

ISSN 2411-7374 (print)
ISSN 2782-6643 (online)



РОССИЙСКИЙ ЖУРНАЛ ПРИКЛАДНОЙ ЭКОЛОГИИ

1/2023





Учредитель

Академия наук Республики Татарстан

Издатель

Институт проблем экологии и недропользования
АН РТ

Главный редактор

Р.Р. Шагидуллин

д.х.н., член-корреспондент АН РТ, директор Института
проблем экологии и недропользования АН РТ

Заместители главного редактора

В.З. Латыпова

д.х.н., профессор, член-корреспондент АН РТ,
профессор кафедры прикладной экологии Казанского
(Приволжского) федерального университета

Д.В. Иванов

к.б.н., заместитель директора по научной работе
Института проблем экологии и недропользования
АН РТ

Редакция

Ответственный секретарь: к.с.-х.н. Э.Х. Рупова,
старший научный сотрудник, Институт проблем
экологии и недропользования АН РТ

Компьютерная верстка: А.Ю. Бородовская

Фото на обложке: Э.Г. Киртаева, А.Ю. Бородовская

Журнал зарегистрирован Федеральной службой по
надзору в сфере связи, информационных технологий и
массовых коммуникаций. Свидетельство о регистрации
в СМИ ПИ № ФС77-67305 от 30.09.2016

Журнал входит в перечень рецензируемых научных
изданий, рекомендованных ВАК РФ, в которых долж-
ны быть опубликованы основные научные результаты
диссертаций на соискание ученой степени кандидата
наук, ученой степени доктора наук.

Журнал включен в систему Российского индекса
научного цитирования (РИНЦ)

Периодичность выпуска: 4 раза в год

Электронная версия журнала содержится на сайте
eLIBRARY.ru

Подписной индекс ПМ018 в каталоге «Почта России».
Цена свободная

Адрес редакции:

420087 г. Казань, ул. Даурская, 28
Тел./факс: +7 (843) 275-96-95

e-mail: rjaeco@mail.ru
www.rjae.ru

Редакционная коллегия

В.И. Бармин – д.г.н., профессор, декан геолого-геогра-
фического факультета, заведующий кафедрой экологии,
природопользования, землеустройства и БЖД Астра-
ханского государственного университета

В.Д. Богданов – д.б.н., член-корреспондент РАН, зав.
лабораторией экологии рыб и биоразнообразия водных
экосистем Института экологии растений и животных
УРО РАН

Ю.А. Горшков – д.б.н., ведущий научный сотрудник
Волжско-Камского государственного природного биос-
ферного заповедника

В.А. Даувадьтер – д.г.н., профессор, главный научный
сотрудник лаборатории водных экосистем Института
проблем промышленной экологии Севера РАН

В.В. Законнов – д.г.н., главный научный сотрудник ла-
боратории гидрологии и гидрохимии Института биоло-
гии внутренних вод им. А.Д. Папанина РАН

Е.Ю. Колбовский – д.г.н., профессор, ведущий науч-
ный сотрудник кафедры физической географии материк-
ов и геоэкологии Московского государственного уни-
верситета им. М.В. Ломоносова

А.А. Лукин – д.б.н., профессор, начальник Федераль-
ного селекционно-генетического центра рыбоводства
филиала ФГБУ «Главное бассейновое управление по
рыболовству и сохранению водных биологических ре-
сурсов»

Ю.П. Переведенцев – д.г.н., профессор кафедры мете-
орологии, климатологии и экологии атмосферы Казан-
ского (Приволжского) федерального университета

С.А. Поддубный – д.г.н., зав. лабораторией гидрологии
и гидрохимии Института биологии внутренних вод им.
А.Д. Папанина РАН

Ш.Р. Поздняков – д.г.н., директор Института исследо-
ваний континентальных водных объектов Российского
государственного гидрометеорологического универси-
тета

В.А. Румянцев – д.г.н., профессор, академик РАН,
советник по науке Санкт-Петербургского научного
Центра РАН

Р.Н. Салиева – д.ю.н., профессор, зав. лабораторией
правовых проблем недропользования, экологии и то-
пливно-энергетического комплекса Института проблем
экологии и недропользования АН РТ

В.И. Сафарова – д.х.н., профессор, начальник управ-
ления государственного аналитического контроля Ми-
нистерства природопользования и экологии Республики
Башкортостан, профессор кафедры безопасности про-
изводства и промышленной экологии Уфимского госу-
дарственного авиационного университета

В.В. Снакин – д.б.н., профессор, зав. сектором музея
землеведения Московского государственного универси-
тета им. М.В. Ломоносова, г. Москва; зав. лабораторией
ландшафтной экологии Института фундаментальных
проблем биологии РАН

А.М. Смирнов – д.б.н., академик РАН, научный руково-
дитель Всероссийского научно-исследовательского ин-
ститута ветеринарной санитарии, гигиены и экологии;
Т.Х. Спаркс – PhD, профессор, Институт зоологии По-
знаньского университета естественных наук (Польша);
Музей зоологии Кембриджского университета (Велико-
британия)

Ю.А. Тунакова – д.х.н., профессор, зав. кафедрой
общей химии и экологии Казанского национального
исследовательского технического университета им.
А.Н. Туполева – КАИ.

Ответственность за содержание статей несут авторы.

Перепечатка допускается только с разрешения редакции и с обязательной ссылкой
на «Российский журнал прикладной экологии»

Founder

Academy of Sciences of the Republic of Tatarstan

Publisher

Institute for Problems of Ecology and Mineral Wealth Use
of the Tatarstan Academy of Sciences

Chief Editor

R.R. Shagidullin

Doctor in Chemistry, Corresponding Member of the
Academy of Sciences of the Republic of Tatarstan, Director,
Institute for Problems of Ecology and Mineral Wealth Use
of the Tatarstan Academy of Sciences

Deputy Chief Editors

V. Z. Latypova

Doctor in Chemistry, Corresponding Member of the
Academy of Sciences of the Republic of Tatarstan, Professor
of the Department of Applied Ecology of Kazan (Volga)
Federal University

D.V. Ivanov

PhD in Biology, Deputy Director, Institute for Problems of
Ecology and Mineral Wealth Use of the Tatarstan Academy
of Sciences

Executive secretary

E.H. Rupova – PhD in Agriculture, Senior Researcher,
Institute for Problems of Ecology and Mineral Wealth Use
of the Tatarstan Academy of Sciences

Designer: A.Yu. Borodovskaya

Cover photo: E.G. Kirtaeva, A.Yu. Borodovskaya

The journal is registered by Federal service for supervision
in the sphere of telecom, information technologies and mass
communications. Registration number: series PI №FS77-
67305 on September 30, 2016.

The journal is indexed in Russian Science Citation Index
(RSCI)

Frequency: 4 issues per year

The electronic version of the journal is available on the
website eLIBRARY.ru.

Subscription index PM018 in catalogue of «Pochta Possii».
Free price.

Editorial address

28, Daur'skaya st., Kazan, 420087, Russia

Phone: +7 (843) 275-96-95

e-mail: rjaeco@mail.ru

www.rjae.ru

Editorial board

A.N. Barmin – Doctor in Geography, Professor, Dean
of Geological and Geographical Faculty, Head of the
Department of Ecology, Nature Management, Land
Management and Life Safety, Astrakhan State University

V.D. Bogdanov – Doctor in Biology, Corresponding
Member of RAS, Head Laboratory of Fish Ecology and
Biodiversity of Aquatic Ecosystems, Institute of Plant and
Animal Ecology of the Ural Branch of RAS

Y.A. Gorshkov – Doctor in Biology, Leading Researcher,
Volga-Kama State Natural Biosphere Reserve

V.A. Dauvalter – Doctor in Geography, Professor, Chief
Researcher, Institute of the Industrial Ecology Problems of
the North of the Kola Science Center of RAS

V.V. Zakonnov – Doctor in Geography, Leading Researcher,
I.D. Papanin Institute for Biology of Inland Waters RAS

E.Yu. Kolbovsky – Doctor in Geography, Professor,
Leading Researcher of the Department of Physical
Geography of Continents and Geocology, Lomonosov
Moscow State University

A.A. Lukin – Doctor in Biology, Professor, Head of the
Federal Selection Genetic and Fish Farming Center, Branch
of «Main Basin Administration for Fishing State and
Conservation of Aquatic Biological Resources»

Yu.P. Perevedentsev – Doctor in Geography, Professor,
Head of the Department of Meteorology, Climatology
and Ecology of the Atmosphere, Kazan (Volga) Federal
University

S.A. Poddubny – Doctor in Geography, Head of the
laboratory of hydrology and hydrochemistry, I.D. Papanin
Institute for Biology of Inland Waters RAS

Sh.R. Pozdnyakov – Doctor in Geography, Director,
Institute of Inland Waters Research, Russian State
Hydrometeorological University

V.A. Rumyantsev – Doctor in Geography, Professor,
Academician of RAS, Scientific Advisor, St. Petersburg
Scientific Center of the Russian Academy of Sciences

R.N. Salieva – Doctor in Law, Professor, Head of the
Laboratory of Legal Problems of Mineral Wealth Use,
Ecology and Fuel and Energy Complex, Institute for
Problems of Ecology and Mineral Wealth Use of the
Tatarstan Academy of Sciences

V.I. Safarova – Doctor in Chemistry, Professor, Head of the
Department of State Analytical Control, Ministry of Natural
Resources and Ecology of the Republic of Bashkortostan;
Professor of the Department of Production Safety and
Industrial Ecology, Ufa State Aviation University

V.V. Snakin – Doctor in Biology, Professor, Head of the
Sector of the Museum of Geography, Lomonosov Moscow
State University; Head of the Laboratory of Landscape
Ecology, Institute of Fundamental Problems of Biology of
RAS

A.M. Smirnov – Doctor in Biology, Academician of
RAS, Scientific Director, All-Russian Research Institute of
Veterinary Sanitation, Hygiene and Ecology

T.H. Sparks – T.H. Sparks – PhD, Professor, Institute of
Zoology, Poznań University of Life Sciences (Poland); Mu-
seum of Zoology, University of Cambridge (UK)

Yu.A. Tunakova – Doctor in Chemistry, Professor, Head of
the Department of General Chemistry and Ecology, Kazan
National Research Technical University named after A.N.
Tupolev – KAI

The authors are responsible for the content of the articles.

Reprint without permission of the publisher is prohibited, links to the journal are obligatory when citing.

СОДЕРЖАНИЕ

Экология природных систем

- В. Ланграф, К. Петровикова, Дж. Жларманнова*
Структура сообществ жуужелиц (Carabidae) в
пойменных биотопах р. Дунай 4

Геоэкология

- А.П. Гусев*
Оценка риска деградации лесных геосистем
под воздействием загрязнения атмосферы
на основе съемки сенсора TROPOMI спутника
Sentinel-5p (на примере восточной
части Белорусского Полесья) 10

- В.С. Валиев, Д.В. Иванов, Р.Р. Хасанов, Д.Е. Шамаев*
Коррекция удельных комбинаторных индексов
загрязненности вод с учетом фоновой
составляющей 16

Гидроэкология

- К.И. Абрамова, Р.П. Токинова*
Пространственное распределение цианобактерий
в фитопланктоне реки Казанки 21

- И.К. Евстигнеева, И.Н. Танковская*
Биомасса макрофитобентоса и ее распределение
вдоль западного берега Крымского полуострова
(Черное море) 28

Экологическая безопасность

- А.Е. Ефимов, А.Г. Бубнов*
Очистка воздуха от формальдегида активными
частицами барьерного разряда 38

- Л.В. Пилип, Н.В. Сырчина, Е.П. Колеватых*
Оценка безопасности восстановленной
подстилки, полученной на фильтрационно-
сушильной установке 45

- А.А. Утомбаева, А.М. Петров, Э.Р. Зайнулгабидинов,
Т.В. Кузнецова, А.А. Вершинин, Д.В. Иванов,
Р.Р. Шагидуллин*
Влияние гранулята осадка сточных вод
на характеристики серой лесной почвы и
продуктивность растений 52

Экспериментальная экология

- Ж.В. Маркина, А.В. Огнистая, А.А. Зинов*
Влияние тяжелых металлов на динамику
численности и флуоресцентные характеристики
Prorocentrum foraminosum (Dinophyta) 61

- А.В. Егорова, А.Ф. Гатиятуллина, Т.Б. Калининкова*
Возможная роль рецепторов дофамина dop-1,
dop-2 и dop-3 в модуляции чувствительности
почвенной нематоды *Caenorhabditis elegans*
к токсическому действию ионов свинца 69

- Правила для авторов* 76

CONTENTS

Ecology of natural systems

- V. Langraf, K. Petrovičová, J. Schlarmannová*
Ground beetles (Carabidae) in inundation area
of the river Danube 4

Geoecology

- Gusev A.P.*
Evaluation of the risk of degradation of forest
geosystems under the influence of atmospheric
pollution based on the shooting of the sensor of the
TROPOMI Sentinel-5P (on the example
of the eastern part of the Belarusian Polesie) 10

- Valiev V.S., Ivanov D.V., Khasanov R.R., Shamaev D.E.*
Correction of specific combinatorial indices
of water pollution taking into account
the background component 16

Hydroecology

- Abramova K.I., Tokinova R.P.*
Spatial distribution of Cyanobacteria in the
phytoplankton of the Kazanka river 21

- Evstigneeva I.K., Tankovskaya I.N.*
Macrophytobenthos biomass and its distribution
along the western coast of the Crimean peninsula
(Black Sea) 28

Ecological safety

- Efimov A.E., Bubnov A.G.*
Air purification from formaldehyde by active barrier
discharge particles 38

- Pilip L.V., Syrchina N.V., Kolevatykh E.P.*
Safety assessment of regenerated litter obtained
at the filtration and
drying plant 45

- Utombaeva A.A., Petrov A.M., Zainulgabidinov E.R.,
Kuznetsova T.V., Vershinin A.A., Ivanov D.V.,
Shagidullin R.R.*
Effect of sewage sludge granulate on gray forest
soil characteristics and plant
productivity 52

Experimental ecology

- Markina Zh.V., Ognistaya A.V., Zinov A.A.*
Influence of heavy metals on the abundance dynamics
and fluorescent characteristics of *Prorocentrum
foraminosum* (Dinophyta) 61

- Egorova A.V., Gatiyatullina A.F., Kalinnikova T.B.*
The possible role of dopamine receptors dop-1,
dop-2 and dop-3 in modulation of soil nematode
Caenorhabditis elegans sensitivity to toxic action
of lead ions 69

- Правила для авторов* 76

¹V. Langraf, ²K. Petrovičová, ¹J. Schlarmannová¹Constantine the Philosopher University in Nitra, Slovakia, langrafvladimir@gmail.com²University of Agriculture in Nitra, Slovakia

GROUND BEETLES (CARABIDAE) IN INUNDATION AREA OF THE RIVER DANUBE

Changes in the structure of ground beetle communities indicate environmental stability or instability influenced by e.g., urbanization, agriculture, and forestry. Over the course of the year 2021, we used pitfall traps to record 504 individuals (185 ♂; 319 ♀) belonging to 26 species at ten localities. The predominance of macropterous species indicating the higher anthropogenic intervention was recorded in the habitats of meadows and pastures. We found an even representation of apterous, brachypterous and macropterous species in the habitat of forest stands, wetland reed communities, restored poplar forest with continued succession.

Keywords: Carabidae; Faunistics; bioindicators; floodplain areas; the Danube River.

DOI: <https://doi.org/10.24852/2411-7374.2023.1.04.09>

Introduction

There are only few floodplain forests in Europe, the majority is destroyed and of the remaining fragments are in a poor condition. They are among the most endangered natural ecosystems in Europe, therefore, it is important to record the current conditions in these habitats using bioindicators (Ábrahánová et al., 2014). For the needs of Bratislava Regional Conservation Association (BROZ), monitoring of Carabidae was performed in selected localities of the Danube floodplain. Floodplain forests have an irreplaceable self-regulatory role in the country function. If ceased to fulfill their bioregulatory function, it would mean the loss of not only some functions in the country, but also, for example, the potential loss of territory.

The research of beetles (Coleoptera) in that area intensified in the early 1990s in connection with the construction of the Gabčíkovo waterworks. The monitoring of the area was focused on the family of Curculionidae, where in 1991–1996 Majzlan (1995, 1997) found the occurrence of 136 species of beetles. Šustek (1995) studied the Carabidae of floodplain forests around the Danube River in 1986–1992, the Chrysomelidae of the Danube floodplain were mapped by Muránsky (1999). In the section of the Danube near Dobrohošť, they studied the family Chrysomelidae Lisický & Mucha (2003), where in 1993–1996 they recorded 168 species of hazelnuts in six localities. In the section of the projected R7 highway, Majzlan & Litavský (2015) recorded 150 species of beetles in five study areas in 2014.

For the bioindication and monitoring the quality of the environment, the Carabidae family (Coleop-

tera) is the most commonly used (Burgio et al., 2015). Carabidae inhabit different habitat types, respond sensitively to changes in habitat conditions (pH, soil moisture changes) as well as the presence of toxic substances including herbicides and insecticides. Changes in the species structure of the short-lived communities reflect various long-term environmental changes (Porhajašová et al., 2015, 2018; Langraf et al., 2020a, 2020b; Avtaeva et al., 2021; Brygadyrenko et al., 2021).

The aim of our monitoring is to evaluate the bioindicative family carabidae in selected localities of the Danube floodplain (solved within the LIFE project – Danube meadows).

Material and methods

Ground beetles were sampled in 2021 in 10 localities representing 6 types of biotopes, classified according to Ružicková et al. (1996) (tab. 1). We used pitfall traps (750 ml) (Novák et al., 1969) which were arranged at each biotope in a trap line, and each trap line consisted of five pitfall traps (at 10 m intervals). As a killing agent, 4% formaldehyde solution was used. We identified the collected material according to Hůrka (1996). The study areas were located in the Podunajská nížina lowland.

Ground beetles were divided into three bioindication classes according to Farkač et al. (2006):

Group R – relicts, stenotopic species, narrow ecological valence – mostly rare and endangered species of natural ecosystems;

Group A – adaptable species which colonize

Table 1. Location data of the study localities

Localities	C. a.*	Biotope	m.a.s.l	G.C.
1	Dobrohošť	Wetland reed communities (Phragmition)	121	47°58'42.8"N 17°22'02.4"E
2	Dobrohošť	Regenerated forest (poplar)	121	47°58'21.9"N 17°22'19.2"E
3	Baka	Willow-poplar lowland floodplain forest	114	47°53'32.6"N 17°30'27.5"E
4	Baka	Willow-poplar lowland floodplain forest	114	47°53'36.7"N 17°30'32.0"E
5	Baka	Willow-poplar lowland floodplain forest	114	47°53'41.6"N 17°29'10.4"E
6	Bodíky	Pasture	119	47°54'33.5"N 17°27'52.9"E
7	Bodíky	Regenerated forest (poplar)	118	47°53'52.3"N 17°27'23.0"E
8	Křůčovec	Lowland meadow	110	47°47'07.2"N 17°44'11.4"E
9	Veľký Lél	Alluvial meadow	108	47°44'60.0"N 17°56'09.9"E
10	Veľký Lél	Regenerated forest (poplar)	108	47°44'48.3"N 17°55'20.2"E

* C. a. – Cadastral area; m a.s.l. – metres above sea level; G.C. - geographic coordinates

semi-natural habitats, they occur in secondary, good regenerating biotopes and its ecotones;

Group E – eurytopic species without special requirements on the character and quality of environment. They occur in unstable and changing biotopes with strong anthropogenic influence.

Database quality

The data obtained by the research has been saved in Microsoft SQL Server 2017 database program (Express Edition), including frequency tables for collections, measured environmental variables. The database also consisted of code tables for study sites and their variables (habitat, locality name, cadastral area, altitude, coordinates of localities). Matrices for statistical calculations were programmed.

Statistical analyses

Multivariate analysis (Canonical Correspondence Analysis – CCA) to determine the dependencies between objects (Carabidae and environmental variables) was used. We tested the statistical significance of forest stands, meadows and pastures, restored poplar forest, wetland reed communities using the Monte Carlo permutation test in the Canoco5 program (Ter Braak, Šmilauer, 2012).

Results and discussion

In the study area of the Podunajská nížina lowland we recorded 504 individuals (185 ♂; 319 ♀) belonging to 26 species. The species of *Carabus*

granulatus Linnaeus, 1758 (36.71%), *Nebria brevicollis* (Fabricius, 1792) (14.88%), *Calathus fuscipes* (Goeze, 1777) (12.9%), *Pterostichus niger* (Schaller, 1783) (11.9%) had a eudominant representation of individuals (tab. 2). Based on the division of the Carabidae into flight ability (A, B, M), we recorded the highest species distribution in the localities in group M species (18 species; 69.23%). To a lesser extent, groups A (4 species; 15.38%) were represented B (4 species; 15.38%).

Multivariate analysis of the Carabidae in 2021 was determined using the Canonical Correspondence Analysis (CCA, SD = 4 on the first ordination axis). The explained variability of taxonomic data values was 54.12% on the first ordination axis and 61.01% on the second cumulative ordination axis. The variability of the species set explained by environment variables was represented in the first ordination axis 73.05% and in the 2nd cumulative axis 89.41%. Using the Monte Carlo permutation test, we identified the statistically significant effect of forest stands (p-value = 0.034), meadows and pastures (p-value = 0.041), restored poplar forest (p-value = 0.014) and wetland reed communities (p-value = 0.037). The selected variables were not mutually correlated with the maximum value of the inflation factor = 3.5187.

The ordination graph of the (biplot) analysis has species ordinated into 4 clusters (fig.). The first cluster (I) consisted of apterous, brachypterous

Table 2. Distribution of the Carabids based on flight ability in the study areas

Species	Flight ability	Localities										Σ individuals
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
<i>Carabus granulatus</i> Linnaeus, 1758	B	1	5	1	1	5	-	163	1	6	2	185
<i>Nebria brevicollis</i> (Fabricius, 1792)	M	30	1	-	11	12	2	16	-	1	2	75
<i>Calathus fuscipes</i> (Goeze, 1777)	M	-	-	-	4	7	8	-	46	-	-	65
<i>Pterostichus niger</i> (Schaller, 1783)	M	7	5	8	-	8	4	13	3	11	1	60
<i>Anchomenus dorsalis</i> (Pontoppidan, 1763)	M	-	-	-	4	1	-	16	1	2	1	25
<i>Pseudoophonus rufipes</i> (DeGeer, 1774)	M	3	-	-	1	5	8	-	-	-	-	17
<i>Brachinus crepitans</i> (Linnaeus, 1758)	M	-	-	-	1	-	11	-	-	-	-	12
<i>Poecilus versicolor</i> (Sturm, 1824)	M	-	-	-	1	1	6	1	-	-	2	11
<i>Carabus coriaceus</i> Linnaeus, 1758	A	2	-	7	-	-	-	-	-	-	-	9
<i>Platynus assimilis</i> Paykull, 1790	M	1	2	-	1	-	-	1	-	-	-	5
<i>Amara aenea</i> (De Geer, 1774)	M	-	-	1	3	1	-	-	-	-	-	5
<i>Cychrus caraboides</i> (Linnaeus, 1758)	A	-	1	-	-	-	-	-	-	4	-	5
<i>Harpalus affinis</i> (Schränk, 1781)	M	-	-	-	1	-	4	-	-	-	-	5
<i>Platyderus rufus</i> (Duftschmid, 1812)	B	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	3
<i>Brachinus explodens</i> Duftschmid, 1812	M	-	-	-	-	1	1	1	-	-	-	3
<i>Amara saphyrea</i> Dejean, 1828	M	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1
<i>Poecilus cupreus</i> (Linnaeus, 1758)	M	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	3
<i>Carabus ullrichi</i> Germar, 1824	A	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	3
<i>Harpalus rubripes</i> (Duftschmid, 1812)	M	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
<i>Abax parallelus</i> (Duftschmid, 1812)	B	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
<i>Callistus lunatus</i> (Fabricius, 1775)	M	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	2
<i>Chlaenius nigricornis</i> (Fabricius, 1787)	M	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	2
<i>Carabus cancellatus</i> Illiger, 1798	A	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1
<i>Calathus melanocephalus</i> (Linnaeus, 1758)	B	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1
<i>Drypta dentata</i> (Rossi, 1790)	M	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1
<i>Cicindela germanica</i> Linnaeus, 1758	M	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1
Σ individuals	-	48	14	18	34	41	45	214	55	24	11	504

and macropterous species with a connection to reed and forest stands. The presence of apterous and brachypterous species indicated a more stable environment with lower anthropogenic intervention. The second cluster (II) was mainly represented by apterous and brachypterous species, indicating a more stable environment and pointing to increasing succession in the renewed poplar forest. The third cluster (III) consisted only of macropterous species correlating with meadows and pastures. Macropterous species indicated an unstable environment exposed to cyclical changes and higher anthropogenic intervention. The fourth cluster (IV) also had a

predominance of macropterous species indicating environmental instability and high anthropogenic intervention, but brachypterous species indicated a more stable environment with low anthropogenic intervention are also present. The fourth cluster was between cluster I (forest stands) and cluster III (meadows and pastures) due to the occurrence of brachypterous species found in forest stands.

Ground beetles living in anthropogenic environments have a wider environmental tolerance than species of natural habitats (Kotze et al., 2011). They achieve high local density due to anthropogenic activities such as urbanization, forestry, or agriculture

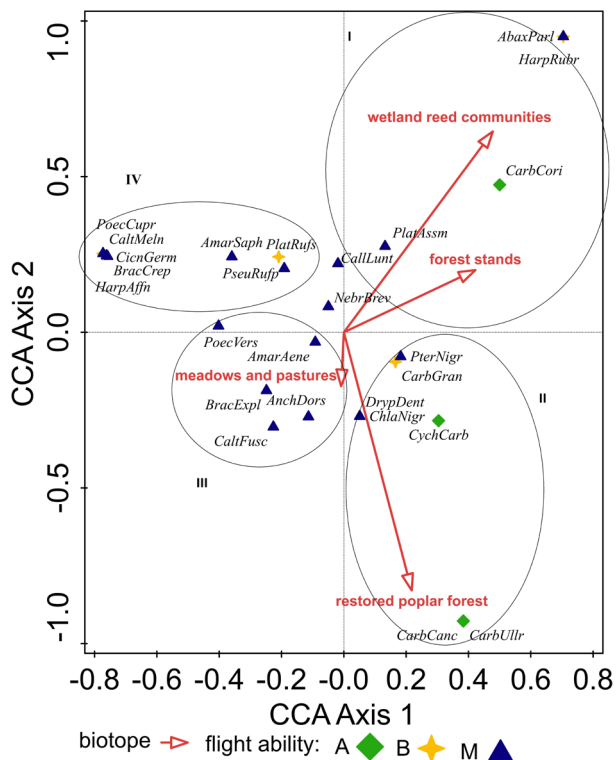


Fig. CCA analysis of Carabidae with environmental variables

(Vician et al., 2011). Several works (Turin, 2000; Gelashvili et al., 2011; Shibuya et al., 2014; Rouabah et al., 2015) reported the predominance of apterous and brachypterous species in less frequently disturbed ecosystems. Macropterous species are predominant in ecosystems exposed to cyclical changes, which indicates instability. The less frequently disturbed environment can be identified based on the predominance of apterous and brachypterous species. The rural landscape is characterized by cover forestry and with a predominance of apterous and brachypterous species (Gobbi et al., 2007). During forest development, the number of apterous species increased (Gaublomme et al., 2008). Those species were characterized by lower dispersing ability, and their presence indicated the less frequent disruption of the habitat (Den Boer et al., 1990). On the contrary, the macropterous species showed high dispersion in the settlement of anthropogenically disturbed habitats. Studies (Jelaska, Durbešić, 2009) confirmed the decrease in apterous and brachypterous species with increasing habitat disturbance and an increase in the number of macropterous species.

Conclusions

In order to preserve European important forest biotopes, it is necessary to know the ecological niches between species and biotopes, with the help of spatial distribution application. An appropriately used bioindicator group is the Carabidae family,

which points to significant anthropic disturbance, and thus we can set the management of forests for their preservation according to it. Our data confirmed previous studies where the presence of certain groups of carabids pointed to anthropogenic disturbance. And multivariate scaling technique contributed into that task greatly.

This research was supported by the grants VEGA 1/0604/20 Environmental assessment of specific habitats in the Danube Plain. KEGA No. 002UKF-4/2022 Metaanalyses in biology and ecology (databases and statistical data analysis).

References

1. Avtaeva T.A., Sukhodolskaya R.A., Brygadyrenko V.V. Modeling the bioclimating range of *Pterostichus melanarius* (Coleoptera, Carabidae) in conditions of global climate change // *Biosystems diversity*. 2021. 29(2). P. 140–150. doi:10.15421/012119.
2. Ábrahánová A., Kollár J., Žarnovičan H.. Vegetation of the Váh River Inundation in the Part Nové Mesto nad Váhom – Šaľa. Comenius University, Bratislava, 2014. 50 p.
3. Brygadyrenko V., Avtaeva T., Matsyura A.. Effect of global climate change on the distribution of *Anchomenus dorsalis* (Coleoptera, Carabidae) in Europe // *Acta Biologica Sibirica*. 2021. 7. P. 237–260. doi: 10.3897/abs.7.e72409.
4. Burgio G., Campanelli G., Lateo F., Ramilli F., Depalo L., Fabbri R., Sgolastra F. Ecological Sustainability of an Organic Four-Year Vegetable Rotation System: Carabids and Other Soil Arthropods as Bioindicators // *Agroecology and sustainable food systems*. 2015. 39(3). P. 295–316. doi: 10.1080/21683565.2014.981910/
5. Den Boer P.J. Density limits and survival of local populations in 64 carabid species with different powers of dispersal // *Journal of evolutionary biology*. 1990. 3. P. 19–48. <https://doi.org/10.1046/j.1420-9101.1990.3010019.x>
6. Farkač J., Kopecký T., Veselý P. Využití střevlíkovitých brouků (Coleoptera, Carabidae) fauny Slovenska k indikaci kvality prostředí // *Ochrana Přírody*. 2006. 25. P. 226–242.
7. Gaublomme E., Hendrickx F., Dhuyvetter H., Desender K. The effects of forest patch size and matrix type on changes in carabid beetle assemblages in an urbanized landscape // *Biological conservation*. 2008. 141(10). P. 2585–2596. doi: 10.1016/j.biocon.2008.07.022.
8. Gelashvili D.B., Soltzev L.A., Yakimov V.N., Sukhodolskaya R.A., Khabibullina N.R., Iudin D.I., Snegiryova M.S. Fractal analysis of the specific structure of Carabidae complexes in urbanized territories // *Povolzhskiy journal of ecology*. 2011. 4. P. 407–420.
9. Gobbi M., Rossaro B., Vater A.E., De Bernardi F., Pelfini M., Brandmayr P. Environmental features influencing Carabid beetle (Coleoptera) assemblages along a recently deglaciated area in the Alpine region // *Ecological entomology*. 2007. 32(6). P. 682–689. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.2007.00912.x>.
10. Hůrka K. Carabidae České a Slovenské republiky. Kabourek, Zlin, 1996. 565 p.
11. Jelaska L., Durbešić P. Comparison of the body size and wing form of carabid species (Coleoptera: Carabidae) between isolated and continuous forest habitats // *Annales - Societe Entomologique de France*. 2009. 45(3). P. 327–338. doi: 10.1080/00379271.2009.10697618.
12. Kotze D.J., Brandmayr P., Casale A., Dauffy-Richard E., Dekoninck W., Koivula M., Brandmayr T.Z., Noordijk J.,

- Paarmann W., Pizzolotto R., Saska P., Schwerk A., Serrano J., Szyszko J., Taboada A., Turin H., Venn S., Vermeulen R., Zetto T. Forty years of carabid beetle research in Europe-From taxonomy, biology, ecology and population studies to bioindication, habitat assessment and conservation // *ZooKeys*. 2011. 100. P. 55–148. doi: 10.3897/zookeys.100.1523.
13. Langraf V., David S., Babosová R., Petrovičová K., Schlarmannová J. Change of Ellipsoid Biovolume (EV) of Ground Beetles (Coleoptera, Carabidae) along an Urban–Suburban–Rural Gradient of Central Slovakia // *Diversity*. 2020a. 12(12). 475. <https://doi.org/10.3390/d12120475>.
14. Langraf V., Petrovičová K., David S., Svoradová A., Schlarmannová J. Prediction of Ecological Importance of Carabidae Biotopes Using Community Index of The Ground Beetles (Iks) in The Southern Part of Central Slovakia // *Applied ecology and environmental research*. 2020b. 18(1). P. 1197–1210. doi: 10.15666/aeer/1801_11971210
15. Lisický M.J., Mucha I. Optimalizácia vodného režimu ramennej sústavy v úseku Dunaja Dobrohošť – Sap z hľadiska prírodného prostredia. Prírodovedecká fakulta Univerzity Komenského, Bratislava, 2003. 205 p.
16. Majzlan O. The changes of weevil taxocoenoses (Coleoptera, Curculionidae) in forest soil of the association Salici-Populetum in the Danube river floodplain // *Gabčíkovo part of the Hydroelectric power project*. PríFUK, Bratislava, 1995. P. 275–281.
17. Majzlan O. Monitoring nosáčikov (Coleoptera, Curculionoidea) v pôde lesov Salici-Populetum pri Dunaji (Južné Slovensko) // *Acta environmentalia Universitatis Comenianae*. 1997. 9. P. 79–93.
18. Majzlan O., Litavský J. Bezstavovce (Evertebrata) – indikátory zmien v krajine // *Entomofauna carpathica*. 2015. 27(1). P. 63–68.
19. Microsoft SQL Server, 2017. (RTM) - 14.0.1000.169 (X64) Aug 22 2017 17:04:49 Copyright (C) 2017 Microsoft Corporation Express Edition (64-bit) on Windows 10 Home 10.0 <X64> (Build 18362:).
20. Muránsky P. Liskavky (Coleoptera: Chrysomelidae) inundačného pásma Dunaja // *Folia faunistica Slovaca*. 1999. 4. P. 121–128.
21. Novák K., Balát F., Bartoš E., Bouček Z., Daniel M., Diabola J., Doskočil J., Holman J., Hrbáček J., Agemann E., Kunst M., Landa V., Lang J., Mařan J., Miller F., Nosek J., Novák K., Obenberger J., Obr S., Pelikán J., Raušer J., Rosický B., Rusek J., Schwarz J., Skuhravý V., Slouková M., Šilhavý V., Štys P., Teyrovský V., Vondráček K., Zahradník J., Zelený J. Metody sběru a preparace hmyzu. Academia, Praha, 1969. 243 p.
22. Porhajašová J., Noskovič J., Rakovská A., Babošová M., Čeryová T. Biodiversity and Dynamics of Occurrence of Epigeic Groups in Different Types of Farming // *Acta Horticulturae et Regiotecturae*. 2015. 18(1). P. 5–10. <https://doi.org/10.1515/ahr-2015-0002>.
23. Porhajašová J., Bartošová L.M., Noskovič J., Ondříšek P. Long-Term Developments and Biodiversity in Carabid and Staphylinid (Coleoptera: Carabidae and Staphylinidae) Fauna during the Application of Organic Fertilizers under Agroecosystem Conditions // *Polish journal of environmental studies*. 2018. 27(5). P. 2229–2235. <https://doi.org/10.15244/pjoes/77072>.
24. Rouabah A., Villerd J., Amiaud B., Plantureux S., Lasserre F. Response of Carabid beetles diversity and size distribution to the vegetation structure with indifferently managed field margins // *Agriculture, ecosystems and environment*. 2015. 200. P. 21–32. doi: 10.1016/j.agee.2014.10.011.
25. Ružičková H., Halada L., Jedlička L., Kalivodová E. Biotopy Slovenska. Príručka k mapovaniu a katalóg biotopov. Ústav krajinskej ekológie Slovenskej akadémie vied, Bratislava, 1996. 192 p.
26. Shibuya S., Kikvidze Z., Toki W., Kanazawa Y., Suizu T., Yajima T., Fujimori T., Mansournia M.R., Sule Z., Kubota K., Fukuda K. Ground beetle community in suburban Satoyama — A case study on wing type and body size under small scale management // *Journal of Asia-Pacific entomology*. 2014. 17(4). P. 775–780. <https://doi.org/10.1016/j.aspen.2014.07.013>.
27. Šustek Z. Diversity and Survival of Carabid communities in the area affected by the Barrage system Gabčíkovo // *Gabčíkovo part of the hydroelectric power project*. PríFUK, Bratislava, 1995. P. 261–264.
28. Ter Braak C.J.F., Šmilauer P. Canoco reference manual and user's guide: software for ordination, version 5.0, Microcomputer Power, 2012. 496 p.
29. Turin H. De Nederlandse Loopkevers: Verspreiding Enoecologie (Coleoptera: Carabidae). KNNV Uitgeverij, Utrecht, 2000. 666 p.
30. Vician V., Stašiov S., Kočík K., Hazuchová L. Structure of the Carabids (Coleoptera: Carabidae) associations on variously managed agricultural land of Podpoľanie area and their bioindication // *Acta facultatis ecologiae*. 2011. 24–25. P. 123–131.

Ланграф В., Петровикова К., Жларманнова Дж. Структура сообществ жужелиц (Carabidae) в пойменных биотопах р. Дунай.

Изменения в структуре сообществ жужелиц указывают на стабильность или нестабильность среды обитания, на которую оказывают влияние урбанизация, сельское и лесное хозяйство. В течение 2021 г. в затапливаемых биотопах поймы р. Дунай с использованием ловушек Барбера на десяти участках получена выборка жужелиц из 504 особей ((185 ♂; 319 ♀), принадлежащих 26 видам. На лугах и пастбищах доминировали макроптеры, что свидетельствует о повышенном антропогенном прессе. В лесных биотопах, тростниковых зарослях и сукцессионном тополельнике были зарегистрированы бескрылые виды, брахиоптеры и макроптеры.

Ключевые слова: Carabidae; жужелицы; фауна; биоиндикаторы; пойма; Дунай.

Раскрытие информации о конфликте интересов: Автор заявляет об отсутствии конфликта интересов / Disclosure of conflict of interest information: The author claims no conflict of interest

Информация о статье / Information about the article

Поступила в редакцию / Entered the editorial office: 18.02.2023

Одобрено рецензентами / Approved by reviewers: 02.03.2023

Принята к публикации / Accepted for publication: 06.03.2023

Information about the authors

Langraf Vladimír, Ph.D. in Zoology, Biostatistics, Bioinformatics, Researcher, Constantine the Philosopher University in Nitra, 1, Tr. A. Hlinku, Nitra, 94901, Slovakia, E-mail: langrafvladimir@gmail.com.

Petrovičová Kornélia, Ph.D. in Zoology, Researcher, University of Agriculture in Nitra, 2, Tr. A. Hlinku, Nitra, Slovakia, E-mail: kornelia.petrovicova@gmail.com.

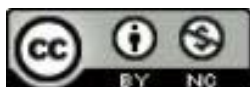
Schlarmanová Janka, PhD. in Zoology, Researcher, Constantine the Philosopher University in Nitra, 1, Tr. A. Hlinku, Nitra, 94901, Slovakia, E-mail: jschlarmanova@ukf.sk.

Информация об авторах

Владимир Ланграф, доктор зоологии, биостатистики и биоинформатики, научный сотрудник, Университет им. Константина Философа в Нитре, 94901, Словакия, г. Нитра, ул. А. Глинки, 1, E-mail: langrafvladimir@gmail.com.

Корнелия Петровикова, доктор зоологии, научный сотрудник, Университет им. Константина Философа в Нитре, 94901, Словакия, г. Нитра, ул. А. Глинки, 2, E-mail: kornelia.petrovicova@gmail.com.

Янка Шларманнова, доктор зоологии, биостатистики и биоинформатики, научный сотрудник, Университет им. Константина Философа в Нитре, 94901, Словакия, г. Нитра, ул. А. Глинки, 1, E-mail: jschlarmanova@ukf.sk.



ОЦЕНКА РИСКА ДЕГРАДАЦИИ ЛЕСНЫХ ГЕОСИСТЕМ ПОД ВОЗДЕЙСТВИЕМ ЗАГРЯЗНЕНИЯ АТМОСФЕРЫ НА ОСНОВЕ СЪЕМКИ СЕНСОРА TROPOMI СПУТНИКА SENTINEL-5P (НА ПРИМЕРЕ ВОСТОЧНОЙ ЧАСТИ БЕЛОРУССКОГО ПОЛЕСЬЯ)

Цель работы – оценка риска деградации лесных геосистем под воздействием загрязнения атмосферы (по данным съемки TROPOMI Sentinel-5P). Как индикаторы риска использованы содержания SO_2 и NO_2 , измеряемые TROPOMI. Район исследований – восточная часть Белорусского Полесья. Определены фоновые значения содержаний SO_2 и NO_2 в летний период. Изучены особенности загрязнения атмосферы SO_2 и NO_2 в сельскохозяйственных, сельскохозяйственно-лесных и лесных ландшафтах. Установлено, что динамика SO_2 преимущественно определяется трансграничным переносом. Аномалии повышенного содержания NO_2 приурочены к крупным техногенным геосистемам. Риск деградации лесных ландшафтов под воздействием загрязнения атмосферы оценивается как очень низкий (80.3% территории) и низкий (19.7% территории).

Ключевые слова: геосистема; загрязнение атмосферы; индикатор риска; TROPOMI; Sentinel-5P; Белорусское Полесье.

DOI: <https://doi.org/10.24852/2411-7374.2023.1.10.15>

Введение

Загрязнение атмосферы – один из ведущих факторов деградации лесных ландшафтов как на локальном, так и региональном уровнях (Гусев, 2005). Известно, что среди разнообразных техногенных загрязнителей наиболее существенное воздействие на лесную растительность оказывают выбросы диоксида серы (SO_2) и диоксида азота (NO_2), играющие ведущую роль в формировании кислотных осадков (Илькун, 1978; Кислотные дожди..., 1989). Опасность данных загрязнителей обусловлена их массовостью, токсичностью и «продолжительность жизни» в атмосфере. Источниками выбросов NO_2 являются энергетика на углеводородном топливе, автотранспорт, химическая и нефтехимическая промышленность, металлургия, пожары. Источники выбросов SO_2 – тепловые электростанции на угле и мазуте, нефтеперерабатывающие и металлургические заводы, а также извержения вулканов. Дальность переноса SO_2 составляет 300–400 км. В атмосфере SO_2 и NO_2 вступают в химические реакции с парами воды и превращаются, соответственно, в серную и азотную кислоты, что приводит к закислению осадков. Фитотоксичность SO_2 обусловлена воздействием на скорость транспирации, дыхания и фотосинтеза растений. Повышенные концентрации SO_2 в атмосфере вызывают у них нарушения физиологических процессов, оказывают

мутагенное воздействие. Последствиями закисления являются поражения растительности за счет изменения метаболических процессов в почвах и соответствующей трансформации питания растений, активизации миграции токсичных химических элементов (например, алюминия). Установлено, что в условиях загрязнения SO_2 исчезают чувствительные к его воздействию лишайники, мхи, хвойные породы деревьев, наблюдается усыхание и гибель лесобразующих пород, понижается устойчивость лесной экосистемы к погодным аномалиям, вредителям и болезням (Кислотные дожди..., 1989).

С развитием дистанционного зондирования Земли появились и постоянно совершенствуются методы оценки загрязнения атмосферы с помощью многозональной космической съемки. При этом спутниковый мониторинг загрязнения атмосферы имеет как недостатки, так и преимущества по сравнению с наземными инструментальными наблюдениями. Преимущества: пространственная оценка загрязнения на региональном уровне; выявление реальных (в том числе несанкционированных) источников выбросов; возможность получения усредненных за любой временной период данных; возможность ежесуточной оценки загрязнения на региональном уровне; выяснение направлений трансграничного движения масс загрязненного воздуха и их временной измен-

чивости. Недостатки: низкое пространственное разрешение, не позволяющее оценивать выбросы от локальных источников; зависимость качества данных от облачности; полученные концентрации поллютантов в столбе стратосферы не могут оцениваться с помощью имеющейся системы ПДК. Однако дистанционно измеряемые концентрации поллютантов коррелируют с их концентрациями, определяемыми наземными методами. Например, в работе (Ialongo et al., 2019) для NO_2 установлена связь величин, полученных дистанционными и наземными измерениями, с коэффициентом корреляции 0.66; в работе (Cersosimo et al., 2020) коэффициент корреляции составил 0.5–0.9.

Содержания поллютантов, измеренные спутниковой съемкой в столбе тропосферы, а также производные от них показатели могут использоваться как индикаторы загрязнения атмосферы на региональном уровне. В свою очередь, дистанционно измеренные содержания таких веществ как SO_2 и NO_2 рассматриваются нами как индикаторы риска деградации лесных геосистем под воздействием загрязнения атмосферы.

Цель работы – оценка риска деградации лесных геосистем под воздействием загрязнения атмосферы (по данным съемки TROPOMI Sentinel-5P). Решаемые задачи: обработка данных TROPOMI Sentinel-5P; оценка фоновых для региона концентраций SO_2 и NO_2 в тропосфере; анализ пространственной структуры загрязнения SO_2 и NO_2 ; оценка риска деградации лесных геосистем под воздействием загрязнения SO_2 и NO_2 .

Материалы и методы исследования

Район исследования находится на юго-востоке Беларуси, являясь восточной частью Белорусского Полесья (рис. 1). По природно-ландшафтному районированию данную территорию относят к восточноевропейским широколиственно-лесным ландшафтам, рода которых выделяют по особенностям морфолитогенной основы (выделены холмисто-моренно-эрозионный, вторично-моренный, водно-ледниковый, аллювиальный террасированный, озерно-аллювиальный, озерно-болотный рода ландшафтов). В зависимости от степени антропогенной трансформации (определяется по соотношению площадей пахотных, луговых, лесных, болотных геосистем) выделяют природно-антропогенные ландшафты (ПАЛ), которые представлены 3 классами: сельскохозяйственным, сельскохозяйственно-лесным и лесным. Операционной территориальной единицей в наших исследованиях служит ландшафтный выдел, соответствующий границам родов природных ландшафтов с учетом их антропогенной транс-

формации.

В работе использованы данные съемки спутника Sentinel-5P с сенсором TROPOMI (TROPOspheric Monitoring Instrument), который измеряет атмосферные концентрации (общее содержание в вертикальном столбе тропосферы) озона, метана, формальдегида, угарного газа, диоксида серы, диоксида азота. Содержание диоксида серы, угарного газа, диоксида азота измеряются и предоставляются в моль/ м^2 . Sentinel-5P проводит съемку ежедневно с октября 2017 г. Пространственное разрешение съемки Sentinel-5P составляет 5.5×3.5 км (7×5.5 км – с августа 2019 г.). Данные преобразованы с помощью модуля Sentinel-5P data explorer для QGIS.

Концентрации газов, определяемые по данным дистанционной съемки TROPOMI, не могут оцениваться с помощью санитарно-гигиенических нормативов (ПДК), поэтому предлагаются различные относительные индексы.

Наибольшую опасность для лесных геосистем представляют NO_2 и SO_2 , для оценки которых нами предложен относительный показатель C , определяемый по формуле $C = C_i / C_0$, где C_i – среднее содержание загрязнителя в пределах i -ой геосистемы; C_0 – фоновое содержание загрязнителя в регионе. По мере роста концентрации поллютанта возрастает риск его негативного воздействия на лесную геосистему. Предлагаются следующие градации риска по величине показателя C (с учетом среднеквадратичного отклонения летних значений в регионе): очень низкий риск – $C < 1.1$; низкий риск – $C = 1.1–1.5$; средний риск – $C = 1.5–2.5$; высокий риск – $C > 2.5$.



Рис. 1. Район исследований
Fig. 1. Research area

Таблица 1. Содержание NO_2 и SO_2 в тропосфере над полесскими природно-антропогенными ландшафтами (среднее значение и его ошибка)
Table 1. The content of NO_2 and SO_2 in the troposphere above the Polesie natural-anthropogenic landscapes (average value and its error)

Класс природно-антропогенного ландшафта Natural-anthropogenic landscape class	Загрязняющие вещества Pollutants	
	NO_2 , $\times 10^{-3}$ моль/м ²	SO_2 , $\times 10^{-3}$ моль/м ²
Сельскохозяйственные Agricultural	0.0209 $\pm$ 0.0007	0.303 $\pm$ 0.025
Сельскохозяйственно-лесные Agricultural forestry	0.0172 $\pm$ 0.0008	0.299 $\pm$ 0.060
Лесные Forest	0.0164 $\pm$ 0.0011	0.291 $\pm$ 0.040
Региональный фон Regional background	0.0176 $\pm$ 0.0009	0.296 $\pm$ 0.024

Результаты и их обсуждение

По данным съемки сенсора TROPOMI спутника Sentinel-5P в период июнь-август 2022 г. были получены усредненные значения показателей содержания NO_2 и SO_2 над ландшафтами района исследований (табл. 1). Летом 2022 г. их фоновые для региона значения были относительно низки.

Установлено, что в зависимости от ландшафтного выдела усредненные за летний период содержание SO_2 варьировало от 0.208 до 0.377 $\cdot 10^{-3}$ моль/м². Карта-схема средних содержаний SO_2 по выделам ландшафтов приведена на рисунке 2. Медианные значения составляли от 0.102 до 0.300 $\cdot 10^{-3}$ моль/м². Вариабельность содержаний SO_2 высокая. В отдельных замерах отмечается увеличение содержания диоксида серы в 1.7–8.8 раза по сравнению с фоном. Так, максимальные значения SO_2 в зависимости от ландшафтного выдела изменяются в пределах 0.5–2.6 $\cdot 10^{-3}$ моль/м² (превышение фона в 1.7–8.8 раза). Причем, в границах выдела, в котором наблюдалась максимальное содержание SO_2 (2.6 $\cdot 10^{-3}$ моль/м²), отсутствуют какие-либо энергетические или промышленные объекты.

Однако разница в усредненных концентрациях SO_2 над различными объектами статистически недостоверна. Пространственная связь между ареалами с повышенным содержанием SO_2 и потенциальными объектами, которые могут (теоретически) являться источником выбросов (города, крупные промышленные предприятия), не установлена. Хотя и прослеживаются закономерные



1 – <0.300; 2 – 0.300–0.350; 3 – >0.350

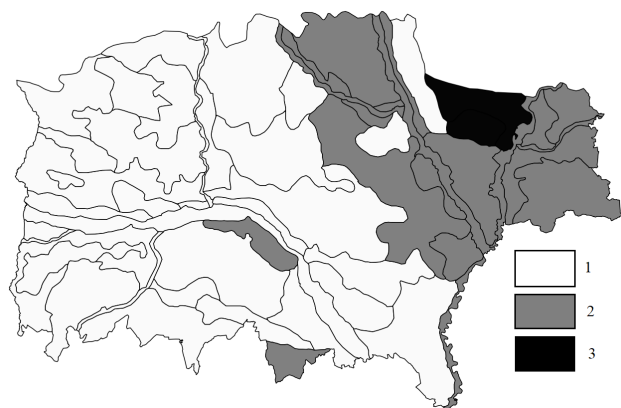
Рис. 2. Содержание SO_2 ($\times 10^{-3}$ моль/м²) в тропосфере восточной части Белорусского Полесья (по данным съемки TROPOMI Sentinel-5P, лето 2022 г.)

Fig. 2. The content of SO_2 ($\times 10^{-3}$ mol/m²) in the troposphere of the eastern part of the Belarusian Polesie (according to the shooting of TROPOMI Sentinel-5P, summer 2022)

изменения содержания SO_2 в ряду ПАЛ: от сельскохозяйственных ландшафтов (средняя концентрация – 0.303 $\cdot 10^{-3}$ моль/м²) к лесным ландшафтам (0.291 $\cdot 10^{-3}$ моль/м²), однако указанные различия статически не достоверны ($p > 0.05$). Можно предположить, что как региональный фон, так и пространственно-временные колебания содержания SO_2 в пределах территории Беларуси определяются преимущественно трансграничным переносом от окружающих государств. Так, например, в летний сезон 2022 г. по данным съемки TROPOMI среднее содержания SO_2 на территории Польши составило 0.435, Литвы – 0.484, Украины – 0.378, прилегающих к Беларуси областей России (Брянская, Смоленская, Псковская) – 0.391 $\cdot 10^{-3}$ моль/м².

Содержание NO_2 в зависимости от ландшафтного выдела в изучаемом регионе колебалось от 0.0137 до 0.0240 $\cdot 10^{-3}$ моль/м² (среднее значение – 0.0173, медианное значение – 0.0168). В единичных замерах в зависимости от выдела содержания NO_2 увеличивалось до 0.0288–0.0602 $\cdot 10^{-3}$ моль/м², что превышает фоновые значения в 1.6–3.4 раза. Вариабельность содержаний диоксида азота характеризуется величинами среднеквадратичного отклонения в зависимости от выдела 0.0063–0.0115 $\cdot 10^{-3}$ моль/м². Карта-схема средних содержаний NO_2 по выделам ландшафтов приведена на рисунке 3.

В отдельных ландшафтах усредненные содержания диоксида азота превышают региональный фон в 1.1–1.4 раза. Ареал с повышенным содер-



1 – <0.018 ; 2 – $0.018-0.021$; 3 – >0.021

Рис. 3. Содержание NO_2 ($\times 10^{-3}$ моль/м²) в тропосфере восточной части Белорусского Полесья (по данным съемки TROPOMI Sentinel-5P, лето 2022 г.)

Fig. 3. The content of NO_2 ($\times 10^{-3}$ mol/m²) in the troposphere of the eastern part of the Belarusian Polesie (according to the shooting of TROPOMI Sentinel-5P, summer 2022)



1 – очень низкий риск; 2 – низкий риск
1 – very low risk; 3 – low risk

Рис. 4. Карта-схема оценки риска воздействия SO_2 и NO_2 на лесные геосистемы
Fig. 4. The map of the risk assessment of the effects of SO_2 and NO_2 on forest geosystems

жанием NO_2 приурочен к крайнему юго-востоку Белорусского Полесья, где находится наиболее крупный промышленный центр региона – город Гомель (предприятия химической промышленности и машиностроения, международный транспортный узел). В этом районе имели место замеры максимальных для региона концентраций диоксида азота ($0.05-0.06 \cdot 10^{-3}$ моль/м²).

В ряду ПАЛ среднее содержание NO_2 изменяется от 0.0209 до $0.0164 \cdot 10^{-3}$ моль/м². Различия между классами ПАЛ статистически значимы

($p < 0.05$). Анализ локальных аномалий повышенного содержания NO_2 показал, что они, как правило, приурочены к техногенным геосистемам. Над лесным и болотными ландшафтами концентрации NO_2 не превышают регионального фона.

Был выполнен корреляционный анализ (по коэффициенту ранговой корреляции Спирмена) между усредненными содержаниями загрязняющих веществ и удельными площадями природных и антропогенных геосистем (пахотных, луговых, болотных, лесных, техногенных). Установлено, что содержание диоксида серы не имеет статистически достоверной корреляции с удельными площадями различных типов геосистем. Содержание диоксида азота имеет достоверную положительную корреляцию с удельной площадью техногенных геосистем (коэффициент корреляции составил 0.43 , $p < 0.05$) и отрицательную с удельной площадью лесных геосистем (-0.26 , $p < 0.05$).

На основе установленных фоновых значений концентраций NO_2 и SO_2 были рассчитаны значения показателя C для каждого ландшафтного выдела (рис. 4), которые изменялись от 0.76 до 1.19 . Таким образом, на территории изучаемого региона ландшафты со средним и высоким риском деградации лесных геосистем под влиянием атмосферных выбросов отсутствуют. В ландшафтах, окружающих г. Гомель, величина показателя C составляет $1.11-1.19$. Западнее р. Днепр значение $C > 1$ зафиксировано только в одном ландшафтном выделе, в котором расположен г. Светлогорск (центр химической промышленности). В целом низкий риск отмечается на 19.7% территории, очень низкий риск – на 80.3% территории.

В зоне низкого риска деградация лесных геосистем возможна только на локальных участках, в непосредственной близости к источникам выбросов, и в значительной степени зависит от устойчивости преобладающих древесных пород к рассматриваемым загрязняющим веществам (Гусев, 2005; Гусев, Шпилевская, 2020). На локальных участках риск деградации лесов может возрастать при комплексном влиянии загрязнения атмосферы и других факторов (пожары, повреждения древостоя вредителями и болезнями).

Заключение

Таким образом, в ходе выполненных исследований установлено:

1) пространственно-временная динамика содержания SO_2 в ландшафтах восточной части Белорусского Полесья преимущественно определяется трансграничным переносом (статистически значимые отличия между различными по степени

антропогенной преобразованности ландшафтами отсутствуют);

2) аномалии повышенного содержания NO_2 приурочены к зонам высокой концентрации техногенных геосистем, в которых имеются многочисленные локальные источники выбросов;

3) вероятность деградации лесных ландшафтов региона под воздействием атмосферного загрязнения оценивается как незначительная (площадь ландшафтов с очень низким риском деградации по критерию С составляет 80.3%, с низким риском – 19.7% площади региона).

Исследования выполнены при финансовой поддержке Белорусского республиканского фонда фундаментальных исследований (проект № X23КИ-022).

Список литературы

1. Гусев А.П. Индикаторы деградации лесных ландшафтов Белорусского Полесья в зоне влияния химического производства // География и природные ресурсы. 2005. №4. С. 145–147.
2. Гусев А.П., Шпилевская Н.С. Фитоиндикаторы техногенного химического воздействия на лесной ландшафт // Геополитика и экогеодинамика регионов. 2020. Т. 6, вып. 1. С. 192–198.
3. Илькун Г.М. Загрязнители атмосферы и растения. Киев: Наукова думка, 1978. 247 с.
4. Кислотные дожди. Л.: Гидрометеиздат, 1989. 269 с.
5. Кулагин З.Ю. Древесные растения и промышленная среда. М.: Наука, 1974. 125 с.
6. Cersosimo A., Serio C., Masiello G. TROPOMI NO_2 Tropospheric Column Data: Regridding to 1 km Grid-Resolution and Assessment of their Consistency with In Situ Surface Observation // Remote sensing. 2020. Vol. 12 (14). P. 2212–2235. <https://doi.org/10.3390/rs12142212>.
7. Ialongo I., Virta H., Eskes H., Hovila J., Douros J. Comparison of TROPOMI/Sentinel-5 Precursor NO_2 observation with ground-based measurements in Helsinki // Atmospheric measurement techniques. 2019. Vol. 13. P. 205–218. <https://doi.org/10.5194/amt-13-205-2020>.

References

1. Gusev A.P. Indikatory degradatsii lesnykh landshaftov Belorusskogo Poles'ya v zone vliyaniya khimicheskogo proizvodstva [Indicators of degradation of forest landscapes of Belarusian Polesie in the zone of influence of chemical production] // Geografiya i prirodnyye resursy [Geography and natural resources]. 2005. No 4. P. 145–147.
2. Gusev A.P., Shpilevskaya N.S. Fitoindikatory tekhnogenogo khimicheskogo vozdeystviya na lesnoy landshaft [Phythy-indicators of technogenic chemical exposure to the forest land-

scape] // Geopolitika i ekogeodinamika regionov [Geopolitics and ecogeodynamics of regions]. 2020. Vol. 6., No 1. P. 192–198.

3. Ilkun G.M. Zagryazniteli atmosfery i rasteniya [Atmospheric pollutants and plants]. Kyiv: Naukova dumka, 1978. 247 p.

4. Kislotnyye dozhdi [Acid rains]. Leningrad: Hydrometeoizdat, 1989. 269 p.

5. Kulagin Z.Yu. Drevesnyye rasteniya i promyshlennaya sreda [Wood plants and industrial environment]. Moscow: Nauka, 1974. 125 p.

6. Cersosimo A., Serio C., Masiello G. TROPOMI NO_2 Tropospheric Column Data: Regridding to 1 km Grid-Resolution and Assessment of their Consistency with In Situ Surface Observation // Remote sensing. 2020. Vol. 12 (14). P. 2212–2235. <https://doi.org/10.3390/rs12142212>.

7. Ialongo I., Virta H., Eskes H., Hovila J., Douros J. Comparison of TROPOMI/Sentinel-5 Precursor NO_2 observation with ground-based measurements in Helsinki // Atmospheric measurement techniques. 2019. Vol. 13. P. 205–218. <https://doi.org/10.5194/amt-13-205-2020>.

Gusev A.P. Evaluation of the risk of degradation of forest geosystems under the influence of atmospheric pollution based on the shooting of the sensor of the TROPOMI Sentinel-5P (on the example of the eastern part of the Belarusian Polesie).

The purpose of the work is to evaluate the risk of degradation of forest geosystems under the influence of atmospheric pollution (according to TROPOMI Sentinel-5P shooting). As risk indicators, the content of SO_2 and NO_2 are used, measured by TROPOMI. The research area is the eastern part of the Belarusian Polesie. The background values of the content of SO_2 and NO_2 are determined in the summer. The features of the atmosphere of SO_2 and NO_2 in agricultural, agricultural and forest landscapes have been studied. It has been established that the dynamics of SO_2 is mainly determined by cross-border transfer. Anomalies of increased NO_2 content are confined to large technogenic geosystems. The risk of degradation of forest landscapes under the influence of atmospheric pollution is estimated as very low (80.3% of the territory) and low (19.7% of the territory).

Keywords: geosystem; air pollution; risk indicator; TROPOMI; Sentinel-5P; Belarusian Polesie.

Раскрытие информации о конфликте интересов: Автор заявляет об отсутствии конфликта интересов / Disclosure of conflict of interest information: The author claims no conflict of interest

Информация о статье / Information about the article

Поступила в редакцию / Entered the editorial office: 28.02.2023

Одобрено рецензентами / Approved by reviewers: 09.03.2023

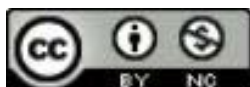
Принята к публикации / Accepted for publication: 10.03.2023

Информация об авторах

Гусев Андрей Петрович, кандидат геолого-минералогических наук, доцент, декан геолого-географического факультета, Гомельский государственный университет им. Ф. Скорины, Республика Беларусь, 246019, г. Гомель, ул. Советская, 104, E-mail: andi_gusev@mail.ru.

Information about the authors

Andrei P. Gusev, Ph.D. in Geology, Associate Professor, Dean, F. Skorina Gomel State University, 104, Sovetskaya str., Gomel, 246019, Belarus, E-mail: andi_gusev@mail.ru



В.С. Валиев, Д.В. Иванов, Р.Р. Хасанов, Д.Е. Шамаев

Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, podrost@mail.ru

КОРРЕКЦИЯ УДЕЛЬНЫХ КОМБИНАТОРНЫХ ИНДЕКСОВ ЗАГРЯЗНЕННОСТИ ВОД С УЧЕТОМ ФОНОВОЙ СОСТАВЛЯЮЩЕЙ

В статье представлена оценка качества воды и ее пространственной изменчивости на участках нижнего течения реки Камы, проведена сравнительная интерпретация полученных результатов с помощью удельного комбинаторного индекса загрязненности и вероятностных характеристик, рассмотрены проблемы, возникающие при оценке рядов гидрохимических данных. Указаны недостатки метода комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод и пути их решения. Отмечено, что в ситуациях, когда среднемноголетние значения гидрохимических показателей в исследуемом створе (водном объекте) превышают установленные ПДК, в качестве порога необходимо использовать их фоновые концентрации, рассчитываемые как медиана соответствующей выборки.

Ключевые слова: качество воды; индекс загрязненности; вероятностная оценка; мониторинг; река Кама.

DOI: <https://doi.org/10.24852/2411-7374.2023.1.16.20>

Введение

Аналитическая оценка результатов гидрохимических исследований базируется на их сопоставлении с нормативами предельно допустимых концентраций и соответствующей интерпретацией полученных сравнительных характеристик. Даже однократное превышение ПДК загрязняющего вещества в воде является событием, требующим адекватной оценки и реагирования. В алгоритмах подобных оценок используются классические статистические исследования размахов концентраций и их вариационных рядов с определением степени «случайности» обнаруженного загрязнения и вероятностные методы, агрегирующие информацию о кратности и частоте отмеченных превышений.

При этом оценка рядов гидрохимических данных, применяемая в научных исследованиях, как правило, основывается на классических методах статистики, включающих расчет вариаций, дисперсий, статистических значимостей, корреляций и т.д. В системе государственного мониторинга методы оценки загрязненности оперируют такими характеристиками как кратность и частота превышений нормативных значений.

Подобные различия в подходах к оцениванию обусловлены тем, что в рамках научных исследований важна характеристика динамики и взаимосвязей разных показателей, изменчивости их вариационных рядов и многомерное шкалирование разнообразных признаков, которые практически не используются в системах принятия решений.

Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям (РД 52.24.643–2002) имеет ряд недостатков, наиболее существенным из которых является чувствительность величины удельного комбинаторного индекса загрязненности (УКИЗВ) к перечню оцениваемых показателей, а именно, присутствию в нем «чистых» показателей, по которым за оцениваемый период не наблюдалось превышений ПДК. Так как УКИЗВ является средневзвешенным значением частных обобщенных индексов каждого из показателей, участвующих в оценке, наличие в расчете нулевых значений резко занижает его, а предусмотренная методикой возможность формирования собственных списков приоритетных показателей с учетом региональных особенностей создает предпосылки к снижению объективности получаемых оценок классов качества вод. Включая или исключая при расчете УКИЗВ «чистые» показатели, можно легко добиться требуемого качества.

Стандартный приоритетный перечень из 15 показателей, регламентированный РД 52.24.643–2002, не учитывает региональных геохимических особенностей территории, поэтому расчеты комбинаторного индекса в условиях высокого природного (фоновое) уровня содержания тех или иных веществ природного генезиса приводят к занижению качества воды. Проблема усугубляется отсутствием стандартизованных методик определения региональных фоновых концентраций, которые можно было бы в таких



Рис. 1. Карта-схема расположения станций гидрохимического мониторинга на р. Каме
Fig. 1. Location of hydrochemical monitoring stations on the Kama River

случаях использовать при расчете УКИЗВ вместо предельно допустимых. В этой связи использование вероятностных подходов может оказаться весьма эффективным при необходимости сравнительных оценок качества вод различных водных объектов или их участков.

Целью исследования явилась оценка качества воды и ее пространственной изменчивости на участках нижнего течения реки Камы, а также сравнительная интерпретация полученных результатов с помощью УКИЗВ и вероятностных характеристик.

Материал и методы исследования

В расчетах показателей загрязненности вод использовали данные государственного мониторинга качества поверхностных вод Республики Татарстан (РТ), осуществляемого Министерством экологии и природных ресурсов РТ, за период 2014–2021 гг. Аналитический материал включал информацию по 11 гидрохимическим показателям качества вод нижнего течения р. Камы (Нижнекамское и Куйбышевское водохранилища), полученным для семи станций отбора проб: Красный Бор (ст. 1), Белоус (ст. 2), Бетьки (ст. 3), Елабуга (ст. 4), Красный ключ (ст. 5), Березовая Грива (ст. 6), Сорочьи Горы (ст. 7) (рис. 1).

Для проведения расчетов использовано 7695 значений гидрохимических показателей в 669 пробах воды.

Расчеты осуществлялись с помощью программных комплексов Statistica 6.0 и УКИЗВ-Plus (Валиев и др., 2021а).

Результаты и их обсуждение

Статистическая обработка аналитических данных показала, что средние и медианные концентрации общего железа и марганца в воде р. Камы были существенно выше предельно допустимых, что можно объяснить только фоновыми геохимическими особенностями вод бассейна (табл. 1). Отмечено нарастание загрязненности вод вниз по течению р. Камы (табл. 2) по ионам аммония ($r=0.27$; $p<0.01$), БПК₅ ($r=0.37$; $p<0.001$), ХПК ($r=0.22$; $p<0.01$), марганцу ($r=0.16$; $p<0.05$), нефтепродуктам ($r=0.39$; $p<0.001$) и сульфатам ($r=0.15$; $p<0.05$).

Расчет удельных комбинаторных индексов загрязненности в целом подтверждает выявленную тенденцию (табл. 3).

Несмотря на снижение удельного комбинаторного индекса загрязненности на станции 4, значения вероятности обнаружения превышения ПДК загрязняющих веществ в воде методом Байеса (Валиев и др., 2021b, 2022) свидетельствуют о том, что частота превышений допустимых значений не только снизилась, но стала даже несколько выше (рис. 2). Полученная картина иллюстрирует проблему расчета УКИЗВ при наличии «чистых» (без превышений ПДК) и «грязных» (с превышениями ПДК) гидрохимических показателей. Если концентрации железа и марганца за весь период наблюдений за качеством вод р. Камы превышали ПДК в 75 и 95% проб, соответственно, то по нитратам, хлоридам и нефтепродуктам ни в одной из проб не отмечалось превышений их нормативных значений.

Добиться коррекции оценочных гидрохимических индексов можно путем применения для наиболее «грязных» показателей их медианных значений, устанавливаемых расчетным путем для данного водного объекта на основании имеющихся рядов наблюдений. В случае, если медианная концентрация того или иного исследуемого показателя превышает предельно допустимую, при расчетах УКИЗВ значение последней нужно заменять на медианное. В этом случае скорректированный показатель удельного комбинаторного индекса загрязненности вод (УКИЗВ_{корр}) будет в полной мере учитывать региональные геохимические особенности территории, а распределение его значений по участкам водного объекта будет приближено к байесовой вероятностной оценке (рис. 2). В результате коррекции распределение удельных комбинаторных индексов загрязненности, рассчитанных для разных участков акватории, приобретает более закономерный вид, учи-

Таблица 1. Статистическая характеристика гидрохимических показателей качества вод р. Камы на участке Красный Бор – Сорочьи Горы

Table 1. Statistical characteristics of hydrochemical indicators of water quality of the river Kama on the section Krasny Bor – Sorochi Gory

Показатель Variable	n	ПДК MPL	Среднее Average	Медиана Median	Стандартное отклонение St. deviation
Аммоний ион, мг/дм ³	660	0.5	0.31	0.25	0.27
БПК ₅ , мгО ₂ /дм ³	649	2.00	1.66	1.60	0.76
Железо общее, мг/дм ³	668	0.10	0.20	0.18	0.13
Кислород раствор., мгО ₂ /дм ³	579	4.0	10.0	10.2	52.6
Марганец, мг/дм ³	659	0.010	0.072	0.060	0.058
Нефтепродукты, мг/дм ³	512	0.05	0.03	0.02	0.03
Нитраты, мг/дм ³	659	40.0	2.8	2.2	2.8
Нитриты, мг/дм ³	657	0.08	0.05	0.03	0.21
Сульфаты, мг/дм ³	669	100	61.9	58.7	26.7
Хлориды, мг/дм ³	666	300	43.7	38.5	23.0
ХПК, мгО ₂ /дм ³	659	30	18.7	18.0	5.9

Таблица 2. Медианы гидрохимических показателей качества вод р. Камы по станциям мониторинга
Table 2. Medians of hydrochemical indicators of water quality of the river Kama by monitoring stations

Показатели Variables	Станции наблюдений / Stations						
	1	2	3	4	5	6	7
Аммоний ион, мг/дм ³	0.22	0.20	0.21	0.214	0.34	0.38	0.26
БПК ₅ , мгО ₂ /дм ³	1.42	1.45	1.43	1.38	2.1	2.18	1.13
Железо общ., мг/дм ³	0.20	0.16	0.17	0.14	0.22	0.24	0.15
Кислород раствор., мгО ₂ /дм ³	10.5	10.4	10.0	10.3	10.6	10.2	9.2
Марганец, мг/дм ³	0.05	0.059	0.059	0.06	0.07	0.09	0.05
Нефтепродукты, мг/дм ³	0.02	0.02	0.02	0.02	0.05	0.05	0.03
Нитраты, мг/дм ³	2.6	2.3	2.3	2.1	1.7	2.0	2.4
Нитриты, мг/дм ³	0.02	0.03	0.032	0.03	0.02	0.04	0.03
Сульфаты, мг/дм ³	50.8	56.3	57.8	60.0	60.5	74.7	58.2
Хлориды, мг/дм ³	43.8	39.4	39.6	39.8	32.2	49.3	30.1
ХПК, мг О ₂ /дм ³	17.3	16.6	15.3	16.8	20.4	21.0	17.0

тывающий фоновое содержание веществ двойного генезиса. Классы загрязненности снижаются в основном за счет отсутствия при скорректированном расчете критических показателей загрязненности ($S_{об} > 9$) (табл. 3).

Дополнительное использование вероятностных статистических методов при расчете УКИЗВ позволяет не только адекватно оценить гидрохимическую ситуацию на водном объекте в целом, но и осуществить корректный расчет комбинаторных индексов, получив таким образом объективную оценку качества вод, отражающую фактическую гидрохимическую ситуацию. Вероятностную характеристику, полученную по уравне-

нию Байеса, можно рассматривать как критерий правильно определенных частотных показателей загрязненности, так как при ее расчете используются как априорные, так и апостериорные вероятности, что позволяет оценивать качество вод на отдельных створах с учетом гидрохимической ситуации по всему водному объекту.

Заключение

Проведенное исследование позволило наглядно продемонстрировать некоторые особенности гидрохимической оценки качества поверхностных вод по гидрохимическим показателям с применением комплексного подхода, регламентиро-

Таблица 3. Значения комбинаторного и удельного комбинаторного индексов загрязненности вод на различных участках акватории р. Камы
 Table 3. The values of the combinatorial and specific combinatorial indices of water pollution in different parts of the water area of the river Kama

Показатель Variable	Комбинаторный индекс загрязненности ($S_{ог}$) Combinatorial pollution index ($S_{от}$)						
	1	2	3	4	5	6	7
Аммоний ион, мг/дм ³	1.8	2.6	2.3	1.9	5.1	4.7	3.8
БПК ₅ , мгО ₂ /дм ³	2.9	2.8	2.6	2.6	4.8	5.3	2.3
Железо общее, мг/дм ³	8.5	8.1	8.2	8.2	8.3	8.3	8.2
Кислород раствор., мгО ₂ /дм ³	1.2	0	0	0	0	0	1.4
Марганец, мг/дм ³	11.1	10.2	11.2	10.4	10.9	12.0	10.2
Нефтепродукты, мг/дм ³	0	2.8	2.4	0	7.0	6.5	2.1
Нитраты, мг/дм ³	0	0	0	0	0	0	0
Нитриты, мг/дм ³	3.2	1.8	4.0	2.1	2.3	2.9	4.3
Сульфаты, мг/дм ³	1.9	1.9	1.6	1.8	2.5	2.8	2.0
Хлориды, мг/дм ³	0	0	0	0	0	0	0
ХПК, мг О ₂ /дм ³	1.0	1.7	1.4	2	0	1.4	1.8
УКИЗВ (с учетом КПЗ)	3.2	3.2	3.4	2.9	4.1	4.4	3.6
Класс качества	Очень загрязненная 3б класс			Загрязненная 3а класс	Грязная 4а класс		Очень загрязненная 3б класс
УКИЗВ _{корр.} (с учетом медиан)	2.5	2.3	2.2	2.3	3.1	3.4	2.7
Класс качества	Загрязненная 3а класс				Очень загрязненная 3б класс		Загрязненная 3а класс

ванного РД 52.24.643–2002. В случае «загрязнения», обусловленного повышенным геохимическим фоном элементов и соединений в почвах и породах исследуемых речных бассейнов, те показатели качества вод, среднемноголетние значения

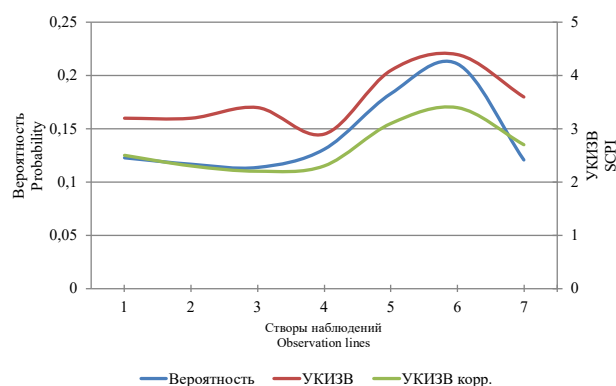


Рис. 2. Изменчивость вероятностных характеристик загрязненности и УКИЗВ по створам наблюдений

Fig. 2. Variability of probabilistic characteristics of pollution and specific combinatorial pollution index (SCPI) by observation sites

которых превышают ПДК, должны оцениваться по региональному фоновому значению, в качестве которого предлагается использовать статистическую медиану многолетней выборки наблюдений. Использование медианы вместо ПДК позволяет более объективно оценивать локальные условия, сопоставляя их со всей наблюдаемой изменчивостью того или иного показателя. В качестве внешнего аудитора объективности формируемых оценок предложено использовать расчет байесовой вероятности превышения порогов. Так как вероятностная характеристика превышения ПДК основана как на априорных, так и на апостериорных вероятностях, она оценивает долю наблюдаемых на конкретном участке превышений с учетом подобных превышений на всех участках за весь период наблюдений.

Список литературы

1. Валнев В.С., Хасанов Р.Р., Шамаев Д.Е. Автоматизация обработки первичных данных мониторинга качества вод и донных отложений поверхностных водных объектов // Российский журнал прикладной экологии. 2021а. №3. С. 30–35. doi: 10.24852/2411-7374.2021.3.30.35.

2. Валиев В.С., Шамаев Д.Е., Иванов Д.В. Вероятностные подходы к оценке загрязненности поверхностных вод // Российский журнал прикладной экологии. 2021b. №3. С. 36–42. doi: 10.24852/2411-7374.2021.3.36.42.

3. Валиев В.С., Шамаев Д.Е., Хасанов Р.Р., Иванов Д.В., Шагидуллина Р.А., Шагидуллин Р.Р. Алгоритмы интерпретации показателей качества поверхностных вод // Российский журнал прикладной экологии. 2022. №1. С. 23–30. <https://doi.org/10.24852/2411-7374.2022.1.23.30>.

4. РД 52.24.643–2002. Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям.

References

1. Valiev V.S., Khasanov R.R., Shamaev D.E. Avtomatizatsiya obrabotki pervichnykh dannykh monitoringa kachestva vod i donnykh otlozhenij poverhnostnykh vodnykh ob"ektov [Automation of processing of primary data for monitoring the quality of waters and bottom sediments of surface water bodies] // Rossijskij zhurnal prikladnoj ekologii [Russian journal of applied ecology]. 2021a. No 3. P. 30–35. doi: 10.24852/2411-7374.2021.3.30.35.

2. Valiev V.S., Shamaev D.E., Ivanov D.V. Veroyatnostnye podhody k ocenke zagryaznennosti poverhnostnykh vod [Probabilistic approaches to the assessment of surface water pollution] // Rossijskij zhurnal prikladnoj ekologii [Russian journal of applied ecology]. 2021b. No 3. P. 36–42. doi: 10.24852/2411-7374.2021.3.36.42.

3. Valiev V.S., Shamaev D.E., Khasanov R.R., Ivanov D.V., Shagidullina R.A., Shagidullin R.R. Algorithms for interpreting of the surface water quality indicators Rossijskij zhurnal prikladnoj ekologii [Russian journal of applied ecology]. 2022. No 1. P.

23–30. <https://doi.org/10.24852/2411-7374.2022.1.23.30>.

4. RD 52.24.643–2002. Metod kompleksnoj ocenki stepeni zagryaznennosti poverhnostnykh vod po gidrohimicheskim pokazatelyam [A method of complex assessment of the degree of contamination of surface waters by hydrochemical indicators].

Valiev V.S., Ivanov D.V., Khasanov R.R., Shamaev D.E. **Correction of specific combinatorial indices of water pollution taking into account the background component.**

The article presents an assessment of water quality and its spatial variability in the sections of the lower reaches of the Kama River, a comparative interpretation of the results obtained using the specific combinatorial pollution index and probabilistic characteristics, and considers the problems that arise in the evaluation of hydrochemical data series. The shortcomings of the method of complex assessment of the degree of pollution of surface waters and ways to solve them are indicated. In situations where the average long-term values of hydrochemical parameters in the studied section (water body) exceed the established MPC, it is necessary to use their background concentrations as the threshold, calculated as the median of the corresponding sample.

Keywords: water quality; pollution index; probabilistic assessment; monitoring; Kama River.

Раскрытие информации о конфликте интересов: Автор заявляет об отсутствии конфликта интересов / Disclosure of conflict of interest information: The author claims no conflict of interest

Информация о статье / Information about the article

Поступила в редакцию / Entered the editorial office: 01.02.2023

Одобрено рецензентами / Approved by reviewers: 15.02.2023

Принята к публикации / Accepted for publication: 20.02.2023

Информация об авторах

Валиев Всеволод Сергеевич, старший научный сотрудник, Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, 420087, Россия, г. Казань, ул. Даурская, 28, E-mail: podrost@mail.ru.

Иванов Дмитрий Владимирович, кандидат биологических наук, зам. директора по научной работе, Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, 420087, Россия, г. Казань, ул. Даурская, 28, E-mail: water-rf@mail.ru.

Шамаев Денис Евгеньевич, младший научный сотрудник, Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, 420087, Россия, г. Казань, ул. Даурская, 28, E-mail: ds1991n@gmail.com.

Хасанов Рустам Равилевич, младший научный сотрудник, Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, 420087, Россия, г. Казань, ул. Даурская, 28, E-mail: rustamkhasanov88@gmail.com.

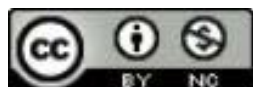
Information about the authors

Vsevolod S. Valiev, Senior Researcher, Research Institute for Problems of Ecology and Mineral Wealth Use of Tatarstan Academy of Sciences, 28, Daur'skaya st., Kazan, Russia, 420087, E-mail: podrost@mail.ru.

Dmitrii V. Ivanov, Ph.D. in Biology, Deputy Director, Research Institute for Problems of Ecology and Mineral Wealth Use of Tatarstan Academy of Sciences, 28, Daur'skaya st., Kazan, Russia, 420087, E-mail: water-rf@mail.ru.

Denis E. Shamaev, Junior Researcher, Research Institute for Problems of Ecology and Mineral Wealth Use of Tatarstan Academy of Sciences, 28, Daur'skaya St., Kazan, Russia, 420087, E-mail: ds1991n@gmail.com.

Rustam R. Khasanov, Junior Researcher, Research Institute for Problems of Ecology and Mineral Wealth Use of Tatarstan Academy of Sciences, 28, Daur'skaya St., Kazan, Russia, 420087, E-mail: rustamkhasanov88@gmail.com.



*К.И. Абрамова, Р.П. Токинова**Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, kseniaiv@yandex.ru*

ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ЦИАНОБАКТЕРИЙ В ФИТОПЛАНКТОНЕ РЕКИ КАЗАНКИ

Представлены результаты исследований видового разнообразия и количественного развития цианобактерий (Cyanobacteria) в фитопланктоне среднего и нижнего течения р. Казанки (Среднее Поволжье) в летний период 2019 г. На основе кластерного анализа выделены участки акватории, различающиеся по численности и биомассе сообщества. Установлена корреляционная связь пространственного распределения цианобактерий и его доминирующего состава с гидрохимическими параметрами среды обитания.

Ключевые слова: цианобактерии; фитопланктон; численность; биомасса; река Казанка.

DOI: <https://doi.org/10.24852/2411-7374.2023.1.21.27>

Введение

Вопросы, связанные с антропогенным эвтрофированием водных экосистем, приводящим к массовому развитию цианобактерий (Cyanobacteria), являются весьма актуальными (McKay et al., 2020; Park et al., 2021). Экологическая пластичность цианобактерий обуславливает их способность значительно увеличивать численность и биомассу, и при определенных условиях становиться основными продуцентами органического вещества в водных экосистемах. В водоемах с замедленным водообменом при повышении температуры воды и высоком содержании биогенных веществ темпы роста потенциально токсичных видов цианобактерий существенно ускоряются (Корнева, 2017). Их массовое развитие, приводящее к «цветению воды», может способствовать возникновению экологических рисков в хозяйственном и рекреационном использовании водных объектов (Namsaraev et al., 2020). Одним из таких примеров является р. Казанка, в устьевой области которой регулярно наблюдается цветение воды (Абрамова, Токинова, 2020).

Казанка – типично равнинная река со смешанным питанием, длиной 140 км, располагается на северо-западе Предкамья (Республика Татарстан), является левым притоком р. Волга (Куйбышевского водохранилища). По гидрохимическому режиму воды верхнего и среднего течений реки относятся к гидрокарбонатно-кальциевому классу; в устьевой области, в связи с поступлением большого объема минерализованных вод из Голубых озер и р. Солонки, воды становятся сульфатно-кальциевыми. На берегах реки расположены города Казань (1300 тыс. чел.) и Арск (20 тыс.

чел.), множество малых населенных пунктов. Исследования цианобактерий р. Казанки ограничены небольшим числом работ (Экологические ..., 2003).

Цель исследования – выявление закономерностей в распределении комплекса доминирующих видов и количественных показателей цианобактерий в планктоне среднего и нижнего течения р. Казанки.

Материалы и методы исследования

Исследования проведены в июне–июле 2019 г. на 20 разрезах в среднем и нижнем течении р. Казанки, отобрано 53 пробы фитопланктона (в каждом разрезе по 1–3 станции, данные по которым усреднялись) (рис. 1). Одновременно выполнен отбор проб воды из поверхностного горизонта на гидрохимический анализ.

Сбор и обработка фитопланктона проведена по общепринятым методикам (Методика изучения..., 1975). Для идентификации видовой принадлежности цианобактерий использовали определители (Определитель..., 1953; Komárek, Anagnostidis, 1998; Komárek, Anagnostidis, 2005; Komárek, 2013).

Для эколого-географической характеристики видов использовали данные С.С. Бариновой (2006). Функциональные группы фитопланктона р. Казанки выделяли согласно С.С. Reynolds (2002) и J. Padisák (2009). К доминирующим отнесены виды, численность и/или биомасса которых составила не менее 10% от общей (Фитопланктон ..., 2003). Характеристика трофического состояния водотока дана по уровню биомассы фитопланктона (Трифенова, 1990) и содержанию

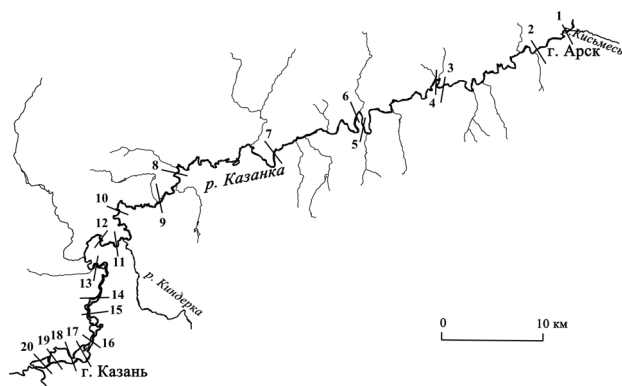


Рис. 1. Карта-схема расположения разрезов (1–20)
Fig. 1. The location of sections (1–20)

общего фосфора в воде (Даценко, 2007). При кластеризации данных использовали метод Варда, в качестве метрики – нормированное евклидово расстояние, выраженное в процентах. Оценка пространственного распределения цианобактерий проведена с применением дискриминантного анализа. Анализ связи биотических (численность и биомасса *Cyanobacteria*, общая численность и биомасса фитопланктона) и абиотических параметров (11 гидрохимических показателей: гидрокарбонаты, сульфаты, аммоний, нитриты, нитраты, фосфаты, фосфор общий, мутность, pH, цветность и температура воды) проведен вычислением коэффициента корреляции Спирмена в программе Statistica 10.

Результаты и их обсуждение

В фитопланктоне р. Казанки из *Cyanobacteria* обнаружено 63 вида (15–20% от общего числа видов). По флористическому богатству они занимают третье место после *Chlorophyta* и *Bacillariophyta*. Цианобактерии представлены преимущественно распространенными (космополиты), планктонными и пресноводными видами. По отношению к содержанию органического вещества преобладают виды-индикаторы мезосапробных условий (β -мезосапробы). Сообщество *Cyanobacteria* представлено восемью функциональными группами, среди которых преимущественно обитатели мелководных эвтрофных водоемов, чувствительные к перемешиванию воды: H1 (виды из родов *Anabaena*, *Anabaenopsis*, *Aphanizomenon*, *Dolichospermum*), K (*Anathece*, *Aphanocapsa*), Lo (*Merismopedia*, *Snowella*, *Woronichinia*), LM (*Gomphosphaeria*), M (*Microcystis*), MP (*Oscillatoria*), S1 (*Limnothrix*, *Lyngbya*, *Planktolingbya*, *Planktothrix*, *Pseudanabaena*, *Spirulina*) и Z (*Chroococcus*, *Synechococcus*).

Доминирующий комплекс *Cyanobacteria* представлен, в основном, двумя видами (на всех разрезах) – *Aphanizomenon flos-aquae* Ralfs ex Bor-

net et Flahault (из группы H1) и/или *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagnostidis et Komárek (S1). На разрезах 17–20 к доминирующему составу по численности присоединялись виды из группы Lo: *Merismopedia minima* G. Beck и *Merismopedia tranquilla* (Ehrenberg) Trevisan. Численность остальных 59 видов составила менее 5% от общей.

Распределение доминирующих видов цианобактерий по течению р. Казанки имеет дискретный характер (рис. 2). В устьевой области, расположенной в черте г. Казани, преобладали *Aph. flos-aquae* (доля от численности *Cyanobacteria* 24–83% и 45–96% от биомассы) и виды р. *Merismopedia* (8–40% и 0.1–3%). Выше по течению доминировал *P. agardhii* (45–99% и 23–99%).

Общая численность фитопланктона реки изменялась от 6.2 ± 1.8 до 95.7 ± 12.2 млн. кл./л. Наиболее высокие значения численности отмечены на разрезах 18–20 (от 57.5 ± 7.0 до 95.7 ± 12.2 млн. кл./л) и 1–7 (от 63.4 ± 12.5 до 99.7 ± 19.5 млн. кл./л). Количественные показатели развития летнего фитопланктона достаточно хорошо отражают трофическое состояние водного объекта, при оценке которого используют уровень летних значений биомассы (Трифенова, 1990). Наибольшие значения общей биомассы фитопланктона отмечены на разрезах 18–20 (от 6.66 ± 0.59 до 8.61 ± 1.44 мг/л), что характеризует условия как эвтрофные. Выше по течению (разрезы 1–17) уровень биомассы фитопланктона снижается (от 1.06 ± 0.16 до 4.81 ± 0.84 мг/л) и соответствует мезотрофным условиям.

Распределение количественных показателей *Cyanobacteria* по течению реки имело неравномерный характер (рис. 3). Численность варьировала в пределах 0.8–93.7 млн. кл./л (доля *Cyanobacteria* от общей численности фитопланктона составила 6–96%), биомасса – от 0.05 до 8.61 мг/л

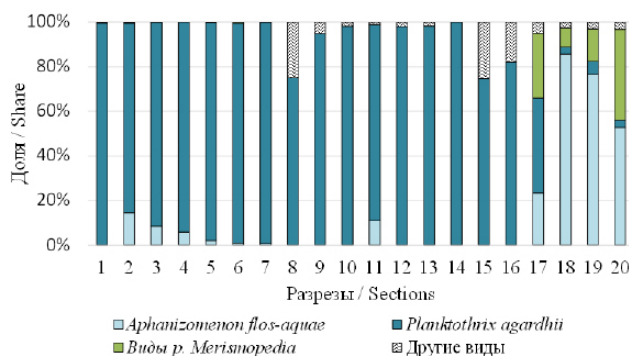


Рис. 2. Изменение доминирования видов цианобактерий (в % от общей численности *Cyanobacteria*) по течению р. Казанки

Fig. 2. The change in the dominance of *Cyanobacteria* species (in % of the total number of *Cyanobacteria*) along the Kazanka river

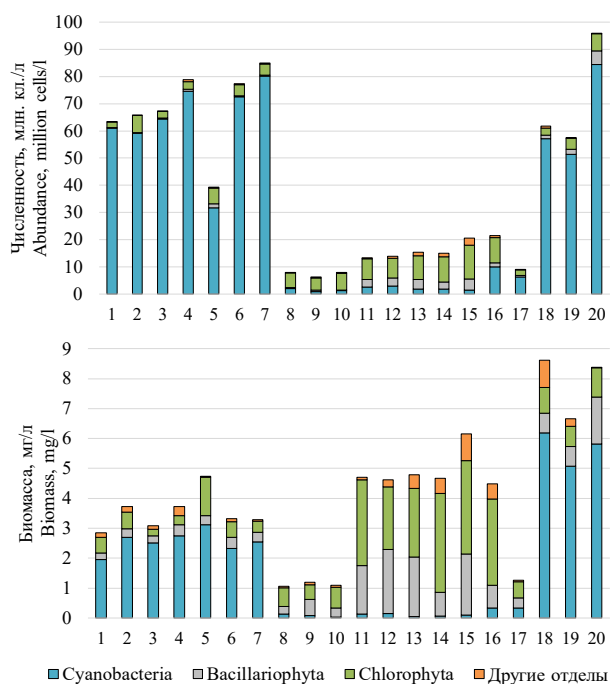


Рис. 3. Количественные показатели цианобактерий в фитопланктоне р. Казанки (по оси абсцисс указаны номера разрезов)
Fig. 3. Quantitative indicators of Cyanobacteria in the phytoplankton of the Kazanka river (section numbers are indicated along the abscissa axis)

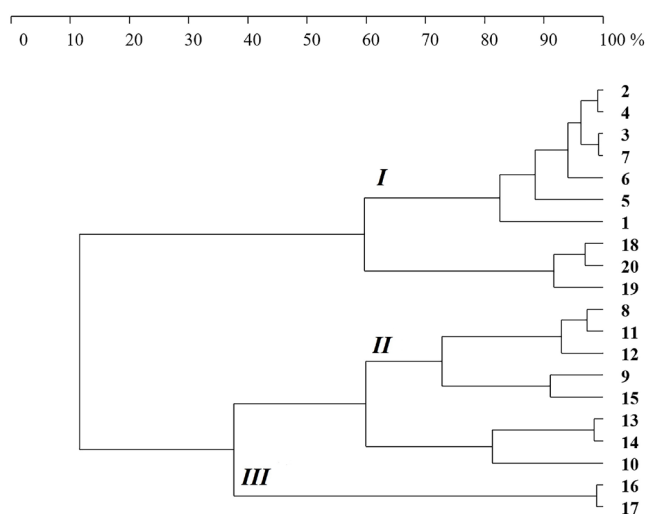


Рис. 4. Дендрограмма сходства разрезов по численности и биомассе цианобактерий
Fig. 4. Dendrogram of similarity of sections in the number and biomass of Cyanobacteria

(1–82% от общей биомассы). Наиболее высокие значения численности и биомассы цианобактерий отмечены в черте г. Казань (разрезы 18–20), а также в районе г. Арск и ниже его по течению примерно на 30 км (разрезы 1–7). Следует отметить, что при приблизительно равной численности цианобактерий, уровень их биомассы у Казани выше, чем вблизи Арска. Это связано с раз-

личием длины клеток доминирующих видов при равной их ширине (4–6 мкм) – у *Aph. flos-aquae* длина составляет 5–8 мкм, *P. agardhii* – 2.5–4 мкм (Определитель ..., 1953).

Распределение количественных показателей сообщества условно разделилось на три кластера (рис. 4). В I кластер объединились разрезы 1–7 и 18–20 с высокими значениями численности и биомассы цианобактерий (56.8–93.7 млн. кл./л и 2.6–6.1 мг/л), во II кластер (разрезы 8–15) – с относительно низкими показателями (1.3–2.9 млн. кл./л и 0.05–0.15 мг/л). В III кластер вошли разрезы 16 и 17 с промежуточными количественными значениями (8.7–9.9 млн. кл./л и 0.33–0.53 мг/л).

По результатам дискриминантного анализа установлено, что выделенные участки акватории достоверно различаются по уровню развития в них цианобактерий ($p < 0.05$). Следует отметить, что по значению квадрата расстояния Махаланобиса наиболее близки разрезы 8–15, объединившиеся во II кластер.

Воды р. Казанки в черте г. Казани (разрезы 18–20) по сравнению с другими участками ее течения были относительно прогреты (19.8–20.1 °С против 15.0–19.6 °С), имели более высокие показатели цветности (20.8 против 9.4–14.4°), низкие значения мутности (1.4 против 5.6–8.4 ЕМФ), более щелочную реакцию среды (8.3 против 7.8–7.9 ед.). Концентрации гидрокарбонат-ионов в среднем и нижнем течении Казанки варьировали в пределах 245–300 мг/л, сульфатов – 215–708 мг/л. Высокое природное содержание сульфат-ионов в водах реки обусловлено разгрузкой в нее подземных вод с территории Вятского Увала, а также притоком в ее нижнем течении солоноватых вод р. Солонки и Голубых озер (Экология..., 2005).

По содержанию общего фосфора трофический статус нижнего и среднего течения р. Казанки соответствовал эвтрофному типу. Более высокое содержание минеральных форм азота и фосфора отмечено в среднем течении реки (разрезы 1–15). Содержание нитратов здесь составило 4.3–5.3 мг/л против 0.01 мг/л на разрезах 18–20, общего фосфора – 0.07–0.10 мг/л против 0.03 мг/л.

В таблице представлены корреляционные связи биотических и абиотических параметров речных вод.

Установлено, что численность и биомасса доминирующих видов и сообщества в целом отрицательно коррелируют ($p < 0.05$) с содержанием в воде гидрокарбонатов, сульфатов, нитритов и аммония, положительно – с температурой и цветностью воды.

Температура воды является важнейшим фактором в формировании количественных показате-

Таблица. Коэффициенты корреляции Спирмена абиотических параметров с численностью (N , млн. кл./л), биомассой (B , мг/л) цианобактерий и фитопланктона в целом ($p < 0.05$)
Table. Spearman correlation coefficients of abiotic parameters with the number (N , million cells/l), biomass (B , mg/l) of cyanobacteria and phytoplankton in total ($p < 0.05$)

Параметры Parameters	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>		<i>Planktothrix agardhii</i>		Цианобактерии Cyanobacteria		Общая Total	
	N	B	N	B	N	B	N	B
Гидрокарбонаты, мг/л Bicarbonates, mg/l	-0.56	-0.56	-0.58	-0.58	-0.67	-0.62	-0.76	–
Сульфаты, мг/л Sulfates, mg/l	–	–	-0.61	-0.65	-0.40	–	-0.50	0.46
Температура воды, °C Water temperature, °C	0.69	0.69	–	0.77	0.57	0.76	–	0.71
Цветность, ° Chroma, °	0.54	0.53	–	0.69	0.54	0.70	0.60	0.62
Мутность, ЕМФ Turbidity, EMF	–	–	–	–	–	–	–	-0.81
pH, ед. pH pH, unit pH	–	–	–	–	–	–	–	0.76
Аммоний ион, мг/л Ammonium ion, mg/l	-0.54	-0.54	–	–	–	-0.55	–	-0.68
Нитриты, мг/л Nitrites, mg/l	-0.58	-0.58	–	–	-0.55	-0.70	-0.61	–
Нитраты, мг/л Nitrates, mg/l	–	–	–	–	–	–	–	-0.77
Фосфаты, мг/л Phosphates, mg/l	–	–	–	–	–	–	–	-0.70
Фосфор общий, мг/л Total phosphorus, mg/l	–	–	–	–	–	–	–	-0.84

Примечание / Note: прочерк – отсутствие достоверной корреляционной связи / dashes – the absence of a reliable correlation.

телей цианобактерий. При ее повышении усиливается темп роста количественных показателей *Cyanobacteria*, что обуславливает увеличение цветности воды. В черте г. Казань отмечаются более высокие показатели цветности воды, что связано с активным накоплением биомассы *Aph. flos-aquae*. Статистическая связь количественных показателей цианобактерий с сульфатами позволяет предположить также влияние сульфатных высокоминерализованных вод р. Солонки и Голубых озер, поступающих в нижнее течение реки (разрезы 12–13), на обилие *Cyanobacteria*.

Выявленные различия в корреляционной связи доминирующих видов с гидрохимическими параметрами, по-видимому, связаны с анатомо-физиологическими особенностями клеток, толерантностью и/или чувствительностью видов к определенным факторам окружающей среды. Безгетероцистные нитчатые *P. agardhii* преобладали в более прохладной и мутной воде, с высоким содержанием биогенных элементов, *Aph. flos-aquae* – на хорошо прогреваемой акватории с относительно низким содержанием биогенных

элементов. Отрицательная связь цианобактерий с гидрокарбонатами указывает на их использование в качестве питания, как источника углерода (Бородин, 2003).

Отмечено, что в фитопланктоне реки преимущественно встречается локальное доминирование *Aph. flos-aquae* или *P. agardhii*. Определяющими факторами распространения одного из видов является чувствительность и толерантность к определенным физико-химическим параметрам среды обитания. Подобное явление отмечается и в других реках, подверженных эвтрофированию (McKay et al., 2020; Čado et al., 2020). В черте г. Казань в хорошо прогретых, относительно прозрачной, слабощелочных водах в сообществе фитопланктона преобладает *Aph. flos-aquae*, относящийся к функциональной группе H1, к которой относятся виды, чувствительные к недостатку освещенности и толерантные к низкому содержанию азота. Выше по течению температура воды в р. Казанке понижается, реакция среды приближается к нейтральным значениям, вода становится более мутной, здесь доминирует *P. agardhii*, отно-

сящий к функциональной группе S1, к которой относятся виды мелководных эвтрофных и высокоэвтрофных водоемов, толерантные к дефициту света (толерантные к мутным водам).

По данным предшествующих исследований в фитопланктоне устьевой области реки для вегетационного периода 1995–2001 гг. был обычен синезелено-зеленый комплекс видов, в котором преобладающим из цианобактерий являлся *Aph. flos-aquae* (Экологические ..., 2003). Сравнение с полученными нами результатами указывает на возросшую в последние десятилетия роль цианобактерий в зонах с высоким уровнем урбанизации, таких как города Арск (среднее течение реки) и Казань (устьевая область, доминирование *Aph. flos-aquae* и *P. agardhii* с локальным присоединением видов р. *Merismopedia*). При этом отмечается массовое появление в этих зонах нитчатой безгетероцистной цианобактерии *P. agardhii*, развитие которой связывают с нарастающим уровнем антропогенного эвтрофирования (Кривина, 2018).

Заключение

В фитопланктоне среднего и нижнего течения р. Казанки обнаружено 63 вида Cyanobacteria, представленных преимущественно распространенными, планктонными и пресноводными видами, видами-индикаторами мезосапробных условий, обитателями мелководных эвтрофных водоемов, чувствительных к перемешиванию воды. Доминирующий комплекс видов представлен нитчатыми формами – *Aphanizomenon flos-aquae* и *Planktothrix agardhii* и колониальными – *Merismopedia minima* и *M. tranquilla*.

Распределение доминирующего состава и количественных показателей цианобактерий в среднем и нижнем течении р. Казанки отличается неравномерностью. В пределах исследованной акватории выделено три участка с различными значениями численности и биомассы цианобактерий: высокими (56.8–93.7 млн. кл./л и 2.6–6.1 мг/л), средними (8.7–9.9 млн. кл./л и 0.33–0.53 мг/л) и низкими (1.3–2.9 млн. кл./л и 0.05–0.15 мг/л). Наибольшие значения численности и биомассы Cyanobacteria отмечаются на речных участках, подверженных влиянию урбанизации: городах Казань (устьевая область реки) и Арск (среднее течение).

Пространственное распределение цианобактерий и доминирующего комплекса видов в р. Казанке регулируется рядом природных и антропогенных факторов, наиболее важными из которых являются: температура воды, содержание в ней биогенных элементов (нитритов, аммония), а

также основных ионов (гидрокарбонатов, сульфатов).

На урбанизированных территориях, в условиях замедленного водообмена массовое развитие цианобактерий, способствующее возникновению экологических рисков в хозяйственном и рекреационном использовании водных объектов, является проблемой экосистемного уровня.

Список литературы

1. Абрамова К.И., Токинова Р.П. Межгодовая динамика летнего фитопланктона в устьевой области реки Казанки (г. Казань) // Самарская Лука: проблемы региональной и глобальной экологии. 2020. Т. 29, №3. С. 89–94. doi: 10.24411/2073-1035-2020-10336.
2. Барнинова С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. Био-разнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. Тель-Авив: Изд-во Pilies Studio, 2006. 498 с.
3. Бородин А.В. Ростковые характеристики цианобактерий *Spirulina platensis* (Nordst.) Geitl. при использовании различных источников неорганического углерода в питательных средах // Ботанические исследования в азиатской России / Материалы XI съезда РБО. Барнаул: Изд-во АзБука, 2003. Т. 1. С. 84–87.
4. Даденко Ю.С. Эвтрофирование водохранилищ. Гидро-лого-гидрохимические аспекты. М.: ГЕОС, 2007. 252 с.
5. Корнева Л.Г. Фитопланктон Волги: последствия изменения климата и эвтрофирования // Глобальное распространение процессов антропогенного эвтрофирования водных объектов: проблемы и пути решения / Материалы междунаучно-практич. конф. Казань: Изд-во РПК Волга, 2017. С. 133–138.
6. Кривина Е.С. Трансформация фитопланктона малых водоемов урбанизированных территорий в условиях изменения антропогенной нагрузки: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Тольятти, 2018. 19 с.
7. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов / Под ред. Ф.Д. Мордухай-Болтовского. М.: Наука, 1975. 240 с.
8. Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 2. Синезеленые водоросли / Под ред. М.М. Голлербах, Е.К. Косинской, В.И. Полянского. М.: Советская наука, 1953. 651 с.
9. Трифонова И.С. Экология и сукцессия озерного фитопланктона. Л.: Наука, 1990. 184 с.
10. Фитопланктон Нижней Волги. Водохранилища и низовые реки / Под ред. И.С. Трифоновой. СПб: Наука, 2003. 232 с.
11. Экологические проблемы малых рек Республики Татарстан (на примере Меши, Казанки и Свияги) / Под ред. В.А. Яковлева. Казань: Фэн, 2003. 289 с.
12. Экология города Казани. Казань: Фэн, 2005. 576 с.
13. Čado S., Đurković A., Novaković B., Stojanović Z., Žarić D. Phytoplankton of the Bukulja Reservoir // Water Research and Management. 2020. Vol. 10, №3–4. P. 13–28.
14. Komárek J., Anagnostidis K. Cyanoprokaryota 1. Teil: Chroococcales // Süßwasserflora von Mitteleuropa. Berlin-Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag, 1998. Bd. 19/1. 548 p.
15. Komárek J., Anagnostidis K. Cyanoprokaryota 2. Teil: Oscillatoriales // Süßwasserflora von Mitteleuropa. München: Elsevier GmbH, 2005. Bd. 19/2. 759 p.
16. Komárek J. Cyanoprokaryota 3. Teil: Heterocytous Genera // Süßwasserflora von Mitteleuropa. Berlin-Heidelberg: Springer, 2013. Bd. 19/3. 1130 p.

17. McKay R.M., Frenken T., Diep N., Cody W., Crevecoeur S., Dove A., Drouillard K., Ortiz X., Wintermute J., Zastepa A. Bloom announcement: An early autumn cyanobacterial bloom co-dominated by *Aphanizomenon flos-aquae* and *Planktothrix agardhii* in an agriculturally-influenced Great Lakes tributary (Thames River, Ontario, Canada) // Data in Brief. 2020. Vol. 30. P. 1–6. doi: 10.1016/j.dib.2020.105585.

18. Namsaraev Z., Melnikova A., Komova A., Ivanov V., Rudenko A., Ivanov E. Algal Bloom Occurrence and Effects in Russia // Water. 2020. 12(1). 285. P. 1–14. doi:10.3390/w12010285.

19. Padisák J., Crossetti L.O., Naselli-Flores L. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates // Hydrobiologia. 2009. 621. P. 1–19.

20. Park H.-K., Lee H.-J., Heo J., Yun J.-H., Kim Y.-J., Kim H.-M., Hong D.-G., Lee In-J. Deciphering the key factors determining spatio-temporal heterogeneity of cyanobacterial bloom dynamics in the Nakdong River with consecutive large weirs // Science of the total environment. 2021. STOTEN–143079. P. 1–14. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143079.

21. Reynolds C.S., Huszar V., Kruk C., Naselli-Flores L., Melo S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton // Journal of plankton research. 2002. Vol. 24, iss. 5. P. 417–428. doi.org/10.1093/plankt/24.5.417.

References

1. Abramova K.I., Tokinova R.P. Mezhdogodovaya dinamika letnego fitoplanktona v ust'evoy oblasti reki Kazanki (g. Kazan') [Interannual dynamics of summer phytoplankton in the mouth region of the Kazanka River (Kazan)] // Samarskaya Luka: problemy regional'noj i global'noj ekologii [Samara Luka: problems of regional and global ecology]. 2020. Vol. 29, No 3. P. 89–94. doi: 10.24411/2073-1035-2020-10336.

2. Barinova S.S., Medvedeva L.A., Anisimova O.V. Bioraznoolobrazie vodoroslej-indikatorov okruzhayushchej sredy [Biodiversity of algae-indicators of the environment]. Tel'-Aviv: Pilies Studio, 2006. 498 p.

3. Borodina A.V. Rostovye harakteristiki cianobakterij *Spirulina platensis* (Nordst.) Geitl. pri ispol'zovanii razlichnyh istochnikov neorganicheskogo ugljeroda v pitatel'nyh sredah [Growth characteristics of cyanobacteria *Spirulina platensis* (Nordst.) Geitl. when using various sources of inorganic carbon in nutrient media] // Botanicheskie issledovaniya v aziatskoj Rossii [Botanical research in Asian Russia] / Materialy XI s"ezda RBO. Barnaul: AzBuka, 2003. Vol. 1. P. 84–87.

4. Dacenko Yu.S. Evtrofirovaniye vodohranilishch. Gidrologo-gidrohimiicheskie aspekty [Eutrophication of reservoirs. Hydrological and hydrochemical aspects]. Moscow: GEOS, 2007. 252 p.

5. Korneva L.G. Fitoplankton Volgi: posledstviya izmeneniya klimata i evtrofirovaniya [Volga phytoplankton: consequences of climate change and eutrophication] // Global'noe rasprostraneniye processov antropogennogo evtrofirovaniya vodnyh ob'ektov: prblemy i puti resheniya [Global spread of anthropogenic eutrophication of water bodies: problems and solutions] / Materialy mezhd. nauchno-praktich. konf. Kazan': RPK Volga, 2017. P. 133–138.

6. Krivina E.S. Transformaciya fitoplanktona mal'x vodoemov urbanizirovanny'x territorij v usloviyax izmeneniya antropogennoj nagruzki [Transformation of phytoplankton of small reservoirs of urbanized territories in conditions of changing anthropogenic load]: Summary of PhD (Cand. of Biol.) Togliatti, 2018. 19 p.

7. Metodika izucheniya biogeocenofov vnutrennih vodoemov [Methods of studying biogeocenoses of inland reservoirs] / Pod

red. F.D. Morduhaj-Boltovskogo. Moscow: Nauka, 1975. 240 p.

8. Opredelitel' presnovodnyh vodoroslej SSSR. Vyp. 2. Sinezelenye vodorosli [The determinant of freshwater algae of the USSR. Vol. 2. Blue-green algae] / ed. M. M. Gollerbah, E. K. Kosinskij, V.I. Polyanskyi. Moscow: Sovetskaya nauka, 1953. 651 p.

9. Trifonova I.S. Ekologiya i sukcesiya ozernogo fitoplanktona [Ecology and succession of lake phytoplankton]. Leningrad: Nauka, 1990. 184 p.

10. Fitoplankton Nizhnej Volgi. Vodohranilishcha i nizov'e reki [Reservoirs and the lower reaches of the river] / ed. I.S. Trifonova. Saint-Petersburg: Nauka, 2003. 232 p.

11. Ekologicheskie problemy mal'yx rek Respubliki Tatarstan (na primere Meshi, Kazanki i Sviyagi) [Ecological problems of small rivers of the Republic of Tatarstan (on the example of Mesha, Kazanka and Sviyaga)] / ed. V.A. Yakovlev. Kazan': Fen, 2003. 289 p.

12. Ekologiya goroda Kazani [Ecology of the city of Kazan]. Kazan': Fen, 2005. 576 p.

13. Čado S., Durkovic A., Novakovic B., Stojanovich Z., Zaric D. Phytoplankton of the Bukulja Reservoir // Water research and management. 2020. Vol. 10. No 3–4. P. 13–28.

14. Komárek J., Anagnostidis K. Cyanoprokaryota 1. Teil: Chroococcales // Süßwasserflora von Mitteleuropa. Berlin-Heidelberg: Spectrum Akademischer Verlag, 1999. Bd. 19/1. 548 p.

15. Komárek J., Anagnostidis K. Cyanoprokaryota 2. Teil: Oscillatoriales // Süßwasserflora von Mitteleuropa. München: Elsevier GmbH, 2005. Bd. 19/2. 759 p.

16. Komárek J. Cyanoprokaryota 3. Teil: Heterocytous Genera // Süßwasserflora von Mitteleuropa. Berlin-Heidelberg: Springer, 2013. Bd. 19/3. 1130 p.

17. McKay R. M., Frenken T., Diep N. Cody W., Crevecoeur S., Dove A., Drouillard K., Ortiz X., Wintermute J., Zastepa A. Bloom announcement: An early autumn cyanobacterial bloom co-dominated by *Aphanizomenon flos-aquae* and *Planktothrix agardhii* in an agriculturally-influenced Great Lakes tributary (Thames River, Ontario, Canada) // Data in Brief. 2020. Vol. 30. P. 1–6. doi: 10.1016/j.dib.2020.105585.

18. Namsaraev Z., Melnikova A., Komova A., Ivanov V., Rudenko A., Ivanov E. Algal Bloom Occurrence and Effects in Russia // Water. 2020. 12(1). 285. P. 1–14. doi:10.3390/w12010285.

19. Padisák J., Crossetti L.O., Naselli-Flores L. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates // Hydrobiologia. 2009. 621. P. 1–19.

20. Park H.-K., Lee H.-J., Heo J., Yun J.-H., Kim Y.-J., Kim H.-M., Hong D.-G., Lee In-J. Deciphering the key factors determining spatio-temporal heterogeneity of cyanobacterial bloom dynamics in the Nakdong River with consecutive large weirs // Science of the total environment. 2021. STOTEN–143079. P. 1–14. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143079.

21. Reynolds C.S., Huszar V., Kruk C., Naselli-Flores L., Melo S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton // Journal of plankton research. 2002. Vol. 24, iss. 5. P. 417–428. doi.org/10.1093/plankt/24.5.417.

Abramova K.I., Tokinova R.P. **Spatial distribution of Cyanobacteria in the phytoplankton of the Kazanka river.**

The results of studies of the species diversity and

quantitative development of Cyanobacteria in the plankton of the middle and lower reaches of the Kazanka river (Middle Volga region) in the summer of 2019 are presented. Based on cluster analysis, three sections of the water area were identified, differing in the number and biomass of the community. A correlation has been established between the spatial distribution of Cyanobacteria and its dominant composition with the hydrochemical parameters of the habitat.

Keywords: Cyanobacteria; phytoplankton; abundance; biomass; Kazanka River.

Раскрытие информации о конфликте интересов: Автор заявляет об отсутствии конфликта интересов / Disclosure of conflict of interest information: The author claims no conflict of interest

Информация о статье / Information about the article

Поступила в редакцию / Entered the editorial office: 07.12.2022

Одобрено рецензентами / Approved by reviewers: 22.12.2022

Принята к публикации / Accepted for publication: 28.12.2022

Информация об авторах

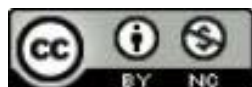
Абрамова Ксения Ивановна, кандидат биологических наук, научный сотрудник, Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, Россия, 420087, г. Казань, ул. Даурская, 28, E-mail: kseniaiv@yandex.ru.

Токинова Римма Петровна, кандидат биологических наук, зав. лабораторией, Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, Россия, 420087, г. Казань, ул. Даурская, 28, E-mail: r.token@rambler.ru.

Information about the authors

Ksenia I. Abramova, Ph.D. in Biology, Researcher, Research Institute for Problems of Ecology and Mineral Wealth Use of Tatarstan Academy of Sciences, 28, Daur'skaya st., Kazan, 420087, Russia, E-mail: kseniaiv@yandex.ru.

Rimma P. Tokinova, Ph.D. in Biology, Head of Laboratory, Research Institute for Problems of Ecology and Mineral Wealth Use of Tatarstan Academy of Sciences, 28, Daur'skaya st., Kazan, 420087, Russia, E-mail: r.token@rambler.ru.



И.К. Евстигнеева, И.Н. Танковская

ФИЦ «Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского РАН», ikevstigneeva@gmail.com

БИОМАССА МАКРОФИТОБЕНТОСА И ЕЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ВДОЛЬ ЗАПАДНОГО БЕРЕГА КРЫМСКОГО ПОЛУОСТРОВА (ЧЕРНОЕ МОРЕ)

В статье приведены результаты исследования биомассы макрофитобентоса на шести участках западного побережья Крыма (акватории мысов Тюбек, Лукулл, Вай-Вай, Маргопуло, Немецкой и Языковой балок). Показано, что в сообществах данного региона ключевым продуцентом среди отделов является Ochrophyta, среди видов – *Vertebrata subulifera*, *Ericaria crinita*, *Gongolaria barbata*, *Ceramium diaphanum* и *Phyllophora crispa*. Отмечено неравномерное распределение биомассы видов и фитобентоса на участках с разной степенью проявления естественных береговых процессов и антропогенного воздействия. Определены особенности распределения биомассы водорослей трех отделов по глубинам. Установлено, что батиметрические изменения фитомассы происходят интенсивнее, чем от участка к участку. Для оценки разнообразия и выравненности видов по биомассе выполнен расчет индексов Шеннона и Пиелу. Показано, что на охраняемых территориях индекс Пиелу гораздо ближе к 1, чем на участках с высокой антропогенной нагрузкой. Среднее для исследованной части фитали значение индекса Шеннона свидетельствует о некоторой равномерности распределения видов по абсолютной фитомассе на разных глубинах. С привлечением t-критерия Стьюдента определена статистическая значимость различий фитомассы на разных участках и глубинах. На основе данных об относительной фитомассе (%) и с учетом шкалы Е.Л. Любарского оценена степень количественного доминирования видов.

Ключевые слова: макрофитобентос; биомасса; пространственная изменчивость; западный берег Крыма; Черное море.

DOI: <https://doi.org/10.24852/2411-7374.2023.1.28.37>

Введение

В современных условиях, когда увеличение антропогенного пресса на прибрежную зону приводит к нарушению ландшафтного и биологического разнообразия как на охраняемых, так и на лишенных охранного статуса участках моря, возникает необходимость составления прогнозов воздействия на эту зону при создании и реализации проектов ее освоения (Горячкин, Долотов, 2019). При этом авторы прогнозов сталкиваются со сложностью, вызванной как отсутствием регулярных и масштабных наблюдений для многих прибрежных участков Черного моря, так и необходимостью актуализации имеющихся данных. Решение этих проблем позволило бы сформировать объективное представление о современном состоянии бентосной флоры, в частности, у западных берегов Крымского полуострова, обладающих высокой рекреационной привлекательностью. Для данного региона разрабатываются и осуществляются проекты по развитию инфраструктуры, благоустройству береговой зоны и пляжей. В 2018 г. были проведены исследования, позволившие рекомендовать территорию от устья

реки Бельбек до мыса Маргопуло для развития марихозяйств (Рябушко и др., 2020). Спустя год здесь была создана мидийная ферма. В настоящее время часть берега занята дачными и жилыми постройками, а в районе Немецкой балки организовано террасирование территории и фактически начал работу карьер по добыче и вывозу гравийно-галечного материала, что могло стать причиной прекращения естественной подпитки пляжей. Для западного побережья характерны процессы береговой абразии, обвалы и оползни в подошве клифа (Горячкин и др., 2020). В середине июня 2021 г. в районе Немецкой балки произошел сход мощного оползня. Негативное влияние на морскую экосистему на западе полуострова могут оказать аварийные выпуски сточных вод с низким качеством механической и биологической очистки, действующие в районе мыса Маргопуло и поселка Кача (Немецкая балка), а также мидийные хозяйства, функционирование которых приводит к накоплению продуктов жизнедеятельности моллюсков. Специалистами высказывается мнение, что подобное освоение территории, прилегающей непосредственно к береговым об-

рывам, способно привести к усилению деструктивных гидродинамических процессов и к уничтожению береговых ландшафтов (Панкеева и др., 2021; Евстигнеева, Танковская, 2021).

Гидролого-гидрохимические исследования прибрежной акватории г. Севастополя (Рябушко и др., 2020) выявили высокую обеспеченность среды кислородом, низкие значения БПК₅ и типичные для незагрязненных прибрежных вод концентрации биогенов. При этом известно, что на побережье от мыса Лукулл до мыса Сарыч функционируют 35 выпусков сточных вод различной степени очистки, а расположенные здесь реки зачастую принимают стоки организованных и неорганизованных источников (Грузинов и др., 2019). В период наших работ в районе мыса Лукулл было зарегистрировано существенное превышение ПДК по БПК₅ (Дьяков и др., 2020). К этому моменту воды рек Бельбек и Кача уже отличались высоким уровнем загрязнения металлами и нефтепродуктами. Очевидно, что дальнейшее наращивание объемов загрязнения и активное освоение берегов в районе исследований в будущем может негативно сказаться на качестве среды обитания гидробионтов на охраняемых и сопредельных им участках моря. Такая трансформация среды, как правило, влечет за собой изменения структурно-функциональных характеристик прибрежных экосистем, в том числе и их биомассы.

У западных берегов Крымского полуострова имеются четыре охраняемых объекта, включающих морскую акваторию (Мильчакова и др., 2015). К ним относится особо охраняемая природная территория (ООПТ) «Прибрежный аквальный комплекс у мыса Лукулл», в границах которой находятся акватории мысов Тюбек, Лукулл и Вай-Вай. К ООПТ примыкают акватории мыса Маргопуло, Немецкой и Языковой балок. Протяженность изученной части западного берега составила 17.1 км. Береговая линия изрезана слабо и ее выравнивается вследствие формирования мысов. Подводный склон отмельный и образован песчаными отложениями. В прибрежной акватории от уреза до глубины 10 м образуются выступы дна и отдельные банки за счет нагромождения плит и глыб конгломерата. Динамика береговой линии и рельефа детерминирована вдольбереговым перемещением прибрежно-морских наносов, которое определяется ветро-волновым режимом на прилегающей акватории (Горячкин и др., 2020).

Данные о флористическом составе и таксономической структуре фитобентоса на этих участках были опубликованы ранее (Евстигнеева, Танковская, 2021, 2022). Для полной характеристики

фитоценозов большое значение имеют и сведения о биомассе, формируемой растениями, а также о дифференциации видов по участию в этом процессе. Отсюда целью настоящей работы стали исследование биомассы макрофитобентоса и количественная оценка роли видов в ее формировании на разных участках западного побережья Крымского полуострова (горизонтальная изменчивость) и в зависимости от глубины обитания (вертикальная изменчивость).

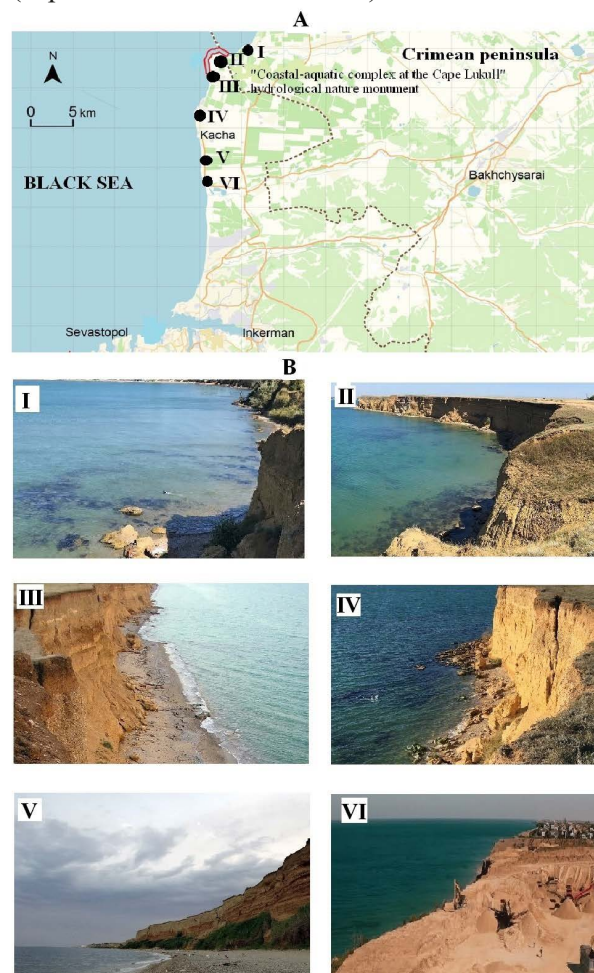


Рис. 1. Карта района альгологических работ у Западного берега Крымского полуострова (Севастопольский регион)

Здесь и далее: В. Районы исследования: I – мыс Тюбек (N 44°50.483' E 33°33.642'); II – мыс Лукулл (N 44°50.411' E 33°33.274'); III – мыс Вай-Вай (N 44°50.061' E 33°32.996'); IV – мыс Маргопуло (N 44°42.878' E 33°32.665'); V – Немецкая балка (N 44°45.225' E 33°32.758'); VI – Языковая балка (N 44°47.383' E 33°32.115')

Fig. 1. A map of algological survey area off the Crimean Peninsula western coast (Sevastopol region) Here and further: B. Study areas: I – Cape Tubek (northern latitude 44°50.483', eastern longitude 033°33.642'); II – Cape Lukull (northern latitude 44°50.411', eastern longitude 033°33.274'); III – Cape Vai Vai (northern latitude 44°50.061', eastern longitude 033°32.996'); IV – Cape Margopulo (northern latitude 44°42.878', eastern longitude 033°32.665'); V – Nemetskaya Balka (northern latitude 44°45.225', eastern longitude 033°32.758'), VI – Yazykovaya balka (northern latitude 44°47.383', eastern longitude 033°32.115')

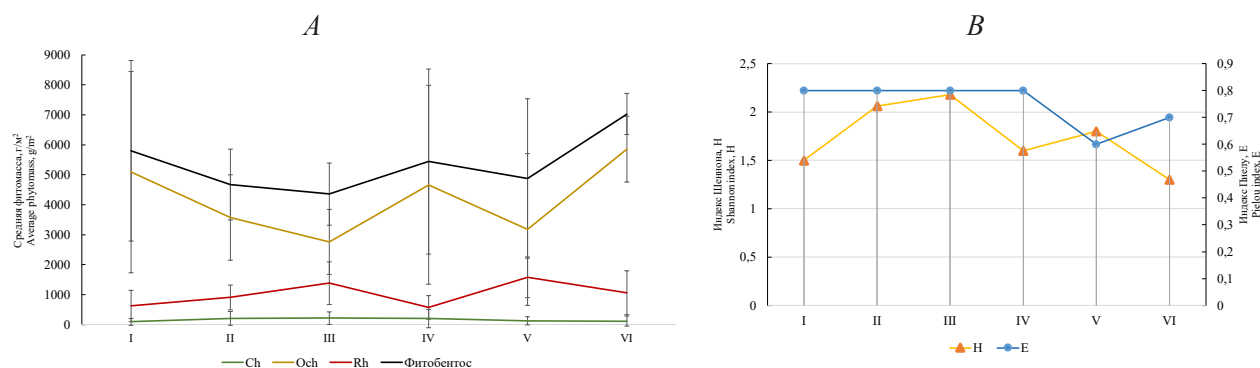


Рис. 2. Пространственное изменение значений средней фитомассы (А), индексов Шеннона и Пielу (В) на разных участках района исследований

Fig. 2. Spatial change in average phytomass values (A), Shannon and Pielou indices (B) in different parts of the study area

Материалы и методы исследования

Гидробиотические исследования проводили летом 2020 г. в период массовой вегетации водорослей. Район альгологических работ включал акватории мысов Тюбек, Лукулл, Вай-Вай, Маргопуло, Немецкой и Языковой балок (рис. 1).

Отбор проб проводили с помощью водолаза на глубинах 0.5, 1, 3, 5, 10 и 15 м до границы распространения водорослей в четырехкратной повторности с применением учетных площадок размером 25×25 см (Калугина, 1969). Всего было собрано 120 количественных и 30 качественных проб. Их первичная обработка проходила в лабораторных условиях, где определяли видовой состав водорослей с применением микроскопа «Армед XS-90» и сырую биомассу – на лабораторных электронных весах «ВК-600». Идентификацию видов проводили по базовому определителю (Зинова, 1967) с учетом последних номенклатурных изменений (Guiry M., Guiry G., 2022). Разнообразие и выравненность видов по биомассе оценивали по индексам Шеннона (H) и Пielу (E) (Розенберг, 2010). По индивидуальной фитомассе и с применением шкалы количественного доминирования Е.Л. Любарского, базирующейся на сведениях об относительной фитомассе видов, определяли группы малозначимых и второстепенных видов, содоминантов и доминантов разных категорий (Баканов, 2005).

Для описания изменчивости характеристик фитобентоса определяли лимиты, размах их вариации и среднее значение с доверительным интервалом (Жукова, Минец, 2019). С учетом величины коэффициента вариации (C_v) устанавливали степень изменчивости признаков по шкале Г.Н. Зайцева (верхне- и нижненормальная, значительная, большая, очень большая, аномально высокая) (Зайцев, 1990). С помощью t-критерия Стьюдента оценивали значимость различий фитомассы на

разных глубинах в акватории шести участков Западного берега Крыма (Боровиков, 2013).

Результаты и их обсуждение

Особенности горизонтального распределения фитомассы. Установлено, что в каждом из шести районов ключевыми продуцентами среди отделов являются бурые водоросли Ochrophyta (Och). Их фитомасса, в среднем для изученных районов ($4205 \pm 963 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2}$), составляет 78% от этого показателя для всего альгоценоза. На таких участках, как Языковая балка, мысы Тюбек и Маргопуло, вклад бурых водорослей достигает 83–88%. Крайние значения средней фитомассы у каждого отдела разнесены в пространстве. При этом максимальная фитомасса Och и Rhodophyta (Rh) приходится на участок, где у Chlorophyta (Ch) ее уровень минимален (Языковая балка). Совпадение пространственной локации максимума и минимума фитомассы Och и всего альгоценоза подтверждает роль бурых водорослей в качестве его базового продуцента на Западе Крыма. Ход изменений фитомассы Och и сообщества от района к району носит идентичный характер (рис. 2).

Кривые пространственных вариаций средней фитомассы у Rh и Och зеркальны по отношению друг к другу. Несомненно, пики в динамике биомассы водорослей на уровне отделов и сообщества макроводорослей обусловлены как морфофизиологическими и онтогенетическими особенностями видов, входящих в их состав, так и характером их взаимодействия со средой обитания. По силе проявления пространственные изменения фитомассы отделов между участками исследованной акватории относятся к умеренным и по шкале Г.Н. Зайцева – к верхненормальным ($C_v = 29\text{--}40\%$).

Результаты проверки статистической достоверности различий фитомассы на разных участ-

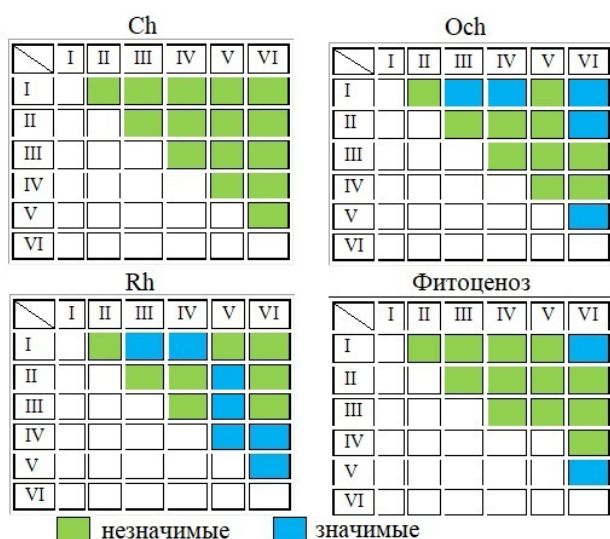


Рис. 3. Статистическая оценка различий в выборке данных по фитомассе на разных участках Западного берега Крыма

Fig. 3. Statistical evaluation of differences in the sample of phytomass data in different areas of the Western coast of Crimea

ках на западе Крымского полуострова с помощью t-критерия Стьюдента (уровень значимости $L=0.05$, число степеней свободы $f=34$, $t_{кр}=2.032$; $f=38$, $t_{кр}=2.024$; $f=42$, $t_{кр}=2.018$; $f=46$, $t_{кр}=2.013$) показали их недостоверность у Ch и в большинстве случаев у фитобентоса (рис. 3).

Для зеленых водорослей, помимо объема и качества выборки данных, это скорее обусловлено широкой экологической валентностью большинства их видов, позволяющей занимать разнообразные по экологическим условиям местообитания. Виды других отделов проявляют повышенную чувствительность к качеству среды обитания, поэтому зона значимости различий средней фитомассы у Och и особенно у Rh распространяется на участки с разной степенью проявления естественных береговых процессов и антропогенного воздействия. Особенности условий в районе Языковой балки, большей частью связанные с антропогенным влиянием, предопределяют флористическую обособленность обитающих тут водорослей. В конце 2021 г. на берегу балки вновь началась несанкционированная выемка грунта и визуальные наблюдения свидетельствовали о повышении мутности воды не только вблизи берега, но и на расстоянии от него. Активизация оползневых процессов на участке от мыса Лукулл до мыса Тюбек, орографические и гидродинамические особенности в районе мыса Тюбек приводят к накоплению глинистых отложений, затрудняющих функционирование макроводорослей. Кроме того, на глубине ниже 5 м формируется слабонаклонная аккумулятивная равнина,

сложенная песчаным грунтом, препятствующим закреплению propagул водорослей. Около мыса Тюбек обрывы отступают от уреза воды, образуя песчано-галечные пляжи, активно посещаемые в период рекреации. Все это не может не сказаться на составе макрофитобентоса (Евстигнеева, Танковская, 2021; Панкеева, Миронова, 2021; Горячкин и др., 2020). Из шести обследованных участков западного побережья, акватории мыса Тюбек и Языковой балки отнесены нами к территориям с экологическими рисками. Очевидно, с этим связана значимость различий средней фитомассы красных и бурых водорослей, обитающих в районе мыса Вай-Вай и упомянутых участков.

Для оценки структуры сообщества путем сопоставления некоторых характеристик входящих в него видов были применены индексы Шеннона (H) и Пиелу (E) (рис. 2). Отметим, что на охраняемых территориях побережья (I–III), а также в переходной зоне между ними (IV) и сопредельными участками (V и VI) величина индекса Пиелу наиболее близка к 1 (0.8) и свидетельствует о примерно равном распределении видов по такому признаку, как фитомасса. На сопредельных территориях, испытывающих высокую антропогенную нагрузку и влияние активных оползневых процессов, индекс выравненности видов снижен и его изменения являются зеркальными по отношению к таковым у индекса Шеннона. Среднее значение индекса H варьирует от 1.3 ± 0.5 в Языковой балке до 2.2 ± 0.3 в районе мыса Вай-Вай. Величина коэффициента C_v (14–47%) свидетельствует о том, что динамичность индекса в основном соответствует «норме» по шкале Г.Н. Зайцева.

С учетом относительной фитомассы (в %) и с привлечением шкалы количественного доминирования виды в каждом районе распределены на 3–5 групп. Максимальное разнообразие групп обнаружено в акватории мыса Тюбек. В районе мыса Вай-Вай отсутствуют представители субдоминантной и абсолютно доминантной групп (рис. 4).

Эта же система видов у мыса Маргопуло и в Языковой балке не включает доминанты, а у мыса Лукулл и в Немецкой балке – абсолютные доминанты. Среди всех групп преобладают виды малозначимой категории (77–85% от общего числа видов в каждом районе), фитомасса которых составляет менее 1% от данного показателя у всего альгоценоза. Второстепенных видов больше всего в акватории мысов Лукулл и Вай-Вай (15 и 16%), на остальных участках побережья их в половину меньше. В группу видов высоких категорий доминирования входят представители бурых водорослей – *Ericaria crinita* (Duby) Molinari et

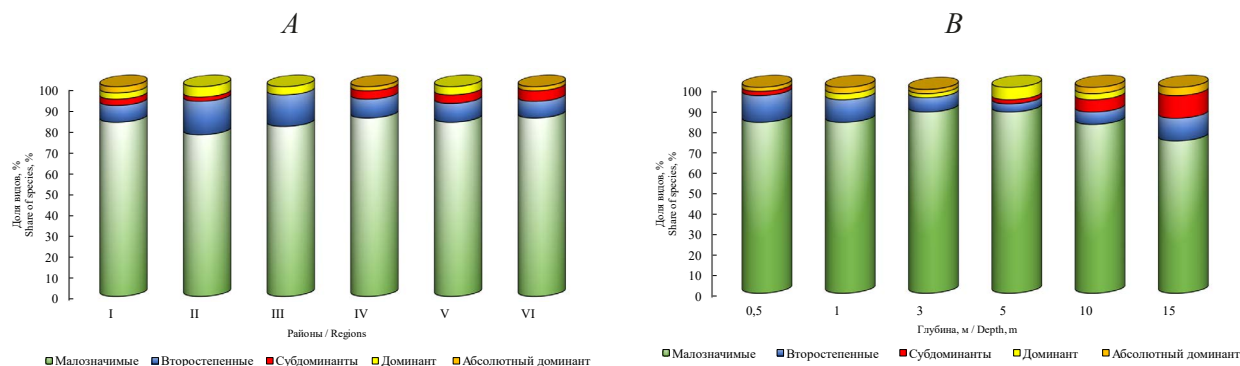


Рис. 4. Группы количественного доминирования видов на разных участках (А) и глубинах (В)
Fig. 4. Groups of quantitative species dominance at different sites (A) and depths (B)

Guiry, *Gongolaria barbata* (Stackh.) Kuntze и красных – *Vertebrata subulifera* (C. Agardh) Kuntze, *Ceramium diaphanum* (Lightf.) Roth, *Phyllophora crispa* (Huds.) P.S. Dixon, которые являются ведущими элементами черноморского фитобентоса и, за исключением *C. diaphanum*, типично морскими и олигосапробными водорослями. *E. crinita*, *G. barbata* и *Ph. crispa* к тому же известны в качестве доминантов ассоциаций, господствующих в растительном покрове Черного моря и формирующих всю зону фитали (Калугина-Гутник, 1975). Межвидовое распределение функций ключевых видов-продуцентов выглядит следующим образом: роль содоминанта и доминанта выполняет *E. crinita*, что позволяет отнести ее к факультативным доминантам, доминанта и абсолютного доминанта – *G. barbata*, исключительно содоминанта – *Ph. crispa*, *V. subulifera* и *C. diaphanum*. На рисунке 5 изображены кривые изменений абсолютной фитомассы двух ключевых видов-продуцентов черноморского фитобентоса, отражающие характер их межвидовых взаимодействий. На всех участках, кроме одного, количественно доминирует *G. barbata*. Особенно велика разница фитомассы *G. barbata* и *E. crinita* (в 3 и 8 раз) в акватории мысов Тюбек и Маргопуло, в Языковой

балке. В целом, кривые пространственных изменений анализируемой характеристики *G. barbata* и *E. crinita* имеют взаимообратный характер.

Уровень индекса Шеннона напрямую зависит от наличия видов такой категории, как абсолютный доминант. С его отсутствием связано высокое значение индекса Н (2.1 и 2.2) в фитоценозах у мысов Лукулл и Вай-Вай, на остальных участках прибрежной зоны при наличии абсолютных доминантов, на долю которых приходится 61–73%, оно ниже и варьирует от 1.3 в акватории Языковой балки до 1.8 – Немцевой.

Особенности вертикального распределения фитомассы. Анализ полученных данных показал, что на всех глубинах, кроме 15 м, основным продуцентом среди отделов являются бурые водоросли. На 15 м первая позиция принадлежит Rh, где средняя общая фитомасса отдела достигает 85% от средней фитомассы альгоценоза. На 0.5 м уровень анализируемой характеристики у Rh совпадает с таковым у Ch. В остальных случаях красные водоросли занимают вторую позицию. Для зеленых водорослей установлена обратная зависимость между глубиной обитания и величиной фитомассы. Наибольшее развитие Ch получают в условиях малых глубин, где световой режим

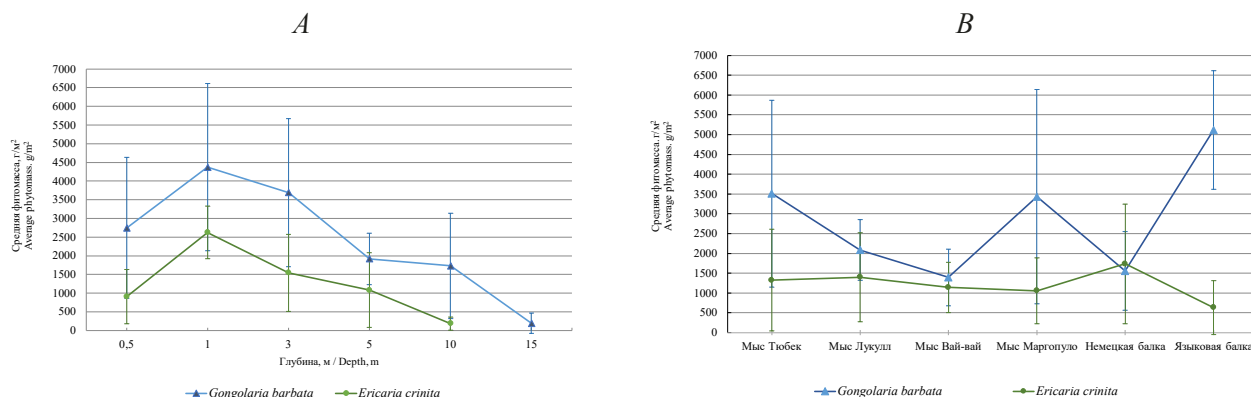


Рис. 5. Изменение абсолютной фитомассы ключевых видов-продуцентов черноморского фитобентоса по районам (А) и глубинам (В)
Fig. 5. Changes in the absolute phytomass of key producer species of the Black Sea phytobenthos by area (A) and depth (B)

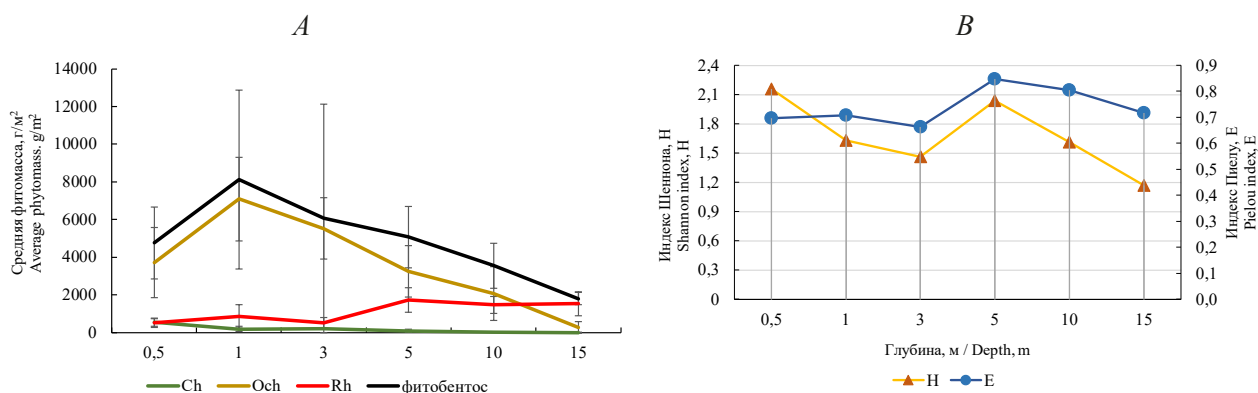


Рис. 6. Пространственное изменение средних значений фитомассы (А), индексов Шеннона и Пиелу (В) на разных глубинах в районе исследований

Fig. 6. Spatial variation of average values of phytomass (A), Shannon and Pielou indices (B) at different depths of the study area

соответствует качественному составу их светочувствительных пигментов (Калугина-Гутник, 1973). Известно, что при прохождении через воду свет поглощается в красной и синей областях спектра, а на глубину проникает зеленый свет, чувствительность к которому у хлорофилла низкая (Макаров, Воскобойников, 2017). Этим объясняется господство зеленых водорослей в приповерхностных слоях, глубже лидируют бурые, а на более глубоководных участках – красные. Бурые и красные водоросли способны использовать энергию зеленого света за счет дополнительных фотопигментов (Водоросли ..., 1989). Следует учесть, что подобная закономерность не является абсолютной, что подтверждено результатами наших исследований. У Och и фитобентоса в районе исследований такая зависимость фитомассы проявляется ниже глубины 1 м. У Rh взаимосвязь между глубиной обитания и уровнем исследуемого показателя не столь однозначная. На первых трех горизонтах их фитомасса примерно одинаково меньше $1.0 \text{ кг} \cdot \text{м}^{-2}$. Глубже 3 м этот показатель втрое больший. В отличие от изменений фитомассы отделов от участка к участку, ее колебания по глубинам происходят интенсивнее, особенно у зеленых водорослей ($C_v = 116\%$). Отличие крайних значений фитомассы достигает нескольких раз и даже порядков. Фитомасса Ch, средняя для исследованных горизонтов, в 6 раз меньше, чем у Rh и в 22 раза, чем у Och. Такая разница в интенсивности горизонтальных и вертикальных изменений показателя может быть объяснена следующим образом. Несмотря на существование экологически критичных для функционирования водорослей зон (акватории мыса Тюбек, Языковой и Немецкой все еще балок), условия среда обитания на обследованных участках являются более однородными в отличие от их комплексов, складывающихся на разных горизонтах фитали, среди ко-

торых важными составляющими для фототрофов остаются световой режим и прозрачность воды.

Значения индексов Шеннона и Пиелу подвержены батиметрической изменчивости (рис. 6).

Установлено, что максимум H характерен для сообщества на глубине 0.5 и 5 м, то есть на краевых границах I этажа горизонта фотофильной растительности. На глубине 0.5 м условия обитания водорослей отличаются разнообразием и высокой динамичностью, что способствует формированию здесь многовидового фитоценоза, включающего в районе исследований по одному абсолютному доминанту (*G. barbata*) и субдоминанту (*E. crinita*), а также наибольшее число второстепенных видов. На глубине 5 м индекс Шеннона немногим ниже, а в сообщество входят два доминанта (*G. barbata*, *V. subuliera*), столько же содоминантов (*E. crinita*, *Laurencia obtusa* (Huds.) J.V. Lamour.) и втрое меньшее, чем на 0,5 м, количество второстепенных видов. Начиная с глубины 1 м, кривые изменений индексов Шеннона и Пиелу повторяют друг друга. Снижение их значений наблюдается в диапазоне глубин от 1 до 3 м, а также ниже 5 м до границы обитания макроводорослей. На глубине 15 м 75% общей фитомассы приходится на долю абсолютного доминанта *Ph. crispa*. Такому структурному «перекосу» на нижней границе обитания водорослей соответствует существенное отклонение величины индекса E от 1. В зоне от 3 до 5 м уровень индексов возрастает так, что высокой величине H соответствует наименьшее отклонение E от 1. Тем не менее, среднее для исследованной части фитали значение H невелико, а отклонение величины индекса E от 1 не столь существенно, что показывает относительно равномерное распределение видов по глубинам по абсолютной фитомассе.

На рисунке 5 представлены кривые батиметрических вариаций фитомассы основных ви-

Таблица. Статистическая оценка различий в выборке данных по фитомассе на разных глубинах
Table. Statistical evaluation of differences in the sample of phytomass data at different depths

Глубина, м Depth, m	Chlorophyta			Ochrophyta			Rhodophyta			Ценоз / Cenosis		
	t _{эксп}	p	Гипотеза Hypothesis	t _{эксп}	p	Гипотеза Hypothesis	t _{эксп}	p	Гипотеза Hypothesis	t _{эксп}	p	Гипотеза Hypothesis
0.5–1.0	0.1	0.89	H ₀	2.8	6.9×10 ⁻³	H ₁	1.6	0.1	H ₀	3.1	3.8×10 ⁻³	H ₁
0.5–3.0	6.6	1.0×10 ⁻⁶	H ₁	2.1	3.9×10 ⁻²	H ₁	0.01	1.0	H ₀	1.1	0.3	H ₀
0.5–5.0	5.4	2.0×10 ⁻⁶	H ₁	0.8	0.45	H ₀	0.8	0.4	H ₀	0.1	0.9	H ₀
0.5–10	6.6	1.0×10 ⁻⁶	H ₁	1.8	0.1	H ₀	3.6	1.0×10 ⁻³	H ₁	1.2	0.2	H ₀
1.0–3.0	1.4	0.2	H ₀	1.9	0.1	H ₀	1.5	0.1	H ₀	2.3	0.03	H ₁
1.0–5.0	1.2	0.2	H ₀	4.3	9.9×10 ⁻⁵	H ₁	0.6	0.6	H ₀	3.7	5.6×10 ⁻⁴	H ₁
1.0–10.0	1.4	0.1	H ₀	5.2	1.0×10 ⁻⁵	H ₁	1.9	7.0×10 ⁻³	H ₁	5.0	0.2×10 ⁻⁴	H ₁
3.0–5.0	2.6	0.01	H ₁	5.1	0.6×10 ⁻⁵	H ₁	0.8	0.4	H ₀	1.5	0.1	H ₀
3.0–10.0	0.1	0.5	H ₀	6.9	1.0×10 ⁻⁵	H ₁	3.5	1.0×10 ⁻³	H ₁	2.8	0.7×10 ⁻²	H ₁
5.0–10.0	2.6	0.02	H ₁	1.3	0.2	H ₀	0.1	0.9	H ₀	1.4	0.2	H ₀

дов-продуцентов *E. crinita* и *G. barbata*. В этой паре видов наибольшее развитие получает *G. barbata*, сам же ход изменений их фитомассы по глубинам имеет идентичный характер, чем и отличается от такового на разных участках побережья. Для обоих видов максимум фитомассы приходится на глубину 1 м, после которой происходит постепенное снижение показателя с достижением минимума на нижней границе их распространения (у *G. barbata* – на 15 м, у *E. crinita* – на 10 м). Необходимо отметить, что на 15 м водоросли были обнаружены только на двух из шести обследованных участков. Среди видов количественно преобладает *Ph. crispa*, а *G. barbata* и *E. crinita* переходят в ранг субдоминантных и даже второстепенных структурных компонентов.

Состав групп с разной степенью доминирования видов проявляет зависимость от глубины обитания водорослей (рис. 4). Доля лидирующих малозначимых видов увеличивается в диапазоне глубин от 0.5 до 5 м, второстепенных – от 0.5 до 10 м. Обе группы имеют 100%-ную встречаемость. Разнообразие групп доминирования полностью представлено только на 10 м.

Выявлена многовариантность батиметрических вариаций значений индекса Н: обратная зависимость между глубиной и значением индекса у мыса Вай-Вай, прямая, но до определенного горизонта – у мыса Маргопуло и в Немецкой балке. Возможны варианты, когда значения индекса остаются примерно на одном уровне или их изменения носят колебательный характер.

С привлечением t-критерия Стьюдента была проверена гипотеза о равенстве средних величин биомассы отделов и всего сообщества макроводорослей на разных глубинах (уровень значимости $L=0.05$; число степеней свободы $f=46$, $t_{кр}=2.013$; при сравнении выборок на глубине 10 м $f=34$,

$t_{кр}=2.032$). Выяснено, что область значимости различий фитомассы Ch приходится на глубину 0.5 м при сравнении ее с фитомассой на 3, 5 и 10 м, а также при попарном сопоставлении этого показателя на 3 и 5 м, 5 и 10 м (табл.). Фитомасса альгоценоза и Och является статистически зависимой от глубины, у Rh такая взаимосвязь имеет случайный характер.

Заключение

В ходе проведенных исследований получены данные о величине биомассы макрофитобентоса и составляющих его групп и отдельных видов на западном побережье Крымского полуострова. Установлено, что в бентосных сообществах региона ключевыми продуцентами среди отделов является Ochrophyta, среди видов – *V. subulifera*, *E. crinita*, *G. barbata*, *C. diaphanum* и *Ph. crispa*. В общем составе преобладают малозначимые виды, фитомасса которых не превышает 1% от таковой у сообщества.

Показано, что локация крайних значений средней фитомассы каждого отдела не совпадает, ход изменений показателя от участка к участку у Ochrophyta и альгоценоза носит идентичный характер, у красных и бурых водорослей он взаимно зеркальный.

Выявлена обратная связь между глубиной обитания и величиной фитомассы Chlorophyta, которая у Ochrophyta и всего альгоценоза проявляется глубже 1 м и не является столь однозначной у Rhodophyta. Вертикальная изменчивость фитомассы (по глубинам) отличается большей интенсивностью, чем горизонтальная (от участка к участку), что связано с разной степенью качественной однородности среды обитания на обследованных участках и горизонтах фитали у западных берегов Крымского полуострова.

Выполнен расчет индексов Шеннона и Пиелу для альгоценоза на разных глубинах в акватории охраняемых и неохраняемых участков берега. Отмечено, что на охраняемых территориях величина индекса Пиелу, наиболее близкая к 1 (0.8), свидетельствует о примерно равном распределении видов по фитомассе. На сопредельных участках с высокой антропогенной нагрузкой и активными оползневыми процессами, индекс Е ниже и его изменения являются зеркальными по отношению к подобным у индекса Шеннона.

Максимум индекса Шеннона характерен для сообщества на краевых границах первого этажа горизонта фотофильной растительности (0.5 и 5 м). Среднее для исследованной части фитали значение индекса Шеннона и степень отклонения величины индекса Пиелу от 1 показывают относительно равномерное распределение видов по показателю абсолютной фитомассы на разных глубинах.

Проверка статистической значимости различий фитомассы на разных участках западного берега показала их недостоверность у Chlorophyta и в большинстве случаев – у сообщества в целом. Статистически зависимой от глубины обитания является общая фитомасса макроводорослей и среди них – бурых.

Работа выполнена в рамках государственного задания Института биологии южных морей им. А.О. Ковалевского РАН (проект № 121030300149-0).

Список литературы

1. Баканов А.И. Количественная оценка доминирования в экологических сообществах // Количественные методы экологии и гидробиологии. Тольятти: СамНЦ РАН, 2005. С. 37–68.
2. Боровиков В.П. Популярное введение в современный анализ данных в системе STATISTICA. М.: Горячая линия, Телеком, 2013. 288 с.
3. Водоросли. Справочник. Киев: Наукова думка, 1989. 608 с.
4. Горячкин Ю.Н., Долотов В.В. Морские берега Крыма. Севастополь: Морской гидрофизический институт РАН, 2019. 256 с.
5. Горячкин Ю.Н., Федоров А.П., Долотов В.В., Удовик В.Ф. Природные условия и антропогенное изменение береговой зоны в районе пос. Кача // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2020. №4. С. 5–21. doi:10.22449/2413-5577-2020-4-5-21
6. Грузинов В.М., Дьяков Н.Н., Мезенцева И.В., Мальченко Ю.А., Жохова Н.В., Коршенко А.Н. Источники загрязнения прибрежных вод Севастопольского района // Океанология. 2019. Т. 59, №4. С. 579–590. doi.org/10.31857/S0030-1574594579-590
7. Дьяков Н.Н., Мальченко Ю.А., Липченко А.Е., Боброва С.А., Тимошенко Т.Ю. Гидролого-гидрохимические характеристики прибрежных вод Крыма и необходимые мероприятия по снижению уровня загрязнения рекреационных зон // Труды ГОИН. 2020. №221. С. 163–194.

8. Евстигнеева И.К., Танковская И.Н. Гидробиологические исследования охраняемой акватории Западного Крыма (Черное море) // Фиторазнообразие Восточной Европы. 2021. Т. 15, №4. С. 16–33. <https://doi.org/10.24412/2072-8816-2021-15-4-16-33>.

9. Евстигнеева И.К., Танковская И.Н. Разнообразие и изменчивость фитобентоса Западного побережья Крымского полуострова // Российский журнал прикладной экологии. 2022. №2. С. 20–32. <https://doi.org/10.24852/2411-7374.2022.2.20.32>.

10. Жукова А.А., Минец М.Л. Биометрия. Описательная статистика. Минск: БГУ, 2019. Ч. 1. 100 с.

11. Зайцев Г.Н. Математика в экспериментальной ботанике. М.: Наука, 1990. 296 с.

12. Зинова А.Д. Определитель зеленых, бурых и красных водорослей южных морей СССР. М.–Л.: Наука, 1967. 397 с.

13. Калугина А.А. Исследование донной растительности Черного моря с применением легководолазной техники // Морские подводные исследования. М., 1969. С. 105–113.

14. Калугина-Гутник А.А. Фитобентос южного побережья Крыма и его фитогеографический состав // Гидробиологические исследования северо-восточной части Черного моря. Ростов на Дону, 1973. С. 50–68.

15. Калугина-Гутник А.А. Фитобентос Черного моря. Киев: Наукова думка, 1975. 248 с.

16. Макаров М.В., Воскобойников Г.М. Влияние освещения и температуры на макроводоросли Баренцева моря // Вопросы современной альгологии. 2017. №3(15). URL: <http://algology.ru/1183>.

17. Милячакова Н.А., Александров В.В., Бондарева Л.В., Панкеева Т.В., Чернышева Е.Б. Морские охраняемые акватории. Научный справочник. Симферополь: Н. Орианда, 2015. 312 с.

18. Панкеева Т.В., Миронова Н.В., Пархоменко А.В. Ландшафтные исследования памятника природы «Прибрежный аквальный комплекс у мыса Лукулл» // Труды Карадагской научной станции им. Т.И. Вяземского – природного заповедника РАН. 2021. №2. С. 36–48.

19. Панкеева Т.В., Миронова Н.В. Ландшафтная структура западного побережья города Севастополя // Геополитика и экогеодинамика регионов. 2021. Т. 7, №2. С. 276–291.

20. Розенберг Г.С. Информационный индекс и разнообразие: Больцман, Котельников, Шеннон, Уивер ... // Самарская Лука: проблемы региональной и глобальной экологии. 2010. Т. 19(2). С. 4–25.

21. Рябушко В.И., Щуров С.В., Ковригина Н.П., Лисицкая Е.В., Пospelова Н.В. Комплексные исследования экологического состояния прибрежной акватории Севастополя (Западный Крым, Черное море) // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2020. №1. С. 103–118. doi: 10.22449/2413-5577-2020-1-103-118

22. Guiry M.D., Guiry G.M. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. 2022. <http://www.algaebase.org>. [Дата обращения: 15.12.2022].

References

1. Bakanov A.I. Kolichestvennaya ocenka dominirovaniya v ekologicheskikh soobshchestvakh [Quantitative assessment of dominance in ecological communities] // Kolichestvennye metody ekologii i gidrobiologii [Quantitative methods of ecology and hydrobiology]. Tolyatti: Samara Scientific Center RAS, 2005. P. 37–48.
2. Borovikov V.P. Populyarnoe vvedenie v sovremennyj analiz dannyh v sisteme STATISTICA [Popular introduction to modern Data Analysis in STATISTICA]. Moscow: Hot Line –

Telecom, 2013. 288 p.

3. Vodorosli. Spravochnik [Algae. Handbook]. Kiev: Naukova Dumka, 1989. 608 p.

4. Goryachkin Yu.N., Dolotov V.V. Morskie berega Kryma [Sea shores of the Crimea]. Sevastopol, 2019. 256 p.

5. Goryachkin Yu.N., Fedorov A.P., Dolotov V.V., Udovik V.F. Prirodnye usloviya i antropogennoe izmenenie beregovoj zony v rajone pos. Kacha [Natural conditions and anthropogenic changes in the coastal zone in the area of Kacha village] // *Ekologicheskaya bezopasnost' pribrezhnoj i shel'fovoj zon moray* [Ecological safety of the coastal and shelf zones of the sea]. 2020. No 4. P. 5–21. doi: 10.22449 / 2413-5577-2020-4-5-21.

6. Gruzinov V.M., D'yakov N.N., Mezenceva I.V., Mal'chenko YU.A., Zhohova N.V., Korshenko A.N. Istochniki zagryazneniya pribrezhnyh vod Sevastopol'skogo rajona [Sources of pollution of coastal waters of Sevastopol district] // *Okeanologiya* [Okeanologiya]. 2019. Vol. 59. No 4. P. 579–590. doi.org/10.31857/S0030-1574594579-590

7. D'yakov N.N., Mal'chenko Yu.A., Lipchenko A.E., Bobrova S.A., Timoshenko T.YU. Gidrologo-gidrohimiicheskie harakteristiki pribrezhnyh vod Kryma i neobhodimye meropriyatiya po snizheniyu urovnya zagryazneniya rekreacionnyh zon [Hydrological and hydrochemical characteristics of coastal waters of the Crimea and the necessary measures to reduce the level of pollution of recreational areas] // *Trudy GOIN* [Proceedings of SOIN]. 2020. No 221. P. 163–194.

8. Evstigneeva I.K., Tankovskaya I.N. Gidrobotanicheskie issledovaniya ohranyaemoj akvatorii Zapadnogo Kryma (Chernoe more) [Hydrobotanical surveys of the protected water area of the Western Crimea (Black sea)] // *Fitoraznoobrazie Vostochnoj Evropy* [Eastern European Phytodiversity]. 2021. Vol. 15, No 4. P. 16–33. https://doi.org/10.24412/2072-8816-2021-15-4-16-33

9. Evstigneeva I.K., Tankovskaya I.N. Raznoobrazie i izmenchivost' fitobentosa Zapadnogo pribrezh'ya Krymskogo poluostrova [Diversity and variability of phytobenthos in the western coastal area of the Crimean peninsula] // *Rossijskij zhurnal prikladnoj ekologii* [Russian Journal of Applied Ecology]. 2022. No 2. P. 20–32. https://doi.org/10.24852/2411-7374.2022.2.20.32.

10. Zhukova A.A., Minets M.L. Biometriya. Opisatel'naya statistika [Biometrics, Descriptive statistics]. Ucheb. posobie. Minsk: BGU, 2019. Ch. 1. 100 p.

11. Zajcev G.N. Matematika v eksperimental'noj botanike [Mathematics in experimental botany]. Moscow: Nauka, 1990. 296 p.

12. Zinova A.D. Opredelitel' zelenyh, buryh i krasnyh vodoroslej yuzhnyh morej SSSR. [Guide for identification of green, brown and red algae of the southern seas of the USSR] Moscow–Leningrad: Nauka, 1967. 397 p.

13. Kalugina A.A. Issledovanie donnoj rastitel'nosti Chernogo morya s primeneniem legkovodolaznoj tekhniki [Morskie podvodnye issledovaniya Study on bottom vegetation of the Black Sea by means of light diving equipment] // *Morskie podvodnye issledovaniya* [Marine Underwater Research]. Moscow, 1969. P. 105–113.

14. Kalugina-Gutnik A.A. Fitobentos Chernogo morya [Phytobenthos of the Black Sea]. Kiev: Naukova dumka, 1975. 248 p.

15. Kalugina-Gutnik A.A. Fitobentos yuzhnogo poberezh'ya Kryma i ego fitogeograficheskij sostav [Phytobenthos of the southern coast of Crimea and its phytogeographic composition] // *Gidrobiologicheskie issledovaniya severo-vostochnoj chasti Chernogo moray* [Hydrobiological studies of the northeastern part of the Black Sea]. Rostov na Donu, 1973. P. 50–68.

16. Makarov M. V., Voskoboynikov G.M. Vliyanie osveshcheniya i temperatury na makrovodorosli Barenceva

morya [Influence of light and temperature on Barents sea seaweed] // *Voprosy sovremennoj al'gologii* [Issues of modern algology]. 2017. No 3. URL: <http://algology.ru/1183>.

17. Milchakova N.A., Alexandrov V.V., Bondareva L.V., Pankeyeva T.V., Chernysheva E.B. Morskie ohranyaemye akvatorii. Nauchnyj spravochnik [Marine protected areas of Crimea. Scientific Handbook]. Sevastopol': N. Orianda, 2015. 312 p.

18. Pankeeva T.V., Mironova N.V., Parhomenko A.V. Landshaftnye issledovaniya pamyatnika prirody «Pribrezhnyj akval'nyj kompleks u mysy Lukull» [Landscape studies of the natural monument «Coastal aquatic complex at Cape Lukull»] // *Trudy Karadagskoj nauchnoj stancii im. T.I. Vyazemskogo – prirodnogo zapovednika RAN* [Proceedings of the Karadag Scientific station named after T.I. Vyazemsky – Nature Reserve of the RAS]. 2021. No 2. P. 36–48.

19. Pankeeva T.V., Mironova N.V. Landshaftnaya struktura zapadnogo pribrezh'ya goroda Sevastopolya [Landscape structure of the western coastal area of Sevastopol] // *Geopolitika i ekogeodinamika regionov* [Geopolitics and ecogeodynamics of regions]. 2021. Vol. 7, No 2. P. 276–291. https://doi.org/10.37279/2309-7663-2021-7-2-272-287.

20. Rosenberg G.S. Informacionnyj indeks i raznoobrazie: Bol'cman, Kotel'nikov, Shennon, Uiver ... [Information index and diversity: Boltzmann, Kotelnikov, Shannon, Weaver ...] // *Samarskaya Luka: problemy regional'noj i global'noj ekologii* [Samarskaya Luka: Problems of regional and global ecology]. 2010. Vol. 19, No 2. P. 4–25.

21. Ryabushko V.I., Shchurov S.V., Kovrigina N.P., Lisitskaya E.V., Pospelova N.V. Kompleksnye issledovaniya ekologicheskogo sostoyaniya pribrezhnoj akvatorii Sevastopolya (Zapadnyj Krym, Chernoe more) [Comprehensive studies of the ecological state of the coastal water area of Sevastopol (Western Crimea, Black sea)] // *Ekologicheskaya bezopasnost' pribrezhnoj i shel'fovoj zon moray* [Ecological safety of the coastal and shelf zones of the sea]. 2020. No 1. P. 103–118. doi: 10.22449 / 2413-5577-2020-1-103-118.

22. Guiry M.D., Guiry G.M. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. 2022. <http://www.algaebase.org>. [Date accessed 15.12.2022].

Evstigneeva I.K., Tankovskaya I.N. **Macrophytobenthos biomass and its distribution along the western coast of the Crimean peninsula (Black Sea).**

The article presents the results of the study of macrophytobenthos biomass in six areas of the western coast of Crimea (the water areas of the Tyubek, Lukull, Vai Vai, Margopulo, Nemetskaya and Yazykovaya gullies). It was shown that in the communities of this region the key producer among the divisions is Oschornota, among the species - *Vertebrata subulifera*, *Ericaria crinita*, *Gongolaria barbata*, *Ceramium diaphanum* and *Phyllophora crispa*. An uneven distribution of species and phytobenthos biomass in areas with different degrees of natural coastal processes and anthropogenic impact was noted. Peculiarities of algae biomass distribution of three divisions by depth were determined. It was found that the

bathymetric changes in phytomass are more intense than from site to site. Shannon and Pielou indices were calculated to estimate species diversity and biomass uniformity. It was shown that the Pielou index in the protected areas is much closer to 1 than in the areas with high anthropogenic load. The average value of the Shannon index for the studied part of the phytale indicates some uniformity in the distribution of species in absolute phytomass at different depths. Statistical significance of differences in phytomass at different sites and depths was determined using Student's t-criterion. Based on relative phytomass data (%) and taking into account E.L. Lubarsky's scale, the degree of species quantitative dominance was estimated.

Keywords: macrophytobenthos; biomass; spatial variability; western coast of Crimea; the Black Sea.

Раскрытие информации о конфликте интересов: Автор заявляет об отсутствии конфликта интересов / Disclosure of conflict of interest information: The author claims no conflict of interest

Информация о статье / Information about the article

Поступила в редакцию / Entered the editorial office: 22.12.2022

Одобрено рецензентами / Approved by reviewers: 17.02.2023

Принята к публикации / Accepted for publication: 09.03.2023

Информация об авторах

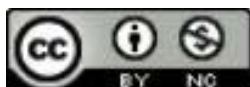
Евстигнеева Ирина Константиновна, кандидат биологических наук, старший научный сотрудник, ФГБУН «ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А.О. Ковалевского РАН», 299011, Россия, г. Севастополь, пр. Нахимова, 2, E-mail: ikevstigneeva@gmail.com.

Танковская Ирина Николаевна, младший научный сотрудник, ФГБУН «ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А.О. Ковалевского РАН», 299011, Россия, г. Севастополь, пр. Нахимова, 2, E-mail: itankovskay@gmail.com.

Information about the authors

Irina K. Evstigneeva, Ph.D. in Biology, Senior Researcher, A.O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas, Russian Academy of Sciences, 2, Nakhimov av., Sevastopol, 299011, Russia, E-mail: ikevstigneeva@gmail.com.

Irina N. Tankovskaya, Junior Researcher, A.O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas, Russian Academy of Sciences, 2, Nakhimov av., Sevastopol, 299011, Russia, E-mail: itankovskay@gmail.com.



ОЧИСТКА ВОЗДУХА ОТ ФОРМАЛЬДЕГИДА АКТИВНЫМИ ЧАСТИЦАМИ БАРЬЕРНОГО РАЗРЯДА

Оценены концентрации основных активных частиц плазмы диэлектрического барьерного разряда, позволяющих разложить молекулы формальдегида в среде воздуха. Исследована зависимость их концентрации от некоторых параметров плазмы. Показано, что степень превращения формальдегида достигает 99% при повышении значения вкладываемой в разряд мощности и, соответственно, увеличении концентрации атомарного кислорода в основном состоянии. Найдено, что главными стабильными продуктами деструкции формальдегида являются CO_2 , CO и H_2O .

Ключевые слова: активные частицы плазмы, формальдегид, очистка, степень превращения, диэлектрический барьерный разряд, летучие органические соединения.

DOI: <https://doi.org/10.24852/2411-7374.2023.1.38.44>

Введение

Формальдегид является одним из основных критериальных поллютантов атмосферного воздуха в Российской Федерации и входит в перечень летучих органических соединений (ЛОС). Кроме того, проблема загрязнения атмосферного воздуха городов России формальдегидом обостряется ежегодно (О состоянии ..., 2021).

Одним из перспективных способов разложения и «нейтрализации» ЛОС является применение неравновесной низкотемпературной плазмы (Гущин и др., 2020). Особенно это характерно для реакторов-разрядников с рабочей поверхностью электродов из так называемых вентильных металлов, например, TiO_2 , позволяющей более интенсивно воздействовать на молекулы поллютанта за счёт активных частиц, образованных путём столкновения с высокоэнергетичными электронами и, вероятно, фотокаталитического эффекта. Благодаря этому становится возможным протекание реакций, которые затруднительно осуществить с использованием термических методов или низкоэффективно термокаталитическими методами (Fridman, 2008).

Недостаток информации о концентрациях активных частиц разряда, ответственных за очистку/разложение/«нейтрализацию», в зависимости от параметров низкотемпературной плазмы, препятствует её промышленной имплементации. Выявление закономерностей в работе разряда с точки зрения генерации упомянутых выше частиц позволит оптимизировать энергетические вклады в собственно работу разрядных устройств, повысить надёжность очистки и, соответственно, со-

кратить ущерб окружающей среде и финансовые затраты на природоохранную деятельность (увеличить эколого-экономическую эффективность).

Целью работы являлось выявление и оценка концентраций основных активных частиц, определяющих очистку воздуха от формальдегида, и влияния параметров плазмы на их концентрацию в диэлектрическом барьерном разряде (ДБР).

Материалы и методы исследования

Очистка воздуха от формальдегида осуществлялась на установке, схема и параметры которой описаны ранее (Ефимов и др., 2022). Контроль значений напряжения осуществлялся высоковольтным вольтметром марки В7-47 (2 класс точности). Разряд в ячейке с коаксиальным расположением электродов возбуждался в тот момент, когда концентрация органических соединений на выходе из реактора становилась постоянной, это происходило при наших расходах для всех исследуемых веществ не более, чем через 45 мин. Сила тока во вторичной цепи контролировалась осциллографически (С1-55, 1 класс точности) по падению напряжения на постоянном сопротивлении 10 кОм. Расчёт вкладываемой мощности (W , Вт/см³) и времени контакта аэрозольной смеси (τ_k , с) проводился по формулам (1) и (2):

$$W = \frac{U \times I}{V_p} \quad (1)$$

где: U – приложенное напряжение, В; I – сила тока разряда, А;

$$\tau_k = \frac{L_{p.z.} \times S_{сеч.}}{g} \quad (2)$$

где: $L_{p.z.}$ – длина разрядной зоны, $L_{p.z.} = 17$ см; $S_{сеч.}$ – площадь сечения воздушного зазора между электродами, $S_{сеч.} = 1.45$ см²; g – объёмный расход воздуха, см³/с.

Концентрация электронов в плазме воздуха и кислорода (n_e , см⁻³) оценивалась по выражению (3):

$$n_e = \frac{j}{e \times v_{др}} \quad (3)$$

где: j – плотность тока (Кл/с м²), e – заряд электрона ($1.6 \cdot 10^{-19}$ Кл), $v_{др}$ – дрейфовая скорость электронов в газе (Хаксли и др., 1977), (м²/В·с).

При оценке плотности тока (j) из величины силы тока в качестве площади бралась полная площадь изолированного электрода (68.66 см²) реактора-ячейки с ДБР.

Концентрация озона (N_{O_3} , см⁻³), образующегося в результате возбуждения разряда при очистке газов от формальдегида, определялась методом абсорбционной спектроскопии по поглощению света при $\lambda = 253.7$ нм, приходящуюся на максимум сечения фотопоглощения O_3 ($\sigma = 7.8 \cdot 10^{-18}$ см²) (Sabadi, 1980). Концентрацию озона оценивали по выражению (4):

$$N_{O_3} = \frac{\lg(I_0 / I)}{\sigma \times l} \quad (4)$$

где I_0 – начальная интенсивность света резонансной линии ртутной лампы без возбуждения разряда, отн. ед.; I – тоже самое, но при возбуждении разряда, отн. ед.; σ – сечение фотопоглощения, см²; l – длина кюветы со стёклами из кварца (5.9 см) в случае измерения концентрации O_3 на выходе из реактора, длина разрядника (26.7 см).

Регистрация изменения концентрации формальдегида под действием плазмы барьерного разряда на смесь газов осуществлялась фотометрическим методом на фотоэлектрическом колориметре КФК-2МП по реакции с хромотроповой кислотой ($\lambda = 674$ нм) (Сборник ..., 1985). Отбор проб на анализ проводился пропусканием отходящей от разрядника смеси через два поглощающих сосуда содержащих по 2 мл дистиллированной воды в течение 15 мин после предварительной продувки системы (45 мин), как при возбуждении ДБР, так и без него. Средняя начальная концентрация формальдегида в воздухе в данной серии опытов составляла 100 мг/м³ или $2 \cdot 10^{15}$ см⁻³. Относительная погрешность определения концентрации поллютанта составляла $\pm 15\%$.

Масс-спектрометрические исследования раз-

ложения формальдегида в плазме барьерного разряда и анализ состава газообразных продуктов проводили с помощью омегатронного масс-спектрометра ионно-резонансного типа (датчик РМО-4С, работающий в комплексе с измерительным блоком ИПДО-2А). Диапазон регистрируемых масс составлял от 2 до 250, погрешность определения парциальных давлений не превышала 10%.

Состав газовых продуктов деструкции формальдегида после обработки загрязнённого воздуха в ДБР определялся после предварительной продувки системы газопроводов реакторов в течение 2 ч 45 мин (как в опытах с возбуждением разряда, так и без него). Затем производилось вымораживание газо-воздушной смеси, отходящей из реактора в поглотительном сосуде, помещаемом в сосуд Дьюара с жидким азотом на 5 с. Порция паров вымороженных веществ набиралась в систему масс-спектрометра до давления 100 Па, после этого проводилась запись масс-спектра.

Результаты и их обсуждение

Известно, что наиболее вероятными активными частицами плазмы, способных инициировать разложение органических соединений, являются электроны, атомы и электронно-возбуждённые атомы и молекулы (Лебедев, 1999). Однако, окислительная деструкция органических загрязнителей, в т.ч. и формальдегида (CH_2O), в воздушной плазме происходит под действием, преимущественно, озона (O_3) и атомарного кислорода в основном и возбуждённом состояниях (O^3P , O^1D) (Суоров и др., 2012). При этом, концентрация метастабильного O^1D в условиях плазмы обычно много меньше, чем в основном (Рыбкин, 2000). Кроме того, взаимодействие атомов кислорода с насыщенными углеводородами происходит примерно в 100 раз эффективнее по сравнению с O_3 (Пшежецкий и др., 1978; Moss, 1987; Cook, 1987; Плазменная ..., 1987). Поэтому найденные значения концентрации O^3P в первом приближении можно применять для объяснения наблюдаемых эффектов в процессах взаимодействия ДБР с CH_2O .

Для оценки стационарной концентрации O^3P необходимо было выявить активные частицы, отвечающие за образование и гибель радикалов, и их зависимость от некоторых параметров плазмы реактора с ДБР (от удельной мощности (W), времени контакта газа с плазмой (τ_k)).

Отметим, что в качестве плазмообразующей среды, кроме воздуха, для получения более полного представления о механизмах изучаемых процессов, был использован чистый кислород. Кроме того, опыты с применением чистого кис-

лорода были необходимы для выявления и сопоставления энергетических затрат на создание активных частиц плазмы в ДБР.

Известно (Кайряк и др., 2000), что триплетный кислород в разряде образуется, главным образом, в процессе соударения со свободными электронами по реакции. Другими реакциями образования O^3P (например, реакция диссоциативного прилипания) в нашем случае можно пренебречь (Рыбкин, 2000). Зависимости электронной плотности от мощности, вкладываемой в разряд при различных плазмообразующих средах, приведены на рисунках 1 и 2.

Из этих данных по очистке воздуха от CH_2O следует, что в исследуемых условиях, при диапазоне величины удельной мощности 35–300 мВт/см³, концентрация электронов в пределах погрешности не менялась ($\sim 1,25 \cdot 10^6$ см⁻³). Электронная плотность в атмосфере кислорода изменялась от $1,00 \cdot 10^6$ до $1,50 \cdot 10^6$ см⁻³ в аналогичном диапазоне мощностей.

Особенностью плазмы ДБР является то, что разряд состоит из множества отдельных микро-разрядов. Согласно данным (Самойлович В.Г. и др., 1989), истинная площадь, на которую «стекают» заряженные частицы из отдельных искровых каналов, составляет около 10% площади поверхности электрода. Поэтому в действительности реальная плотность тока, а, следовательно, и концентрация электронов могут быть на порядок величины выше приведённой на рисунке 1, то есть примерно $1,3 \cdot 10^7$ см⁻³. Очевидно, что с учётом даже этой поправки, концентрация электронов, а, следовательно, и ионов (с учётом квазинейтральности плазмы) в плазме ДБР чрезвычайно мала (степень ионизации не превышает 10^{-12}).

Убыль атомов O^3P происходит как в гетерогенных, так и в гомогенных процессах. Роль гетерогенных процессов рекомбинации атомов O^3P в рассматриваемых условиях пренебрежимо мала (0.1%) по сравнению с гомогенными процессами, и определяется, существенно, вероятностью столкновения с поверхностью (Гриневиц и др., 1981). За исчезновение частиц в объёме реактора в значительной степени (99.6%) ответственны молекулы O_2 , в меньшей (0.3%) – молекулы O_3 , концентрация которых максимально велика, по сравнению с другими активными частицами (Самойлович и др., 1989; Лунин и др., 1999). В связи с этим, и исследовалось влияние параметров ДБР на концентрацию O_3 .

Результаты экспериментов позволили выявить, что для плазмы, возбуждаемой в среде кислорода и воздуха, в исследуемом диапазоне расходов, концентрация O_3 в зоне разряда не зависит от τ_k

(величина менялась от 5 до 60 с) и от W (величина менялась 0.05 до 0.45 Вт/см³) и составляет $1.8 \cdot 10^{16}$ см⁻³ (в среднем).

На основании изложенного выше оценивалась концентрация атомов O^3P из уравнения (5) (Рыбкин, 2000):

$$\frac{d[O]}{dt} = \Gamma_{обр} - \Gamma_{гиб} \quad (5)$$

где $\Gamma_{обр} = \Gamma_{дис}$; $\Gamma_{гиб}$ – суммарная скорость гибели атомов (скорость образования O_3 в 3-х частичном процессе). Для стационарных условий (6):

$$\frac{d[O]}{dt} = \Gamma_{обр} - \Gamma_{гиб} = 0 \quad (6)$$

то есть $\Gamma_{дис} = \Gamma_{гиб}$ или (7):

$$\Gamma_{дис} = [O] \times [O_2]^2 \times k_1 \quad (7)$$

исходя из (7), концентрация O^3P равна (8), см⁻³:

$$[O] = \frac{\Gamma_{дис}}{([O_2]^2 \times k_1)} = \frac{3,5 \times 10^{17}}{((2,0 \times 10^{19})^2 \times 1,3 \times 10^{-33})} = 6,8 \times 10^1 \quad (8)$$

Отметим, что из этих оценок следует однозначный вывод о том, что в плазме ДБР, возбуждаемой в среде O_2 , степень его диссоциации незначительна, и, по-видимому, не превышает 10^{-50} % (в кислородной плазме тлеющего разряда пониженного давления степень диссоциации достигает 10 и более процентов (Гриневиц и др., 1982)).

Далее нами исследовалась трансформация собственно формальдегида. Предполагалось, что и как в случае активных частиц, превращения формальдегида будут определяться параметрами плазмы, плазмообразующей средой, а также начальной концентрацией поллютанта.

Согласно полученным данным, степень очистки/превращения (α) от формальдегида в ДБР не зависела от начальной концентрации ($C_n^{Форм.}$) формальдегида (в диапазоне от 30 до 250 мг/м³) при постоянных W и τ_k . Наблюдалась обратная зависимость α от времени контакта (рис. 3), в сравнении с муравьиной кислотой (Ефимов и др., 2022). Максимальные α соответствовали минимальному времени контакта газа с плазмой и были выше 99%. Падение α с ростом времени контакта очищаемого газа с ДБР, вероятно, связано с обратными процессами синтеза формальдегида из образующихся продуктов распада.

В серии наших экспериментов присутствовала отчетливая тенденция увеличения α с ростом удельной мощности (рис. 5), что очевидно связано с увеличением концентрации активных частиц

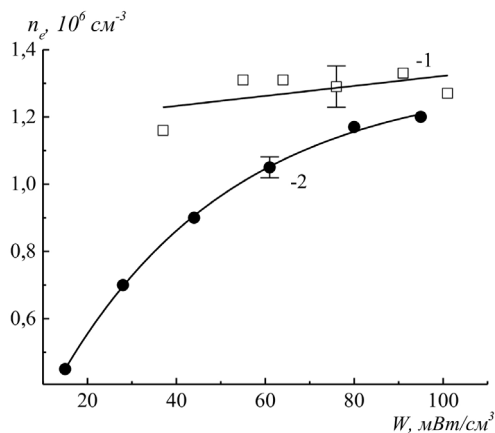


Рис. 1. Зависимость концентрации электронов от удельной мощности разряда.

1 – воздух, 2 – воздух + формальдегид

Fig. 1. The dependence of the electron concentration on the specific discharge power.

1 – air, 2 – air + formaldehyde

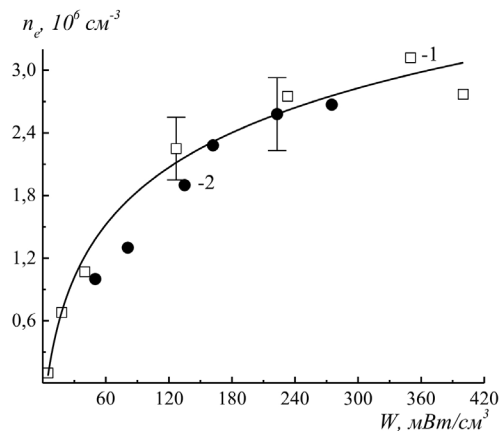


Рис. 2. Зависимость концентрации электронов от удельной мощности разряда.

1 – кислород, 2 – кислород + формальдегид

Fig. 2. The dependence of the electron concentration on the specific discharge power.

1 – oxygen, 2 – oxygen + formaldehyde

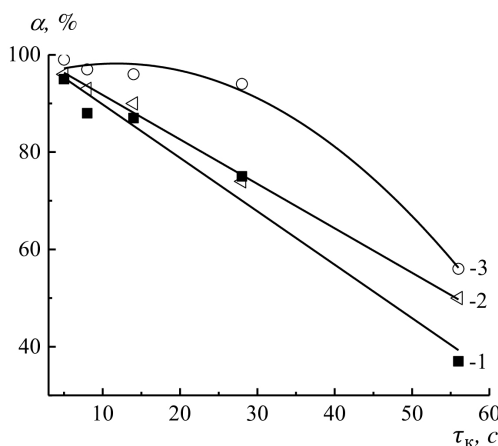


Рис. 3. Степень превращения формальдегида в ДБР, при использовании в качестве газа-носителя воздуха (при различных W , мВт/см³):

1 – 74, 2 – 174, 3 – 265

Fig. 3. The degree of conversion of formaldehyde to DBD, when used as an air carrier gas (at various W , mW/cm³):

1 – 74, 2 – 174, 3 – 265

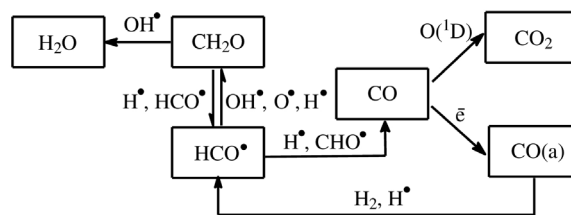


Рис. 4. Возможная схема трансформации CH_2O в плазме ДБР

Fig. 4. Possible scheme of CH_2O transformation in DBD plasma

в плазме, инициирующих разложение формальдегида.

Образование формальдегида может, предположительно, происходить по схеме (рис. 4), которая отличается от предложенной Д. Сторхом и М. Кюхнером (Storch et al., 1993), поскольку в ней отсутствует в качестве промежуточного продукта муравьиная кислота, которая может образовываться в ДБР из CH_2O (Storch et al., 1993), путём взаимодействия последнего с OH^* .

Зависимости степени превращения CH_2O в плазме кислорода оказались аналогичным, при-

ведённым на рисунке 5. Поскольку плазменной конденсации/полимеризации (образования многоатомных молекул (олигомеров) в виде капель жидкости, твёрдых плёнок или порошков) при воздействии плазмы ДБР на формальдегид в исследуемых плазмообразующих средах (воздух, кислород) не регистрировалось, зная концентрацию CH_2O на выходе из зоны ДБР, можно предположить, что формальдегид в плазме преимущественно разлагается (с образованием каких-либо фрагментов) как через стадию окисления до муравьиной кислоты, так и без (время «жизни»

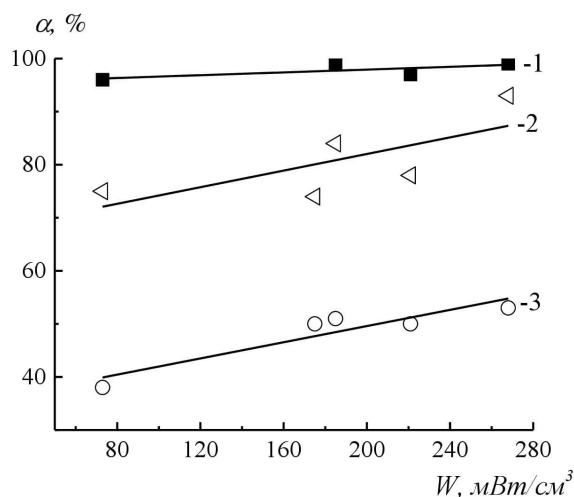


Рис. 5. Степень превращения формальдегида в плазме барьерного разряда при использовании в качестве газа-носителя воздуха (при различных τ_k , с):

1 – 4.9, 2 – 28.4, 3 – 57.3

Fig. 5. The degree of transformation of formaldehyde in a barrier discharge plasma, when used as a carrier gas of air (at various τ_k , s):

1 – 4.9, 2 – 28.4, 3 – 57.3

НСООН пренебрежимо мало). Причём данные масс-спектрального анализа показали, что основными, стабильными и менее токсичными, чем CH_2O , продуктами трансформации формальдегида в плазме ДБР являются CO_2 , CO , H_2O и, вероятно, CH_4 и H_2 .

Таким образом, для скорейшего применения исследуемого способа очистки воздуха необходимы дальнейшие исследования работы реактора с ДБР в присутствии электродов из других материалов (например, других «вентильных» металлов – для определения синергетического эффекта и его изменения), оценка влияния паров воды, и, соответственно, гидроксильных радикалов на деструкцию формальдегида. Кроме этого, в дальнейшем возможна оценка характерных времён «жизни» O^3P по отношению к O_3 , CH_2O и НСООН , а также для подбор условий для выявления максимальных и наиболее экологически эффективных степеней очистки воздуха от формальдегида в присутствии указанных металлов. В этих исследованиях в качестве дополнительного параметра следует рассмотреть частоту напряжения, поскольку её увеличение, предположительно, может позволить изменить/отклонить функцию распределения электронов по скоростям и увеличить долю высокоэнергетичных электронов (Gou et al., 2019).

Заключение

Представленные результаты показывают, что основными активными частицами, ответственными за окислительную деструкцию формальдегида, являются атомы кислорода в основном состоянии (O^3P), электроны и молекулы O_3 (оценённые концентрации частиц порядка 10^{11} см^{-3} , 10^6 см^{-3} и 10^{16} см^{-3} , соответственно). Параметры плазмы практически не изменяют концентрации выше перечисленных активных частиц, как в атмосфере воздуха, так и кислорода. Степень превращения формальдегида зависит от времени контакта и мощности, вкладываемой в разряд.

Список литературы

1. Гриневич В.И., Максимов А.И. Травление полимеров в низкотемпературной плазме // Применение низкотемпературной плазмы в химии / Под ред. Л.С. Полака. М.: Наука, 1981. С. 135–169.
2. Гриневич В.И., Максимов А.И., Рыбкин В.В. Концентрации электронов, $\text{O}_2(b^1\Sigma_g^+)$ и O^3P в кислородном разряде пониженного давления // Журнал физической химии. 1982. Т. 61, № 5. С. 1279–1280.
3. Гушин А.А., Гриневич В.И., Козлов А.А., Извекова Т.В., Квиткова Е.Ю., Рыбкин В.В. Кинетические закономерности деструкции 1,4-дихлорбензола в диэлектрическом барьерном разряде атмосферного давления в кислороде // Химия высоких энергий. 2020. Т. 54, № 1. С. 73–77. doi 10.31857/S0023119320010064.
4. Ефимов А.Е., Бубнов А.Г. Надёжность очистки воздуха от паров муравьиной кислоты в реакторе с диэлектрическим барьерным разрядом // Российский журнал прикладной экологии. 2022. № 3. С. 43–49. doi: 10.24852/2411-7374.2022.3.44.50.
5. Кайряк С.В., Гриневич В.И., Костров В.В. Окисление бензола в плазме барьерного разряда // Известия высших учебных заведений. Сер.: Химия и химическая технология. 2000. Т. 43, № 6. С. 68–72.
6. Лебедев Ю.А. Введение в плазмохимию // Тезисы докл. электронной Школы плазмохимии для молодых учёных России и стран СНГ. Иваново [Электронный ресурс] URL: \https://www.isuct.ru/conf/plasma/LECTIONS/Lebedev_lecture.html.
7. Лунин В.В., Попович С.Н., Ткаченко С.Н. Физическая химия озона. М.: Изд-во МГУ, 1998. 480 с.
8. О состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации в 2020 году. Государственный доклад. М.: Минприроды России; МГУ им. М.В. Ломоносова. 2021. 864 с.
9. Плазменная технология в производстве СБИС / Под ред. Н. Айнспрука, Д. Брауна. М.: Мир, 1987. 470 с.
10. Пшежецкий С.Я., Дмитриев М.Т. Радиационные физико-химические процессы в воздушной среде. М.: Атомиздат, 1978. 184 с.
11. Рыбкин В.В. Физическая химия процессов в системе неравновесная плазма кислорода – полимер. Дисс. ... докт. хим. наук. Иваново, 2000. 286 с.
12. Самойлович В.Г., Гибалов В.И., Козлов К.В. Физическая химия барьерного разряда. М.: Изд-во МГУ, 1989. 176 с.
13. Сборник временных отраслевых методик для определения загрязнения веществ в атмосферном воздухе в районах размещения предприятий нефтеперерабатывающей и нефтехимической промышленности. Ч. I и II. М.: Госкомитет СССР по гидрометеорологии и здравоохранению, 1985. 351 с.

14. Суровов А.М., Бубнов А.Г. Экоаналитический контроль процесса очистки воздуха от формальдегида в диэлектрическом барьерном разряде // Современные наукоемкие технологии. Региональное приложение. 2012. Т. 2, № 2. С. 87–94.

15. Хаксли Л., Кромптон Р. Диффузия и дрейф электронов в газах. М.: Мир. 1977. 672 с.

16. Cook J.M. Downstream plasma etching and stripping // Solid state technology. 1987. Vol. 30, №4. P. 147–151.

17. Gou Y., Zhang H., E J.L. Влияние изменения частоты на диэлектрический барьерный разряд в смеси гелия с кислородом при переходе от множественных к одиночному пробою на полупериоде // Физика плазмы. 2019. Т. 45, № 11. С. 1041–1047. doi: 10.1134/S0367292119100056.

18. Moss S.J. Polymer degradation in reactive gas plasmas // Polymer degradation and stability 1987. Vol. 17, iss. 3. P. 205–222.

19. Fridman A. Plasma Chemistry. Cambridge University Press, 2008. 978 p. doi: 10.1017/CBO9780511546075.

20. Sabadil H., Bachmann P., Kastelewicz H. Reaktionskinetik der Ozonbildung in der Sauerstoffglimmentladung // Beitr. Plasmaphys. 1980. Bd. 20. № 4. P. 283–295.

21. Storch D.M., Kushner M.J. Destruction mechanisms for formaldehyde in atmospheric pressure low temperature plasmas // Journal of applied physics. 1993. Vol. 73, № 1. P. 51–55. doi: 10.1063/1.353828.

References

1. Grinevich V.I., Maksimov A.I. Travlenie polimerov v nizkotermperturnoj plazme [Etching of polymers in low-temperature plasma] // Primenenie nizkotermperturnoj plazmy v himii [Application of low-temperature plasma in chemistry] / ed. L.S. Polak. Moscow: Nauka, 1981. P. 135–169.

2. Grinevich V.I., Maksimov A.I., Rybkin V.V. Koncentracii elektronov, $O_2(b^1\Sigma_g^+)$ i $O(^3P)$ v kislorodnom razryade ponizhennogo davleniya [Concentrations of electrons, $O_2(b^1\Sigma_g^+)$ and $O(^3P)$ in a low-pressure oxygen discharge] // Zhurnal fizicheskoy himii [Journal of physical chemistry]. 1982. Vol. 61, No 5. P. 1279–1280.

3. Gushchin A.A., Grinevich V.I., Kozlov A.A., Izvekova T.V., Kvitkova E.U., Rybkin V.V. Kinetic regularities of the destruction of 1,4-dichlorobenzene in an atmospheric pressure dielectric barrier discharge in oxygen // High energy chemistry. 2020. Vol. 54, No 1. P. 73–77. doi: 10.31857/S0023119320010064.

4. Efimov A.E., Bubnov A.G. Nadozhnost ochistki vozduha ot parov murav'inoj kisloty v reaktore s dielektricheskim barernym razryadom [Reliability of air treatment from formic acid vapor in a reactor with a dielectric barrier discharge] // Rossijskij zhurnal prikladnoj ekologii [Russian Journal of Applied Ecology]. 2022. No 3. P. 43–49. doi: 10.24852/2411-7374.2022.3.44.50.

5. Kajryak S.V., Grinevich V.I., Kostrov V.V. Okislenie benzola v plazme bar'ernogo razryada [Oxidation of benzene in barrier discharge plasma] // Izvestiya vysshih uchebnyh zavedenij. Ser.: Himiya i himicheskaya tekhnologiya [News of higher educational institutions. Series: Chemistry and chemical technology]. 2000. Vol. 43, No 6. P. 68–72.

6. Lebedev Yu.A. Vvedenie v plazmohimiyu [Introduction to plasma chemistry] // Tezisy dokl. elektronnoj Shkoly plazmohimii dlya molodyh uchyonnyh Rossii i stran SNG [Abstracts of the electronic School of plasma chemistry for young scientists in Russia and the CIS]. [Electronic resource]. https://www.isuct.ru/conf/plasma/LECTIONS/Lebedev_lection.html.

7. Lunin V.V., Popovich S.N., Tkachenko S.N. Fizicheskay ahimiya ozona [Physical chemistry of ozone]. Moscow: Moscow State University, 1998. 480 p.

8. O sostoyanii i ob ohrane okruzhayushchej sredy Rossijskoj

Federacii v 2020 godu [On the state and environmental protection of the Russian Federation in 2020]. Gosudarstvennyj doklad. Moscow, 2021. 864 p.

9. Plazmennaya tekhnologiya v proizvodstve SBIS [Plasma processing for VLSI] / ed. N. Ajnspruk, D. Braun. Moscow: Mir, 1987. 470 p.

10. Pshezhckij S.Ya., Dmitriev M.T. Radiacionnye fiziko-himicheskie processy v vozduшной srede [Radiation physical and chemical processes in the air]. Moscow: Atomizdat, 1978, 184 p.

11. Rybkin V.V. Fizicheskaya himiya processov v sisteme neravnovesnaya plazma kisloroda-polimer [Physical chemistry of processes in the nonequilibrium oxygen-polymer plasma system]: DSc (Dr. of Chem) thesis. Ivanovo, 2000. 286 p.

12. Samojlovich V.G., Gibalov V.I., Kozlov K.V. Fizicheskaya himiya bar'ernogo razryada [Physical chemistry of barrier discharge]. Moscow: Moscow State University, 1989. 176 p.

13. Sbornik vremennyh otraslevykh metodik dlya opredeleniya zagryazneniya veshchestv v atmosfernom vozduhu v rajonah razmeshcheniya predpriyatij neftepererabatyvayushchej i neftekhimicheskoy promyshlennosti [Collection of temporary industry techniques for determining the pollution of substances in the atmospheric air in the areas of the oil refining and petrochemical industry]. Part I, II. Moscow, 1985. 351 p.

14. Surovov A.M., Bubnov A.G. Ekoanaliticheskij kontrol processa ochistki vozduha ot formal'degida v dielektricheskom bar'ernom razryade [Ecoanalytical control of the air purification process from formaldehyde in a dielectric barrier discharge] // Sovremennye naukoemkie tekhnologii. Regional'noe prilozhenie [Modern high technologies. Regional Application]. 2012. Vol. 2, No 2. P. 87–94.

15. Haksli L., Krompton R. Diffuziya i drejfk elektronov v gazah [Diffusion and drift of electrons in gases]. Moscow: Mir, 1977. 672 p.

16. Cook J.M. Downstream plasma etching and stripping // Solid State Technology. 1987. Vol. 30 No 4. P. 147–151.

17. Gou Y., Zhang H., E J. L. Vliyanie izmeneniya chastoty na dielektricheskij bar'ernyj razryad v smesi geliya s kislorodom pri perekhode ot mnozhestvennykh k odinochnomu proboyu na poluperiode [The effect of frequency changes on the dielectric barrier discharge in a mixture of helium and oxygen during the transition from multiple to single breakdown at half-life] // Fizika plazmy [Plasma Physics]. 2019. Vol. 45, No 11. P. 1041–1047. doi: 10.1134/S0367292119100056.

18. Moss S.J. Polymer degradation in reactive gas plasmas // Polymer degradation and stability 1987. Vol. 17, iss. 3. P. 205–222.

19. Fridman A. Plasma Chemistry. Cambridge University Press, 2008. 978 p. doi: 10.1017/CBO9780511546075.

20. Sabadil H., Bachmann P., Kastelewicz H. Reaktionskinetik der Ozonbildung in der Sauerstoffglimmentladung // Beitr. Plasmaphys. 1980. Bd. 20. No 4. P. 283–295.

21. Storch D.M., Kushner M.J. Destruction mechanisms for formaldehyde in atmospheric pressure low temperature plasmas // Journal of applied physics. 1993. Vol. 73, No 1. P. 51–55. doi: 10.1063/1.353828.

Efimov A.E., Bubnov A.G. Air purification from formaldehyde by active barrier discharge particles.

The main active plasma particles concentrations of the dielectric barrier discharge, which allow the formaldehyde molecules decomposition in the air,

have been identified and evaluated. The dependence of their concentration on some plasma parameters is investigated. It is shown that the degree of conversion of formaldehyde reaches 99% with an increase in the value of the power invested in the discharge, and, accordingly, an increase in the concentration of atomic oxygen in the ground state. It is found that the main stable products of formaldehyde degradation are CO₂, CO and H₂O.

Keywords: active plasma particles; formaldehyde; cleaning; degree of transformation; dielectric barrier discharge; volatile organic compounds.

Раскрытие информации о конфликте интересов: Автор заявляет об отсутствии конфликта интересов / Disclosure of conflict of interest information: The author claims no conflict of interest

Информация о статье / Information about the article

Поступила в редакцию / Entered the editorial office: 21.11.2022

Одобрено рецензентами / Approved by reviewers: 28.12.2022

Принята к публикации / Accepted for publication: 17.01.2023

Информация об авторах

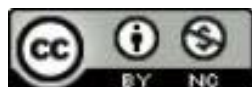
Ефимов Артём Евгеньевич, аспирант, Ивановский государственный химико-технологический университет, Россия, 153000, г. Иваново, пр. Шереметевский, 7, E-mail: artem.efimov.1995@list.ru.

Бубнов Андрей Германович, доктор химических наук, доцент, профессор кафедры промышленной экологии, Ивановский государственный химико-технологический университет, Россия, 153000, г. Иваново, пр. Шереметевский, 7, E-mail: bubag@mail.ru.

Information about authors

Artyom E. Efimov, Post-Graduate Student, Ivanovo State University of Chemistry and Technology, 7, Sheremetevsky av., Ivanovo, 153000, Russia, E-mail: artem.efimov.1995@list.ru.

Andrey G. Bubnov, D.Sci. in Chemistry, Associate Professor, Professor of Industrial Ecology department, Ivanovo State University of Chemistry and Technology, 7, Sheremetevsky av., Ivanovo, 153000, Russia, E-mail: bubag@mail.ru.



¹Л.В. Пилип, ²Н.В. Сырчина, ³Е.П. Колеватых¹Вятский государственный агротехнологический университет, pilip_larisa@mail.ru²Вятский государственный университет³Кировский государственный медицинский университет

ОЦЕНКА БЕЗОПАСНОСТИ ВОССТАНОВЛЕННОЙ ПОДСТИЛКИ, ПОЛУЧЕННОЙ НА ФИЛЬТРАЦИОННО-СУШИЛЬНОЙ УСТАНОВКЕ

Увеличение поголовья сельскохозяйственных животных в РФ влечет за собой образование большого количества навоза. При нарушении условий утилизации навоз приобретает статус отхода. Внедрение в технологический процесс переработки данных отходов альтернативных механизмов, позволяющих ускорить процесс его переработки, является новаторским и актуальным, но требует дополнительных научных исследований. Технология Bedding Recovery Unit (BRU) позволяет ускорить процесс переработки и снизить количество образующихся отходов. Объектом исследования явилась твердая фракция навоза крупного рогатого скота после фильтрационно-сушильной установки BRU FAN 720, используемая в качестве подстилочного материала для животных дойного стада молочной фермы. Исследования включали изучение физико-химических и микробиологических свойств восстановленной подстилки крупного рогатого скота. Технология рециклинга навоза коров при производстве подстилки включала разделение навоза на твердую и жидкую фракции с последующей аэробной обработкой твердой фракции во вращающихся барабанах (биореакторах) при температуре 65–75°C, что способствует значительному сокращению общего числа микроорганизмов. Однако в восстановленной подстилке в значительных количествах присутствует *Capnocytophaga ochracea*, сохраняют жизнеспособность *Staphylococcus epidermidis*, *Escherichia coli*, а также дрожжевые грибы рода *Candida*. Химический состав восстановленной подстилки близок к составу бесподстильного навоза, однако восстановленная подстилка имеет более высокий уровень pH. Содержание тяжелых металлов в восстановленной подстилке, за исключением Fe и Zn, незначительно. Внедрение технологии рециклинга навоза крупного рогатого скота с производством подстилочного материала можно рассматривать в качестве перспективного направления ускоренной утилизации соответствующего вторичного продукта, однако необходимо исключить экологические риски, в том числе для здоровья животных и обслуживающего персонала, которые могут возникнуть при внедрении данной технологии в промышленное животноводство.

Ключевые слова: восстановленная подстилка, биореакторная установка, фильтрационно-сушильная установка, навоз животных, утилизация навоза животных.

DOI: <https://doi.org/10.24852/2411-7374.2023.1.45.51>

Введение

Уменьшение нагрузки на окружающую среду при утилизации навоза крупного рогатого скота (КРС) входит в число важнейших экологических задач современного высокопродуктивного промышленного животноводства. Нерациональная переработка навозных стоков приводит к снижению эффективности функционирования животноводческих агрокомплексов (Брюханов и др., 2021). Обозначенная проблема обусловлена необходимостью утилизации больших объемов навоза, которые имели статус отходов III-V классов опасности, и на сегодняшний день сохраняют его в том случае, если нарушена технология их утилизации. Традиционным направлением безопасного использования навоза является его внесение

в почву после соответствующей переработки в качестве органического удобрения. Без переработки навоз представляет опасность для окружающей среды (Пилип и др., 2020; Тарасов и др., 2020). Согласно официальным статистическим данным, поголовье КРС в сельскохозяйственных организациях РФ на конец 2021 г. составило 7978/6 тыс. голов. Выход бесподстильного навоза (БН) от такого количества животных приближается к 160 млн. т в год. На крупном молочном комплексе (12 тыс. голов) ежедневно образуется более 660 т БН, с учетом подстилки эта цифра значительно возрастает. Принятый в июле 2022 г. закон «О побочных продуктах животноводства и о внесении изменений в отдельные законодательные акты Российской Федерации» (№248-ФЗ от 14 июля

2022 г.) подтверждает актуальность и важность проблемы безопасной переработки навоза животных и помета птиц.

Несмотря на значительную удобрительную ценность, навоз животных имеет ряд особенностей, ограничивающих перспективы его использования в агрохимии. К таким особенностям следует отнести наличие в его составе компонентов, приводящих к загрязнению окружающей среды, в том числе тяжелых металлов, антибиотиков, патогенных микроорганизмов, токсичных продуктов разложения органических веществ (Пилип, Сырчина, 2019; Пилип и др., 2020); эмиссию значительных объемов парниковых газов (Сырчина и др., 2021) и дурнопахнущих веществ (Сырчина и др., 2022); высокую влажность, снижающую рентабельность транспортирования полужидкого навоза на большие расстояния (Комякова, Антонова, 2020); законодательные ограничения его использования; значительные временные и экономические затраты на обезвреживание. В связи с этим в странах с развитым животноводством разрабатываются и активно внедряются технологии, позволяющие использовать потенциал навоза КРС более рационально, например, производить на его основе биогаз (Оболенский и др., 2015) или подстилку для животных (Font-Palma, 2019). Реализация последнего направления в условиях РФ может оказаться весьма перспективной.

Технология производства подстилки включает разделение навоза КРС на твердую и жидкую фракции с последующей аэробной обработкой твердой фракции во вращающихся барабанах

(биореакторах) при температуре 65–75°C. Время обработки твердой фракции в биореакторе зависит от производительности установки и по рекомендации производителей находится в пределах от 15 до 24 часов. Соответствующая обработка способствует сокращению численности патогенной микробиоты, уничтожению жизнеспособных яиц гельминтов и семян сорных растений. Готовый продукт (восстановленная подстилка) представляет собой мягкий, гигроскопичный сыпучий материал, практически лишенный неприятного запаха. Система «замкнутого цикла» Bedding Recovery Unit (BRU) считается весьма экологичной, так как позволяет значительно снизить количество образующихся отходов и уменьшить затраты на закупку, транспортировку и хранение подстилки. К числу основных недостатков следует отнести высокую стоимость импортного оборудования и значительные энергозатраты на обработку навоза.

Согласно опубликованным данным, восстановленная подстилка (ВП), получаемая с помощью фильтрационно-сушильной (биореакторной) установки, позволяет увеличить надои молока и снизить заболевания вымени (Койнова, 2019). Вместе с тем, ряд авторов указывает на отсутствие четких нормативных требований к качеству и безопасности соответствующего продукта, что не исключает определенные риски при внедрении технологии в практику (Брюханов и др., 2020). Для формирования обоснованных нормативов необходимо проведение комплексных научных исследований с привлечением специалистов разных профилей (Брюханов и др., 2020; Bromley, Oultram, 2019; Leach et al., 2015).

Целью исследований явилось изучение свойств и оценка химической и микробиологической безопасности подстилки, получаемой из навоза КРС на фильтрационно-сушильной установке BRU FAN 720 (Бельгия), рассчитанной на 720 коров.

Материалы и методы исследования

Объектом исследования явилась твердая фракция навоза КРС после биореакторной (фильтрационно-сушильной) установки BRU FAN 720, используемая в качестве подстилки для животных дойного стада

Таблица 1. Основные характеристики подстилки и экскрементов КРС
Table 1. Main characteristics of regenerated litter and excrement cattle

Показатель Index	Восстановленная подстилка Regenerated litter		Бесподстильный навоз Bedless cattle manure
	Значение Value	Метод анализа Method of analysis	
Активная кислотность, ед. pH Active acidity, units pH	8.7±0.3	Потенциометрический (ГОСТ 11623-89)	7.5–8.1 (Тарасов, 2020)
Органическое в-во, % Organic matter, %	73.4±6.8	Термогравиметрический (ГОСТ 27980-88)	70.0–71.8 (Тарасов, 2020)
Зольность, % Ash content, %	28.4±2.8	Термогравиметрический (ГОСТ 26714-85)	28.2–30.0 (Тарасов, 2020)
N (общий), % N (total), %	4.7±0.4	Метод Кьельдаля (ГОСТ 26715-85)	3.1 (Методические ..., 2017)
P ₂ O ₃ (общий), % P ₂ O ₃ (total), %	1.5±0.2	Фотометрический (ГОСТ 26717-85)	1.8 (Методические ..., 2017)
K ₂ O (общий), % K ₂ O ₃ (total), %	6.2±0.5	Пламенная фотометрия (ГОСТ 26718-85)	3.2 (Методические ..., 2017)

молочной фермы. Установка способна работать автономно и в круглосуточном режиме. Переработка 100 м³ навозных стоков (НС) позволяет получить 38 м³ сухой фракции, которую возвращают в производственный цикл в качестве подстилки для животных и 62 м³ жидкой фракции, направляемой по системе труб в крытые лагуны для обезвреживания.

Для проведения физико-химических и микробиологических исследований использовали три образца ВП разной заделки (время нахождения 24 часа, температура обработки 70±5°C). Исследование физико-химического состава выполняли в лаборатории Вятского агротехнологического университета и Вятского государственного университета. Методы, использованные при исследовании состава ВП, представлены в таблицах 1 и 2.

Отбор проб для микробиологических исследований проводили в стерильные емкости в асептических условиях, пробы транспортировали в специализированную лабораторию Кировского медицинского университета. Образцы биоматериала культивировали на стандартных и специальных питательных средах (Эндо, Левина, Плоскирева, АнаэроАгар, Сабуро, Рогозы, Лидс, MacConkey, висмут-сульфитный агар, желточно-солевой агар, кровяной агар) после серийных десятикратных разведений. В процессе исследований определяли концентрацию микробных клеток (КОЕ/г), идентифицировали отдельные микроорганизмы морфологическими, биохимическими, иммунологическими, молекулярно-генетическими методами. Для изучения ферментативной активности бактерий использовали биохимические тесты ЭНТЕРОтест24Н, СТАФИ-тест24, СТРЕПТОтест24, АНАЭРОтест23, КАН-ДИДАтест21 (Erbo Lachema, Чехия). Детекцию нуклеиновых кислот осуществляли путем постановки полимеразной цепной реакции в режиме реального времени (ПЦР).

Таблица 2. Содержание тяжелых металлов в восстановленной подстилке

Table 2. Content of heavy metal in regenerated litter

Тяжелые металлы Heavy metals	Восстановленная подстилка Regenerated litter	МДУ в грубых и сочных кормах The MPL in coarse and juicy feeds
Fe	280±70	100
Zn	56.3±18.5	50
Mn	33.6±7.7	не нормируется
Cu	10.9±2.5	30
Ni	1.9±0.8	3.0
Cd	0.05±0.02	0.3
Pb	не обн.	5.0

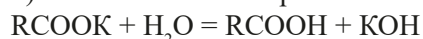
Все исследования выполняли в трёхкратной повторности. Статистическую обработку полученных результатов проводили стандартными методами с использованием встроенного пакета программ Microsoft Excel.

Результаты и их обсуждение

На сегодняшний день в скотоводстве распространено стойловое содержание коров на подстилке (торф, опилки, солома, песок) или без подстилки (резиновые коврики). При этом отсутствуют жесткие нормативные, в том числе санитарно-гигиенические, требования к подстилке для сельскохозяйственных животных. Однако ряд исследователей отмечает, что по своим качествам подстилка должна быть сухая, влагоемкая, гигроскопичная, без запаха и наличия плесени (Брюханов и др. 2020; Сергиенко и др., 2015). Восстановленная подстилка в целом соответствует этим критериям. Согласно результатам исследований, ВП представляет собой рыхлый, однородный, сыпучий материал зеленовато-коричневого цвета без выраженного неприятного запаха. Влажность отобранных образцов 38.4±6.5%.

В таблице 1 приведены основные характеристики исследованных образцов ВП. Поскольку критерии качества подстилки до настоящего времени не определены, состав ВП сравнивали с составом бесподстильного навоза КРС в пересчете на сухое вещество.

Результаты химического анализа показывают, что состав сухого вещества ВП близок к составу бесподстильного навоза КРС. Основным отличием ВП является более высокая массовая доля общего азота и калия и сдвиг pH в щелочную область. Подщелачивание обусловлено гидролизом солей, содержащих катионы сильных оснований (например, K⁺, которых в ВП больше, чем в навозе) и анионы слабых органических кислот:



Повышенная щелочность может обуславливать такие риски как увеличение эмиссии аммиака из субстрата, что в свою очередь снижает качество воздуха в помещениях для животных, а также возможное неблагоприятное воздействие на нормофлору кожных покровов животных.

В таблице 2 приведены данные о валовом содержании металлов в ВП в пересчете на сухое вещество. Так как содержание металлов не нормируется ни в подстилке, ни в навозе животных, то для сравнения был взят их максимально-допустимый уровень (МДУ) в кормах для сельскохозяйственных животных.

Для ВП характерно низкое содержание большинства ТМ, кроме Fe и Zn. Повышенный уро-

Таблица 3. Состав микробиоты
восстановленной подстилки
Table 3. Composition of the microbiota
of regenerated litter

Микроорганизмы Microorganisms		Количество Quantity	
		КОЕ/мл CFU/ml	% от общего числа % of the total
Облигатные анаэробы Obligate anaerobes			
<i>Bacteroides</i> sp.	<i>B. ovatus</i>	$(3.3 \pm 0.8) \cdot 10^4$	12.37
	<i>B. vulgates</i>	$(2.4 \pm 0.6) \cdot 10^4$	
	<i>B. fragilis</i>	$(1.3 \pm 0.4) \cdot 10^4$	
<i>Actinomyces</i> ssp.		$(6.3 \pm 0.6) \cdot 10^3$	1.24
<i>Clostridium</i> ssp.		$(5.5 \pm 0.5) \cdot 10^3$	1.03
Факультативные анаэробы Facultative anaerobes			
<i>Capnocytophaga ochracea</i>		$(4.3 \pm 0.4) \cdot 10^5$	82.47
<i>Bacillus</i>	<i>mesentericus</i>	$(5.3 \pm 0.6) \cdot 10^2$	2.47
	<i>mycoides</i>	$(5.5 \pm 0.5) \cdot 10^3$	
	<i>subtilis</i>	$(4.4 \pm 0.4) \cdot 10^2$	
	<i>megaterium</i>	$(6.3 \pm 0.6) \cdot 10^3$	
	<i>vulgatus</i>	$(7.5 \pm 0.5) \cdot 10^1$	
<i>Saccharomyces cerevisiae</i>		$(5.3 \pm 0.6) \cdot 10^2$	0.11
<i>Escherichia coli</i>		$(3.4 \pm 0.4) \cdot 10^2$	0.06
<i>Candida</i>	<i>albicans</i>	$(2.3 \pm 0.5) \cdot 10^1$	0.05
	<i>tropicalis</i>	$(2.4 \pm 0.7) \cdot 10^2$	
<i>Staphylococcus epidermidis</i>		$(2.5 \pm 0.6) \cdot 10^2$	0.04
<i>Proteus</i> ssp.		$(2.6 \pm 0.7) \cdot 10^1$	0.004
Факультативные аэробы Facultative aerobes			
<i>Pseudomonas</i> ssp.		$(5.3 \pm 0.5) \cdot 10^2$	
<i>Rhodotorula glutinis</i>		$(3.3 \pm 0.6) \cdot 10^2$	

вень Fe и Zn может быть обусловлен использованием соединений этих элементов в составе витаминно-минеральных комплексов для животных. Согласно физиологическим нормам, ежедневный рацион лактирующих коров должен включать 930 мг Fe и 695 мг Zn (Позывайло и др., 2016). Низкая растворимость металлов в слабощелочной среде, характерной для навоза КРС, способствует накоплению неусвоенных микроэлементов в подстилке.

В таблице 3 приведены данные о микроорганизмах, сохраняющих свою жизнеспособность после обработки навоза в установке BRU FAN 720.

Микробиологические исследования показали, что обработка твердой фракции навоза КРС в биореакторной установке приводит к значительному сокращению общей численности микроорганизмов. В ВП этот показатель был почти в 140 раз ниже, чем в нативном навозе. Вместе с тем, многие группы микроорганизмов, включая облигатных анаэробов, оказались устойчивыми к обработке субстрата в биореакторе. Из облигатных анаэробов в ВП жизнеспособность сохраняют *Bacteroides* sp., *Actinomyces* ssp. и *Clostridium* ssp. Указанные микроорганизмы являются пред-

ставителями нормальной микробиоты желудочно-кишечного тракта КРС и попадают в навоз с экскрементами животных. В группе факультативных анаэробов доминирующее положение по численности занимает *Capnocytophaga ochracea* – грамотрицательная веретенообразная бактерия, ферментирующая различные моно- и дисахариды. *C. ochracea* входит в сообщество микроорганизмов, образующих зубной налет в ротовой полости человека и животных и хорошо развивается в условиях высоких концентраций диоксида углерода (Antezack et al., 2021), что характерно для богатого легкоокисляемыми органическими веществами навоза. Второе место по численности в этой группе занимают широко распространенные в окружающей среде бактерии рода *Bacillus*. Выявленные в составе ВП виды этого рода, а также *Saccharomyces cerevisiae* не представляют угрозы для здоровья животных. Определенную опасность могут представлять *Staphylococcus epidermidis* и *Escherichia coli*, присутствующие в микрофлоре секрета молочных желез больных маститом коров (Епачинцева и др., 2016), а также дрожжевые грибы рода *Candida* – возбудители инфекционных заболеваний слизистой оболочки желудочно-кишечного, урогенитального, дыхательного трактов и кожи млекопитающих (Ленченко, Сачивкина, 2020).

При попадании в благоприятные условия (помещения для содержания животных) содержащиеся в ВП патогенные и условно-патогенные микроорганизмы могут быстро увеличить свою численность, что обусловлено оптимальным для их жизнедеятельности составом субстрата. Соответствующий фактор представляет определенные риски для здоровья и продуктивности животных.

Закключение

Обработка навоза в фильтрационно-сушильной установке способствует значительному сокращению общего числа микроорганизмов, однако многие группы, включая облигатных анаэробов, сохраняют свою жизнеспособность. В значительных количествах в восстановленной подстилке присутствует *Capnocytophaga ochracea*, сохраняют жизнеспособность *Staphylococcus epidermidis*, *Escherichia coli*, дрожжевые грибы рода *Candida*.

Химический состав восстановленной подстилки близок к составу бесподстильного навоза, однако для ВП характерны более высокие значения pH. Содержание тяжелых металлов в ВП (кроме Fe и Zn) не превышает максимально-допустимый уровень химических элементов в кормах для сельскохозяйственных животных. Содержание валового Fe выше МДУ в 2.8 раза, содержание Zn

находится на уровне МДУ.

Внедрение технологии рециклинга навоза КРС можно рассматривать в качестве перспективного направления рациональной утилизации соответствующего вторичного продукта. Однако, необходимо проведение комплексных научных исследований для создания нормативной базы, требований предъявляемым к характеристикам восстановленной подстилки, в том числе для обоснования эффективности и экологической безопасности метода ускоренной переработки твердой фракции навозных стоков в фильтрационно-сушильной установке.

Список литературы

1. Брюханов А.Ю., Попов В.Д., Васильев Э.В., Шалавина Е.В., Уваров Р.А. Анализ и решения экологических проблем в животноводстве // Сельскохозяйственные машины и технологии. 2021. Т. 15, № 4. С. 48–55. doi: 10.22314/2073-7599-2021-15-4-48-55.
2. Брюханов А.Ю., Уваров Р.А., Белова Л.М. Предпосылки к формированию санитарно-гигиенических требований к подстилке для крупного рогатого скота // Техника и оборудование для села. 2020. №2. С. 30–34. doi: 10.33267/2072-9642-2020-2-30-34.
3. Епанчинцева О.С., Трухачев В.И., Никитин В.Я., Гордиенко Л.Н., Семеруненко С.О. Оценка эффективности средств фармакопрофилактики лактационного мастита у коров // Вестник АПК Ставрополя. Ветеринария. 2016. №1. С. 61–65.
4. Койнова А.Н. Отходы в доходы // Эффективное животноводство. Техника и оборудование для животноводства. 2019. №6. С. 40–43.
5. Комякова Е.М., Антонова О.И. Состав навоза крс и свиней, особенности использования и перспективы переработки // Вестник АГАУ. 2020. №6. С. 63–68.
6. Ленченко Е.М., Сачивкина Н.П. Исследование биопленок и фенотипических признаков грибов рода Candida // Ветеринария сегодня. 2020. №2. С. 132–138. doi: 10.29326/2304-196X-2020-2-33-132-138.
7. Методические рекомендации по технологическому проектированию систем удаления и подготовки к использованию навоза и помёта. РД-АПК 1.10.15.02-17. М., 2017. 166 с.
8. Оболенский Н.В., Мартынычев А.В., Вандышева М.С. Биогаз и удобрения из отходов // Экономика и предпринимательство. 2015. №3-2. С. 816–818.
9. Пилип Л.В., Козвонин В.А., Сырчина Н.В., Колева-тых Е.П., Ашихмина Т.Я. Влияние подкисления навозных стоков на их микробиологические характеристики // Теоретическая и прикладная экология. 2020. №3. С. 161–167. doi: 10.25750/1995-4301-2020-3-161-167.
10. Пилип Л.В., Сырчина Н.В. Экологическая проблема отрасли свиноводства // Аграрная наука-сельскому хозяйству / Материалы XIV Международной научно-практической конференции. Барнаул: Алтайский государственный аграрный университет, 2019. С. 193–196.
11. Позывайло О.П., Котович И.В., Копать Н.В., Зайцев С.Ю. Динамика показателей минерального обмена у коров-первотелок в течение лактационного периода // Вестник МДПУ им. И. П. Шамякина. 2016. №1. С. 68–75.
12. Сергиенко А.Г., Псюкало С.П., Луханин В.А., Усова Е.В. Исследование свойств подстильного материала для животных Северо-Кавказского региона // Научный журнал

КубГАУ. №109. 2015. С. 597–607.

13. Сырчина Н.В., Кантор Г.Я., Пугач В.Н., Ашихмина Т.Я. Вклад углекислого газа и воды в парниковый эффект // Теоретическая и прикладная экология. 2021. №4. С. 218–223. doi: 10.25750/1995-4301-2021-4-218-223.
14. Сырчина Н.В., Пилип Л.В., Ашихмина Т.Я. Контроль запахового загрязнения атмосферного воздуха (обзор) // Теоретическая и прикладная экология. 2022. № 2. С. 26–34. doi: 10.25750/1995-4301-2022-2-026-034.
15. Тарасов С.И., Кравченко М.Е., Бужина Т.А. Влияние длительного регулярного применения бесподстильного навоза на плодородие, экологическую безопасность дерново-подзолистой супесчаной почвы // Техника и технологии в животноводстве. 2020. №2. С. 90–99.
16. Antezack A., Boxberger M., La Scola B., Monnet-Corti V. Isolation and Characterization of Capnocytophaga bilenii sp. nov., a Novel Capnocytophaga Species Detected in a Gingivitis Subject // Pathogens. 2021. No 10(5). P. 547. doi: 10.3390/pathogens10050547.
17. Bromley B., Oultram J.W.H. Are recycled manure solids an appropriate bedding material for dairy cattle compared to traditional materials? // Cattle practice. 2019. Vol. 27 (1). P. 26–40.
18. Font-Palma C. Methods for the treatment of cattle manure (a review). 2019. Vol. 5, №2. С. 27. doi: 10.3390/c5020027.
19. Leach K.A., Archer S.C., Breen, J.E., Green M.J., Ohnstad I.C., Tuerc S., Bradleyab A.J. Recycling manure as cow bedding: Potential benefits and risks for UK dairy farms // The Veterinary journal. 2015. Vol. 206, №2. P. 123–130.

References

1. Bryukhanov A.Yu., Popov V.D., Vasilev E.V., Shalavina E.V., Uvarov R.A. Analiz i resheniya ekologicheskikh problem v zhivotnovodstve [Analysis and Solutions to Environmental Problems in Livestock Farming] // Selskokhozyaystvennyye mashiny i tekhnologii [Agricultural Machinery and Technologies]. 2021. Vol. 15, No 4. P. 48–55. doi: 10.22314/2073-7599-2021-15-4-48-55.
2. Bryukhanov A.Yu., Uvarov R.A., Belova L.M. Predposylki k formirovaniyu sanitarno-gigienicheskikh trebovaniy k podstilke dlya krupnogo rogatogo skota [Prerequisites for the formation of sanitary and hygienic requirements for cattle litter] // Tekhnika i oborudovanie dlya sela [Machinery and equipment for rural area]. 2020. No 2. P. 30–34. doi: 10.33267/2072-9642-2020-2-30-34.
3. Epanchintseva O.S., Trukhachev V.I., Nikitin V.Ya., Gordienko L.N., Semerunencko S.O. Otsenka effektivnosti sredstv farmakoprofilaktiki laktatsionnogo mastita u korov [Assessing the effectiveness of pharmacoprophylaxis lactational mastitis in cows] // Vestnik APK Stavropolya. Veterinariya [Agricultural Bulletin of the Stavropol region]. 2016. No 1. P. 61–65.
4. Koynova A.N. Otkhody v dokhody [Waste into income] // Effektivnoe zhivotnovodstvo. Tekhnika i oborudovanie dlya zhivotnovodstva [Effective animal husbandry. Technique and equipment for animal husbandry]. 2019. No 6. P. 40–43.
5. Komyakova E.M., Antonova O.I. Sostav navoza krs i sviney, osobennosti ispolzovaniya i perspektivy pererabotki [The composition of cattle and pig manure, features of use and prospects for recycling] // Vestnik AGAU [Bulletin of the Altai State Agrarian University]. 2020. No 6. P. 63–68.
6. Lenchenko E.M., Sachivkina N.P. Issledovanie bioplenok i fenotipicheskikh priznakov gribov roda Candida [Studies of biofilms and phenotypic characteristics of Candida fungi] // Veterinariya segodnya [Veterinary Science Today]. 2020. No 2. P. 132–138. doi: 10.29326/2304-196X-2020-2-33-132-138.
7. Metodicheskie rekomendatsii po tekhnologicheskomu

proektirovaniyu sistem udaleniya i podgotovki k ispolzovaniyu navoza i pometa [Guidelines for the technological design of systems for the removal and recycling for use of manure and bird droppings]. RD-APK 1.10.15.02-17. Moscow, 2017. 166 p.

8. Obolenskiy N.V., Martynichev A.V., Vandysheva M.S. Biogaz i udobreniya iz otkhodov [Biogas and fertilizers from waste] // *Ekonomika i predprinimatelstvo* [Economics and Entrepreneurship]. 2015. No 3-2. P. 816–818.

9. Pilip L.V., Kozvonin V.A., Syrchina N.V., Kolevatykh E.P., Ashikhmina T.Ya. Vliyanie podkisljeniya navoznykh stokov na ikh mikrobiologicheskie kharakteristiki [Effects of acidifying manure effluent on its microbiological characteristics] // *Teoreticheskaya i prikladnaya ekologiya* [Theoretical and applied ecology]. 2020. No 3. P. 161–167. doi: 10.25750/1995-4301-2020-3-161-167.

10. Pilip L.V. Syrchina N.V. Ekologicheskaya problema otrasli svinovodstva [The environmental problem of the pig industry] // *Agrarnaya nauka–sel'skomu hozyajstvu: sb. nauch. tr. XIV Mezhdunarodnoj nauchno-prakticheskoy konferencii*. [Agrarian science to agriculture: collection of materials of the XIV International scientific and practical conference]. Barnaul: Altai State Agrarian University, 2019. P. 193–196.

11. Pozvyaylo O.P., Kotovich I.V., Kopat N.V., Zaytsev S.Yu. Dinamika pokazateley mineralnogo obmena u korov-pervotelok v techenie laktatsionnogo perioda [Dynamics of indicators of mineral metabolism in first-calf heifers during the lactation period] // *Vestnik MDPU imya I. P. Shamyakina* [Vestnik MDPU named after I. P. Shamyakina]. 2016. No 1. P. 68–75.

12. Sergienko A.G., Psykalo S.P., Lukhanin V.A., Usova E.V. Issledovanie svoystv podstilochnogo materiala dlya zhivotnykh Severo-Kavkazskogo regiona [Study of the properties of bedding material for animals of the North Caucasus region] // *Nauchnyy zhurnal KubGAU* [Scientific journal of the Kuban State Agrarian University]. 2015. No 109. P. 597–607.

13. Syrchina N.V., Kantor G.Ya., Pugach V.N., Ashikhmina T.Ya. Vklad uglekislogo gaza i vody v parnikovyy effekt [Contribution of carbon dioxide and water to the greenhouse effect] // *Teoreticheskaya i prikladnaya ekologiya* [Theoretical and applied ecology]. 2021. No 4. P. 218–223. doi: 10.25750/1995-4301-2021-4-218-223.

14. Syrchina N.V., Pilip L.V., Ashikhmina T.Ya. Kontrol zapakhovogo zagryazneniya atmosfernogo vozdukha (obzor) [Control of odor pollution of atmospheric air (review)] // *Teoreticheskaya i prikladnaya ekologiya* [Theoretical and applied ecology]. 2022. No 2. P. 26–34. doi: 10.25750/1995-4301-2022-2-026-034.

15. Tarasov S.I., Kravchenko M.E., Buzhina T.A. Vliyanie dlitel'nogo regul'yarnogo primeneniya bespodstilochnogo navoza na plodorodie, ekologicheskuyu bezopasnost dernovo-podzolistoy supeschanoy pochvy [Influence of longterm regular of beddingfree manure applications on fertility, environmental safety of sodpodzolic sandy loam soil] // *Tekhnika i tekhnologii v zhivotnovodstve* [Equipment and technologies in animal husbandry]. 2020. No 2. P. 90–99.

16. Antezack A., Boxberger M., La Scola V., Monnet-Corti V. Isolation and Characterization of *Capnocytophaga* bilanii sp. nov., a Novel *Capnocytophaga* Species Detected in a Gingivitis Subject // *Pathogens*. 2021. No 10(5). P. 547. doi: 10.3390/pathogens10050547.

17. Bromley B., Oultram J.W.H. Are recycled manure solids an appropriate bedding material for dairy cattle compared to traditional materials? // *Cattle practice*. 2019. V. 27 (1). P. 26–40.

18. Font-Palma C. Methods for the treatment of cattle manure (a review). 2019. Vol. 5. No 2. P. 27. doi:10.3390/c5020027.

19. Leach K.A., Archer S.C., Breen, J.E., Green M.J., Ohnstad I.C., Tuerc S., Bradley A.J. Recycling manure as cow bedding: Potential benefits and risks for UK dairy farms // *The*

veterinary journal. 2015. Vol. 206. No 2. P. 123–130.

Pilip L.V., Syrchina N.V., Kolevatykh E.P. **Safety assessment of regenerated litter obtained at the filtration and drying plant.**

An increase in the number of farm animals in the Russian Federation leads to the production of a large amount of manure. The introduction of alternative mechanisms into the technological process of processing these wastes by large livestock complexes to speed up the processing process is innovative and relevant, but requires additional scientific research. The Bedding Recovery Unit (BRU) technology allows you to speed up the recycling process, reduce the amount of waste generated, and reduce the cost of purchasing, transporting and storing bedding. The object of the study was the solid fraction of cattle manure after the BRU FAN 720 bioreactor (filtration and drying) installation, used as a litter for dairy farm dairy herd animals. The research included the study of the physico-chemical and microbiological properties of the restored litter of cattle. The object of the study was the solid fraction of cattle manure after the BRU FAN 720 bioreactor (filtration and drying) installation, used as a litter for dairy farm dairy herd animals. The research included the study of the physico-chemical and microbiological properties of the restored litter of cattle. The technology of recycling cow manure in the production of reconstituted litter includes the separation of manure into solid and liquid fractions, followed by aerobic treatment of the solid fraction in rotating drums (bioreactors) at a temperature of 65-75 ° C. Manure treatment in a filtration and drying plant contributes to a significant reduction in the total number of microorganisms. *Capnocytophaga ochracea* is present in significant quantities, *Staphylococcus epidermidis*, *Escherichia coli*, yeast fungi of the genus *Candida* remain viable. The chemical composition of the reconstituted litter is close to the composition of non-litter manure, however, the reconstituted litter has a higher pH level. The content of heavy metals in the recovered bedding material, with the exception of Fe and Zn, is insignificant. The introduction of technology for recycling cattle manure with the production of bedding material can be considering as a promising direction for the rational disposal of the relevant secondary product, however, it is necessary to exclude risks, including for animal health, arising from the introduction of this technology in industrial animal husbandry.

Keywords: regenerated litter; bioreactor plant; filtration and drying plant; animal manure; disposal of animal manure.

Раскрытие информации о конфликте интересов: Автор заявляет об отсутствии конфликта интересов / Disclosure of conflict of interest information: The author claims no conflict of interest

Информация о статье / Information about the article

Поступила в редакцию / Entered the editorial office: 30.11.2022

Одобрено рецензентами / Approved by reviewers: 06.12.2022

Принята к публикации / Accepted for publication: 26.12.2022

Информация об авторах

Пилип Лариса Валентиновна, кандидат ветеринарных наук, доцент, Вятский государственный агротехнологический университет, Россия, 610030, г. Киров, Октябрьский проспект, 133, E-mail: pilip_larisa@mail.ru.

Сырчина Надежда Викторовна, кандидат химических наук, старший научный сотрудник, Вятский государственный университет, Россия, 610000, г. Киров, ул. Московская, 36, E-mail: nvms1956@mail.ru.

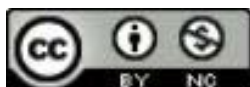
Колеватых Екатерина Петровна, кандидат медицинских наук, заведующий кафедрой, Кировский государственный медицинский университет, Россия, 610030, г. Киров, ул. К. Маркса, 112, E-mail: hibica@mail.ru.

Information about the authors

Larisa V. Pilip, Ph.D. in Veterinary, Docent, Vyatka State Agrotechnological University, 133, Oktyabrsky av., Kirov, 610030, Russia, E-mail: pilip_larisa@mail.ru.

Nadezhda V. Syrchina, Ph.D. in Chemistry, Senior Researcher, Vyatka State University, 36, Moskovskaya st., Kirov, 610000, Russia, E-mail: nvms1956@mail.ru.

Ekaterina P. Kolevatykh, Ph.D. in Medicine, Head of Department, Kirov State Medical University, 112, Karl Marx st., Kirov, 610030, Russia, E-mail: hibica@mail.ru.



*А.А. Утомбаева, А.М. Петров, Э.Р. Зайнулгабидинов, Т.В. Кузнецова,
А.А. Вершинин, Д.В. Иванов, Р.Р. Шагидуллин*

Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, semionova.alin@yandex.ru

ВЛИЯНИЕ ГРАНУЛЯТА ОСАДКА СТОЧНЫХ ВОД НА ХАРАКТЕРИСТИКИ СЕРОЙ ЛЕСНОЙ ПОЧВЫ И ПРОДУКТИВНОСТЬ РАСТЕНИЙ

В двухэтапном эксперименте изучено влияние внесения термомеханически обработанного гранулированного осадка сточных вод МУП «Водоканал» г. Казани на характеристики серой лесной среднесуглинистой почвы и продуктивность смеси одно- и двудольных растений (рожь посевная и вика посевная). Показано, что в первые 6 недель инкубации внесение гранулята из расчета 10 т/га при выдерживании без растений и при культивировании растений приводит к повышению дыхательной активности почвы, способствует увеличению микробиологического разнообразия. Гранулят обогащает почву органическими и минеральными компонентами, а проходящие биохимические процессы повышают их доступность для растений, улучшают свойства и плодородие почв. Выращивание на втором этапе эксперимента смеси растений на чистой серой лесной почве и почвенных образцах с гранулятом, ранее инкубированных при культивировании растений или без них, показало, что в образцах с гранулятом продуктивность суммарной зеленой массы на 8–14% выше. Значения коэффициента микробного дыхания после эксперимента в почвенных образцах с гранулятом находились в диапазоне 0.11–0.12, что соответствует наиболее благоприятному и стабильному состоянию почвы, при этом в них сохранялась более высокая численность микроорганизмов. Полученный при термомеханической обработке осадков сточных вод гранулят может быть использован при проведении мероприятий по предотвращению деградации и восстановлению продуктивности нарушенных земель. Переработка осадка сточных вод в гранулят позволяет получить удобрение для сельского хозяйства и лесоводства, значительно сокращая площади необходимых для их хранения иловых площадок или даже исключая необходимость в них.

Ключевые слова: серая лесная почва; гранулят осадка сточных вод; дыхательная активность; микробный пул; плодородие; продуктивность растений.

DOI: <https://doi.org/10.24852/2411-7374.2023.1.52.60>

Введение

Объемы образующихся осадков городских сточных вод ежегодно растут, что обостряет проблемы, связанные с экономически эффективной и экологически безопасной их утилизацией. Под депонирование осадков сточных вод (ОСВ) заняты значительные площади, а их экологически безопасная переработка и хранение требуют привлечения значительных материально-технических ресурсов. Все это заставляет искать новые пути безопасного применения и утилизации ОСВ.

Реутилизация органических отходов в сельском хозяйстве, лесоводстве и зеленом строительстве позволяет нивелировать нарушения в биологическом круговороте углерода, азота, фосфора и других биофильных элементов (Минеев и др., 2003; Плеханова, Бамбушева, 2009; Sepulvado et al., 2011).

Особую актуальность приобрели исследова-

ния, в которых проводится оценка эффективности применения ОСВ, их экологической безопасности, а также влияния на качество урожая. Комплексные агроэкологические исследования ОСВ и компостов на их основе, проведение модельных вегетационных и микрополевых опытов позволяют разрабатывать и дополнять теоретическую базу, необходимую для оптимизации применения данного вида нетрадиционных удобрений в агрикультуре и для решения проблем их экологически безопасной утилизации (Гунина, 2017).

При использовании необработанных ОСВ существует опасность загрязнения почв и грунтовых вод тяжелыми металлами, патогенной микрофлорой, яйцами гельминтов, дурно пахнущими веществами (Рязанов и др., 2020), что требует их предварительной обработки.

Технология обработки ОСВ, внедренная на МУП «Водоканал» г. Казани, предусматривает их

Таблица 1. Характеристики серой лесной почвы
Table 1. Characteristics of gray forest soil

Гумус, % Humus, %	$N_{\text{вал}}, \%$ $N_{\text{tot}}, \%$	$P_{\text{общ}}, \%$ $P_{\text{tot}}, \%$	$P_{\text{подв.}}, \text{мг/кг}$ $P_{\text{мо}}, \text{mg/kg}$	$pH_{\text{вод}}$ pH_{w}
4.4	0.21	0.07	103	6.25

обезвоживание и сушку при температуре 105–110 °С до влажности 5–10%, что обеспечивает элиминацию условно-патогенной микрофлоры, повышает влагостойкость образующихся в процессе сушки гранул. Высушенный продукт – «гранулят» по своим характеристикам соответствует требованиям ГОСТ Р 17.4.3.07–2001, что позволяет использовать его в качестве удобрения.

Цель работы – изучить влияние гранулята ОСВ МУП «Водоканал» г. Казани на биохимическую активность, микробный пул и агрохимические характеристики серой лесной среднесуглинистой почвы, а также на продуктивность сельскохозяйственных растений.

Материалы и методы исследования

В эксперименте использовали серую лесную среднесуглинистую почву (табл. 1) и гранулят термомеханически обработанного осадка сточных вод МУП «Водоканал» г. Казани.

Гранулят ОСВ содержит необходимые для развития растений и почвенных микроорганизмов органические вещества и биогенные элементы (Исследование ..., 2022), что существенно повышает ценность получаемого продукта (табл. 2).

Хронические лабораторно-вегетационные эксперименты проводили в соответствии с ГОСТ Р ИСО 22030–2009. В качестве тест-объектов использовали рожь посевную (*Secale cereale* L.) и вику посевную (*Vicia sativa* L.), семена которых высевали в почву в соотношении 1:1. Выбор данных культур был обусловлен, в том числе, их устойчивостью к неблагоприятным факторам, способностью активировать почвенные процессы (Лапшин, 2016; Митрополова, 2020; Утомбаева и др., 2022).

В качестве вегетационных сосудов использовали пластиковые емкости диаметром 11 см и объемом 550 мл, содержащие 400 г почвы. Ин-

кубирование осуществляли при температуре 19–25 °С, влажности 20–25%, 16-часовом световом дне с интенсивностью освещения 4000 Лк. Количество повторностей в каждом варианте – 3.

В опытах с растениями в каждый сосуд высевали по 12 семян (6+6). Для выравнивания условий освещения местоположение вегетационных сосудов ежедневно меняли, варианты располагали случайно. Через две недели после их прорастания часть растений срезали и оставляли по 6 растений в емкости (3+3). Еще через четыре недели (42 суток) собирали остальные растения и определяли их наземную и подземную фитомассу.

В варианте Б после первого этапа эксперимента растения полностью удаляли из вегетационных сосудов; на втором этапе выполняли повторную высадку растений и определение фитомассы по аналогичной схеме.

После 1 и 2 этапов эксперимента в почвенных образцах определяли дыхательную активность и состав микробоценозов, содержание органического вещества, валовое содержание азота и фосфора, содержание подвижных форм фосфора.

Интенсивность почвенного дыхания устанавливали газохроматографическим методом (Вершинин и др., 2016). На основе измерений были определены параметры дыхательной активности: скорость базального дыхания ($V_{\text{баз.}}$), скорость субстрат-индуцированного дыхания ($V_{\text{сид.}}$), коэффициент микробного дыхания ($Q_r = V_{\text{баз.}}/V_{\text{сид.}}$). Концентрацию CO_2 в пробах определяли на газовом хроматографе «Хроматек Кристалл 5000.2».

Количественный и качественный состав микроорганизмов изучали методом посева почвенной суспензии на диагностические среды с использованием общепринятых методов (Егоров, 1995).

Результаты и их обсуждение

Режим термомеханической обработки ОСВ МУП «Водоканал» г. Казани обеспечивает получение гранулята, характеристики которого не ограничивают возможность его использования в качестве удобрения под зерновые, зернобобовые, зернофуражные и технические культуры, в промышленном цветоводстве, зеленом строитель-

Таблица 2. Характеристики гранулята ОСВ
Table 2. Characteristics of granulate sludges

Влажность, % Moisture, %	Орг. в-во, % Organic matter, %	Зольность, % Ash content, %	$N_{\text{общ.}}, \%$ $N_{\text{tot}}, \%$	$P_{\text{общ.}}, \%$ $P_{\text{tot}}, \%$	$P_{\text{подв.}}, \text{мг/кг}$ $P_{\text{mob}}, \text{mg/kg}$	$pH_{\text{сол}}$ pH_{salt}	Класс опасности Hazard class
6.3	60.4	39.6	3.0	1.5	2000	6.2	IV

Таблица 3. Микробиологические характеристики гранулята ОСВ
Table 3. Microbiological characteristics of granulate sludges

Микроорганизмы Microorganisms	Количество, КОЕ/г абс. сухой массы Quantity, CFU/g abs. dry mass
Гетеротрофные / Heterotrophic	$1 \cdot 10^9$
Актиномицеты / Actinomycetes	$4.9 \cdot 10^7$
Микромицеты / Micromycetes	≤ 100
Бактерии, утилизирующие минеральный азот / Bacteria recycling mineral nitrogen	$1.0 \cdot 10^8$
Целлюлозоразрушающие / Pulp destructing	$0.5 \cdot 10^4$
Нитрификаторы / Nitrifiers	1

стве, лесных и декоративных питомниках, для биологической рекультивации нарушенных земель и полигонов ТБО (ГОСТ Р 17.4.3.07–2001).

Микробиологический анализ гранулята показал, что даже после термической обработки он содержит достаточно широкий перечень микроорганизмов, способных обогатить почвенные микробиоценозы нарушенных земель (табл. 3).

С целью изучения возможности использования гранулята ОСВ в качестве удобрения был проведен двухэтапный эксперимент, который состоял из трех параллельных опытов (табл. 4).

Сопоставление параметров дыхательной активности показало, что инкубация образцов серой лесной почвы (вариант 1К) в условиях рыхления и увлажнения привела к 1.5-кратному увеличению скорости базального дыхания (рис. 1). При этом интенсивность почвенного дыхания в присутствии гранулята (варианты 1А и 1Б) была в 2.3 раза выше, чем в исходной почве до ее инкубации (вариант К) и в 1.6 раза выше, чем в контрольных почвенных образцах после первого этапа эксперимента (вариант 1К). Культивирование растений на почве с гранулятом (вариант 1Б) никак не отра-

жалось на величине $V_{\text{базал}}$.

Выращивание растений на втором этапе эксперимента привело к существенному уменьшению $V_{\text{базал}}$ и нивелированию различий между вариантами, что указывает на снижение влияния гранулята на эмиссию углекислого газа в атмосферу.

Периодическое рыхление и увлажнение почвенных образцов без гранулята (1К) в ходе полуторамесячной инкубации привело к 1.6-кратному увеличению $V_{\text{сид}}$, что указывает на повышение активности резидентной микрофлоры (рис. 2). В вариантах с гранулятом величина субстрат-индуцированного дыхания превосходила данный параметр контрольных образцов (1К), что связано как с появлением дополнительных питательных веществ, так и с внесением аллохтонной микрофлоры, способствующей росту дыхательной активности.

Гранулят в условиях рыхления (вариант 1А) в 2.2 раза увеличивал интенсивность $V_{\text{сид}}$, означая возрастание активности микробного сообщества. Тот же эффект, но в меньшей степени обнаружен и на 2 этапе эксперимента (вариант 2А).

На первом этапе при выращивании растений

Таблица 4. Варианты опытов на последовательных этапах эксперимента
Table 4. Variants of experiments at successive stages of the experiment

Исходные образцы (варианты)		
К (контроль)	А	Б
Чистая почва	Почва, содержащая гранулят из расчета 10 т/га	
1 этап (варианты)		
1К	1А	1Б
Проба К 42-суточная инкубация (перемешивание, увлажнение)	Проба А 42-суточная инкубация (перемешивание, увлажнение)	Проба Б 42-суточное культивирование растений (увлажнение)
2 этап (варианты)		
2К	2А	2Б
Проба 1К 42-суточное культивирование растений (увлажнение)	Проба 1А 42-суточное культивирование растений (увлажнение)	Проба 1Б 42-суточное культивирование растений (увлажнение)

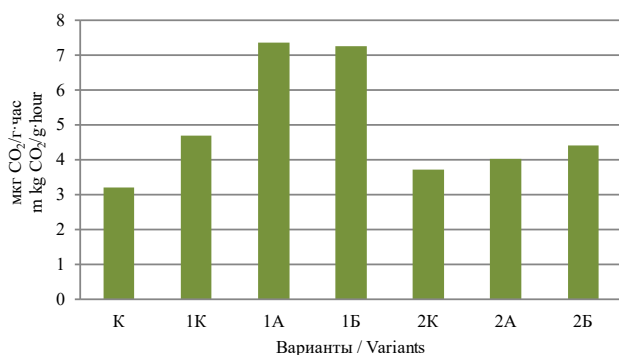


Рис. 1. Интенсивность базального дыхания
Fig. 1. Basal respiration rates

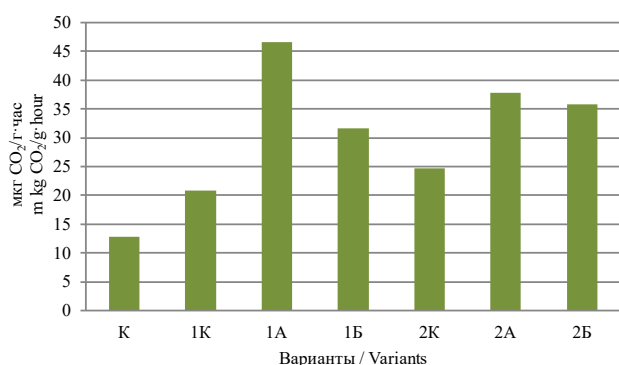


Рис. 2. Интенсивность субстрат-индуцированного дыхания
Fig. 2. Substrate induced respiration rate

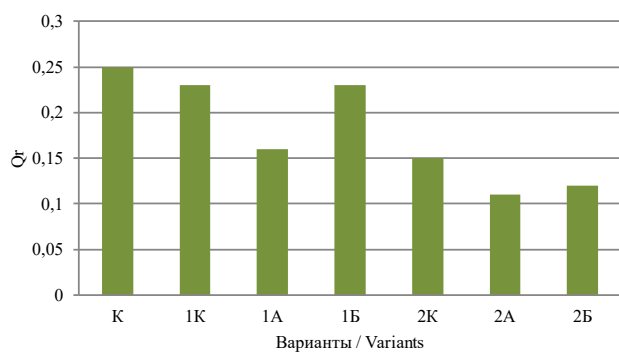


Рис. 3. Коэффициент микробного дыхания
Fig. 3. Microbial respiration coefficient

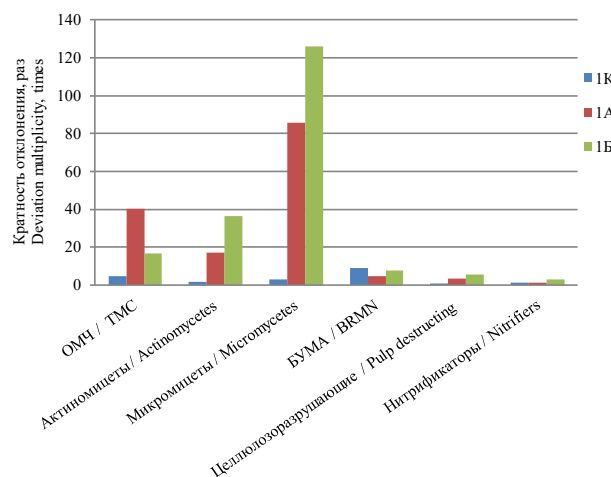


Рис. 4. Изменение численности микроорганизмов после первого этапа эксперимента (исходное количество (K = 1.0)
Fig. 4. Changes in the number of microorganisms after the first stage of the experiment (initial number (K = 1.0)

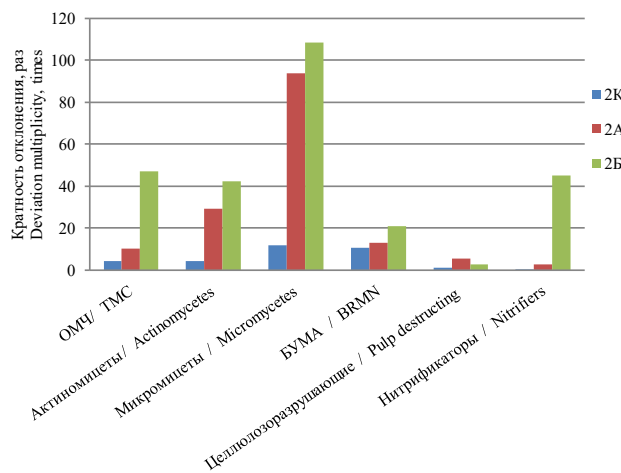


Рис. 5. Изменение численности микроорганизмов после второго этапа эксперимента (начальное количество (K = 1.0)
Fig. 5. Changes in the number of microorganisms after the second stage of the experiment (initial number (K = 1.0)

Таблица 5. Относительное содержание подвижных форм фосфора в почвах
Table 5. Relative content of mobile forms of phosphorus in soils

	Варианты / Variants					
	1K	1A	1B	2K	2A	2B
P _{подв.} , % / P _{mob.} , %	6.7	11.1	9.6	8.6	14.1	19.9

на почве с гранулятом (вариант 1Б) уровень субстрат-индуцированного дыхания был в 1.4 раза выше, чем в контроле (1К), но в 1.5 раза ниже, чем в опыте без растений (вариант 1А), что вероятно, определяется конкуренцией растений и микроорганизмов за питательные субстраты, менее интенсивными массообменными процессами при инкубации без перемешивания.

Посев растений в почву на 2 этапе эксперимента нивелировал различия $V_{\text{сид}}$ в вариантах 2А и 2Б, она была на одном уровне.

Коэффициент микробного дыхания (Q_r) является важным эколого-физиологическим показателем, позволяющим судить о состоянии микробного сообщества, о наличии или отсутствии действия неблагоприятных климатических или антропогенных воздействий на почву. Анализ значений Q_r показывает, что внесение гранулята не приводило к разбалансированности почвенных процессов и к нарушению устойчивости микробного пула почв (рис. 3). Во всех случаях стабильность почвенных микробоценозов с гранулятом существенно не отличалась от варианта без гранулята. Необходимо отметить, что на втором этапе опыта значения Q_r располагались в диапазоне 0.11–0.15, что, по мнению ряда исследователей, соответствует наиболее благоприятному состоянию почвы (Anderson, Domsch, 1993; Hund, Schenk, 1994; Благодатская, 1996; Ананьева, 1993).

Инкубация исходного образца почвы в заданных условиях (вариант 1К) привела к увеличению численности гетеротрофных микроорганизмов (ОМЧ) в 4.7 раза, актиномицетов – в 1.6 раза, микромицетов – 3.1 раза, бактерий, утилизирующих минеральный азот (БУМА), – в 9.1 раза (рис. 4). После первого этапа эксперимента в опытных вариантах количество микроорганизмов было значительно выше, чем в контроле. Выращивание растений в почве с гранулятом (вариант 1Б) привело к 2.9-кратному увеличению количества нитрификаторов.

Возрастание количества микромицетов на органоминеральном фоне можно рассматривать как положительный тренд, так как они являются активными трансформаторами органического материала на последних стадиях его разложения. Однако после первого этапа эксперимента в отличие от контроля, характеризующегося видовым разнообразием микромицетного комплекса, в варианте 1А они были представлены одним доминирующим видом. В варианте 1Б доминирование данного штамма наблюдалось, однако в этом случае пул включал и другие виды микромицетов.

После второго этапа эксперимента числен-

ность всех групп микроорганизмов в опытных образцах была выше, чем в контрольной почве (рис. 5). В последней (2К) наблюдалось снижение численности нитрифицирующих микроорганизмов. В вариантах с гранулятом микробный пул содержал несколько видов микромицетов при менее выраженном количественном преобладании доминировавшего на первом этапе штамма. Внесение гранулята ОСВ в исходную почву (вариант К) из расчета 10 т/га привело к увеличению содержания органического вещества в вариантах А и Б на 1.5%. Однако, проведенный после первого этапа эксперимента анализ показал, что в вариантах 1А и 1Б его содержание было на 11.7% выше, чем в образцах исходных образцах с гранулятом (А и Б) и на 13.8% выше, чем в варианте 1К, что, вероятно, определяется высокой биохимической активностью формирующегося в присутствии ОСВ почвенного микробоценоза. При выращивании растений на втором этапе эксперимента в контрольных и опытных почвенных образцах наблюдалось снижение содержания органического вещества, однако в образцах с гранулятом оно было несколько выше, чем в контрольном (2К) и исходной почве с гранулятом (рис. 6.)

Внесение гранулята в исходную почву увеличило валовое содержание азота и фосфора в опытных почвенных образцах на 25 и 40%, соответственно. После первого этапа эксперимента в вариантах почв с гранулятом валовое содержание азота было на 21% (вариант 1А) и на 42% (вариант 1Б) выше, чем в варианте 1К (рис. 7). Если в варианте 1А уровень азота согласуется с внесенным с гранулятом количеством, то в 1Б он был в 1.7 раза выше. Увеличение содержания азота в варианте 1Б вероятно связано с симбиотическим действием бобового растения (*Vicia sativa* L.) и клубеньковых бактерий, приводящим к накоплению азота в почве.

После второго этапа эксперимента содержание $N_{\text{вал}}$ в контрольном варианте (2К) не изменилось, а в опытных оно снизилось, но было на 5% (2А) и на 21% (2Б) выше, чем в варианте без гранулята (2К).

Содержание фосфора в вариантах 1А и 1Б после первого этапа эксперимента было на 32% и 58% выше, чем в варианте 1К (рис. 8). На втором этапе после выращивания растений в варианте 2К общее содержание фосфора не изменилось, а в варианте 2А незначительно увеличилось (рис. 8). В варианте 2Б после повторного выращивания растений содержание фосфора снизилось до значений близких, к контрольному варианту (2К).

После первого этапа эксперимента содержание подвижных форм фосфора в вариантах с гра-

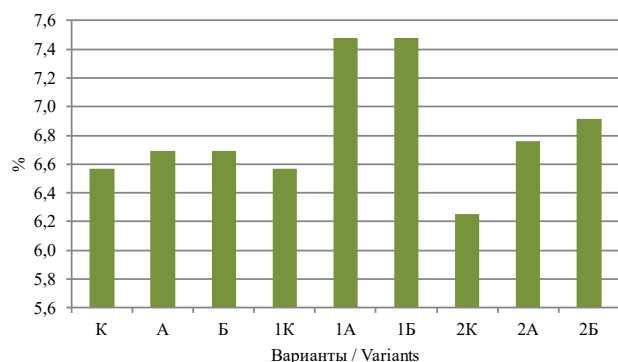


Рис. 6. Содержание органического вещества в почвах

Fig. 6. The organic matter content in soils

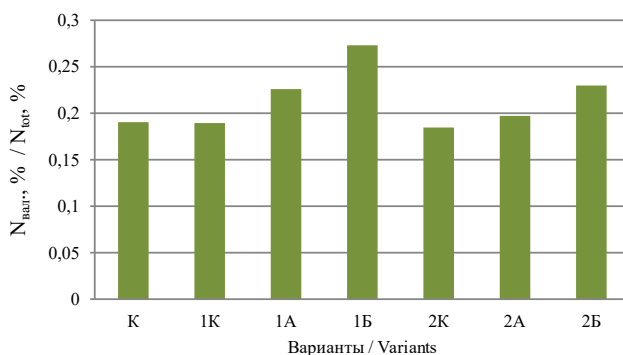


Рис. 7. Содержание валового азота в почвах

Fig. 7. Total nitrogen content in soils

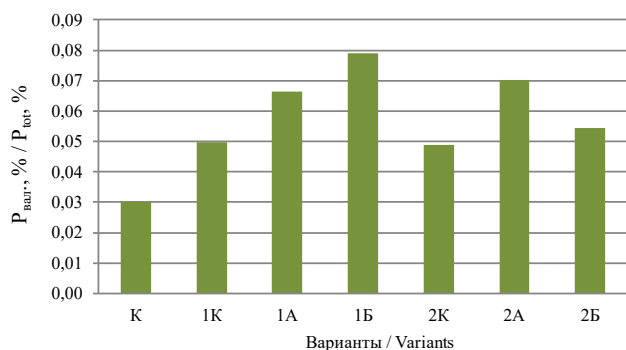


Рис. 8. Содержание валового фосфора в почвах

Fig. 8. Total phosphorus content in soils

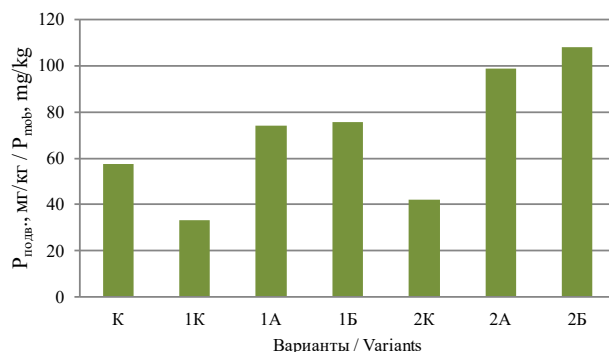


Рис. 9. Содержание подвижных форм фосфора в почвах

Fig. 9. Content of mobile forms of phosphorus in soils

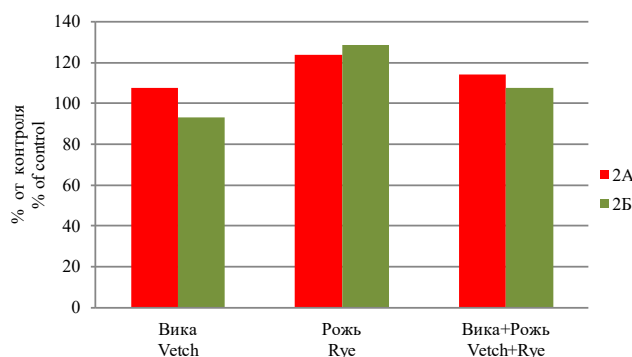


Рис. 10. Влияние гранулята на прирост надземной фитомассы растений на втором этапе эксперимента

Fig. 10. Effect of granulate on green mass gain in the second stage of the experiment

нулятом было на 29–32% выше, а в контрольной (1К) – на 48% ниже, чем в исходной почве (рис. 9).

На втором этапе эксперимента проходящие в почве микробиологические процессы, корневые выделения растений трансформировали внесенные с гранулятом питательные вещества, что привело к увеличению доли подвижных форм фосфора в контрольном и опытных вариантах (табл. 5) увеличению содержания $P_{\text{подв}}$ в образцах 2А и 2Б

на 33% и 43%, соответственно, от их концентрации в почвенных образцах после первого этапа эксперимента.

На втором этапе эксперимента при выращивании растений в присутствии гранулята наблюдался 8–14% прирост суммарной надземной фитомассы (рис. 10), а также увеличение массы корней на 6–9%. При этом продуктивность ржи в образцах с гранулятом была на 24–29% выше, а вики незначительно отличалась от контроля (2К).

Следует отметить, что в варианте Б суммарная биомасса растений за два этапа эксперимента относительно фитомассы, выросшей на почвенных образцах без гранулята (2К), составила 166%, 197% и 178% у вики, ржи и смеси растений, соответственно, а относительно варианта А она составила 154%, 159 и 156%, соответственно.

Закключение

Проведенные исследования показали, что внесение гранулята ОСВ МУП «Водоканал» в серую лесную среднесуглинистую почву из расчета 10 т/га увеличивает численность и разнообразие микробного пула, способствует активизации почвенных процессов при сохранении стабильности микробного сообщества. Присутствующие в гра-

нуляте органические и минеральные компоненты обогащают почву, а проходящие биохимические процессы повышают их доступность для растений, улучшают свойства почв и повышают их плодородие.

Через 3 месяца после внесения гранулята различия в уровнях эмиссии CO₂ в вариантах с гранулятом ОСВ и без него нивелируются.

Сидеральный посев растений сразу после внесения гранулята или выдержка почвы с гранулятом без растений в целом дают близкий эффект, положительно влияют на свойства и продуктивность почвы. И в том, и другом случаях в почвах отмечается синтез органического вещества и увеличение содержания подвижных форм фосфора. При выращивании смеси злаковых и бобовых растений на первом этапе эксперимента в почвах с гранулятом отмечено увеличение содержания общего азота.

На втором этапе эксперимента при посеве смеси растений присутствие гранулята в почве привело увеличению подземной и надземной фитомассы.

Результаты исследований показывают, что полученный при термомеханической обработке осадков сточных вод МУП «Водоканал» гранулят может быть использован при проведении различных мероприятий, направленных на восстановление продуктивности земель. Переработка ОСВ в гранулят позволяет получить эффективное удобрение для сельского хозяйства и лесоводства, уменьшая (или исключая) значительные площади иловых площадок для их хранения.

Список литературы

1. Ананьева Н.Д., Благодатская Е.В., Орлинский Д.Б., Мякшина Т.Н. Методические аспекты определения скорости субстрат-индуцированного дыхания почвенных микроорганизмов // Почвоведение. 1993. №11. С. 72–77.
2. Благодатская Е.В., Ананьева Н.Д. Оценка устойчивости микробных сообществ в процессе разложения поллютантов в почве // Почвоведение. 1996. №11. С. 1341–1346.
3. Вершинин А.А., Петров А.М., Каримуллин Л.К., Шурмина Н.В. Культивирование высших растений и дыхательная активность нефтезагрязненных почв // Российский журнал прикладной экологии. 2016. №3. С. 46–51.
4. ГОСТ Р ИСО 22033–2009. Качество почвы. Биологические методы. Хроническая токсичность в отношении высших растений.
5. ГОСТ Р 17.4.3.07–2001. Охрана природы. Почвы. Требования к свойствам осадков сточных вод при использовании их в качестве удобрений.
6. ГОСТ Р 52838–2007. Корма. Методы определения содержания сухого вещества.
7. Гунина Е.А. Агроэкологическая оценка осадков сточных вод очистных сооружений Южное Бутово г. Москвы для применения в агрикультуре: Дисс. ... канд. биол. наук. М., 2017. 142 с.

8. Егоров Н.С. Руководство к практическим занятиям по микробиологии. М.: Изд-во МГУ, 1995. 224 с.

9. Исследование и оценка физико-химических, токсикологических и микробиологических характеристик гранулята – термически обработанного илового осадка биологических очистных сооружений канализации и научное обоснование направлений его утилизации. Отчет о НИР. Институт проблем экологии и недропользования Академии наук Республики Татарстан. Казань, 2022. 23 с.

10. Лапшин Ю.А. Смешанные озимые агрофитоценозы как способ производства высококачественного зеленого корма и фуражного зерна // Вестник Марийского государственного университета. Сер. Сельскохозяйственные науки. Экономические науки. 2016. №1. С. 3034.

11. Минеев В.Г., Анциферова Е.Ю., Большеева Т.Н., Касатиков В.А. Распределение кадмия и свинца в профиле дерново-подзолистой почвы при длительном удобрении ее осадками сточных вод // Агрохимия. 2003. №1. С. 45–49.

12. Митрополова Л.В., Коротких Э.В., Павлова О.В., Ивлева О.Е., Дуденко Г.А. Роль сидератов в улучшении агрофизических показателей буроземно-луговой почвы в условиях Приморского края // Кронос. 2020. №7. С. 52–56.

13. Плеханова И.О., Бамбушева В.А. Мониторинг содержания тяжелых металлов в агродерново-подзолистых супесчаных почвах Восточного Подмосквия, загрязненных в результате применения осадков сточных вод // Экологические проблемы агрохимии. 2009. №3. С. 27–34.

14. Рязанов С. С., Кулагина В. И., Грачев А. Н., Сунгатуллина Л. М., Забелкин С. А., Шагидуллин Р. Р. Влияние биоуглей из илов сточных вод на рост растений, почвенные микроорганизмы и содержание азота в серых лесных почвах // Принципы экологии. 2020. №4. С. 54–70. doi: 10.15393/j1.art.2020.10282

15. Утомбаева А.А., Зайнулгабидинов Э.Р., Кузнецова Т.В., Петров А.М. Скрининг растений для фиторемедиации нефтезагрязненных почв // Российский журнал прикладной экологии. 2022. № 1. С. 68–75. <https://doi.org/10.24852/2411-7374.2022.1.68.75>.

16. Anderson T.-H., Domsch K.H. The metabolic quotient for CO₂ (q CO₂) as a specific activity 8parameter to assess the effect of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils // Soil biology & biochemistry. 1993. Vol. 25, № 3. P. 393–395.

17. Hund K, Schenk B. The microbial respiration quotient as indicator for bioremediation processes // Chemosphere. 1994. Vol. 28, №3. P. 477–490.

18. Sepulvado J.G., Blaine A.C., Hundal L.S., Higgins C.P. Occurance and Fate of Perfluorochemicals in Soil Following the land application of municipal biosolids // Environmental science & technology. 2011. №45. P. 8106–8112.

References

1. Anan`eva N.D., Blagodatskaya E.V., Orlinskij D.V., Myakshima T.N. Metodicheskie aspekti opredeleniya skorosti substrat-inducirovannogo dyhaniya pochvennyh mikroorganizmov [Methodological aspects of determinanig the rate of substrate-induced respiration of soil microorgavisms] // Pochvovedenit [Soil science]. 1993. No 11. P. 72–77.
2. Blagodatskaya E.V., Anan`eva N.D. Ocenka ustojchivosti mikrobyh soobshchestv v processe razlozheniya pollutantov v pochve [Evaluation of the resistance of microbial communities in the process of decomposition of pollutants in soil] // Pochvovedenie [Soil science]. 1996. No 11. P. 1341–1346.
3. Vershinin A.A., Petrov A.M., Karimullin L.K., Shurmina N.V. Kul'tivirovanie vysshih rastenij i dyhatel'naya aktivnost' neftezagryaznennyh pochv [Cultivation of higher plants and

respiratory activity of oily soils] // Rossijskij zhurnal prikladnoj ekologii [Russian journal of applied ecology]. 2016. No 3. P. 46–51.

4. GOST R ISO 22033–2009. Kachestvo pochvy. Biologicheskie metody. Hronicheskaya toksichnost' v otnoshenii vysshih rastenij [Soil quality. Biological methods. Chronic toxicity to higher plants].

5. GOST R 17.4.3.07–2001. Ohrana prirody. Pochvy. Trebovaniya k svoystvam osadkov stochnyh vod pri ispol'zovanii ih v kachestve udobrenij [Conservation. Soils. Requirements for the properties of wastewater sludge when used as fertilizer].

6. GOST R 52838–2007. Korma. Metody opredeleniya soderzhaniya suhogo veshchestva [Feed. Dry matter determination methods.].

7. Gunina E.A. Agroekologicheskaya ocenka osadkov stochnyh vod ochistnyh sooruzhenij YUzhnoe Butovo g. Moskvy dlya primeneniya v agrikul'ture [Agroecological assessment of wastewater sludge at the South Butovo treatment facilities in Moscow for use in agriculture]: DSc (Cand. of biol.) thesis. Moscow, 2017. 142 p.

8. Egorov N.S. Rukovodstvo k prakticheskim zanyatiyam po mikrobiologii [Microbiology practice guide]. Moscow, 1995. 224 p.

9. Issledovanie i ocenka fiziko-himicheskikh, toksikologicheskikh i mikrobiologicheskikh harakteristik granulyata – termicheski obrabotannogo ilovogo osadka biologicheskikh ochistnyh sooruzhenij kanalizacii i nauchnoe obosnovanie napravlenij ego utilizacii [Study and assessment of physical, chemical, toxicological and microbiological characteristics of granulate - thermally treated sludge of biological sewage treatment facilities and scientific justification of its disposal directions] Institut problem ekologii i nedropol'zovaniya Akademii nauk Respubliki Tatarstan. Kazan, 2022. 23 p.

10. Lapshin Yu.A. Smeshannye ozimye agrofytocenozy kak sposob proizvodstva vysokokachestvennogo zelenogo korma i furazhnogo zerna [Mixed winter agrophytocenoses as a way to produce high-quality green feed and forage grains] // Vestnik Marijskogo gosudarstvennogo universiteta. Ser. «Sel'skoozaystvennye nauki. Ekonomicheskie nauki» [Proceedings of Mari State University. Ser. Rural and economic sciences. Economic sciences]. 2016. No 1. P. 30–34.

11. Mineev V.G., Anciferova E.Yu., Boly'sheva T.N., Kasatkov V.A. Raspreделение kadmiya i svinceza v profile dornovo-podzolistoj pochvy pri dlitel'nom udobrenii ee osadkami stochny'x vod [Distribution of cadmium and lead in the profile of soddy-podzolic soil during long-term fertilization with sewage sludge] // Agrokhimiya [Agrochemistry]. 2003. No 1. P. 45–49.

12. Mitropolova L.V., Korotkih E.V., Pavlova O.V., Ievleva O.E., Dudenko G.A. Rol' sideratov v uluchshenii agrofizicheskikh pokazatelej burozemno-lugovoj pochvy v usloviyah Primorskogo kraja [Role of siderates in improving agrophysical parameters of brown-meadow soil in Primorsky krai] // Chronos. 2020. No 7. P. 52–56.

13. Plexanova I.O., Bambusheva V.A. Monitoring soderzhaniya tyazhely'x metallov v agrodernovo-podzolisty'x supeschany'x pochvax Vostochnogo Podmoskov'ya, zagryaznenny'x v rezul'tate primeneniya osadkov stochny'x vod [Monitoring of heavy metals content in agro-podzolic sandy loamy soils of the Eastern Moscow region, contaminated as a result of the use of sewage sludge] // E'kologicheskie problemy' agrokhimii [Environmental problems of agrochemistry]. 2009. No 3. P. 27–34.

14. Ryazanov S.S., Kulagina V.I., Grachev A.N., Sungatullina L.M., Zabelkin S.A., Shagidullin R.R. Vliyanie biougley iz ilov stochnyh vod na rost rastenij, pochvennye mikroorganizmy i soderzhanie azota v seryh lesnyh pochvakh [Effect of wastewater

silt bio-coal on plant growth, soil microorganisms, and nitrogen content in gray forest soils] // Principy ekologii [Principles of ecology]. 2020. No 4. P. 54–70. doi: 10.15393/j1.art.2020.10282.

15. Utombaeva A.A., Zainulgabidinov E'R., Kuznecova T.V., Petrov A.M. Skringing rastenij dlya fitoremediacii neftezagryaznenny'x pochv [Screening of plants for phytoremediation of oil-contaminated soils] // Rossijskij zhurnal prikladnoj e'kologii [Russian Journal of Applied Ecology]. 2022. No 1. P. 68–75. doi: <https://doi.org/10.24852/2411-7374.2022.1.68.75>.

16. Anderson T.-H., Domsch K.H. The metabolic quotient for CO₂ (q CO₂) as a specific activity parameter to assess the effect of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils // Soil biology & biochemistry. 1993. Vol. 25, No 3. P. 393–395.

17. Hund K., Schenk B. The microbial respiration quotient as indicator for bioremediation processes // Chemosphere. 1994. Vol. 28, No 3. P. 477–490.

18. Sepulvado J.G., Blaine A.C., Hundal L. S., Higgins C.P. Occurance and Fate of Perfluorochemicals in Soil Following the land application of municipal biosolids // Enviromental science & technology. 2011. No 45. P. 8106–8112.

Utombaeva A.A., Petrov A.M., Zainulgabidinov E.R., Kuznetsova T.V., Vershinin A.A., Ivanov D.V., Shagidullin R.R. **Effect of sewage sludge granulate on gray forest soil characteristics and plant productivity.**

The two-stage complex experiment studied the impact of the introduction of thermomechanically treated granulated sewage sludge of the Vodokanal Municipal Unitary Enterprise in Kazan on the characteristics of gray forest medium-carbonaceous soil and the productivity of the mixture of mono- and dicotyledonous plants grown on it (sown rye and sown vetch). It has been shown that in the first 6 weeks of incubation of soil samples, the introduction of granulate at the rate of 10 t/ha during maintenance without plants and during cultivation of plants leads to an increase in the respiratory activity of the soil, contributes to an increase in its microbiological diversity, while maintaining its stability. The sediment granulate enriches the soil with organic and mineral components, and the ongoing biochemical processes increase their availability to plants, improve soil properties and fertility. Growing at the second stage of the experiment a mixture of plants on pure gray forest soil and soil samples with granulate, previously incubated in cultivated plants or without them, showed that the samples with granulate productivity of total green mass by 8–14% higher. The values of the microbial respiration coefficient after the experiment in soil samples with granulate were in the range of 0.11–0.12, which, according to a number of researchers, corresponds to the most favorable and stable soil condition, while a higher number of microorganisms remained in them.

The granulate obtained during thermomechanical treatment of wastewater sludge of the Vodokanal Municipal Unitary Enterprise can be used to prevent and reduce degradation, protection and restoration of land productivity. Processing sewage sludge into granulate allows us to obtain fertilizer for agriculture and forestry, significantly reducing the area of silt sludge sites necessary for their storage or even eliminating the need for them.

Keywords: gray forest soil; granulate of sewage sludge; respiratory activity; microbial pool; fertility; plant productivity.

Раскрытие информации о конфликте интересов: Автор заявляет об отсутствии конфликта интересов / Disclosure of conflict of interest information: The author claims no conflict of interest

Информация о статье / Information about the article

Поступила в редакцию / Entered the editorial office: 31.08.2022

Одобрено рецензентами / Approved by reviewers: 14.09.2022

Принята к публикации / Accepted for publication: 10.10.2022

Информация об авторах

Утомбаева Алина Александровна, младший научный сотрудник, Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, Россия, 420087, г. Казань, ул. Даурская, 28, E-mail: semionova.alin@yandex.ru.

Петров Андрей Михайлович, кандидат биологических наук, заведующий лабораторией, Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, Россия, 420087, г. Казань, ул. Даурская, 28, E-mail: zpam2@rambler.ru.

Зайнулгабидинов Эрик Ренатович, кандидат биологических наук, старший научный сотрудник, Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, Россия, 420087, г. Казань, ул. Даурская, 28, E-mail: comp05@mail.ru.

Кузнецова Татьяна Васильевна, научный сотрудник, Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, Россия, 420087, г. Казань, ул. Даурская, 28, E-mail: kuznetsovatyana@mail.ru.

Вершинин Анатолий Андреевич, кандидат биологических наук, старший научный сотрудник, Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, 420087, Россия, г. Казань, ул. Даурская, 28, E-mail: A-vershinin@mail.ru.

Иванов Дмитрий Владимирович, кандидат биологических наук, зам. директора по научной работе, Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, 420087, Россия, г. Казань, ул. Даурская, 28, E-mail: water-rf@mail.ru.

Шагидуллин Рифгат Роальдович, доктор химических наук, директор, Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, 420087, Россия, г. Казань, ул. Даурская, 28, E-mail: Shagidullin_@mail.ru.

Information about the authors

Alina A. Utombaeva, Junior Researcher, Research Institute for Problems of Ecology and Mineral Wealth Use of Tatarstan Academy of Sciences, 28, Dauraskaya st., Kazan, 420087, Russia, E-mail: semionova.alin@yandex.ru.

Andrey M. Petrov, Ph.D. in Biology, Head of the Laboratory, Research Institute for Problems of Ecology and Mineral Wealth Use of Tatarstan Academy of Sciences, 28, Dauraskaya st., Kazan, 420087, Russia, E-mail: zpam2@rambler.ru.

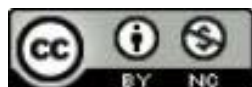
Erik R. Zainulgabidinov, Ph.D. in Biology, Senior Researcher, Research Institute for Problems of Ecology and Mineral Wealth Use of Tatarstan Academy of Sciences, 28, Dauraskaya st., Kazan, 420087, Russia, E-mail: comp05@mail.ru.

Tatyana V. Kuznetsova, Researcher, Research Institute for Problems of Ecology and Mineral Wealth Use of Tatarstan Academy of Sciences, 28, Dauraskaya st., Kazan, 420087, Russia, E-mail: kuznetsovatyana@mail.ru.

Anatoly A. Vershinin, Ph.D. in Biology, Senior Researcher, Research Institute for Problems of Ecology and Mineral Wealth Use of Tatarstan Academy of Sciences, 28, Dauraskaya st., Kazan, 420087, Russia, E-mail: A-vershinin@mail.ru.

Dmitrii V. Ivanov, Ph.D. in Biology, Deputy Director, Research Institute for Problems of Ecology and Mineral Wealth Use of Tatarstan Academy of Sciences, 28, Dauraskaya st., Kazan, 420087, Russia, E-mail: water-rf@mail.ru.

Rifgat R. Shagidullin, D.Sci. in Chemistry, Director of the Research Institute for Problems of Ecology and Mineral Wealth Use of Tatarstan Academy of Sciences, 28, Dauraskaya st., Kazan, 420087, Russia, E-mail: Shagidullin_@mail.ru.



¹Ж.В.Маркина, ^{1,2}А.В.Огнистая, ¹А.А.Зинов¹Национальный научный центр морской биологии им. А.В. Жирмунского ДВО РАН, zhannav@mail.ru²Дальневосточный федеральный университет

ВЛИЯНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ НА ДИНАМИКУ ЧИСЛЕННОСТИ И ФЛУОРЕСЦЕНТНЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ *PROROCENTRUM FORAMINOSUM* (DINOPHYTA)

Проведена оценка динамики численности, внешнего вида клеток, флуоресценции хлоропласта и зеленой автофлуоресценции клеток (ЗАФ) динофлагелляты *Prorocentrum foraminosum* при воздействии тяжелых металлов: кадмия Cd^{2+} , никеля Ni^{2+} и свинца Pb^{2+} в концентрациях 10 и 20 мкг/л. Показано, что все металлы в изученных концентрациях оказали ингибирующее влияние на численность клеток: наименьшее воздействие оказал Cd^{2+} . Морфологически клетки не изменялись при воздействии Cd^{2+} , Pb^{2+} , а при добавлении Ni^{2+} отмечена деформация клеток. Флуоресценция хлоропласта изменялась при воздействии металлов, за исключением Cd^{2+} . В целом, ЗАФ не изменялась при наличии в среде Cd^{2+} , увеличивалась при добавлении Ni^{2+} , снижалась – Pb^{2+} . Предложено использовать ЗАФ для экспресс оценки токсичности веществ и качества вод.

Ключевые слова: *Prorocentrum foraminosum*; тяжелые металлы; численность клеток; флуоресценция хлоропласта; зеленая флуоресценция динофлагеллят.

DOI: <https://doi.org/10.24852/2411-7374.2023.1.61.68>

Введение

В связи возрастанием численности населения, увеличением площади сельскохозяйственных угодий и промышленного производства усиливается загрязнение биосферы тяжелыми металлами (Nagajyoti et al., 2010). Одноклеточные водоросли, как основа трофических цепей и основной источник кислорода в водных экосистемах, вызывают закономерный интерес у исследователей в экотоксикологическом плане (Masmoudi et al., 2013; Cheng et al., 2016). На основании длительного мониторинга в загрязненных тяжелыми металлами акваториях показано снижение численности динофитовых водорослей (Liu et al., 2012). При этом большинство металлов необходимы для нормальной жизнедеятельности растений (Nagajyoti et al., 2010).

Кадмий (Cd^{2+}) не включен в биохимические реакции у растений, за исключением морской диатомеи *Thalassiosira weissflogii*, у которой обнаружена содержащая кадмий ангидраза (Andorch et al., 2012). Никель (Ni^{2+}) играет важную роль в функционировании уреазы и Ni-супероксиддисмутазы. Основные функции никеля – участие в окислительно-восстановительных реакциях (Nagajyoti et al., 2010). Свинец (Pb^{2+}) – неэссенциальный элемент, вызывающий повреждения у растений, прежде всего за счет индуцирования выделения активных форм кислорода и отрицательного вли-

яния на активность ферментов (Nagajyoti et al., 2010).

Большинство исследований по действию тяжелых металлов на микроводоросли ограничивается представителями отдела Chlorophyta (Mallick, Mohn, 2003; Chia et al., 2013; Jamers et al., 2013; Martínez-Ruiz, Martínez-Jeromo, 2015; Cheng et al., 2016). В тоже время, представители динофлагеллят в данном отношении остаются слабоизученными (Soyer, Prevot, 1981; Weng et al., 2008; Huang et al., 2018).

Виды рода *Prorocentrum* регистрируются в разных районах Мирового океана (Faust, 1993; Taş, Okus, 2011; Ясакова, 2013; Shin et al., 2019; Li et al., 2021; Wang et al., 2020). Ряд видов этого рода способны вызывать «цветение» воды (Taş, Okus, 2011; Ясакова, 2013; Shin et al., 2019; Li et al., 2021). *Prorocentrum foraminosum* встречается в заливе Петра Великого (Японского моря) с апреля по июнь и с сентября по октябрь на талломах макрофитов, при температурах 8–22°C (Селина, 2017). Он также обнаружен у побережья Белиза (Faust et al., 1993). Данный вид способен продуцировать динофизистоксин-1, вызывающий диарею у теплокровных животных (Kameneva et al., 2015).

Цель настоящей работы заключалась в оценке действия кадмия, никеля, свинца на микроводоросль *Prorocentrum foraminosum* (Faust, 1993).

Численность клеток – показатель, традиционно используемый для оценки действия веществ на микроводоросли (Gissi et al., 2015; Tato, Beiras, 2019). В связи с тем, что хлоропласты – основная мишень действия токсических веществ, в том числе тяжелых металлов, у водорослей и высших растений (Carfagna et al., 2013), в качестве оценочного показателя нами использовалась флуоресценция хлоропласта. Динофлагелляты обладают зеленой автофлуоресценцией – ЗАФ, которую ранее было предложено использовать в качестве таксономического маркера и оценки жизнеспособности водорослей (Tang, Dobbs, 2007; Tang et al., 2022). В данной работе изменение данного показателя рассматривалось в качестве маркера токсического действия тяжелых металлов.

Материал и методы исследования

Культура *Prorocentrum foraminosum* MBRU_PrRUS_16 предоставлена ресурсным центром «Морской биобанк» Национального научного центра им. А.В. Жирмунского. Водоросль выращивали на среде *f* (Guillard, Ryther, 1962), приготовленной на основе фильтрованной и стерилизованной морской воды соленостью 32‰ в 24-луночных планшетах с объемом культуральной среды 10 мл, при температуре 18 °C, интенсивности освещения 70 мкмоль/м²/с в области видимого света и свето-темновым периодом 12 ч свет : 12 ч темнота. В качестве инокулята использовали культуры на экспоненциальной стадии роста.

Выбор концентраций Cd^{2+} , Ni^{2+} и Pb^{2+} основан на данных о их содержании в прибрежных районах морей Дальнего Востока (Качество ..., 2020; 2021) и величинах их предельно допустимых концентраций (ПДК) в морских водах: тестовые концентрации металлов – 10 и 20 мкг/л – соответствуют 1 ПДК и 2 ПДК.

Подсчет численности клеток произведен в счетной камере Седвика-Рафтера под микроскопом Evos-5000 (Thermo Fisher Scientific, США).

Фотографии выполнены с помощью Evos-5000 в проходящем свете и флуоресценции. Возбуждение зеленой флуоресценции (ЗАФ) производили с применением светодиодного куба GFP, флуоресценции хлорофилла *a* – с применением светодиодного куба Cy5.

Эксперименты проводили в трех повторностях. Статистическую обработку выполняли с помощью программы MS Excel. На графиках представлены средние значения и их стандартные отклонения.

Результаты и их обсуждение

Численность клеток *Prorocentrum foraminosum*

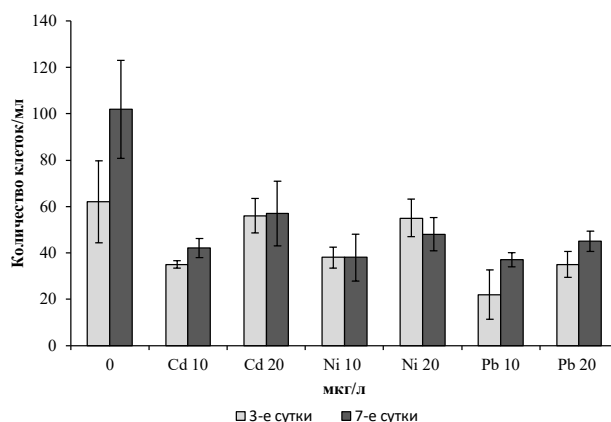


Рис. Численность клеток *Prorocentrum foraminosum* при воздействии тяжелых металлов
Fig. The number of *Prorocentrum foraminosum* cells under the influence of heavy metals

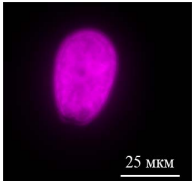
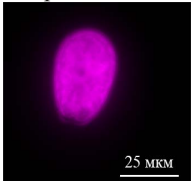
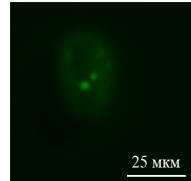
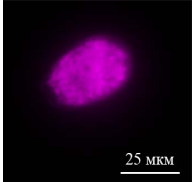
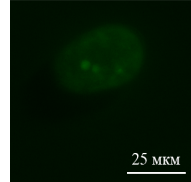
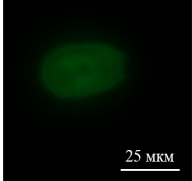
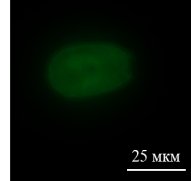
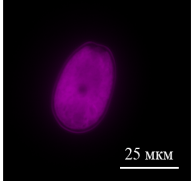
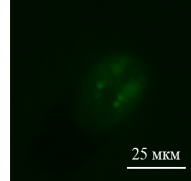
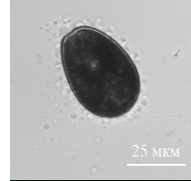
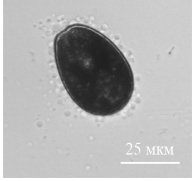
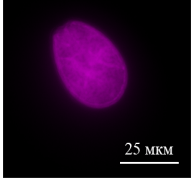
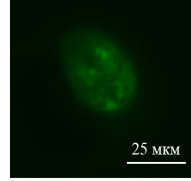
при всех исследованных концентрациях металлов была ниже чем в контроле как на третьи, так и на седьмые сутки эксперимента (рис.). Однако рост водорослей не ингибировался полностью: число клеток к седьмым суткам возрастало во всех случаях опыта. Наименьшее воздействие оказал Cd^{2+} .

В контрольном образце на третьи сутки эксперимента клетки вытянутой овоидной формы, флуоресценция хлорофилла *a* выраженная, ЗАФ менее яркая, выявлены флуоресцирующие компартменты (табл. 1).

При внесении 10 мкг/л Cd^{2+} на третьи сутки у клеток на световом уровне не происходит изменений, в том числе флуоресценции хлоропласта, зеленая флуоресценция становится менее яркой (табл. 1). То же самое наблюдается и при добавлении 20 мкг/л Cd^{2+} . На седьмые сутки в варианте 10 мкг/л Cd^{2+} клетки не отличались от таковых в контроле. Более высокая концентрация Cd^{2+} приводила к смещению ядра от центральной к апикальной части клеток, истечению клеточного содержимого, флуоресценция хлоропласта не изменялась, а ЗАФ становилась более выраженной.

При воздействии Ni^{2+} в концентрации 10 мкг/л отмечалось выделение клеточного содержимого на третьи сутки экспозиции, выявлены изменения в хлоропласте по флуоресценции, ЗАФ существенно не отличалась от контроля (табл. 2). Такие же изменения обнаружены и в варианте 20 мкг/л Ni^{2+} . На седьмые сутки также происходило истечение клеточного содержимого, но флуоресценция хлоропласта не отличалась от контроля, а ЗАФ увеличивалась. При содержании 20 мкг/л Ni^{2+} клетки становились более вытянутыми, флуоресценция хлоропласта не отличалась от контрольной, а ЗАФ была более интенсивна, чем в контрольном образце.

Таблица 1. Клетки *Prorocentrum foraminosum* при воздействии кадмия
 Table 1. *Prorocentrum foraminosum* cells under the influence of cadmium

Варианты Options	Световая микроскопия Light microscopy	Флуоресценция хлоропласта Chloroplast fluorescence	Зеленая флуоресценция Green fluorescence
Контроль, 3 сутки			
Контроль, 7 сутки			
10 мкг/л Cd^{2+} , 3 сутки			
20 мкг/л Cd^{2+} , 3 сутки			
10 мкг/л Cd^{2+} , 7 сутки			
20 мкг/л Cd^{2+} , 7 сутки			

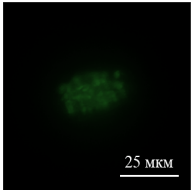
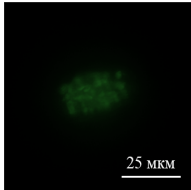
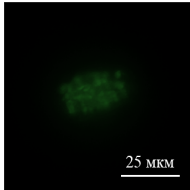
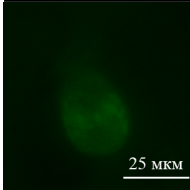
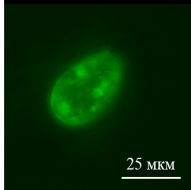
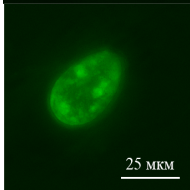
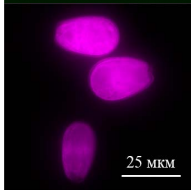
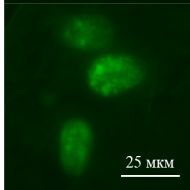
При внесении Pb^{2+} в концентрации 10 мкг/л на третьи сутки изменений морфологии не обнаружено, флуоресценция хлоропласта и ЗАФ были слабее, чем в контроле (табл. 3). То же самое отмечено при концентрации свинца 20 мкг/л, за исключением более яркой флуоресценции хлоропласта. На третьи и седьмые сутки клетки при Pb^{2+} 10 мкг/л клетки были идентичны. При 20 мкг/л произошло изменение формы клеток, флуоресценция хлоропласта и ЗАФ также отличались от контрольной.

Проведенные исследования показали, что все исследованные металлы во всех концентрациях оказали влияние на *P. foraminosum*. Токсичность тяжелых металлов для микроводорослей связана, прежде всего, с тем, что они вызывают окисли-

тельный стресс в результате увеличения количества свободных радикалов (Nagajyoti et al., 2010; Andorch et al., 2012). Повышение уровня активных форм кислорода приводит к снижению фотосинтетической продуктивности (Masmoudi et al., 2013). Ni^{2+} и Cd^{2+} влияют на реакционный центр ФС II, Pb^{2+} блокирует поток электронов на месте разложения воды, тогда как другие металлы инактивируют ФС II (Mallick, Mohn, 2003).

Очевидно, что при воздействии Cd^{2+} снижение численности популяции *P. foraminosum* связано с физиологическими нарушениями в клетках, о чем свидетельствует изменение флуоресценции хлоропласта и ЗАФ. Известно, что аккумулятивные тельца у водорослей обладают более выраженной ЗАФ, чем хлоропласт и другие органеллы

Таблица 2. Клетки *Prorocentrum foraminosum* при воздействии никеля
Table 2. *Prorocentrum foraminosum* cells under the influence of nickel

Варианты Options	Световая микроскопия Light microscopy	Флуоресценция хлоропласта Chloroplast fluorescence	Зеленая флуоресценция Green fluorescence
10 мкг/л Ni^{2+} , 3 сутки			
20 мкг/л Ni^{2+} , 3 сутки			
10 мкг/л Ni^{2+} , 7 сутки			
20 мкг/л Ni^{2+} , 7 сутки			

клетки (Tang, Dobbs, 2007). Появление участков с выраженной флуоресценцией может свидетельствовать о формировании запасющих гранул. Известно, что Cd^{2+} приводит к изменению биохимического состава клетки (Carfagna et al., 2013; Jamers et al., 2013; Cheng et al., 2016). Он может вызывать увеличение продуцирования растворенных органических веществ динофлагеллятами, для его выведения из клеток водорослей (Huang et al., 2018). Возможно, по этой причине мы наблюдали истечение клеточного содержимого при 20 мкг/л Cd^{2+} на седьмые сутки. Несмотря на то, что неоднократно показано, что Cd^{2+} обладает высокой токсичностью для микроводорослей, он оказал наименьшее воздействие на *P. foraminosum*. Ранее у *P. micans* при 20 мкг/л Cd^{2+} отмечено увеличение периферийных вакуолей, количества лизосом и их диаметра (до 1 мкм) после 6 дней экспозиции, формы митохондрий и количество крист в них, даже их лизис. В хлоропластах изменений не обнаруживалось (Soyer, Prevot, 1981).

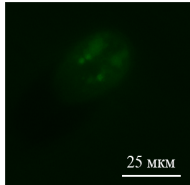
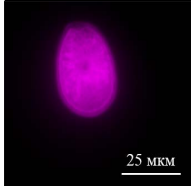
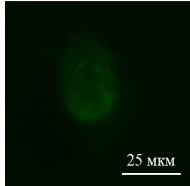
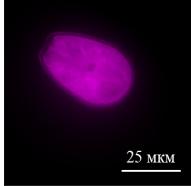
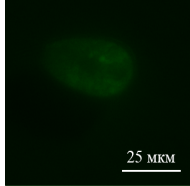
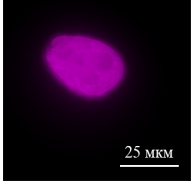
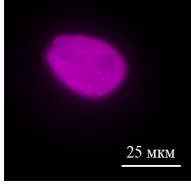
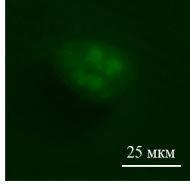
В проведенных экспериментах при наличии в среде Ni^{2+} отмечено изменение флуоресценции хлоропласта и истечение клеточного содержимого. Данный металл вызывает нарушение функций мембраны и нарушение минерального обмена, особенно калиевого (Nagajyoti et al., 2010). Клет-

ки *Ankistrodesmus falcatus* при 8 мкг/л Ni^{2+} увеличивались и изменяли форму, а при 17 мкг/л деформировались хлоропласты (Martínez-Ruiz, Martínez-Jeromo, 2015).

Pb^{2+} , помимо ингибирования роста *P. poraminosum*, приводил к изменениям флуоресценции клеток. Как уже отмечалось, что Pb^{2+} влияет на ферментную активность растений, вызывает изменение проницаемости мембран и нарушение минерального питания (Nagajyoti et al., 2010). Кроме того, происходят физиологические изменения в клетках микроводорослей, в том числе за счет нарушений фотосинтетического аппарата: снижения квантового выхода флуоресценции, уменьшения размера фотосинтетической антенны (Gan et al., 2019). Pb^{2+} может заменять магний в молекуле хлорофилла, но такие хлорофиллы не связаны прочно с лигандами пигмент-белкового комплекса. Водоросли синтезируют больше молекул хлорофилла для компенсации нефункциональных хлорофиллов и поддержания производительности фотосинтеза (Zamani-Ahmadmohammoodi et al., 2020), о чем может сигнализировать усиление флуоресценции хлоропласта.

В целом, *P. foraminosum* по сравнению с другими представителями микроводорослей оказался более чувствительным к воздействию всех метал-

Таблица 3. Клетки *Prorocentrum foraminosum* при воздействии свинца
 Table 3. *Prorocentrum foraminosum* cells under the influence of lead

Варианты Options	Световая микроскопия Light microscopy	Флуоресценция хлоропласта Chloroplast fluorescence	Зеленая флуоресценция Green fluorescence
10 мкг/л Pb^{2+} , 3 сутки			
20 мкг/л Pb^{2+} , 3 сутки			
10 мкг/л Pb^{2+} , 7 сутки			
20 мкг/л Pb^{2+} , 7 сутки			

лов. Так, например, ингибирование скорости роста популяции *Phaeocystis antarctica* на 10% происходило при концентрации 135 мкг/л Cd^{2+} , 260 мкг/л Pb^{2+} (Gissi et al., 2015). Численность клеток *Ankistrodesmus falcatus* снижалась при концентрациях 15–30 мкг/л Ni^{2+} уже через 24 часа опыта (Martínez-Ruiz, Martínez-Jeromo, 2015).

Заключение

Концентрации исследованных тяжелых металлов ингибируют рост *Prorocentrum poraminosum*, влияют на хлоропласт, что выражается в изменении его флуоресценции и изменяют метаболизм микроводоросли, что выражается в изменении ЗАФ.

ЗАФ *Prorocentrum foraminosum* изменялась в большей степени, чем флуоресценция хлоропласта и морфология клеток. В целом, ЗАФ не изменялась при наличии в среде Cd^{2+} , увеличивалась при добавлении Ni^{2+} , снижалась – Pb^{2+} . Таким образом, ЗАФ можно использовать не только в качестве таксономического маркера и оценки жизнеспособности динофлагеллят и диатомей, но и для экспресс-оценки токсичности веществ и качества вод.

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта Российского научного фонда (проект № 21-74-30004).

Список литературы

1. Качество морских вод по гидрохимическим показателям. Ежегодник 2019. М: Наука, 2020. 230 с.
2. Качество морских вод по гидрохимическим показателям. Ежегодник 2020. М: Наука, 2021. 281 с.
3. Селина М.С. Морфология и сезонная динамика потенциально токсичной микроводоросли *Prorocentrum foraminosum* Faust 1993 (Dinophyta) в заливе Петра Великого Японского моря // Биология моря. 2017. Т. 43, №3. С. 169–174. doi: 10.1134/S1063074017030099.
4. Ясакова О.Н. Сезонная динамика фитопланктона Новороссийской бухты в 2007 г. // Морской экологический журнал. 2013. Т. 12, №1. С. 92–102.
5. Carfagna S., Lanza N., Salbitani G., Basile A. Physiological and morphological responses of lead or cadmium exposed *Chlorella sorokiniana* 211-8K (Chlorophyceae) // SpringerPlus. 2013. Vol. 2 (1). P. 1–7. doi: 10.1186/2193-1801-2-147.
6. Cheng J., Qiu H., Chang Z. The effect of cadmium on the growth and antioxidant response for freshwater algae *Chlorella vulgaris* // SpringerPlus. 2016. Vol. 5 (1). P. 1–8. doi: 10.1186/s40064-016-2963-1.
7. Chia M.A., Lombardi A.T., Maria da Graça G.M., Parrish C.C. Lipid composition of *Chlorella vulgaris* (Trebouxiphyceae) as a function of different cadmium and phosphate concentrations // Aquatic toxicology. 2013. Vol. 128. P. 171–182. doi: 10.1016/j.aquatox.2012.12.004.
8. Faust M.A. Three new benthic species of *Prorocentrum* (Dinophyceae) from Twin Cays, Belize: *P. maculosum* sp. nov., *P. foraminosum* sp. nov. and *P. formosum* sp. nov. // Phycologia. 1993. Vol. 32 (6). P. 410–418. doi: 10.2216/i0031-8884-32-6-410.1.

9. Gan T., Zhao N., Yin G., Chen M. Optimal chlorophyll fluorescence parameter selection for rapid and sensitive detection of lead toxicity to marine microalgae *Nitzschia closterium* based on chlorophyll fluorescence technology // Journal of photochemistry and photobiology B: Biology. 2019. Vol. 197. 111551. doi: 10.1016/j.jphotobiol.2019.111551.
10. Gissi F., Adams M.S., King C.K., Jolley D.F. A robust bioassay to assess the toxicity of metals to the Antarctic marine microalga *Phaeocystis antarctica* // Environmental toxicology and chemistry. 2015. Vol. 34 (7). P. 1578–1587. doi: 10.1002/etc.2949.
11. Guillard R.R.L., Ryther J.H. Studies of marine planktonic diatoms. 1. *Cyclotella nana* Hustedt and *Detonula confervacea* (Cleve) Gran. // Canadian journal of microbiology. 1962. Vol. 8 (2). P. 229–239. doi: 10.1139/m62-029.
12. Huang X.G., Li S.X., Liu F.J. Regulated effects of *Prorocentrum donghaiense* Lu exudate on nickel bioavailability when cultured with different nitrogen sources // Chemosphere. 2018. Vol. 197. P. 57–64. doi: 10.1016/j.chemosphere.2018.01.014.
13. Kameneva P.A., Efimova K.V., Rybin V.G., Orlova T.Y. Detection of dinophysistoxin-1 in clonal culture of marine dinoflagellate *Prorocentrum foraminosum* (Faust MA, 1993) from the Sea of Japan // Toxins. 2015. Vol. 7 (10). P. 3947–3959. doi: 10.3390/toxins7103947.
14. Li M., Zhang F., Glibert P.M. Seasonal life strategy of *Prorocentrum minimum* in Chesapeake Bay, USA: Validation of the role of physical transport using a coupled physical–biogeochemical–harmful algal bloom model // Limnology and oceanography. 2021. Vol. 66 (11). P. 3873–3886. doi: 10.1002/lno.11925.
15. Liu D., Shi Y., Di B., Sun Q. The impact of different pollution sources on modern dinoflagellate cysts in Sishili Bay, Yellow Sea, China // Marine micropaleontology. 2012. Vol. 84. P. 1–13. doi: 10.1016/j.marmicro.2011.11.001.
16. Mallick N., Mohn F.H. Use of chlorophyll fluorescence in metal-stress research: a case study with the green microalga *Scenedesmus* // Ecotoxicology and environmental safety. 2003. Vol. 55 (1). P. 64–69. doi: 10.1016/S0147-6513(02)00122-7.
17. Masmoudi S., Nguyen-Deroche N., Caruso A. Cadmium, copper, sodium and zinc effects on diatoms: from heaven to hell – a review // Cryptogamie, Algologie. 2013. Vol. 34 (2). P. 185–225. doi: 10.7872/crya.v34.iss2.2013.185.
18. Nagajyoti P.C., Lee K.D., Sreekanth T.V.M. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review // Environmental chemistry letters. 2010. Vol. 8 (3). P. 199–216. doi: 10.1007/s10311-010-0297-8.
19. Shin H.H., Li Z., Mertens K.N., Seo M.H. *Prorocentrum shikokuense* Hada and *P. donghaiense* Lu are junior synonyms of *P. obtusidens* Schiller, but not of *P. dentatum* Stein (Prorocentrales, Dinophyceae) // Harmful algae. 2019. Vol. 89. 101686 p. doi: 10.1016/j.hal.2019.101686.
20. Soyer M.O., Prevot P. Ultrastructural damage by cadmium in a marine dinoflagellate, *Prorocentrum micans* // The journal of protozoology. 1981. Vol. 28 (3). P. 308–313. doi: 10.1111/j.1550-7408.1981.tb02856.x.
21. Taş S., Okuş E. A review on the bloom dynamics of a harmful dinoflagellate *Prorocentrum minimum* in the Golden Horn Estuary // Turkish Journal of fisheries and aquatic sciences. 2011. Vol. 11 (4). P. 673–681. doi: 10.4194/1303-2712-v11_4_03.
22. Tang Y.Z., Dobbs F.C. Green autofluorescence in dinoflagellates, diatoms, and other microalgae and its implications for vital staining and morphological studies // Applied and environmental microbiology. 2007. Vol. 73 (7). P. 2306–2313. doi: 10.1128/AEM.01741-06.
23. Tang Y.Z., Shang L., Dobbs F.C. Measuring viability of dinoflagellate cysts and diatoms with stains to test the efficiency of facsimile treatments possibly applicable to ships' ballast water and sediment // Harmful Algae. 2022. Vol. 114. 102220. doi: 10.1007/s11802-020-4480-7.
24. Tato T., Beiras R. The use of the marine microalga *Tisochrysis lutea* (T-iso) in standard toxicity tests; comparative sensitivity with other test species // Frontiers in marine science. 2019. Vol. 6. 488 p. doi: 10.3389/fmars.2019.00488.
25. Wang H., Hu Z., Chai Z., Deng Y. Blooms of *Prorocentrum donghaiense* reduced the species diversity of dinoflagellate community // Acta oceanologica sinica. 2020. Vol. 39 (4). P. 110–119. doi: 10.1007/s13131-020-1585-1.
26. Weng H.X., Sun X.W., Weng J.K. Crucial roles of iron in the growth of *Prorocentrum micans* Ehrenberg (Dinophyceae) // Journal of coastal research. 2008. Vol. 24. P. 176–183. doi: 10.2112/06-0819.1.
27. Zamani-Ahmadm Mahmoodi R., Malekabadi M.B., Rahimi R. Aquatic pollution caused by mercury, lead, and cadmium affects cell growth and pigment content of marine microalga, *Nannochloropsis oculata* // Environmental monitoring and assessment. 2020. Vol. 192 (6). P. 1–11. doi: 10.1007/s10661-020-8222-5.

References

1. Kachestvo morskikh vod po gidrohimicheskim pokazatelyam Ezhegodnik 2019 [Sea water quality according to hydrochemical indicators. Annual collection 2019]. Moscow: Nauka, 2020. 230 p.
2. Kachestvo morskikh vod po gidrohimicheskim pokazatelyam Ezhegodnik 2020 [Sea water quality according to hydrochemical indicators. Annual collection 2020]. Moscow: Nauka, 2021. 281 p.
3. Selina M.S. Morfologiya i sezonnaya dinamika potencial'no toksichnoj mikrovodorosli *Prorocentrum foraminosum* Faust 1993 (Dinophyta) v zalive Petra Velikogo Yaponskogo morya [Morphology and seasonal dynamics of potentially toxic microalgae *Prorocentrum foraminosum* Faust 1993 (Dinophyta) in Peter the Great Bay of the Sea of Japan] // Biologiya morya [Russian Journal of marine biology]. 2017. Vol. 43, No 3. P. 169–174. doi: 10.1134/S1063074017030099.
4. Yasakova O.N. Sezonnaya dinamika fitoplanktona Novorossiyskoj buhty v 2007 godu [Seasonal dynamics of phytoplankton of Novorossiysk Bay in 2007] // Morskoj ekologicheskij zhurnal [Marine biological journal]. 2013. Vol. 12, No 1. P. 92–102.
5. Carfagna S., Lanza N., Salbitani G., Basile A. Physiological and morphological responses of lead or cadmium exposed *Chlorella sorokiniana* 211-8K (Chlorophyceae) // SpringerPlus. 2013. Vol. 2 (1). P. 1–7. doi: 10.1186/2193-1801-2-147.
6. Cheng J., Qiu H., Chang Z. The effect of cadmium on the growth and antioxidant response for freshwater algae *Chlorella vulgaris* // SpringerPlus. 2016. Vol. 5 (1). P. 1–8. doi: 10.1186/s40064-016-2963-1.
7. Chia M.A., Lombardi A.T., Maria da Graça G.M., Parrish C.C. Lipid composition of *Chlorella vulgaris* (Trebouxiophyceae) as a function of different cadmium and phosphate concentrations // Aquatic toxicology. 2013. Vol. 128. P. 171–182. doi: 10.1016/j.aquatox.2012.12.004.
8. Faust M.A. Three new benthic species of *Prorocentrum* (Dinophyceae) from Twin Cays, Belize: *P. maculosum* sp. nov., *P. foraminosum* sp. nov. and *P. formosum* sp. nov. // Phycologia. 1993. Vol. 32 (6). P. 410–418. doi: 10.2216/i0031-8884-32-6-410.1.
9. Gan T., Zhao N., Yin G., Chen M. Optimal chlorophyll fluorescence parameter selection for rapid and sensitive detection of lead toxicity to marine microalgae *Nitzschia closterium* based on chlorophyll fluorescence technology // Journal of photochemistry and photobiology B: Biology. 2019. Vol. 197. 111551. doi:

10.1016/j.jphotobiol.2019.111551.

10. Gissi F., Adams M.S., King C.K., Jolley D.F. A robust bioassay to assess the toxicity of metals to the Antarctic marine microalga *Phaeocystis antarctica* // Environmental toxicology and chemistry. 2015. Vol. 34 (7). P. 1578–1587. doi: 10.1002/etc.2949.

11. Guillard R.R.L., Ryther J.H. Studies of marine planktonic diatoms. 1. *Cyclotella nana* Hustedt and *Detonula confervacea* (Cleve) Gran. // Canadian journal of microbiology. 1962. Vol. 8 (2). P. 229–239. doi: 10.1139/m62-029.

12. Huang X.G., Li S.X., Liu F.J. Regulated effects of *Prorocentrum donghaiense* Lu exudate on nickel bioavailability when cultured with different nitrogen sources // Chemosphere. 2018. Vol. 197. P. 57–64. doi: 10.1016/j.chemosphere.2018.01.014.

13. Kameneva P.A., Efimova K.V., Rybin V.G., Orlova T.Y. Detection of dinophysistoxin-1 in clonal culture of marine dinoflagellate *Prorocentrum foraminosum* (Faust MA, 1993) from the Sea of Japan // Toxins. 2015. Vol. 7 (10). P. 3947–3959. doi: 10.3390/toxins7103947.

14. Li M., Zhang F., Glibert P.M. Seasonal life strategy of *Prorocentrum minimum* in Chesapeake Bay, USA: Validation of the role of physical transport using a coupled physical–biogeochemical–harmful algal bloom model // Limnology and oceanography. 2021. Vol. 66 (11). P. 3873–3886. doi: 10.1002/lno.11925.

15. Liu D., Shi Y., Di B., Sun Q. The impact of different pollution sources on modern dinoflagellate cysts in Sishili Bay, Yellow Sea, China // Marine micropaleontology. 2012. Vol. 84. P. 1–13. doi: 10.1016/j.marmicro.2011.11.001.

16. Mallick N., Mohn F.H. Use of chlorophyll fluorescence in metal-stress research: a case study with the green microalga *Scenedesmus* // Ecotoxicology and environmental safety. 2003. Vol. 55 (1). P. 64–69. doi: 10.1016/S0147-6513(02)00122-7.

17. Masmoudi S., Nguyen-Deroche N., Caruso A. Cadmium, copper, sodium and zinc effects on diatoms: from heaven to hell – a review // Cryptogamie, Algologie. 2013. Vol. 34 (2). P. 185–225. doi: 10.7872/crya.v34.iss2.2013.185.

18. Nagajyoti P.C., Lee K.D., Sreekanth T.V.M. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review // Environmental chemistry letters. 2010. Vol. 8 (3). P. 199–216. doi: 10.1007/s10311-010-0297-8.

19. Shin H.H., Li Z., Mertens K.N., Seo M.H. *Prorocentrum shikokuense* Hada and *P. donghaiense* Lu are junior synonyms of *P. obtusidens* Schiller, but not of *P. dentatum* Stein (Prorocentrales, Dinophyceae) // Harmful algae. 2019. Vol. 89. 101686 p. doi: 10.1016/j.hal.2019.101686.

20. Soyer M.O., Prevot P. Ultrastructural damage by cadmium in a marine dinoflagellate, *Prorocentrum micans* // The journal of protozoology. 1981. Vol. 28 (3). P. 308–313. doi: 10.1111/j.1550-7408.1981.tb02856.x.

21. Taş S., Okuş E. A review on the bloom dynamics of a harmful dinoflagellate *Prorocentrum minimum* in the Golden Horn Estuary // Turkish Journal of fisheries and aquatic sciences. 2011. Vol. 11 (4). P. 673–681. doi: 10.4194/1303-2712-v11_4_03.

22. Tang Y.Z., Dobbs F.C. Green autofluorescence in dinoflagellates, diatoms, and other microalgae and its implications for vital staining and morphological studies // Applied and environmental microbiology. 2007. Vol. 73 (7). P. 2306–2313. doi: 10.1128/AEM.01741-06.

23. Tang Y.Z., Shang L., Dobbs F.C. Measuring viability of dinoflagellate cysts and diatoms with stains to test the efficiency of facsimile treatments possibly applicable to ships' ballast water and sediment // Harmful Algae. 2022. Vol. 114. 102220. doi: 10.1007/s11802-020-4480-7.

24. Tato T., Beiras R. The use of the marine microalga *Tisochrysis lutea* (T-iso) in standard toxicity tests; comparative sensitivity with other test species // Frontiers in marine science. 2019. Vol. 6. 488 p. doi: 10.3389/fmars.2019.00488.

25. Wang H., Hu Z., Chai Z., Deng Y. Blooms of *Prorocentrum donghaiense* reduced the species diversity of dinoflagellate community // Acta oceanologica sinica. 2020. Vol. 39 (4). P. 110–119. doi: 10.1007/s13131-020-1585-1.

26. Weng H.X., Sun X.W., Weng J.K. Crucial roles of iron in the growth of *Prorocentrum micans* Ehrenberg (Dinophyceae) // Journal of coastal research. 2008. Vol. 24. P. 176–183. doi: 10.2112/06-0819.1.

27. Zamani-Ahmadm Mahmoodi R., Malekabadi M.B., Rahimi R. Aquatic pollution caused by mercury, lead, and cadmium affects cell growth and pigment content of marine microalga, *Nannochloropsis oculata* // Environmental monitoring and assessment. 2020. Vol. 192 (6). P. 1–11. doi: 10.1007/s10661-020-8222-5.

Markina Zh.V., Ognistaya A.V., Zinov A.A. Influence of heavy metals on the abundance dynamics and fluorescent characteristics of *Prorocentrum foraminosum* (Dinophyta).

The dynamics of the number, appearance of cells, fluorescence of chloroplast and green autofluorescence of cells (GAF) of dinoflagellate *Prorocentrum foraminosum* under the influence of heavy metals cadmium Cd^{2+} , nickel Ni^{2+} and lead Pb^{2+} in concentrations of 10 and 20 $\mu\text{g/l}$. It was shown that all heavy metals in the studied concentrations had an inhibitory effect on the number of cells: Cd^{2+} had the least effect. Morphologically, the cells did not change when exposed to Cd^{2+} , Pb^{2+} and when Ni^{2+} were added, cell deformation was noted. Chloroplast fluorescence changed when exposed to all metals except Cd^{2+} . In general, GAF did not change in the presence of Cd^{2+} in the medium, increased with the addition of Ni^{2+} , decreased with Pb^{2+} . We proposed to use GAF for express assessment of toxicity of substances and water quality.

Keywords: *Prorocentrum foraminosum*; heavy metals; the number of cells; chloroplast fluorescence; green fluorescence of dinoflagellates.

Раскрытие информации о конфликте интересов: Автор заявляет об отсутствии конфликта интересов / Disclosure of conflict of interest information: The author claims no conflict of interest

Информация о статье / Information about the article

Поступила в редакцию / Entered the editorial office: 08.11.2022

Одобрено рецензентами / Approved by reviewers: 22.11.2022

Принята к публикации / Accepted for publication: 19.01.2023

Информация об авторах

Маркина Жанна Васильевна, кандидат биологических наук, научный сотрудник, Национальный научный центр морской биологии им. А.В. Жирмунского ДВО РАН, 690041, Россия, г. Владивосток, ул. Пальчевского, 17, E-mail: zhannav@mail.ru.

Огнистая Альбина Васильевна, аспирант, Дальневосточный федеральный университет, 690091, Россия, г. Владивосток, о. Русский, п. Аякс, 10, E-mail: alya_lokshina@mail.ru.

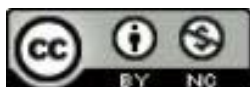
Зинов Антон Андреевич, аспирант, Дальневосточный федеральный университет, 690091, Россия, г. Владивосток, о. Русский, п. Аякс, 10, E-mail: toni.zinov.95@mail.ru.

Information about the authors

Zhanna V. Markina, Ph.D. in Biology, Researcher, A.V. Zhirmunsky National Scientific Center of Marine Biology, FEB RAS, 17, Palchevsky st., Vladivostok, 690041, Russia, E-mail: zhannav@mail.ru.

Albina V. Ognistaya, Postgraduate Student, Far Eastern Federal University, 10, Ajax village, Russian Island, Vladivostok, 690091, Russia, E-mail: alya_lokshina@mail.ru.

Anton A. Zinov, Postgraduate Student, Far Eastern Federal University, 10, Ajax village, Russian Island, Vladivostok, 690091, Russia, E-mail: toni.zinov.95@mail.ru.



А.В. Егорова, А.Ф. Гатиятуллина, Т.Б. Калининкова

Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, tbkalinnikova@gmail.com

ВОЗМОЖНАЯ РОЛЬ РЕЦЕПТОРОВ ДОФАМИНА DOP-1, DOP-2 И DOP-3 В МОДУЛЯЦИИ ЧУВСТВИТЕЛЬНОСТИ ПОЧВЕННОЙ НЕМАТОДЫ *Caenorhabditis elegans* К ТОКСИЧЕСКОМУ ДЕЙСТВИЮ ИОНОВ СВИНЦА

Проведено изучение возможной роли рецепторов дофамина DOP-1, DOP-2 и DOP-3 в модуляции чувствительности почвенной нематоды *Caenorhabditis elegans* к токсическому действию нитрата свинца. Эксперименты проводили с нематодами четырех линий: линия дикого типа N2 и мутантные линии LX636 (*dop-1(vs101)X*), LX702 (*dop-2(vs105)I*), LX703 (*dop-3(vs106)X*) с нуль-мутациями одного из генов рецепторов дофамина (*dop-1*, *dop-2* и *dop-3* соответственно). Нуль-мутации генов рецепторов дофамина DOP-2 и DOP-3 не вызывали достоверных изменений устойчивости поведения *C. elegans* к действию $Pb(NO_3)_2$ в концентрации 0.25–1.0 мМ. Нуль-мутация гена рецептора DOP-1 повышала чувствительность поведения *C. elegans* к ионам Pb^{2+} в течение 30–120-минутной экспозиции к токсиканту. Введение в среду инкубации дофамина в концентрации 8 мМ не оказывало существенного влияния на поведение *C. elegans*, но снижало чувствительность нематод линий с мутациями генов *dop-1* и *dop-3* к $Pb(NO_3)_2$. Дофамин в концентрации 4 мМ не оказывал достоверного влияния на локомоцию *C. elegans* всех четырех линий как сам по себе, так и при добавлении в среду с нитратом свинца. Нарушения моторной программы плавания у *dop-1* мутантов могут быть следствием пониженного содержания эндогенного ацетилхолина в моторных нейронах в результате недостаточной DOP-1 дофаминергической трансмиссии. Снижение чувствительности *dop-1* и *dop-3* мутантов к $Pb(NO_3)_2$ при введении в среду инкубации 8 мМ дофамина свидетельствует о том, что у *C. elegans* этих линий чувствительность к дофамину сохраняется.

Ключевые слова: *Caenorhabditis elegans*; ионы свинца; рецепторы дофамина.

DOI: <https://doi.org/10.24852/2411-7374.2023.1.69.75>

Введение

Свинец является загрязнителем окружающей среды, оказывающим негативное влияние на организмы человека и животных. В отличие от других тяжелых металлов, свинец не принимает участия в биологических процессах. Негативное действие свинца на организм определяется его способностью замещать двухвалентные катионы, в первую очередь Ca^{2+} и Zn^{2+} , в биологических молекулах (Akinyemi et al., 2019; Lidsky, Schneider, 2003; Jaishankar et al., 2014). Одним из механизмов токсического действия свинца на организмы животных является нарушение функций нервной системы. Действие свинца на нервную систему приводит к повреждению и гибели нейронов, изменению секреции нейромедиаторов и чувствительности рецепторов. Свинец подавляет Ca^{2+} -зависимое высвобождение ацетилхолина и дофамина (Sabbar et al., 2018; Sanders et al., 2009; Valko et al., 2005). Известно негативное действие свинца на дофаминергическую систему, которое проявляется в гибели дофаминергических нейро-

нов и изменении чувствительности рецепторов дофамина (Lidsky, Schneider, 2003; Sabbar et al., 2018). Хронические инъекции свинца снижают уровень эндогенного дофамина в головном мозге крыс. При этом у крыс наблюдались нарушения локомоции и координации движений (Sanders et al., 2009). В культуре дофаминергических нейронов свинец вызывал некроз клеток и, в меньшей степени, апоптоз. У крысят, питавшихся молоком матерей, которых поили водой, содержащей ацетат свинца, нарушались функции рецепторов дофамина (Lidsky, Schneider, 2003).

Сложность организации нервной системы человека и животных затрудняет интерпретацию результатов токсикологических исследований. Удобным модельным организмом для изучения действия токсикантов на организмы Metazoa является свободноживущая почвенная нематода *Caenorhabditis elegans*. У этой нематоды отсутствуют орган внешнего дыхания и циркуляторная система, что позволяет изучать действие токсических веществ и лекарственных препаратов не-

посредственно на нервную систему, состоящую всего из 302 нейронов. В эксперименте можно использовать большое количество нематод одного возраста благодаря простоте выращивания *C. elegans* в лаборатории, высокой плодовитости и короткому жизненному циклу (Brenner, 1974; Chen et al., 2013). Проводившиеся ранее исследования действия ионов Pb^{2+} на организм *C. elegans* выявили высокую чувствительность нематод к этому токсиканту. Ацетат свинца вызывал снижение уровня эндогенного дофамина у *C. elegans* линии дикого типа N2 и гибель дофаминергических нейронов (Akinyemi et al., 2019; Wang, Xing, 2008). Действие ионов Pb^{2+} на *C. elegans* проявляется в нарушении функции AFD сенсорных нейронов, контролирующих термотаксис (Chen et al., 2013). Нитрат свинца оказывает негативное влияние на локомоцию нематод и их способность к ассоциативному обучению (Akinyemi et al., 2019; Wang, Xing, 2008; Zhang et al., 2010). У нематод линии CB1112 (*cat-2(e1112)II*), у которых нарушен синтез дофамина (Akinyemi et al., 2019), понижена, по сравнению с нематодами линии дикого типа N2, чувствительность к действию $Pb(NO_3)_2$ (Егорова и др., 2022). В организме *C. elegans* выявлено четыре типа рецепторов дофамина (Chase et al., 2004; Pandey, Harbinder, 2012; Pandey et al., 2012; Vidal-Gadea, Pierce-Shimomura, 2012).

Целью настоящей работы явилось изучение участия рецепторов DOP-1, DOP-2 и DOP-3 в регуляции чувствительности локомоции *C. elegans* к действию нитрата свинца.

Объекты и методы исследования

Эксперименты проводили с молодыми половозрелыми нематодами. В работе использовали четыре линии *Caenorhabditis elegans*: линия дикого типа N2 и мутантные линии LX636 (*dop-1(vs101)X*), LX702 (*dop-2(vs105)V*), LX703 (*dop-3(vs106)X*) с нуль-мутациями одного из генов рецепторов дофамина (*dop-1*, *dop-2* и *dop-3* соответственно). Все линии были получены из *Caenorhabditis* Genetics Center.

C. elegans выращивали при 22°C в чашках Петри со стандартной средой выращивания нематод, содержащей 3 г/л NaCl, 17 г/л бактоагар, 2.5 г/л бактопептон, 5 мг/л холестерин, 1 mM $CaCl_2$, 1 mM $MgSO_4$, 25 mM калийфосфатный буфер (pH 6.0) (Brenner, 1974). На среду выращивания высевали *E. coli* OP50 для питания нематод (Brenner, 1974). Эксперименты проводили в NG буфере (3 г/л NaCl, 1 mM $CaCl_2$, 1 mM $MgSO_4$, 25 mM калийфосфатный буфер (pH 7.0)) (Brenner, 1974). Для каждого эксперимента нематод смывали с поверхности агара, переносили в стеклянную цен-

трифужную пробирку объемом 10 мл и отмывали от среды выращивания, бактерий и экзометаболитов. Для этого в пробирку добавляли 10 мл NG буфера. После оседания нематод на дно пробирки супернатант удаляли и вновь добавляли 10 мл NG буфера. В третий раз нематод отмывали 85 mM NaCl.

Эксперименты проводили при 22°C. Нематод, подготовленных для эксперимента, рассаживали по одной особи в стеклянные стаканчики с нитратом свинца, дофамином и NG буфером. Конечный объем среды инкубации – 1 мл. В экспериментах фиксировали нарушения моторной программы плавания *C. elegans*, индуцированного механическим стимулом. Эти нарушения проявлялись в отсутствии способности поддерживать плавание в течение 10 секунд после стимула. Нарушения локомоции фиксировали через 30, 60, 90 и 120 минут при помощи стереоскопического микроскопа SMZ-05. Эксперименты проводили в четырех повторностях, для каждой концентрации свинца и в контрольном варианте использовали 30 нематод.

Статистическую обработку проводили с использованием углового преобразования Фишера ϕ^* .

Результаты и их обсуждение

Для проверки предположения о возможности регуляции устойчивости организма *C. elegans* к негативному действию ионов Pb^{2+} активацией рецепторов дофамина DOP-1, DOP-2 и DOP-3 были проведены эксперименты с нематодами линии дикого типа N2 и мутантных линий LX636 (*dop-1(vs101)X*), LX702 (*dop-2(vs105)V*) и LX703 (*dop-3(vs106)X*) с нуль-мутациями генов рецепторов дофамина DOP-1, DOP-2 и DOP-3 соответственно. В этих экспериментах сравнивалась устойчивость поведения к токсическому действию нитрата свинца у нематод линии N2 и мутантных линий в контрольных экспериментах и при введении в среду экзогенного дофамина.

Двухчасовая инкубация нематод в NG буфере без нитрата свинца и/или дофамина при 22°C не вызывала нарушений моторной программы плавания. В таблице приведены результаты экспериментов, в которых сравнивалась устойчивость поведения к токсическому действию нитрата свинца нематод линии дикого типа N2 и трех мутантных линий. Эти результаты показывают, что нуль-мутации генов рецепторов дофамина DOP-2 и DOP-3 не вызывают достоверных изменений устойчивости поведения *C. elegans* к действию $Pb(NO_3)_2$ в концентрации 0.25–1.0 mM. В то же время следствием нуль-мутации гена рецептора DOP-1 является значительное повышение чув-

Таблица. Чувствительность линий *C. elegans* N2, *dop-1*, *dop-2* и *dop-3* к $Pb(NO_3)_2$
 Table. The sensitivity of *C. elegans* strains N2, *dop-1*, *dop-2* and *dop-3* to $Pb(NO_3)_2$

Условия эксперимента Experimental conditions	Доля нематод с нормальным поведением The percentage of nematodes with coordinated swimming, %%			
	30 мин 30 min	60 мин 60 min	90 мин 90 min	120 мин 120 min
	Линия N2 / N2 strain			
0.25 мМ $Pb(NO_3)_2$	100	100	96.9±3.1	90.6±3.1
0.5 мМ $Pb(NO_3)_2$	100	96.9±3.1	84.4±3.1	81.3±3.6
1 мМ $Pb(NO_3)_2$	96.9±3.1	78.1±3.1	75.0±5.1	68.7±3.6
дофамин 8 мМ / dopamine 8 mM	96.9±3.1	96.9±3.1	93.8±3.6	81.3±3.6
0.25 мМ $Pb(NO_3)_2$ + дофамин 8 мМ / 0.25 мМ $Pb(NO_3)_2$ + dopamine 8 mM	100	100	100	87.5±5.8
0.5 мМ $Pb(NO_3)_2$ + дофамин 8 мМ / 0.5 мМ $Pb(NO_3)_2$ + dopamine 8 mM	100	100	93.8±3.6	81.3±3.6
1 мМ $Pb(NO_3)_2$ + дофамин 8 мМ / 1 мМ $Pb(NO_3)_2$ + dopamine 8 mM	100	100	78.1±3.1	65.6±3.1
Линия <i>dop-1</i> / <i>dop-1</i> strain				
0.25 мМ $Pb(NO_3)_2$	78.1±6.0	68.8±8.9	65.6±8.4	59.4±8.9
0.5 мМ $Pb(NO_3)_2$	62.5±8.5	59.4±8.7	50.0±8.8	46.9±8.8
1 мМ $Pb(NO_3)_2$	59.4±8.7	63.1±8.5	43.8±8.7	40.6±8.7
дофамин 8 мМ / dopamine 8 mM	100	96.9±3.1	90.6±6.0	90.6±6.0
0.25 мМ $Pb(NO_3)_2$ + дофамин 8 мМ / 0.25 мМ $Pb(NO_3)_2$ + dopamine 8 mM	96.9±3.1	93.8±3.6	81.3±3.6	81.3±3.6
0.5 мМ $Pb(NO_3)_2$ + дофамин 8 мМ / 0.5 мМ $Pb(NO_3)_2$ + dopamine 8 mM	90.6±3.1	84.4±6.0	75±5.1	75±5.1
1 мМ $Pb(NO_3)_2$ + дофамин 8 мМ / 1 мМ $Pb(NO_3)_2$ + dopamine 8 mM	84.4±6.0	81.3±6.8	68.8±3.6	68.8±3.6
Линия <i>dop-2</i> / <i>dop-2</i> strain				
0.25 мМ $Pb(NO_3)_2$	100	100	90.6±3.1	87.5±5.1
0.5 мМ $Pb(NO_3)_2$	100	96.9±3.1	84.4±3.1	78.1±3.1
1 мМ $Pb(NO_3)_2$	100	90.6±6.0	78.1±7.9	71.9±3.1
дофамин 8 мМ / dopamine 8 mM	100	100	96.9±3.1	93.8±3.6
0.25 мМ $Pb(NO_3)_2$ + дофамин 8 мМ / 0.25 мМ $Pb(NO_3)_2$ + dopamine 8 mM	100	100	93.8±3.6	90.6±3.1
0.5 мМ $Pb(NO_3)_2$ + дофамин 8 мМ / 0.5 мМ $Pb(NO_3)_2$ + dopamine 8 mM	100	96.9±3.1	84.4±3.1	78.1±3.1
1 мМ $Pb(NO_3)_2$ + дофамин 8 мМ / 1 мМ $Pb(NO_3)_2$ + dopamine 8 mM	100	96.9±3.1	81.3±3.6	75±5.1
Линия <i>dop-3</i> / <i>dop-3</i> strain				
0.25 мМ $Pb(NO_3)_2$	100	93.8±3.6	93.8±3.6	90.6±3.1
0.5 мМ $Pb(NO_3)_2$	100	87.5±5.8	78.1±6.0	75.0±5.1
1 мМ $Pb(NO_3)_2$	100	78.1±7.9	62.5±8.8	56.3±6.3
дофамин 8 мМ / dopamine 8 mM	100	100	96.9±3.1	96.9±3.1
0.25 мМ $Pb(NO_3)_2$ + дофамин 8 мМ / 0.25 мМ $Pb(NO_3)_2$ + dopamine 8 mM	100	100	100	100
0.5 мМ $Pb(NO_3)_2$ + дофамин 8 мМ / 0.5 мМ $Pb(NO_3)_2$ + dopamine 8 mM	100	100	100	87.5±5.8
1 мМ $Pb(NO_3)_2$ + дофамин 8 мМ / 1 мМ $Pb(NO_3)_2$ + dopamine 8 mM	100	100	93.8±3.6	75.0±5.1

ствительности поведения *C. elegans* к ионам Pb^{2+} , проявляющееся в уменьшении доли особей с нормальным поведением в течение 30–120-минутной экспозиции к токсиканту.

Введение в среду инкубации дофамина в концентрации 8 мМ не оказывало существенного влияния на поведение *C. elegans*, но снижало чувствительность нематод линий с мутациями генов *dop-1* и *dop-3* к $Pb(NO_3)_2$ (табл.). Дофамин в кон-

центрации 4 мМ не оказывал достоверного влияния на локомоцию *C. elegans* всех четырех линий как сам по себе, так и при добавлении в среду с нитратом свинца (данные не показаны).

В организме *C. elegans* дофамин принимает участие в регуляции нейрональных функций и таких форм поведения, как локомоция, восприятие информации о пище, откладка яиц, дефекация, обучение и память (Chase et al., 2004; Pandey, Har-

binder, 2012; Pandey et al., 2012; Sawin et al., 2000; Schafer, Kenyon, 1995; Xu et al., 2021). Действие дофамина на поведение и физиологическое состояние организма *C. elegans* осуществляется активацией нескольких типов рецепторов, которые являются трансмембранными белками, сопряженными с G-белками. У *C. elegans* выявлено четыре типа рецепторов дофамина. DOP-1 и DOP-4 относятся к D1 рецепторам, а DOP-2 и DOP-3 являются D2 рецепторами. D1 рецепторы экспрессируются не только в нейронах, но и в других клетках (мышцы, клетки глии и др.). D2 рецепторы экспрессируются только в нервных клетках и выполняют роль нейрорегуляторов. У нематод рецептор DOP-2 является ауторецептором, функционирующим в цепи отрицательной обратной связи (Chase et al., 2004; Vidal-Gadea, Pierce-Shimomura, 2012; Pandey, Harbinder, 2012; Pandey et al., 2012; Xu et al., 2021). Известно, что активация D1 и D2 рецепторов дофамина вызывает антагонистические эффекты на клеточном уровне. Связывание дофамина с D1 рецепторами усиливает активность аденилатциклазы и, как следствие, повышает уровень цАМФ. Активация D2 рецепторов, напротив, приводит к ингибированию аденилатциклазы и снижению уровня цАМФ. Таким образом, D1 и D2 рецепторы конкурентно регулируют уровень цАМФ в организме, что позволяет использовать дофамин для эффективного контроля поведения. Это особенно важно для модификации поведения при резком изменении окружающей среды (Chase et al., 2004; Pandey, Harbinder, 2012; Pandey et al., 2012).

Одна из главных функций дофамина у беспозвоночных заключается в регуляции локомоции. Дофамин замедляет скорость движения у улиток; у пиявок и моллюсков дофамин подавляет плавание в воде и индуцирует ползание по твердому субстрату; дофамин снижает локомоторные ритмы у миног, крабов и *Danio rerio* (Sawin et al., 2000; Vidal-Gadea, Pierce-Shimomura, 2012). D1 рецепторы регулируют частоту и амплитуду изгибов тела при движении *C. elegans* в средах с разной вязкостью (Vidal-Gadea, Pierce-Shimomura, 2012). Известно участие дофамина в замедлении и полном прекращении движения нематод при их контакте с пищей (так называемый *basal slowing response*) (Chase et al., 2004; Pandey et al., 2012; Vidal-Gadea, Pierce-Shimomura, 2012). У мутантов *dop-3* замедление движения при контакте с пищей отсутствует, в то время как у мутантов *dop-1* и *dop-2* эта форма поведения не отличалась от поведения нематод линии дикого типа N2. У *C. elegans* дикого типа, *dop-1* и *dop-2* мутантов дофамин в концентрации 30 мМ вызывал полный паралич.

При этой же концентрации дофамина 65% мутантов *dop-3* сохраняли способность к локомоции (Chase et al., 2004). DOP-1 участвует в подавлении локомоции в период линьки модулируя секрецию нейрпептида сна FLP-11 интернейроном RIS (Xu et al., 2021).

Помимо контроля локомоции дофамин участвует в модуляции чувствительности нематод к внешним воздействиям. D1 и D2 рецепторы модулируют избегание авersive и аттрактивных химических стимулов в противоположных направлениях (Wang et al., 2014). Рецептор DOP-3 необходим для избегания растворимых репеллентов (Pandey et al., 2012). У мутантов *dop-3* снижена скорость избегания 2-нонанона по сравнению с мутантами *dop-1* и *dop-2* (Kimura et al., 2010). Показано, что нейролептики могут модулировать локомоторный ответ *C. elegans* на тактильный стимул. У мутантов *dop-1*, *dop-2* и *dop-3* этот ответ слабее, чем у нематод линии N2. В присутствии рисперидона ослабление ответа на тактильный стимул отмечалось только у *dop-3* мутантов. Арипипразол ослаблял локомоторный ответ у мутантов *dop-1* и *dop-2*, но не у *dop-3* (Osuna-Luque et al., 2018). Дофамин в концентрациях 0.5–1.0 мМ повышает теплоустойчивость поведения *C. elegans* линии дикого типа N2, а в концентрациях 7.5–15.0 мМ, напротив, вызывает ее снижение. У мутантов *dop-1* повышена, по сравнению с нематодами линии дикого типа N2 и мутантами *dop-3*, устойчивость локомоции к действию температуры 36°C (Калинникова и др., 2018).

Приведенные в этой работе результаты показывают, что мутация гена *dop-1* повышает чувствительность плавания нематод, индуцированного механическим стимулом, к действию $Pb(NO_3)_2$ в концентрации 0.25–1.0 мМ. Коэкспрессия генов *dop-1* и *dop-3* происходит во многих нейронах *C. elegans*, включая холинергические моторные нейроны (Chase et al., 2004; Vidal-Gadea, Pierce-Shimomura, 2012). Рецептор DOP-3 необходим для начальной фазы движения, его действие кратковременно. Рецептор DOP-1 модулирует ритм плавания на протяжении длительного времени (Xu et al., 2021). В организмах нематод линии дикого типа N2 свинец может подавлять активность тирозингидроксилазы – ключевого фермента синтеза дофамина и, как следствие, нарушать синтез дофамина дофаминергическими нейронами (Akinyemi et al., 2019). Известно, что дофамин может модулировать скорость секреции ацетилхолина холинергическими моторными нейронами AVA, AVB, AVD и PVC, входящими в нейронную сеть, осуществляющую локомоцию нематод (Chase et al., 2004; Han et al., 2015; Jospin

et al., 2009). Нарушения моторной программы плавания у *dop-1* мутантов в наших экспериментах могут быть следствием пониженного содержания эндогенного ацетилхолина в моторных нейронах в результате недостаточной DOP-1 дофаминергической трансмиссии. Снижение чувствительности *dop-1* и *dop-3* мутантов к $Pb(NO_3)_2$ при введении в среду инкубации 8мМ дофамина свидетельствует о том, что у *C. elegans* этих линий чувствительность к дофамину сохраняется. В этом случае экзогенный дофамин повышает скорость секреции ацетилхолина моторными нейронами, что приводит к уменьшению ошибок моторной программы плавания. Следует иметь в виду, что дофамин регулирует функции нервной системы *C. elegans* как сравнительно быстрыми изменениями состояния нейронов, так и экспрессией генов. В последнем случае поведение нематод изменяется в течение нескольких часов после введения дофамина в организм (Suo, Ishiura, 2013). Продолжительность наших экспериментов (до 120 минут) недостаточна для выявления эффектов экзогенного дофамина, связанных с экспрессией генов в нейронах. Для выяснения возможной роли индукции дофамином экспрессии генов в модуляции чувствительности *C. elegans* к токсическому действию $Pb(NO_3)_2$ необходимы дополнительные исследования.

Список литературы

1. Егорова А.В., Гатиятулина А.Ф., Калининкова Т.Б. Токсическое действие нитрата свинца на дофаминергическую систему *Caenorhabditis elegans* линий N2 и CB1112 // Тенденции развития науки и образования. 2022. №91, ч. 6. С. 148–154. doi: 10.18411/trnio-11-2022-318.
2. Калининкова Т.Б., Колсанова Р.Р., Белова Е.Б., Хакимова Д.М., Гайнутдинов М.Х., Шагидуллин Р.Р. О возможной роли рецепторов дофамина DOP-1 и DOP-3 в регуляции теплоустойчивости поведения *Caenorhabditis elegans* Маурас // Самарский научный вестник. 2018. Т. 7, № 2. С. 63–68. doi:10.17816/snv201872112.
3. Akinyemi A. J., Miah M. R., Ijomone O. M., Tsatsakis A., Soares F. A. A., Tinkov A. A., Skalny A. V., Venkataramani V., Aschner M. Lead (Pb) exposure induced neurotoxicity in *Caenorhabditis elegans*: involvement of the dopamine transporter // Toxicology reports. 2019. Vol. 6. P. 833–840. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2019.08.001>.
4. Brenner S. The genetics of *Caenorhabditis elegans* // Genetics. 1974. Vol. 77. P. 71–94. <https://doi.org/10.1093/genetics/77.1.71>.
5. Chase D. L., Pepper J. S., Koelle M. R. Mechanism of extrasynaptic dopamine signaling in *Caenorhabditis elegans* // Nature Neuroscience. 2004. Vol. 7. P. 1096–1103. doi: 10.1038/nn1316.
6. Chen P., Martinez-Finley E. J., Bomhorst J., Chakraborty S., Aschner M. Metal-induced neurodegeneration in *C. elegans* // Frontiers in aging neuroscience. 2013. Vol. 5. P. 1–11. <https://doi.org/10.3389/fnagi.2013.00018>.
7. Han B., Bellemer A., Koelle M. R. An evolutionary conserved switch in response to GABA affects development and behavior of the locomotor circuit of *Caenorhabditis elegans* // Genetics. 2015. V. 199. P. 1159–1172. <https://doi.org/10.1534/genetics.114.173963>.
8. Jaishankar M., Tseten T., Anbalagan N., Mathew B. B., Beeregowda K. N. Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals // Interdisciplinary toxicology. 2014. Vol. 7. P. 60–72. doi: 10.2478/intox-2014-0009.
9. Jospin M., Qi Y. B., Stawicki T. M., Boulin T., Schuske K. R., Horvitz H. R., Bessereau J.-L., Jorgensen E. M., Jin Y. A neuronal acetylcholine receptor regulates the balance of muscle excitation and inhibition in *Caenorhabditis elegans* // PLoS Biology. 2009. Vol. 7. P. e1000265. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1000265>.
10. Kimura K. D., Fujita K., Katsura I. Enhancement of odor avoidance regulated by dopamine signaling in *Caenorhabditis elegans* // The Journal of neuroscience. 2010. Vol. 30. P. 16365–16375. doi:10.1523/JNEUROSCI.6023-09.2010.
11. Lidsky T. I., Schneider J. S. Lead neurotoxicity in children: basic mechanisms and clinical correlates // Brain. 2003. Vol. 126. P. 5–19. doi: 10.1093/brain/awg014.
12. Osuna-Luque J., Rodríguez-Ramos Á., Gámez-del-Estal M. del Mar, Ruiz-Rubio M. Behavioral mechanisms that depend on dopamine and serotonin in *Caenorhabditis elegans* interact with the antipsychotics risperidone and aripiprazole // Journal of experimental neuroscience. 2018. Vol. 12. P. 1–11. doi: 10.1177/1179069518798628.
13. Pandey P., Harbinder S. The *Caenorhabditis elegans* D2-like dopamine receptor DOP-2 physically interacts with GPA-14, a $G\alpha_i$ subunit // Journal of molecular signaling. 2012. Vol. 7. P. 1–10. doi: 10.1186/1750-2187-7-3.
14. Pandey P., Mersha M. D., Dhillon H. S. A synergistic approach towards understanding the functional significance of dopamine receptor interactions // Journal of molecular signaling. 2012. V. 7. P. 1–8. doi: 10.1186/1750-2187-8-13.
15. Sabbar M., Delaville C., De Deurwaerdère P., Lakhdar-Ghazal N., Benazzouz A. Lead-induced atypical Parkinsonism in rats: behavioral, electrophysiological, and neurochemical evidence for a role of noradrenaline depletion // Frontiers in neuroscience. 2018. Vol. 12. Article 173. doi: 10.3389/fnins.2018.00173.
16. Sanders T., Liu Y., Buchner V., Tchounwou P. B. Neurotoxic effects and biomarkers of lead exposure: A review // Reviews on environmental health. 2009. Vol. 24. P. 15–45. <https://doi.org/10.1515/reveh.2009.24.1.15>.
17. Sawin E. R., Ranganathan R., Horvitz H. R. *C. elegans* locomotory rate is modulated by the environment through a dopaminergic pathway and by experience through a serotonergic pathway // Neuron. 2000. Vol. 26. P. 619–631. doi: 10.1016/s0896-6273(00)81199-x.
18. Schafer W. R., Kenyon S. A calcium-channel homologue required for adaptation to dopamine and serotonin in *Caenorhabditis elegans* // Nature. 1995. Vol. 375. P. 73–78. doi: 10.1038/375073a0.
19. Suo S., Ishiura S. Dopamine modulates acetylcholine release via octopamine and CREB signaling in *Caenorhabditis elegans* // PLoS ONE. 2013. Vol. 8. P. e72578. doi: 10.1371/journal.pone.0072578.
20. Valko M., Morris H., Cronin M. T. D. Metals, toxicity and oxidative stress // Current medicinal chemistry. 2005. Vol. 12. P. 1161–1208. <https://doi.org/10.2174/0929867053764635>.
21. Vidal-Gadea A. G., Pierce-Shimomura J. T. Conserved role of dopamine in the modulation of behavior // Communicative & integrative biology. 2012. Vol. 5. P. 440–447. doi: 10.4161/cib.20978.
22. Wang D., Xing X. Assessment of locomotion behavioral defects induced by acute toxicity from heavy metal exposure in nematode *Caenorhabditis elegans* // Journal of environmental sciences. 2008. Vol. 20. P. 1132–1137. doi: 10.1016/s1001-

0742(08)62160-9.

23. Wang D., Yu Y., Li Y., Wang Y., Wang D. Dopamine receptors antagonistically regulate behavioral choice between conflicting alternatives in *C. elegans* // PLoS ONE. 2014. Vol. 9. P. e115985. doi: 10.1371/journal.pone.0115985.

24. Xu Y., Zhang L., Liu Y., Topalidou I., Hassinan C., Ailion M., Zhao Z., Wang T., Chen Z., Bai J. Dopamine receptor DOP-1 engages a sleep pathway to modulate swimming in *C. elegans* // iScience. 2021. Vol. 24. P. 102247. doi: 10.1016/j.isci.2021.102247.

25. Zhang Y., Ye B., Wang D. Effects of metal exposure on associative learning behavior in nematode *Caenorhabditis elegans* // Archives of environmental contamination and toxicology. 2010. Vol. 59. P. 129–136. <https://doi.org/10.1007/s00244-009-9456-y>.

References

1. Egorova A.V., Gatiyatullina A.F., Kalinnikova T.B. Toksicheskoe deistvie nitrata svintsa na dophaminergicheskuyu sistemu *Caenorhabditis elegans* linij N2 i CB1112 [Toxic action of lead nitrate on dopaminergic system of *Caenorhabditis elegans* strains N2 and CB1112] // Tendentsii Razvitiya nauki i Obrazovaniya [Trends in Development of Science and Education]. 2022. No 91, p. 6. P. 148–154. doi: 10.18411/trnio-11-2022-318.

2. Kalinnikova T.B., Kolsanova R.R., Belova E.B., Khakimova D.M., Gainutdinov M.Kh., Shagidullin R.R. O vozmozhnoi roli receptorov dophamina DOP-1 i DOP-3 v regulatsii teploustoichivosti povedeniya *Caenorhabditis elegans* Maupas [The possible role of dopamine receptors DOP-1 and DOP-3 in regulation of behavior thermotolerance of *Caenorhabditis elegans* Maupas] // Samarskiy Nauchnyi Vestnik [Samara Scientific Bulletin]. 2018. Vol. 7, No 2. P. 63–68. doi:10.17816/snv201872112

3. Akinyemi A.J., Miah M.R., Ijomone O.M., Tsatsakis A., Soares F.A.A., Tinkov A.A., Skalny A.V., Venkataramani V., Aschner M. Lead (Pb) exposure induced neurotoxicity in *Caenorhabditis elegans*: involvement of the dopamine transporter // Toxicology reports. 2019. Vol. 6. P. 833–840. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2019.08.001>.

4. Brenner S. The genetics of *Caenorhabditis elegans* // Genetics. 1974. Vol. 77. P. 71–94. <https://doi.org/10.1093/genetics/77.1.71>.

5. Chase D.L., Pepper J.S., Koelle M.R. Mechanism of extrasynaptic dopamine signaling in *Caenorhabditis elegans* // Nature Neuroscience. 2004. Vol. 7. P. 1096–1103. doi: 10.1038/nn1316.

6. Chen P., Martinez-Finley E.J., Bomhorst J., Chakraborty S., Aschner M. Metal-induced neurodegeneration in *C. elegans* // Frontiers in aging neuroscience. 2013. Vol. 5. P. 1–11. <https://doi.org/10.3389/fnagi.2013.00018>.

7. Han B., Bellemer A., Koelle M.R. An evolutionary conserved switch in response to GABA affects development and behavior of the locomotor circuit of *Caenorhabditis elegans* // Genetics. 2015. Vol. 199. P. 1159–1172. <https://doi.org/10.1534/genetics.114.173963>.

8. Jaishankar M., Tseten T., Anbalagan N., Mathew B.B., Beeregowda K.N. Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals // Interdisciplinary toxicology. 2014. Vol. 7. P. 60–72. doi: 10.2478/intox-2014-0009.

9. Jospin M., Qi Y.B., Stawicki T.M., Boulin T., Schuske K.R., Horvitz H.R., Bessereau J.-L., Jorgensen E.M., Jin Y. A neuronal acetylcholine receptor regulates the balance of muscle excitation and inhibition in *Caenorhabditis elegans* // PLoS Biology. 2009. Vol. 7. P. e1000265. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1000265>.

10. Kimura K.D., Fujita K., Katsura I. Enhancement of odor avoidance regulated by dopamine signaling in *Caenorhabditis*

elegans // The Journal of neuroscience. 2010. Vol. 30. P. 16365–16375. doi:10.1523/JNEUROSCI.6023-09.2010.

11. Lidsky T.I., Schneider J.S. Lead neurotoxicity in children: basic mechanisms and clinical correlates // Brain. 2003. Vol. 126. P. 5–19. doi: 10.1093/brain/awg014.

12. Osuna-Luque J., Rodríguez-Ramos Á., Gámez-del-Estal M. del Mar, Ruiz-Rubio M. Behavioral mechanisms that depend on dopamine and serotonin in *Caenorhabditis elegans* interact with the antipsychotics risperidone and aripiprazole // Journal of experimental neuroscience. 2018. Vol. 12. P. 1–11. doi: 10.1177/1179069518798628.

13. Pandey P., Harbinder S. The *Caenorhabditis elegans* D2-like dopamine receptor DOP-2 physically interacts with GPA-14, a Gα subunit // Journal of molecular signaling. 2012. Vol. 7. P. 1–10. doi: 10.1186/1750-2187-7-3.

14. Pandey P., Mersha M.D., Dhillon H.S. A synergistic approach towards understanding the functional significance of dopamine receptor interactions // Journal of molecular signaling. 2012. V. 7. P. 1–8. doi: 10.1186/1750-2187-8-13.

15. Sabbar M., Delaville C., De Deurwaerdère P., Lakhdar-Ghazal N., Benazzouz A. Lead-induced atypical Parkinsonism in rats: behavioral, electrophysiological, and neurochemical evidence for a role of noradrenaline depletion // Frontiers in neuroscience. 2018. Vol. 12. Article 173. doi: 10.3389/fnins.2018.00173.

16. Sanders T., Liu Y., Buchner V., Tchounwou P.B. Neurotoxic effects and biomarkers of lead exposure: A review // Reviews on environmental health. 2009. Vol. 24. P. 15–45. <https://doi.org/10.1515/reveh.2009.24.1.15>.

17. Sawin E.R., Ranganathan R., Horvitz H.R. *C.elegans* locomotory rate is modulated by the environment through a dopaminergic pathway and by experience through a serotonergic pathway // Neuron. 2000. Vol. 26. P. 619–631. doi: 10.1016/S0896-6273(00)81199-x.

18. Schafer W.R., Kenyon S. A calcium-channel homologue required for adaptation to dopamine and serotonin in *Caenorhabditis elegans* // Nature. 1995. Vol. 375. P. 73–78. doi: 10.1038/375073a0.

19. Suo S., Ishiura S. Dopamine modulates acetylcholine release via octopamine and CREB signaling in *Caenorhabditis elegans* // PLoS ONE. 2013. Vol. 8. e72578. doi: 10.1371/journal.pone.0072578.

20. Valko M., Morris H., Cronin M.T.D. Metals, toxicity and oxidative stress // Current medicinal chemistry. 2005. Vol. 12. P. 1161–1208. <https://doi.org/10.2174/0929867053764635>.

21. Vidal-Gadea A.G., Pierce-Shimomura J.T. Conserved role of dopamine in the modulation of behavior // Communicative & integrative biology. 2012. Vol. 5. P. 440–447. doi: 10.4161/cib.20978

22. Wang D., Xing X. Assessment of locomotion behavioral defects induced by acute toxicity from heavy metal exposure in nematode *Caenorhabditis elegans* // Journal of environmental sciences. 2008. Vol. 20. P. 1132–1137. doi: 10.1016/S1001-0742(08)62160-9.

23. Wang D., Yu Y., Li Y., Wang Y., Wang D. Dopamine receptors antagonistically regulate behavioral choice between conflicting alternatives in *C. elegans* // PLoS ONE. 2014. Vol. 9. P. e115985. doi: 10.1371/journal.pone.0115985.

24. Xu Y., Zhang L., Liu Y., Topalidou I., Hassinan C., Ailion M., Zhao Z., Wang T., Chen Z., Bai J. Dopamine receptor DOP-1 engages a sleep pathway to modulate swimming in *C. elegans* // iScience. 2021. Vol. 24. P. 102247. doi: 10.1016/j.isci.2021.102247.

25. Zhang Y., Ye B., Wang D. Effects of metal exposure on associative learning behavior in nematode *Caenorhabditis elegans* // Archives of environmental contamination and toxicology. 2010. Vol. 59. P. 129–136. <https://doi.org/10.1007/>

Egorova A.V., Gatiyatullina A.F., Kalinnikova T.B. **The possible role of dopamine receptors DOP-1, DOP-2 and DOP-3 in modulation of soil nematode *Caenorhabditis elegans* sensitivity to toxic action of lead ions.**

The possible role of dopamine receptors DOP-1, DOP-2 and DOP-3 in modulation of sensitivity of soil nematode *Caenorhabditis elegans* to toxic action of lead nitrate was carried out. Experiments were performed with four nematodes strains, namely N2 wild type strain and mutant strains LX636 (*dop-1(vs101)X*), LX702 (*dop-2(vs105)I*), LX703 (*dop-3(vs106)X*) with null-mutations of single dopamine receptor gene (*dop-1*, *dop-2* and *dop-3* respectively). Null-mutations of dopamine receptors DOP-2 and DOP-3 genes did not cause any significant changes in *C. elegans* behavior tolerance to $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ action in concentration range 0.25–1.0 mM. Null-mutation

of dopamine DOP-1 receptor gene increased the sensitivity of *C. elegans* behavior to Pb^{2+} ions during 30–120-minutes exposition to this toxicant. The addition of dopamine in concentration of 8 mM to incubation medium did not result in significant effects in *C. elegans* behavior but decreased the sensitivity of nematodes with mutations in *dop-1* and *dop-3* genes to $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$. Dopamine in concentration of 4 mM had not any significant effects on locomotion of *C. elegans* of all investigated strains either *per se* or along with lead nitrate. Disturbances in swimming motor program of *dop-1* mutants may be a consequence of reduced endogenous acetylcholine content in motor neurons due to nonsufficient DOP-1 dopaminergic synaptic transmission. The decrease in *dop-1* and *dop-3* mutants sensitivity to $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ action in the incubation medium with 8 mM of dopamine indicates that *C. elegans* of these strains retain the sensitivity to dopamine.

Keywords: *Caenorhabditis elegans*; lead ions; dopamine receptors.

Раскрытие информации о конфликте интересов: Автор заявляет об отсутствии конфликта интересов / Disclosure of conflict of interest information: The author claims no conflict of interest

Информация о статье / Information about the article

Поступила в редакцию / Entered the editorial office: 29.08.2022

Одобрено рецензентами / Approved by reviewers: 12.09.2022

Принята к публикации / Accepted for publication: 26.09.2022

Сведения об авторах

Егорова Анастасия Васильевна, младший научный сотрудник, Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, 420087, Россия, г. Казань, ул. Даурская, 28, E-mail: egorovanastassia@gmail.com.

Гатиятуллина Алсу Фоатовна, младший научный сотрудник, Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, 420087, Россия, г. Казань, ул. Даурская, 28, E-mail: gaf9212@gmail.com.

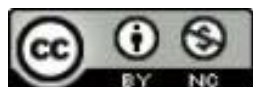
Калинникова Татьяна Борисовна, кандидат биологических наук, зав. лабораторией, Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, 420087, Россия, г. Казань, ул. Даурская, 28, E-mail: tbkalinnikova@gmail.com.

Information about the authors

Anastasia V. Egorova, Junior Researcher, Research Institute for Problems of Ecology and Mineral Wealth Use of Tatarstan Academy of Sciences, 28, Daur'skaya st., Kazan, 420087, Russia, E-mail: egorovanastassia@gmail.com.

Alsu F. Gatiyatullina, Junior Researcher, Research Institute for Problems of Ecology and Mineral Wealth Use of Tatarstan Academy of Sciences, 28, Daur'skaya st., Kazan, 420087, Russia, E-mail: gaf9212@gmail.com.

Tatiana B. Kalinnikova, Head of the Laboratory, Research Institute for Problems of Ecology and Mineral Wealth Use of Tatarstan Academy of Sciences, 28, Daur'skaya st., Kazan, 420087, Russia, E-mail: tbkalinnikova@gmail.com.



ПРАВИЛА ДЛЯ АВТОРОВ

К публикации в «Российском журнале прикладной экологии» принимаются научные статьи, сообщения, рецензии, обзоры по всем разделам экологической науки. В журнале печатаются не публиковавшиеся ранее материалы. В предлагаемых для публикации научных статьях должно содержаться обоснование актуальности, четкая постановка целей и задач исследования, научная аргументация, обобщения и выводы, представляющие интерес своей новизной, научной и практической значимостью.

Для публикации статьи автору (авторам) необходимо представить в редакцию следующие материалы:

- 1) направление от организации (в 1 экз.);
- 2) электронную версию статьи по фамилии первого автора (например, ivanov.doc)
- 3) сведения об авторах: имя, отчество и фамилия, должность, ученая степень и ученое звание, место работы и адрес электронной почты – на русском и английском языках.
- 4) Сканированная копия подписанного Лицензионного договора с каждым автором (форма договора размещена на сайте журнала).

Указанные файлы следует переслать в адрес редакции по электронной почте rjaeco@mail.ru или заполнить непосредственно на сайте журнала www.rjae.ru.

Требования к тексту рукописи:

Статьи публикуются на русском и английском языках.

Объем рукописи не должен превышать 20 страниц, для рецензий и сообщений – до 5 страниц, для обзоров – до 30 страниц.

Текст статьи должен быть набран в формате MS Word 1997-2003, шрифт Times New Roman, кегль 14, через 1.5 интервала. Поля рукописи 20 мм, абзацный отступ 0.5 см. Текст набирается без переносов.

Текст статьи должен быть разбит на разделы. Рекомендуется использовать стандартные рубрики: «Введение», «Материалы и методы исследования», «Результаты и их обсуждение», «Выводы» или «Заключение», «Список литературы».

При оформлении статьи следует соблюдать приведенные ниже правила.

- 1-я строка – УДК (выравнивание по левому краю);
- 2-я строка – инициалы и фамилии автора (авторов), место работы, e-mail (курсив, выравнивание по правому краю);
- 3-я строка – название статьи – на русском и английском языках (прописными буквами, полужирный шрифт, выравнивание по центру);
- 4-я строка – аннотация (не менее 200 слов) и ключевые слова (не более 5, отделяются точкой с запятой) – на русском и английском языках (выравнивание по ширине);
- 5-я строка – текст статьи (выравнивание по ширине).

Заголовки таблиц приводятся курсивом на русском и английском языках. Таблицы могут быть книжной

или альбомной ориентации.

Рисунки к статье должны быть сохранены в отдельных файлах с соответствующим расширением (xls, jpg, tiff). Растровые изображения должны иметь разрешение не менее 300 dpi. Все указанные материалы могут быть представлены в цветном или черно-белом вариантах. Подписи к рисункам приводятся курсивом на русском и английском языках; аббревиатуры расшифровываются в подрисуночных подписях. Все обозначения на рисунках выполняются шрифтом Times New Roman.

Математические формулы должны быть набраны в MS Equation. Пояснения значений символов и числовых коэффициентов необходимо давать непосредственно под формулой в последовательности, в которой они приведены в формуле.

Химические формулы следует набирать с помощью специализированных программ (Chem Draw, HyperChem, Isis Draw). Все элементы химической формулы должны быть хорошо различимы.

Все физические величины должны быть даны в системе единиц «СИ».

В десятичных дробных числах целая часть отделяется от дробной точкой.

Латинские названия видов печатаются курсивом.

Ссылки на литературные источники в тексте даются в круглых скобках, например: (Иванов и др., 2019; Методические ..., 2001; Одум, 2007; Тихомиров, Марков, 2009; Ferrand et al., 2012).

Список литературы составляется в алфавитном порядке и нумеруется в ручном режиме (сначала приводятся отечественные источники, затем иностранные).

Транслитерированный список литературы (References) приводится отдельно. Русскоязычные работы указываются в латинской транслитерации, рядом в квадратных скобках приводится их перевод на английский язык. Библиографические описания прочих работ приводятся на языке оригинала.

Обязательным условием является указание в списке литературы DOI (уникальный идентификационный номер цифрового объекта) тех работ, у которых он есть.

Образец оформления списка литературы:

1. ГОСТ Р ИСО 22033-2009. Качество почвы. Биологические методы. Хроническая токсичность в отношении высших растений.
2. Григорьян Б.Р., Кольцова Т.Г., Сунгатуллина Л.М., Сахабиев И.А. Оценка соответствия сельскохозяйственных предприятий Республики Татарстан требованиям органического агропроизводства // Российский журнал прикладной экологии. 2016. №3. С. 40–45.
3. Зиганшин И.И., Зиганшина Д.И. Лекарственные растения островов Казанского района переменного подпора Куйбышевского водохранилища // Биоразнообразие и рациональное использование природных ресурсов / Материалы докл. VII Всерос. научно-практ. конф. Махачкала: Изд-во ДГПУ, 2019. С. 18–20.
4. Иванчева Е.Ю. Сравнительный анализ видовой структуры рыбного населения малых рек Рязанской области: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Борок, 2008. 25 с.

5. Сафонов А.Ф. Системы земледелия. М.: Колос, 2006. 447 с.
 6. Спирина Е.В. К вопросу о биологии форели ручьевой *Salmo trutta morpha fario* // Природа Симбирского Поволжья. Ульяновск, 2002. Вып. 3. С. 154–157.
 7. Яковлев В.А. Изменение структуры зообентоса северо-восточной Фенноскандии под влиянием природных и антропогенных факторов: Дисс. ... докт. биол. наук. Казань, 1999. 436 с.
 8. Hanson M.J., Stefan H.G. Side effects of 58 years of copper sulphate treatment of the Fairmount lakes, Minnesota // Water Resour. Bull. 1984. V. 20. P. 889–900. DOI 10.1111/j.1752-1688.1984.tb04797.x.
 9. WoRMS Editorial Board (2016). World Register of Marine Species // URL: <http://www.marinespecies.org> (дата обращения: 20.05.2016).
- Образец оформления транслитерированного списка литературы:**
1. GOST R ISO 22033-2009. Kachestvo pochvy. Biologicheskie metody. Hronicheskaya toksichnost' v otnoshenii vysshih rastenij [Soil quality. Biological methods. Chronic toxicity to higher plants].
 2. Grigor'yan B.R., Kol'tsova T.G., Sungatullina L.M., Sakhabiyev I.A. Otsenka sootvetstviya sel'skokhozyaystvennykh predpriyatij Respubliki Tatarstan trebovaniyam organicheskogo agroproduktstva [Assessment of the conformity of agricultural enterprises of the Republic of Tatarstan with the requirements of organic agricultural production] // Rossiyskiy zhurnal prikladnoy ekologii [Russian journal of applied ecology]. 2016. No 3. P. 40–45.
 3. Ziganshin I.I., Ziganshina D.I. Lekarstvennye rastenija ostrovov kazanskogo rajona peremennogo podpora Kujbyshevskogo vodohranilishha [Medicinal plants of the islands of Kazan area of the variable subpropt of the Kuibyshev reservoir] // Bioraznoobrazie i racional'noe ispol'zovanie prirodnih resursov [Biodiversity and natural resource management] / Materialy dokl. VII Vseros. nauchno-prakt. konf. Mahachkala: DGPU, 2019. P. 18–20.
 4. Ivancheva E.Yu. Sravnitel'nyj analiz vidovoj struktury rybnogo naseleniya malyh rek Ryazanskoj oblasti [Comparative analysis of the species structure of the fish population of small rivers in the Ryazan region]: Summary of PhD (Cand. of Biol.) Borok, 2008. 25 p.
 5. Safonov A.F. Sistemy zemledeliya [Farming systems]. M.: Kolos, 2006. 447 p.
 6. Spirina E.V. K voprosu o biologii foreli ruch'evoj *Salmo trutta morpha fario* [On the biology of brook trout *Salmo trutta morpha fario*] // Priroda Simbirskogo Povolzh'ya [Nature of the Simbirsk Volga]. Ul'yanovsk, 2002. 3. P. 154–157.
 7. Yakovlev V.A. Izmenenie struktury zoobentosa severo-vostochnoj Fennoskandii pod vliyaniem prirodnih i antropogennykh faktorov [Changes in the structure of zoobenthos in northeastern Fennoscandia under the influence of natural and anthropogenic factors]: DSc (Dr. of Chem) thesis. Kazan', 1999. 436 p.
 8. Hanson M.J., Stefan H.G. Side effects of 58 years of copper sulphate treatment of the Fairmount lakes, Minnesota // Water Resour. Bull. 1984. V. 20. P. 889–900. DOI 10.1111/j.1752-1688.1984.tb04797.x.
 9. WoRMS Editorial Board (2016). World Register of Marine Species // URL: <http://www.marinespecies.org> (accessed: 20.05.2016).
- Принятая к рассмотрению статья направляется рецензенту, при наличии замечаний она отсылается авторам на доработку. Окончательное решение о принятии статьи к публикации принимается редколлегией журнала.
- Верстка статьи для окончательной проверки и утверждения высылается авторам по электронной почте.





Российский журнал прикладной экологии
420087 г. Казань, ул. Даурская, 28
www.rjae.ru