova S. N., Shportun I. G., Mandzhieva S. S., Bauer Yu. V.</i> Appraising the Biosafety Issues of Agriculturally Important Microorganisms: Current Perspectives and Future Directions	497
<i>Rajput V. D., Minkina T., Kumari A., Mandzhieva S., Sushkova S., Ranjan A.</i> Can Nanotechnological Approaches Improve the Soil Health?	498
<i>Ranjan A., Kumari A., Rajput V. D., Prazdnova E. V., Mandzhieva S. S., Sushkova S., Minkina T., Chauhan A., Jindal T.</i> Molecular Basis of Phosphate Solubilization and Uptake by Phosphate-Solubilizing Microorganisms	501
<i>Shende S. S., Gade A. K., Minkina T. M., Rai M., Rajput V. D., Sushkova S. N., Mandzhieva S. S.</i> Endophytic Fungi (<i>Colletotrichum</i> spp.) Mediated Synthesis of Copper Nanoparticles (CuNPs) and their Application in Soil Health and Protection	506
<i>Ахмедова З. Р., Яхяева М. А., Шонахунов Т. Э., Хусанов Т. С., Хамраева З. Т., Ибрагимов А. А., Жумаёров Ш. И.</i> Научные основы биоремедиации почв, загрязненных пестицидами, Сардобинского района	512
<i>Балабанова Н. Ф.</i> Изменение содержания органического вещества в лугово-черноземной почве агроценоза	518

<i>Батаков А. Д., Дзеранов А. А., Терехова В. А., Кыдралиева К. А.</i> Магнито активированный уголь (МАУ) стимулирует микробиологическую активность почвы с антибиотиком ципрофлоксацином	523
<i>Бесчетников В. В., Хатламаджиян А. А., Плотина Е. В., Безуглова О. С.</i> Влияние гуминового препарата на рост и развитие растений в условиях модельного эксперимента.....	527
<i>Гасанова Е. С., Малявская А. В., Дворников А. С.</i> Определение зависимости между некоторыми параметрами гумусного состояния чернозема выщелоченного и известковым и кальциевым потенциалами.....	532
<i>Гудко В. Н., Усатов А. В., Азарин К. В.</i> Динамика среднегодовой температуры почвы в северо-западной агроклиматической зоне Ростовской области	537
<i>Добрянская С. Л.</i> Трансформация эффективного плодородия чернозёма выщелоченного Новосибирского Приобья в условиях орошения	541
<i>Домнин М. В., Асланлы А. Г., Ефременко Е. Н.</i> Комбинированные антимикробные препараты на основе фермента His_6 -ОРН и бацитрацина для борьбы с фитопатогенами	545
<i>Ерин В. А., Илющечкин В. А., Бирюкова О. А.</i> Влияние минеральных удобрений на содержание минерального азота в черноземе обыкновенном при возделывании нута по технологии No-till.....	549
<i>Ильюшенко И. В.</i> Возможности применения прогнозно- экологической модели в развитии органического земледелия.....	554
<i>Илющечкин В. А., Ерин В. А., Бирюкова О. А.</i> Влияние минеральных удобрений на содержание нитратного азота в черноземе обыкно- венном при возделывании гороха по технологии No-till.....	558
<i>Котельникова А. Д., Рогова О. Б., Шишкин М. А., Горлов А. А., Колчанова К. А., Егоров Ф. С.</i> Влияние внесения фосфогипса в почву на рост и элементный состав растений	562
<i>Минин Н. С., Минникова Т. В., Колесников С. И.</i> Влияние бактериаль- ного препарата и биочара на разложение пожнивных остатков озимой пшеницы по фитотоксичности чернозема обыкновенного.....	567
<i>Минникова Т. В., Ревина С. Ю., Колесников С. И.</i> Ферментативная диа- гностика состояния нефтезагрязненных почв Юга России после ремедиации биочаром и гуматом натрия	571

<i>Михедова Е. Е., Васильева Г. К., Стрижакова Е. Р., Калинин М. А.</i> Применение натуральных сорбентов для восстановления нефтезагрязненных почвенных экосистем Западной Сибири	575
<i>Насонова К. С., Стекольников К. Е.</i> Влияние жидкой фракции свиного навоза на содержание подвижного фосфора и обменного калия в чернозёмах типичных и лугово-чернозёмных почвах	581
<i>Попова Е. А., Фастова А. С., Акименко Ю. В.</i> Оценка влияния высоких температур на активность окситетрациклина в почве	588
<i>Пахота А. А., Илюшечкин В. А., Ерин В. А., Бирюкова О. А.</i> Диагностика фосфатного состояния чернозема обыкновенного в системе No-till.....	592
<i>Середин Т. М., Марчева М. М.</i> Морфологическая характеристика и некоторые биохимические показатели лука шалота в условиях Нечерноземья и Северо-Запада России.....	596
<i>Синдирева А. В., Елизаров О. И., Брянцева В. В.</i> Влияние меди на начальные показатели роста и развития семян зерновых культур	599
<i>Сушко К. С., Кулыгин В. В., Шматко В. Ю., Осипцев Р. Н.</i> Опыт применения гиперспектральной камеры Specim IQ и анализа гиперспектральных снимков для моделирования содержания гумуса в почвах Ростовской области	605
<i>Тимошенко А. Н., Колесников С. И.</i> Влияние загрязнения песчаных черноземных почв наночастицами цинка на всхожесть редиса	611
<i>Утамбетов О. П., Нураддинова П. Р., Алламжарова Б. А., Бекбаев Б. А.</i> Соя – культура, оздоравливающая почву.....	612
<i>Федоренко А. Н., Мокриков Г. В., Казеев К. Ш.</i> Оценка применения покровных культур при нулевой обработке почв на эмиссию углекислого газа	617
<i>Хомяков Д. М.</i> Биогеохимические и агроэкологические основы продовольственной безопасности	620
<i>Царёва М. В.</i> Влияние куриного помёта на плодородие дерново- подзолистой почвы	627
<i>Баранов А. В., Горбунов Е. В., Горских А. В., Канева Н. И., Витязева Е. А., Боев В. А.</i> Цинк, медь и селен в почвах лесопарка «Затюменский» города Тюмени.....	632
<i>Богданова А. М., Ясенева И. А., Евстафьева Е. В.</i> Тяжелые металлы в почвах селитебных территорий Республики Крым и города Севастополя	638
<i>Карташова Н. П., Антоненко В. В.</i> Особенности и перспективы развития парковых территорий в городах (на примере парка города Воронежа)	645

Научное издание

**МОНИТОРИНГ, ОХРАНА
И ВОССТАНОВЛЕНИЕ ПОЧВЕННЫХ
ЭКОСИСТЕМ В УСЛОВИЯХ
АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ**

**Материалы Международной молодежной научной школы
Ростов-на-Дону, 27–30 сентября 2022 г.**

Верстка *А. В. Стахеева*

Подписано в печать 22.09.2022

Бумага офсетная. Формат 60 × 84 ¹/₁₆. Усл. печ. л. 38,5
Уч.-изд. л. 27,6. Заказ № 8627. Тираж 300 экз.

Издательство Южного федерального университета

Отпечатано в Отделе полиграфической, корпоративной
и сувенирной продукции Издательско-полиграфического
комплекса КИБИ МЕДИА ЦЕНТРА ЮФУ
344090, г. Ростов-на-Дону, пр. Стачки, 200/1,
тел. (863) 243-41-66