



2025

*Теоретическая  
и прикладная*

**ЭКОЛОГИЯ**

Theoretical and  
Applied Ecology

ISSN 1995-4304 (PRINT)  
ISSN 2618-8406 (ONLINE)

№ 3



ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ  
ПРОБЛЕМЫ ЭКОЛОГИИ

МЕТОДОЛОГИЯ  
И МЕТОДЫ  
ИССЛЕДОВАНИЙ.  
МОДЕЛИ И ПРОГНОЗЫ

МОНИТОРИНГ  
ПРИРОДНЫХ  
И АНТРОПОГЕННО  
НАРУШЕННЫХ  
ТЕРРИТОРИЙ

ХИМИЯ ПРИРОДНЫХ  
СРЕД И ОБЪЕКТОВ

ЭКОЛОГИЗАЦИЯ  
ПРОИЗВОДСТВА

АГРОЭКОЛОГИЯ

РЕМЕДИАЦИЯ И  
РЕКУЛЬТИВАЦИЯ

ЭКОТОКСИКОЛОГИЯ

ПОПУЛЯЦИОННАЯ  
ЭКОЛОГИЯ

ЭКОЛОГИЯ И КЛИМАТ

НАУЧНЫЙ ЖУРНАЛ

<http://envjournal.ru>



*С.Г. Литвинец – проректор  
по науке и инновациям  
Вятского государственного  
университета*



Вятский государственный университет по праву считается системообразующим вузом и мощным образовательно-научным центром Кировской области. Его миссия выходит далеко за рамки подготовки квалифицированных кадров: университет является драйвером социально-экономического и инновационного развития всего региона. ВятГУ представляет собой крупный учебно-научно-производственный комплекс, в его стенах обучается более 15 000 студентов, а за всю историю университет подготовил свыше 140 000 специалистов. Именно выпускники ВятГУ составляют костяк инженерно-технической, IT, экономической, педагогической и управленческой элиты Кировской области, работая на ведущих предприятиях и в организациях региона.

Научно-исследовательская деятельность является неотъемлемой частью стратегии развития университета. ВятГУ активно ведёт прикладные и фундаментальные исследования по приоритетным направлениям: станкостроение: разработка компонентов гибких производственных систем, технологическое оборудование и комплектующие на основе интеллектуальных приводов, нанотехнологии, аддитивное производство; химические технологии и электрохимическая энергетика: материалы литий-ионных и постлитиевых накопителей энергии, электрохимические генераторы энергии на основе твёрдооксидных топливных элементов, функциональные полимерные материалы, технологии переработки и безопасного обращения с отходами, промышленные биотехнология и биофармацевтика: разработка новых лекарственных средств, биоинженерия, «зелё-

ная химия» для сельского хозяйства и пищевой промышленности.

В университете действуют современные научные центры и лаборатории, оснащённые современным оборудованием, в том числе в области экологических исследований работают научно-исследовательская лаборатория биомониторинга ВятГУ и Института биологии ФИЦ Коми НЦ УрО РАН и аккредитованная экоаналитическая лаборатория.

Деятельность университета тесно связана с промышленными предприятиями. Реализация грантов, выполнение исследовательских работ, аналитические работы ориентированы на потребности реального сектора и внедрение разработок в производство. Стратегические приоритеты развития ВятГУ чётко сфокусированы на запросах региона и глобальных вызовах. К ним относятся: интеграция в реальную экономику: развитие партнёрства с промышленными предприятиями через выполнение конкретных технических задач и подготовку кадров, развитие человеческого капитала: подготовка кадров для базовых секторов экономики региона, выявление и поддержка талантливой молодёжи, усиление научно-исследовательского потенциала: концентрация ресурсов на прорывных междисциплинарных проектах, ориентированных на потребности целого ряда отраслей промышленности.

Таким образом, ВятГУ выполняет системообразующую функцию, является ключевым звеном кадрового и научного фундамента, в том числе в области экологической безопасности, для будущего Кировской области, обеспечивающим её устойчивое развитие.



**Теоретическая  
и прикладная  
ЭКОЛОГИЯ**  
№ 3, 2025  
<http://envjournal.ru>

Журнал включён в Перечень ведущих рецензируемых научных журналов и изданий, в которых должны быть опубликованы основные научные результаты диссертаций на соискание учёных степеней доктора и кандидата наук (№2716 по состоянию на 01.07.2025).

Журнал включён в каталог периодических изданий Ульрих (Ulrich's Periodicals Directory), в библиографические базы Scopus (SourceID 21100828916), Web of Science Core Collection, RSCI на платформе WoS, Google Scholar и Российский индекс научного цитирования (РИНЦ).

Журнал издаётся с 2007 года.

Учредители журнала: ООО ИД «Камертон», ФГБОУ ВО «Вятский государственный университет».

**Главный редактор Т.Я. Ашихмина**, д.т.н., профессор, главный научный сотрудник Вятского государственного университета, зав. лабораторией ИБ ФИЦ Коми НЦ УрО РАН  
**Зам. главного редактора С.В. Дёгтева**, д.б.н., член-корр. РАН, профессор, директор ФИЦ Коми НЦ УрО РАН  
**Зам. главного редактора Л.И. Домрачева**, д.б.н., профессор, профессор Вятского государственного агротехнологического университета  
**Зам. главного редактора И.Г. Широких**, д.б.н., главный научный сотрудник, зав. лабораторией Федерального аграрного научного центра Северо-Востока им. Н.В. Рудницкого  
**Зам. главного редактора Б.И. Кочуров**, д.г.н., профессор, ведущий научный сотрудник Института географии РАН  
**Ответственный секретарь М.Л. Сазанова**, к.б.н., доцент, научный сотрудник ИБ ФИЦ Коми НЦ УрО РАН  
**Технические секретари:**  
**Т.И. Кутявина**, к.б.н., старший научный сотрудник Вятского государственного университета,  
**Е.А. Клековкина**, к.г.н., доцент Вятского государственного университета,  
**В.В. Рутман**, младший научный сотрудник Вятского государственного университета

Адрес редакции: 610000, Кировская область, г. Киров, ул. Московская, 36. Тел. (8332) 37-02-77. E-mail: [envjournal@vyatsu.ru](mailto:envjournal@vyatsu.ru)

Статьи рецензируются. Перепечатка без разрешения редакции запрещена, ссылки на журнал при цитировании обязательны. Редакция не несёт ответственности за достоверность информации, содержащейся в рекламных объявлениях.

Издание зарегистрировано Федеральной службой по надзору в сфере связи, информационных технологий и массовых коммуникаций. Регистрационный номер и дата принятия решения о регистрации: серия ПИ № ФС77-74434 от 23 ноября 2018 г. Подписной индекс ПС248 в каталоге «Подписные издания» официального каталога АО «Почта России». Зарубежная подписка оформляется через фирмы-партнёры ЗАО «МК-ПЕРИОДИКА» по адресу: 129110, г. Москва, ул. Гиляровского, 39, тел.: (495) 281-91-37, 281-97-63. E-mail: [info@periodicals.ru](mailto:info@periodicals.ru); <http://www.periodicals.ru>

Издательство: ООО «О-Краткое»  
Адрес издательства: 610000, Кировская область, г. Киров, ул. Свободы, 67.  
Оригинал-макет – Татьяна Коршунова, перевод – Мария Сазанова, фотография на 1-й обложке – Александр Широких, на 4-й обложке – Тамара Ашихмина, администратор сайта журнала – Вячеслав Рутман, выпускающий редактор – Мария Зелаева.  
Директор издательства «О-Краткое» Евгений Дрогов  
© Оформление. Издательство «О-Краткое»

12+

Дата выхода номера: 29.09.2025.  
Тираж 250 экз. Заказ № 1104. Цена свободная.  
Отпечатано в ООО «Кировская цифровая типография»  
Адрес типографии: 610046, Кировская область, г. Киров, ул. Труда, 84а

**ЧЛЕНЫ РЕДАКЦИОННОЙ КОЛЛЕГИИ:**

- А.М. Асхабов** д.г.-м.н., академик РАН, профессор, научный руководитель ФИЦ Коми НЦ УрО РАН  
**Т.К. Головкин** д.б.н., профессор, главный научный сотрудник ИБ ФИЦ Коми НЦ УрО РАН  
**Е.В. Дабах** к.б.н., доцент, старший научный сотрудник ИБ ФИЦ Коми НЦ УрО РАН  
**М. Ж. Журинов** д.х.н., академик НАН Республики Казахстан, профессор, президент НАН РК, генеральный директор АО «ИТКЭ имени Д.В. Сокольского»  
**Г.Я. Кантор** к.т.н., научный сотрудник ИБ ФИЦ Коми НЦ УрО РАН  
**Е.Ю. Колбовский** д.г.н., профессор, ведущий научный сотрудник Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова  
**Э.И. Коломиец** д.б.н., академик НАН Беларуси, профессор, директор Института микробиологии НАН Беларуси  
**Л.В. Кондакова** д.б.н., профессор, профессор Вятского государственного университета  
**А.В. Кучин** д.х.н., академик РАН, профессор, главный научный сотрудник Института химии ФИЦ Коми НЦ УрО РАН  
**Д.А. Каверин** д.г.н., старший научный сотрудник ИБ ФИЦ Коми НЦ УрО РАН  
**В.З. Латыпова** д.х.н., член-корр. РАН, профессор, профессор Казанского федерального университета  
**Ли Юй** д.б.н., иностранный член РАН (КНР), профессор, директор Института микологии Цзилиньского аграрного университета  
**С.Г. Литвинец** к.с.-х.н., доцент, проректор по науке и инновациям Вятского государственного университета  
**В.А. Малинников** д.т.н., профессор, профессор Московского государственного университета геодезии и картографии  
**Н.А. Манучарова** д.б.н., профессор, профессор Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова  
**О.М. Масловский** д.б.н., зав. лабораторией Института экспериментальной ботаники имени В.Ф. Купревича НАН Беларуси  
**В.П. Мешалкин** д.т.н., академик РАН, профессор, директор Международного института логистики ресурсосбережения и технологической инноватики (НОЦ) РХТУ им. Д.И. Менделеева  
**А.А. Москалёв** д.б.н., член-корр. РАН, профессор РАН, директор Института долголетия с клиникой превентивной медицины и реабилитации РНЦХ им. акад. Б. В. Петровского  
**Л.Н. Ольшанская** д.х.н., профессор, профессор Саратовского государственного технического университета им. Гагарина Ю.А.  
**С.В. Пестов** к.б.н., доцент, доцент Вятского государственного университета  
**В.С. Петросян** д.х.н., профессор, заслуженный профессор Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова  
**В.Д. Поликсенова** к.с.-х.н., доцент, доцент Белорусского государственного университета  
**С.А. Рубцова** д.х.н., с.н.с., директор Института химии ФИЦ Коми НЦ УрО РАН  
**В.П. Савиных** д.т.н., академик РАН, профессор, президент Московского государственного университета геодезии и картографии  
**В.А. Сысуев** д.т.н., академик РАН, профессор, научный руководитель Федерального аграрного научного центра Северо-Востока им. Н.В. Рудницкого  
**В.А. Терехова** д.б.н., профессор, профессор Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова  
**Е.И. Тихомирова** д.б.н., профессор, зав. кафедрой Саратовского государственного технического университета им. Гагарина Ю.А.  
**Т.А. Трифонова** д.б.н., профессор, профессор Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова  
**В.И. Холстов** д.х.н., профессор, руководитель центра ФГУП «ГосНИИОХТ»  
**В.В. Ширяев** д.б.н., с.н.с., в.н.с. ВНИИ охотничьего хозяйства и звероводства им. проф. Б.М. Житкова  
**Л.Н. Шихова** д.с.-х.н., профессор, ведущий научный сотрудник Федерального аграрного научного центра Северо-Востока им. Н.В. Рудницкого  
**В.Т. Юнглод** д.и.н., профессор, президент Вятского государственного университета



# Theoretical and Applied ECOLOGY

No. 3, 2025

The journal is included in the list of the leading peer-reviewed journals and issues for publishing the main results of research for PhD and doctoral dissertations.

The journal is included into Ulrich's Periodicals Directory, bibliographic databases Scopus (SourceID 21100828916), Web of Science Core Collection, RSCI on WoS, Google Scholar and Russian Science Citation Index (RSCI).

The journal is published since 2007.

The founders of the journal: Publishing house "Kamerton", Vyatka State University.

**Editor-in-Chief T.Ya. Ashikhmina,**

Doctor in Technical Sciences, Professor, Chief Researcher of Vyatka State University, Head of Laboratory of IB FRC Komi SC UB RAS

**Vice-Editor-in-Chief S.V. Degteva,**

Doctor in Biology, Corresponding Member of RAS, Professor, Director of FRC Komi SC UB RAS

**Vice-Editor-in-Chief L.I. Domracheva,**

Doctor in Biology, Professor, Professor of Vyatka State Agrotechnological University

**Vice-Editor-in-Chief I.G. Shirokikh,**

Doctor in Biology, Chief Researcher, Head of Laboratory of Federal Agricultural Research Center of North-East named N.V. Rudnitsky

**Vice-Editor-in-Chief B.I. Kochurov,**

Doctor in Geography, Professor, Leading Researcher of the Institute of Geography RAS

**Executive Secretary M.L. Sazanova,**

PhD in Biology, Associate Professor, Researcher of IB FRC Komi SC UB RAS

**Technical Secretaries:**

**T.I. Kutyavina,** PhD in Biology,

Senior Researcher of Vyatka State University,

**E.A. Klekovkina,** PhD in Geography,

Associate Professor of Vyatka State University

**V.V. Rutman,** Junior Researcher of Vyatka State University

The articles are reviewed. Reprint without permission of the publisher is prohibited, links to the journal are obligatory when citing. The editorial Board is not responsible for the accuracy of the information contained in advertisements.

Editorial Address: 36 Moskovskaya St., Kirov, Kirov region, Russia, 610000 phone/fax: (8332) 37-02-77, e-mail: envjournal@vyatsu.ru

The edition is registered by Federal service for supervision in the sphere of communication, information technology and mass communications. Registration number and date of the decision on registration: series PI No. FS77-74434 on November 23, 2018.

Subscription index PS248 in the joint catalog "Subscription Publications" of Russian Post Service".

To effect subscription it is necessary to address to one of the partners of JSC "MK-Periodica" in your country or to JSC "MK-Periodica" directly.

Address: 39 Gilyarovskiy St., Moscow, Russia, 129110.

Tel: (495) 281-91-37, 281-97-63, Fax: (495) 281-37-98

E-mail address: info@periodicals.ru. <http://www.periodicals.ru>

Publisher: the publishing house of "O-Kratkoe".

Publisher's Address: 67 Svobody St., Kirov region, Russia, Kirov, 610000. E-mail: okrat@okrat.ru.

Designer – Tatiana Korshunova. Translation – Mariya Sazanova. Photo on the 1st cover – Alexander Shirokikh, on 4th cover – Tamara Ashikhmina.

Administrator of Web site – Vyacheslav Rutman. Managing editor –

Mariya Zelayeva. Director of the publishing house "O-Kratkoe" –

Evgeniy Drogov. © Publishing house "O-Kratkoe".

12+

Release date: September 29, 2025.

Circulation 250 copies. Order No. 1104. Free price.

"Kirov digital printing house", LTD

Printing Address: 84a, Truda St., Kirov, Russia, 610046

## THE EDITORIAL BOARD OF THE JOURNAL "THEORETICAL AND APPLIED ECOLOGY"

- A.M. Askhabov** Doctor in Geology and Mineralogy, Academician of RAS, Professor, Scientific Director of FRC Komi SC UB RAS
- T.K. Golovko** Doctor in Biology, Professor, Chief Researcher of IB FRC Komi SC UB RAS
- E.V. Dabakh** PhD in Biology, Associate Professor, Senior Researcher of IB FRC Komi SC UB RAS
- M.Zh. Zhurinov** Doctor in Chemistry, Academician of the National Academy of Sciences of the Republic of Kazakhstan, Professor, President of NAS RK, General Director of "D.V. Sokolsky Institute of Fuel, Catalysis and Electrochemistry"
- G.Ya. Kantor** PhD in Technical Sciences, Researcher of IB FRC Komi SC UB RAS
- E.Yu. Kolbovsky** Doctor in Geography, Professor, Leading Researcher of Lomonosov Moscow State University
- E.I. Kolomiyyets** Doctor in Biology, Professor, Corresponding Member of the National Academy of Sciences of Belarus, Director of Institute of Microbiology, National Academy of Sciences of Belarus
- L.V. Kondakova** Doctor in Biology, Professor, Professor of Vyatka State University
- A.V. Kuchin** Doctor in Chemistry, Academician of RAS, Professor, Chief Researcher of Institute of Chemistry FRC Komi SC UB RAS
- D.A. Kaverin** Doctor in Geography, Senior Researcher of IB FRC Komi SC UB RAS
- V.Z. Latypova** Doctor in Agriculture, Corresponding Member of RAS, Professor, Professor of Kazan Federal University
- Li Yu** Doctor in Biology, Foreign Associate of RAS (China), Professor, Director of Mycology Institute of Jilin Agricultural University
- S.G. Litvinets** PhD in Agricultural Sciences, Associate Professor, Vice-Rector for Science and Innovation of Vyatka State University
- V.A. Malinnikov** Doctor in Technical Sciences, Professor, Professor of Moscow State University of Geodesy and Cartography
- N.A. Manucharova** Doctor in Biology, Professor, Professor of Lomonosov Moscow State University
- O.M. Maslovsky** Doctor in Biology, Head of Laboratory of V.F. Kuprevich Institute of Experimental Botany of the National Academy of Sciences of Belarus
- V.P. Meshalkin** Doctor in Technical Sciences, Academician of RAS, Professor, Director of International Institute of Logistics Resource saving and technological Innovations of Mendeleev University of Chemical Technology
- A.A. Moskalev** Doctor in Biology, Corresponding Member of RAS, Director of the Longevity Institute with the Clinic of Preventive Medicine and Rehabilitation of the Russian Scientific Center of Surgery named after Academician B.V. Petrovsky
- L.N. Olshanskaya** Doctor in Chemistry, Professor, Professor of Yuri Gagarin State Technical University of Saratov
- S.V. Pestov** PhD in Biology, Associate Professor, Associate Professor of Vyatka State University
- V.S. Petrosyan** Doctor in Chemistry, Professor, Professor Emeritus of Lomonosov Moscow State University
- V.D. Poliksenova** PhD in Agricultural Sciences, Associate Professor, Associate Professor of Belarusian State University
- S.A. Rubtsova** Doctor in Chemistry, Senior Researcher, Director of the Institute of Chemistry FRC Komi SC UB RAS
- V.P. Savinykh** Doctor in Technical Sciences, Academician of RAS, Professor, President of Moscow State University of Geodesy and Cartography
- V.A. Sysuev** Doctor in Technical Sciences, Academician of RAS, Professor, Scientific Director Federal Agricultural Research Center of North-East named N.V. Rudnitsky
- V.A. Terekhova** Doctor in Biology, Professor, Professor of Lomonosov Moscow State University
- E.I. Tikhomirova** Doctor in Biology, Professor, Head of Department of Yuri Gagarin State Technical University of Saratov
- T.A. Trifonova** Doctor in Biology, Professor, Professor of Lomonosov Moscow State University
- V.I. Kholstov** Doctor in Chemistry, Professor, Head of the Center of the Federal State Unitary Enterprise "State Scientific Research Institute of Organic Chemistry and Technology"
- V.V. Shiryayev** Doctor in Biology, Senior Researcher, Leading Researcher of All-Russian Research Institute of Hunting and Fur Breeding, prof. B.M. Zhitkov
- L.N. Shikhova** Doctor in Agricultural Sciences, Professor, Leading Researcher of Federal Agricultural Research Center of North-East named N.V. Rudnitsky
- V.T. Yungblud** Doctor in History, Professor, President of Vyatka State University

# СОДЕРЖАНИЕ

## ОБЗОРЫ

**Ю. А. Злобина, А. А. Широких, Т. Я. Ашихмина** Хозяйственное использование ксилотрофных базидиальных грибов (обзор) ..... 6

## СТАТЬИ

**А. С. Олькова, Е. В. Медведева** Нейросетевой алгоритм на основе YOLOv8 для обнаружения биообъектов на примере *Daphnia magna* ..... 19

**Д. А. Каверин, С. В. Якубенко, С. В. Денева, А. В. Пастухов** Геоинформационный анализ ландшафтной дифференциации дренированных озёрных котловин Юго-Востока Большеземельской тундры ..... 26

**Д. А. Севергина, И. Д. Гродницкая, О. Э. Пашкеева, В. В. Старцев, А. А. Дымов** Микробная биомасса и дыхательная активность почвы вырубки при разном механическом воздействии ..... 37

**А. Д. Деменев, Н. Г. Максимович, О. А. Березина, А. А. Мизев, В. Т. Хмурчик** Комплексный анализ качества поверхностных вод на основе данных дистанционного зондирования Земли, замеров автоматизированных датчиков и натурных исследований ..... 46

**Д. А. Кузьянов, Л. П. Эрднеев, И. С. Кошелева, Ю. С. Пусев, А. Н. Микеров** Дистанционный мониторинг мутности и содержания хлорофилла в водоисточниках Саратовской области ..... 56

**Т. В. Кузнецова, А. Б. Манвелова, Л. Л. Капранова** Сравнительная оценка экологического состояния различных локаций реки Луги ..... 65

**О. В. Мухортова, Н. Г. Тарасова, В. С. Жихарев** Сообщество фито- и зоопланктона Усинского залива Куйбышевского водохранилища в период начала «цветения» воды ..... 74

**Д. А. Седова, М. А. Сазыкина, П. В. Журавлёв, И. С. Сазыкин, Е. А. Егорова, И. С. Березинская, Т. И. Твердохлебова** Чувствительность к антибиотикам штаммов *Klebsiella pneumoniae* и *Pseudomonas aeruginosa*, выделенных из воды поверхностных водоёмов и сточных вод ..... 82

**С. С. Ускова, А. В. Мартынова** Изучение факторов патогенности бактерий рода *Enterococcus* из водных экосистем с антропогенной нагрузкой ..... 91

**А. И. Коротких, Л. И. Домрачева, А. И. Фокина, Т. А. Адамович, А. Л. Ковина, Л. В. Трефилова, Т. Я. Ашихмина** Сезонная динамика развития эпифитной микробиоты аборигенных и интродуцируемых хвойных растений ..... 98

**А. В. Синдирева, М. Д. Айтбаев, Н. Е. Гурьев** Эколого-биогеохимическая оценка аккумуляции селена в растениях яровой пшеницы в условиях микровегетационного опыта ..... 106

**Tran Y Doan Trang, Lai Hong Dzung, Do Thi Cam Van, Ta Thi Huong, Nguyen Quang Tung, Thi-Dung Ha, Do Thi Hanh, Vu Phuong Lan** Dye wastewater treatment using lignin from durian rind (*Durio zibethinus* Rumph. ex Murray) ..... 119

**И. В. Зыкова, В. А. Исаков, Н. М. Мишина** Сорбент для очистки сточных вод от фенолов, нефтепродуктов и тяжёлых металлов на основе термоокисленного сапропеля .... 134

ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ  
ПРОБЛЕМЫ  
ЭКОЛОГИИ

МЕТОДОЛОГИЯ  
И МЕТОДЫ  
ИССЛЕДОВАНИЙ.  
МОДЕЛИ  
И ПРОГНОЗЫ

МОНИТОРИНГ  
ПРИРОДНЫХ  
И АНТРОПОГЕННО  
НАРУШЕННЫХ  
ТЕРРИТОРИЙ

ХИМИЯ ПРИРОДНЫХ  
СРЕД И ОБЪЕКТОВ

ЭКОЛОГИЗАЦИЯ  
ПРОИЗВОДСТВА

<b>АГРОЭКОЛОГИЯ</b>	<i>А. П. Кислицына, А. Ю. Софронова</i> Влияние погодных условий на физиологические особенности развития культуры <i>Lupinus angustifolius</i> L. при использовании биопрепаратов ..... 142 <i>М. А. Алёшин, Т. В. Полюдова, А. И. Ботин, А. А. Завалин</i> Развитие микробных сообществ на поверхности пожнивных остатков ..... 151
<b>РЕМЕДИАЦИЯ И РЕКУЛЬТИВАЦИЯ</b>	<i>Д. Н. Шерстобитов, В. В. Ермаков, В. В. Пыстин, О. В. Тулицына, Д. Е. Быков</i> Утилизация отходов спиртовой барды длительного хранения методом аэробного компостирования ..... 162
<b>ЭКОТОКСИКОЛОГИЯ</b>	<i>R. E. Avalyan, A. L. Atoyants, A. R. Sukiasyan, A. A. Kirakosyan, P. A. Yesayan, R. M. Aroutiounian</i> Assessment of the condition and mutagenic potential of arable soils based on the soil-plant system ..... 171
<b>ПОПУЛЯЦИОННАЯ ЭКОЛОГИЯ</b>	<i>Г. А. Садыкова, Э. М. Асадулаев, М. М. Маллалиев</i> Распространение полупаразита <i>Arceuthobium oxycedri</i> (DC.) M. Bieb. и поражённость <i>Juniperus oblonga</i> M. Bieb. в Дагестане ..... 178
<b>ЭКОЛОГИЯ И КЛИМАТ</b>	<i>В. В. Елсаков, Т. А. Мыльникова, А. Ю. Боровлёв, Л. М. Баскин, В. М. Щанов</i> Климатические и постаграрные векторы трансформации лесопокрываемых территорий староосвоенных районов Европейской России ..... 188 <i>E. S. Koshcheeva, M. A. Smirnov</i> The environmental legal narrative of renewable energy sources: legal regulation in the Russian Federation and Canada ..... 195
<b>ИНФОРМАЦИЯ</b>	<i>А. С. Саидова, А. С. Петрова, И. Д. Ардзинба, Е. В. Шмыкова</i> Научно-методический анализ реализации механизма «окрашенных платежей» в соответствии с изменениями в Федеральном законе «Об охране окружающей среды» за период 2022–2024 годы ..... 202

## CONTENTS

### REVIEWS

<i>Yu. A. Zlobina, A. A. Shirokikh, T. Ya. Ashikhmina</i> Economic utilization of xylotrophic basidiomycetes: a review ..... 6
--

### ARTICLES

<i>A. S. Olkova, E. V. Medvedeva</i> YOLOv8-based neural network algorithm for detecting biological objects: <i>Daphnia magna</i> case study ..... 19
<i>D. A. Kaverin, S. V. Yakubenko, S. V. Deneva, A. V. Pastukhov</i> Landscape differentiation of drained lake basins in the Southeast of Bolshezemelskaya tundra based on geoinformation analysis ..... 26
<i>D. A. Severgina, I. D. Grodnitskaya, O. E. Pashkeeva, V. V. Startsev, A. A. Dymov</i> Microbial biomass and respiratory activity of clear-cutting soils exposed to different mechanical effects ..... 37
<i>A. D. Demenev, N. G. Maksimovich, O. A. Berezina, A. A. Mizev, V. T. Khmurchik</i> Comprehensive analysis of surface water quality based on remote sensing data, automated sensors, and field studies in the post-mining area ..... 46
<i>D. A. Kuzyanov, L. P. Erdniev, I. S. Kosheleva, Yu. S. Gusev, A. N. Mikerov</i> Remote monitoring of turbidity and chlorophyll content in water sources of the Saratov region ..... 56

**MONITORING OF  
NATURAL AND  
ANTHROPO-  
GENICALLY  
DISTURBED AREAS**

*T. V. Kuznetsova, A. B. Manvelova, L. L. Kapranova* Comparative assessment of the environmental status of the Luga River locations .....65  
*O. V. Mukhortova, N. G. Tarasova, V. S. Zhikharev* Phyto- and zooplankton community of Usinskiy Bay and adjacent waters of the Kuibyshev Reservoir during the blooms starting .....74  
*D. A. Sedova, M. A. Sazykina, P. V. Zhuravlev, I. S. Sazykin, E. A. Egorova, I. S. Berezinskaya, T. I. Tverdokhlebova* Antibiotic sensitivity of *Klebsiella pneumoniae* and *Pseudomonas aeruginosa* strains isolated from surface water and wastewater .....82  
*S. S. Uskova, A. V. Martynova* Study of pathogenicity factors of the genus *Enterococcus* bacteria isolated from the aquatic environment .....91

**CHEMISTRY  
OF NATURAL  
ENVIRONMENTS  
AND OBJECTS**

*A. I. Korotkikh, L. I. Domracheva, A. I. Fokina, T. A. Adamovich, A. L. Kovina, L. V. Trefilova, T. Ya. Ashikhmina* Seasonal dynamics of epiphytic microbiota development in native and introduced coniferous plants .....98  
*A. V. Sindireva, M. D. Aitbayev, N. E. Guryev* Ecological and biogeochemical assessment of selenium accumulation in spring wheat plants under conditions of micro-vegetative experience ..... 106  
*Tran Y Doan Trang, Lai Hong Dzung, Do Thi Cam Van, Ta Thi Huong, Nguyen Quang Tung, Thi-Dung Ha, Do Thi Hanh, Vu Phuong Lan* Dye wastewater treatment using lignin from durian rind (*Durio zibethinus* Rumph. ex Murray) ..... 119

**ECOLOGIZATION  
OF PRODUCTION**

*I. V. Zytkova, V. A. Isakov, N. M. Mishina* Sorbent based on thermally oxidized sapropel for wastewater treatment from phenols, oil products and heavy metals ..... 134

**AGROECOLOGY**

*A. P. Kislitsyna, A. Y. Sofronova* Weather conditions affect the physiological features of the *Lupinus angustifolius* L. development when using biological products ..... 142  
*M. A. Alyoshin, T. V. Poludova, A. I. Botin, A. A. Zavalin* The microbial communities' development on the surface of crop residues ..... 151

**ECOTOXICOLOGY**

*D. N. Sherstobitov, V. V. Ermakov, V. N. Pystin, O. V. Tupitsyna, D. E. Bykov* Waste disposal of long-stored distillery stillage by aerobic composting ..... 162

**REMEDIAION  
AND RECULTIVATION**

*R. E. Avalyan, A. L. Atoyants, A. R. Sukiasyan, A. A. Kirakosyan, P. A. Yesayan, R. M. Aroutiounian* Assessment of the condition and mutagenic potential of arable soils based on the soil-plant system ... 171

**POPULATION  
ECOLOGY**

*G. A. Sadykova, Z. M. Asadulaev, M. M. Mallaliev* Distribution of the *Arceuthobium oxycedri* (DC.) M. Bieb. semiparasite and attack rate of *Juniperus oblonga* M. Bieb. plants in Dagestan .... 178

**ECOLOGY AND  
CLIMATE CHANGE**

*V. V. Elsakov, T. A. Mylnikova, A. Yu. Borovlev, L. M. Baskin, V. M. Shchanov* Climatic and post-agrarian vectors of transformation of forested areas in old-developed regions of European Russia ..... 188  
*E. S. Koshcheeva, M. A. Smirnov* The environmental legal narrative of renewable energy sources: legal regulation in the Russian Federation and Canada ..... 195

**INFORMATION**

*A. S. Saidova, A. S. Petrova, I. D. Ardzinba, E. V. Shmykova* Scientific and methodological analysis of the “colored payments” mechanism implementation in accordance with amendments to the Federal Law “On environmental protection” for 2022–2024 .... 202

## Хозяйственное использование ксилотрофных базидиальных грибов (обзор)

© 2025. Ю. А. Злобина<sup>1</sup>, м. н. с.,  
А. А. Широких<sup>1,2</sup>, д. б. н., в. н. с., профессор,  
Т. Я. Ашихмина<sup>2,3</sup>, д. т. н., г. н. с., зав. лабораторией,  
<sup>1</sup>Федеральный аграрный научный центр Северо-Востока  
имени Н. В. Рудницкого,  
610007, Россия, г. Киров, ул. Ленина, д. 166а,  
<sup>2</sup>Вятский государственный университет,  
610000, Россия, г. Киров, ул. Московская, д. 36,  
<sup>3</sup>Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения  
Российской академии наук,  
167982, Россия, г. Сыктывкар, ул. Коммунистическая, д. 28,  
e-mail: zlobina\_y\_a@mail.ru

Современный тренд на использование биологического сырья и разработку уникальных технологий, востребованных в сельском хозяйстве, экологии, материаловедении, медицине и фармацевтике привёл к стремительному развитию интереса к представителям особого царства живых организмов – грибам. Грибы являются одним из ключевых биологических ресурсов, которые можно использовать для разработки широкого спектра экологических продуктов с многообещающими возможностями применения. В обзоре представлен анализ современных достижений в области хозяйственного использования ксилотрофных базидиальных грибов, которые представляют большой интерес ввиду своей способности разлагать лигноцеллюлозные материалы под действием уникальных ферментативных систем, и продуцировать широкий спектр метаболитов, обладающих антимикробными, противоопухолевыми, иммуностимулирующими, нейропротекторными и другими ценными свойствами. Грибы белой и бурой гнили играют важную роль в переработке отходов и создании замкнутых производственных циклов, демонстрируя высокую активность в деградации сложных полимеров. Рассмотрены перспективные направления их применения в биоэкономике, включая сельское хозяйство, пищевую и фармацевтическую промышленность, материаловедение, производство биокомпозитных материалов на основе грибного мицелия. В сельском хозяйстве ксилотрофные грибы используются для создания биоудобрений, улучшающих структуру почвы и повышающих её плодородие; в пищевой промышленности – представляют ценный источник белка, витаминов и минералов. Для фармацевтической отрасли метаболиты базидиомицетов представляют интерес в связи с их антимикробной и противовирусной активностью, а также участием в регуляции работы иммунной системы. Композиты на основе мицелия и растительных отходов находят применение в упаковке, строительстве и дизайне мебели и интерьеров, снижая нагрузку на окружающую среду пластиком. Проанализированы экологические аспекты и экономические преимущества практического использования ксилотрофных грибов в различных секторах народного хозяйства, а также рассмотрены дальнейшие перспективы внедрения ксилотрофных базидиальных грибов в решение текущих проблем и устойчивого развития общества.

**Ключевые слова:** ксилотрофы, базидиомицеты, лигноцеллюлозные отходы, биodeградация, ферменты, биопластик, биоудобрения.

## Economic utilization of xylotrophic basidiomycetes: a review

© 2025. Yu. A. Zlobina<sup>1</sup> ORCID: 0000-0002-0949-1403<sup>\*</sup>

A. A. Shirokikh<sup>1,2</sup> ORCID: 0000-0002-7808-0376<sup>\*</sup>

T. Ya. Ashikhmina<sup>2,3</sup> ORCID: 0000-0003-4919-0047<sup>\*</sup>

<sup>1</sup>Federal Agricultural Research Center of North-East named N.V. Rudnitsky,  
166a, Lenina St., Kirov, Russia, 610007,

<sup>2</sup>Vyatka State University,

36, Moskovskaya St., Kirov, Russia, 610000,

<sup>3</sup>Institute of Biology of Komi Science Centre of the Ural Branch  
of the Russian Academy of Sciences,

28, Kommunisticheskaya St., Syktывkar, Russia, 167982,

e-mail: zlobina\_y\_a@mail.ru

The current trend towards the use of biological raw materials and the development of unique technologies in demand in agriculture, ecology, materials science, medicine and pharmacy has led to a rapid growth of interest in representatives of a special kingdom of living organisms – fungi. Fungi are one of the key biological resources that can be used to develop a wide range of eco-friendly products with promising applications. The review presents an analysis of modern achievements in the economic utilization of xylotrophic basidiomycetes. They are of great interest for sustainable nature management due to their ability to decompose lignocellulosic materials using unique enzymatic systems, and to produce a wide range of metabolites with antimicrobial, antitumor, immunostimulating, neuroprotective and other valuable properties. White and brown rot fungi play an important role in waste processing and the closed-loops manufacturing creation due to high degradation activity against complex polymers. The article considers promising areas of their application in the bioeconomy, including agriculture, food and pharmaceutical industries, materials science, and the production of biocomposite materials based on fungal mycelium. Xylophilic fungi are used in agriculture to create biofertilizers that improve soil structure and increase its fertility. Fungi are a valuable source of protein, vitamins, and minerals in the food industry. Basidiomycete metabolites are of interest to the pharmaceutical industry due to their antimicrobial and antiviral activity, as well as their involvement in the immune system regulation. Composites based on mycelium and plant waste are used in packaging, construction, design of the furniture and interiors, thereby reducing the plastic impact on the environment. We analyze the environmental aspects and economic benefits of the practical use of xylophilic fungi in various sectors of the national economy, and consider further prospects for the introduction of xylophilic basidiomycetes in solving current issues and sustainable development of society.

**Keywords:** xylophilic, basidiomycetes, lignocellulosic waste, biodegradation, enzymes, bioplastics, biofertilizers.

Особое место в планах развития страны на ближайшее будущее и мерах по улучшению качества жизни людей занимает национальный проект «Биоэкономика», направленный на создание в России инфраструктуры для использования биологического сырья и на разработку уникальных технологий, востребованных в сельском хозяйстве, экологии и при создании лекарственных препаратов. Биоэкономика основана на превращении возобновляемых биологических ресурсов в биоэнергию, промышленную, пищевую, кормовую и иную продукцию с добавленной стоимостью. Для нашей страны биоэкономика может быть возможностью и регионального развития, и развития отдельных отраслей – сельского хозяйства, лесопромышленного комплекса, возобновляемой энергетики, а также решения многих экологических задач.

Среди природных биологических ресурсов, важных для развития биоэкономики, особое место занимают высшие грибы – макромицеты. Грибы обладают уникальным метаболическим потенциалом, они важны для биотехнологической промышленности благодаря особенностям генома, особой физиологии и высокой экологической пластичности [1]. Число видов высших грибов на Земле, принадлежащих к таксонам Basidiomycetes и Ascomycetes, в настоящее время оценивается в 140–150 тыс., но только десятая часть из них известны науке [2, 3]. Быстрая адаптация к новым опасным и трудным для колонизации средам делают грибы, наряду с традиционным пищевым использованием, идеальным объектом для промышленных и фармацевтических целей, а также материаловедения и биоремедиации.

На основании трофических и топических предпочтений среди высших базидиальных

грибов выделяют группу дереворазрушающих грибов – ксилотрофов. Из всех известных организмов только ксилотрофные грибы обладают необходимыми и уникальными ферментными системами, позволяющими осуществлять полную биохимическую деградацию древесины. Помимо целлюлолитической и/или гемицеллюлолитической активностей ксилотрофы обладают своеобразными окислительными системами, которые наряду с лигнинолитическими ферментами участвуют в биологической деградации лигноцеллюлозных материалов и ароматических поллютантов [4].

Грибы являются ценным, но пока мало изученным источником уникальных белков. Грибные протеины, включая ферменты, часто имеют существенные отличия от бактериальных, животных и растительных белков, в том числе за счёт значительной термоустойчивости и рН-стабильности [5]. Значительным преимуществом биологически активных ингредиентов из грибов является их безопасность для потребления и применения, определяемая результатами долгосрочных исследований их влияния на здоровье человека [6].

Грибы играют ключевую роль в глобальном круговороте углерода, разлагая древесину и другие растительные остатки, что делает их ценными агентами в различных областях хозяйственной деятельности. В последние годы исследования ксилотрофных грибов становятся всё более востребованными, так как они являются объектами экологически безопасными и экономически эффективными и решают проблемы промышленности, сельского хозяйства и охраны окружающей среды.

Актуальность изучения хозяйственного применения ксилотрофных базидиомицетов обусловлена растущим спросом на природо-

подобные и экологически безопасные альтернативы традиционным технологиям. Их способность продуцировать широкий спектр ферментов (лигниназ, целлюлаз, ксиланаз и др.) открывает перспективы для использования в целлюлозно-бумажной промышленности, производстве биотоплива и переработке органических отходов. Кроме того, эти грибы служат источником биологически активных соединений с антимикробными, противовоспалительными и иммуностимулирующими свойствами, что делает их востребованными в фармацевтике. Отдельное направление исследований связано с применением мицелия для создания биоразлагаемых материалов, включая упаковку и биопластики, что отвечает принципам устойчивого развития.

Цель работы – на основе анализа современных данных о метаболизме ксилотрофных базидиомицетов изучить их роль в разложении лигноцеллюлозных отходов, перспективы получения ценных продуктов и разработки биоудобрений и биоразлагаемых материалов.

### Объекты и методы исследования

Публикации отбирались в научной электронной библиотеке eLIBRARY.RU, международных базах данных Web of Science, Scopus, ScienceDirect, а также в поисковой системе Google Scholar с использованием поисковых запросов: *xylotroph\* fungi, bioconversion, biodegradation, white rot, lignocellulose degradation, ферменты грибов, биопластик, грибы белой гнили, грибы бурой гнили*. Ключевые слова использовались в различных комбинациях в соответствии с правилами соответствующей базы данных. В обзоре обсуждаются и анализируются публикации ведущих отечественных и зарубежных учёных-исследователей из наиболее рейтинговых журналов и с высоким индексом цитирования. Основная часть проанализированных работ была опубликована в последние 10 лет (2015–2024 гг.). В обзоре было использовано 104 источника.

### Грибы белой и бурой гнили

Базидиомицеты, разлагающие древесину, традиционно классифицируются на основе визуально наблюдаемых признаков её разрушения [7]. Грибы белой гнили способны разрушать все компоненты клеточной стенки растений, и разрушенная древесина имеет характерный белый цвет и волокнистую структуру, обогащённую целлюлозой. Грибы бурой

гнили в основном разрушают полисахариды древесины, а лигнин только модифицируют, в результате чего остатки древесины выглядят бурыми и имеют сухую консистенцию. Но существуют виды грибов, которые при разрушении древесины проявляют промежуточные свойства между белой и бурой гнилью, их называют грибами серой гнили [8–10].

В связи со способностью эффективно разрушать все компоненты клеточных стенок и даже минерализовать самый стойкий природный полимер – лигнин, грибы (*Agaricomycotina*), вызывающие белую гниль, играют особую роль в разложении растительной биомассы [11–13]. Процесс делигнификации обеспечивают углеводоактивные ферменты (CAZymes), продуцируемые грибами белой гнили, а также модифицирующие лигнин гемпероксидазы, лакказы и ферменты, способствующие продукции  $H_2O_2$  [13–15]. Представителями грибов белой гнили являются *Pleurotus ostreatus, Flammulina velutipes, Fomes fomentarius, Schizophyllum commune, Hericium erinaceus*, различные виды рода *Trametes (Coriolus)* и др. [16–22].

Грибы бурой гнили способны разлагать полисахариды лигноцеллюлозы, целлюлозу и гемицеллюлозу, в то время как фрагменты лигнина изменяются ими незначительно, оставляя после себя сухой коричневатый субстрат [23]. Древесина при этом теряет прочность и рассыпается на отдельные фрагменты. В отличие от грибов белой гнили грибы, вызывающие бурую гниль, утратили гены, кодирующие фермент пероксидазу класса II, и деполимеризация полисахаридов клеточной стенки растений происходит, в основном, путём не ферментативных реакций Фентона [24]. Примерами грибов бурой гнили могут служить *Laetiporus sulphureus, Fomitopsis pinicola, Irpex lacteus*, а также представители родов *Antrodia* и *Gloeophyllum* [25–28].

Традиционное деление видов ксилотрофных грибов на возбудителей белой и бурой гнили в последнее время было поставлено под сомнение из-за обнаружения видов, которые вызывают белую гниль, но не имеют генов, детерминирующих ферменты ключевых семейств для расщепления лигнина подобно грибам бурой гнили [8, 9]. Их способность разрушать древесину ограничена, что сближает их с аскомицетами (например, видами *Trichoderma* и *Xylaria*), вызывающими мягкую гниль. Они могут расщеплять полисахариды древесины в местах с повышенной влажностью или в водоёмах [10].

Эктомикоризные грибы имеют гены, кодирующие ферменты для разрушения клеточной стенки растений, однако их способность разлагать лигноцеллюлозу ниже, чем у большинства других ксилотрофных базидиомицетов. Некоторые виды эктомикоризных грибов разрушают древесину по механизму бурой гнили (например, род *Paxillus*), а другие – по механизму белой гнили (например, род *Cortinarius*). Кроме того, поражающие растения базидиальные грибы также могут разлагать лигноцеллюлозу, но менее эффективно, чем ксилотрофные виды [29–31].

### Ферменты грибов

Грибы являются гетеротрофами, которые получают питательные вещества только путём расщепления внешних органических источников. Они синтезируют множество гидролитических и окислительных ферментов, расщепляющих сложные органические вещества до простых форм [32]. Ферменты грибов синтезируются во время их активного роста и относятся к первичным метаболитам, необходимым для жизнедеятельности организма. Большинство выделяемых в окружающую среду ферментов (экзоферментов) расщепляют сложные полимерные соединения. Внутриклеточные ферменты (эндоферменты) остаются после синтеза в клеточной стенке и способствуют дальнейшему усвоению питательных веществ [33].

Древесина богата лигнином, который может быть расщеплён до фенольных соединений только ферментами грибов, вызывающих белую или бурую гниль. К таким ферментам можно отнести Mn-пероксидазу, лигнинпероксидазу и лакказу [34].

Протеазы грибов участвуют в гидролизе белков растений и животных до превращения их в аминокислоты, которые могут усваиваться клетками грибов [35].

Хотя клетки грибов синтезируют и продуцируют ферменты для переработки огромного количества сложных органических веществ, эти ферменты широко используются в различных сферах человеческой деятельности. Известно, что более 50% промышленно важных ферментов многих производственных процессов получают из грибов [36]. Например, грибные целлюлазы используются в производстве бумаги, текстиля и моющих средств, а также соков и хлебобулочных изделий, для ферментации кормов животных [37].

Грибы способны перерабатывать и потреблять различные виды органических матери-

алов. В связи с этим использование органических отходов, особенно отходов сельского и лесного хозяйства, пищевой промышленности, для производства ферментов с помощью грибов способствует достижению целей устойчивого развития, таких как ответственное потребление и производство продукции за счёт переработки отходов в полезные продукты. Так, из биомассы жмыха и оболочек масличной пальмы, из остатков сердцевин саго с помощью грибов *Trichoderma asperellum* производят целлюлазу. Для получения грибных ферментов так же используются рисовые и пшеничные отруби, солома, горчичный жмых, фруктовая кожура, а также текстильные и жировые отходы [38]. Такой подход становится альтернативой применению очищенных и обработанных субстратов в современном ферментном производстве, потому что способно снизить затраты и обеспечить полезную утилизацию отходов.

### Питательная ценность грибов

Плодовые тела базидиальных грибов используются в рационе людей и животных. Они обладают высокой питательной ценностью и играют важную роль в экономике в целом и биотехнологиях в частности [39, 40]. В их составе много белка и целлюлозы, что обуславливает их питательную ценность. Также плодовые тела грибов насыщены минеральными элементами, витаминами группы В, витаминами D и К, и, в меньшей степени – С и А [41]. В социумах, исключая по тем или иным причинам потребление животных белков, грибы используются в качестве добавки к злакам, чтобы компенсировать нехватку в пище белка [42]. Различные пищевого производства компании добавляли плодовые тела грибов *Calocybe indica* и *Lentinula edodes* (Berk.) Pegler в свои продукты для придания им оздоравливающих свойств, таких как регулирование уровня холестерина и сахара в крови [43–45].

Грибы также применяют в кормлении крупного рогатого скота, рыб и птицы. Они имеют большое значение в кормопроизводстве, так как способствуют улучшению состава кишечной микробиоты, укреплению иммунитета, ускорению роста, усилению антиоксидантной защиты и нормализации липидного обмена [41, 46]. В кормопроизводстве используются в основном такие ксилотрофные грибы как *Ganoderma lucidum* (увеличивает массу тела красной тилапии) [47–50], грибы рода *Pleurotus* (улучшает здоровье свиней) [51–53],

*Armillariella tabescens* (улучшает здоровье свиней) [54], *Lentinula edodes* (способствует росту рыбы) [55, 56] и *Tremella fuciformis* (увеличивает массу тела цыплят-бройлеров) [57].

Благодаря низкому содержанию калорий биомасса грибов становится уникальным источником биологически активных соединений и необходимых компонентов питательных веществ, таких как клетчатка, белки, минералы, витамины и нутрицевтики, что делает её пригодной для употребления как людьми, так и животными [40]. При этом процесс производства съедобных грибов характеризуется меньшей экологической нагрузкой на окружающую среду [58, 59], чем производство традиционных белковых продуктов, что снижает негативное влияние сельского хозяйства на экосистемы. Кроме того, благодаря органолептическим свойствам, включая вкус и текстуру [60], грибная биомасса может служить практически полноценной заменой мясу [61, 62].

Таким образом, ксилотрофные базидиальные грибы представляют собой уникальный биологический ресурс с разнообразным функционалом как для человека, так и для сельского хозяйства. Их высокая пищевая ценность, богатый биохимический состав и функциональные свойства позволяют рассматривать грибы как полноценный источник белка, витаминов и минералов, способный частично заменить мясо в рационе и эффективную кормовую добавку, улучшающую продуктивность и здоровье сельскохозяйственных животных.

### Грибы в фармацевтической промышленности

Базидиальные ксилотрофы представляют значительный интерес для фармацевтической промышленности, благодаря их уникальной способности синтезировать биологически активные соединения. Метаболиты базидиальных грибов обладают антибактериальными, противогрибковыми, противовирусными, иммуномодулирующими, противоопухолевыми, противовоспалительными, антиоксидантными и другими свойствами [63–65]. Развитие биотехнологических методов культивирования и экстракции делает их перспективными объектами для создания новых фармацевтических препаратов. Например, такие виды, как *Ganoderma lucidum* (рейши), *Trametes versicolor* (траметес разноцветный), *Flammulina velutipes* (опёнок зимний) и *Hericiium erinaceus* (ежовик гребенчатый), уже

нашли применение в создании препаратов для онкотерапии, иммунокорректоров и нейропротекторов [66–70].

Многие ксилотрофные грибы продуцируют метаболиты с выраженной антибактериальной активностью. Например, исследования подтвердили высокую антимикробную активность метаболитов *Fomitopsis officinalis* против *Staphylococcus aureus* [71]. А в опытах с базидиальными ксилотрофами *Lentinula edodes* и *Fomitopsis betulina* было отмечено антибактериальное действие против *Bacillus subtilis*, *Staphylococcus aureus* и *Escherichia coli* [72]. Эти данные подтверждают перспективность использования метаболитов базидиальных грибов в разработке новых антибактериальных препаратов.

Ксилотрофные грибы демонстрируют широкий спектр противовирусной активности. Особый интерес представляет меланин, выделенный из склероциев *Inonotus obliquus*, который показал эффективность против целого ряда вирусов, включая ВИЧ-1, вирус простого герпеса 2 типа, вирус гриппа, вирус осповакцины и вирус оспы обезьян [73]. Значительная противовирусная активность также обнаружена у водных экстрактов и полисахаридов, полученных из представителей родов *Lentinus* (*L. edodes*), *Pleurotus* (*P. eryngii*, *P. djamor*, *P. ostreatus*, *P. pulmonarius*) и *Ganoderma* (*G. lucidum*). Они эффективно подавляли репликацию как РНК-содержащего вируса Западного Нила, так и ДНК-содержащего вируса простого герпеса 2 типа, что подтверждает их потенциал в разработке новых противовирусных препаратов [74].

Предполагается, что грибные полисахариды в комплексе с другими веществами, обладающими криостатическими эффектами, такими как глицерин, диметилсульфоксид и пектин, проявляют криопротекторные свойства. Так, эндополисахариды *Trametes ochracea* при замораживании клеток крови усиливали криозащитный эффект глицерина, что приводило к более высокой сохранности лейкоцитов [75].

Источником полисахаридов с криозащитными свойствами является вид *Hericiium erinaceus*. Полисахаридная фракция штамма *H. erinaceus* ВР16 обеспечивала сохранность ядродержащих клеток крови человека в условиях отрицательных температур (–20 и –80 °С) [76], а также оказала влияние на показатели жизнеспособности сперматозоидов (интенсивность процессов перекисного окисления липидов, антиоксидантная активность, способность гамет к прогрессивно-

му движению, устойчивость сперматозоидов к гипоосмотическому стрессу) быков голштинской породы в условиях гипотермического (+4 °C) хранения [77]. Получены данные об эффективности применения полисахаридов гриба *Ganoderma applanatum* в составе среды для хранения спермы быков при температуре электрического морозильника –5 °C [78].

Таким образом, базидиальные ксилотрофные грибы являются ценным источником фармакологически активных соединений. Многочисленные исследования демонстрируют, что метаболиты грибов обладают комплексом терапевтических свойств, включая антибактериальную, противовирусную, иммуномодулирующую и противоопухолевую активность. Современные биотехнологические методы культивирования и экстракции позволяют стандартизировать процесс получения ценных метаболитов, что открывает новые перспективы для создания эффективных фармацевтических препаратов.

### Грибы в производстве удобрений

Благодаря способности эффективно обеспечивать растения необходимыми элементами питания, минеральные удобрения давно используются для повышения продуктивности сельскохозяйственных культур [79, 80]. Однако длительное использование таких удобрений приводит к физиологическому подкислению почв, дисбалансу в почве питательных веществ, потере биоразнообразия и к деградации почвы [81, 82].

Органические удобрения улучшают плодородие, структуру почвы и микробное разнообразие, но из-за медленного высвобождения элементов используются ограниченно [83, 84]. Их сочетание с минеральными удобрениями усиливает плодородие почвы и урожайность [85].

Биоудобрения, содержащие микро-организмы, повышают доступность азота, фосфора и калия, снижая зависимость от химических удобрений. Например, арбускулярные микоризные грибы (AMF) уменьшают потребность в фосфоре [86], но их производство сложно из-за облигатного симбиоза с растениями-хозяевами. Наиболее распространённый способ массового производства такого биоудобрения – выращивание грибов в горшках вместе с растением-хозяином. Этот метод остаётся основным, независимо от выбранной технологии или состава питательной среды [87, 88].

При производстве органических удобрений из биоразлагаемых материалов ключевую роль играет ферментативная активность грибов, которая способствует разложению биомассы и превращению её в компост, например, компост из листьев. В этом процессе отмершие листья под воздействием грибных ферментов превращаются в ценное удобрение, богатое питательными веществами [89].

При твёрдофазном культивировании базидиомицетов на растительных и древесных субстратах можно получить мицелиально-субстратный комплекс (МСК), в котором уменьшается содержание как легкогидролизуемых, так и трудногидролизуемых полисахаридов, а количество лигнина снижается [90–93]. При этом разлагаемая лигноцеллюлоза насыщается грибным мицелием, который естественным образом закрепляется на субстрате. Полученный МСК можно использовать в качестве биоудобрения, которое является стабилизатором биологической активности почвы, улучшает её агрофизические и агрохимические свойства. Так, например, при твёрдофазном культивировании ксилотрофных грибов *Trametes versicolor* и *Pleurotus ostreatus* на опилках и других растительных субстратах получено биоудобрение, которое можно использовать как самостоятельно, так и в качестве добавки к другим субстратам [94].

Субстрат, полученный путём биоконверсии *Lentinula edodes* отходов растениеводства, являлся продуктом, обогащённым белком, витаминами, макро- и микроэлементами и обеспечивал усиленное развитие активных штаммов-продуцентов полифункциональных биопрепаратов *Bacillus subtilis* В-10 и *Trichoderma asperellum* Т-36. Действие биопрепаратов положительно сказалось на развитии проростков огурца в вегетационных опытах в защищённом грунте и растений томата в органическом производстве открытого грунта. Во всех опытных вариантах биометрические показатели развития растений значительно превышали контрольные, что в большинстве случаев достоверно подтвердило стимулирующий эффект воздействия биопрепаратов [95].

Таким образом, применение базидиальных грибов в качестве биопрепаратов для переработки лигноцеллюлозных субстратов позволяет не только утилизировать растительные отходы, но и повышать продуктивность агроценозов за счёт естественных биологических процессов, обогащая почву доступными для растений формами органического азота, фосфора и микроэлементами. Кроме того,

мицелий улучшает структуру грунта, повышая его влагоудерживающую способность и аэрацию. Однако для широкого внедрения этой технологии необходимы дальнейшие исследования, направленные на оптимизацию состава грибных консорциумов, контроль скорости разложения и оценку долгосрочного влияния мико-субстратных комплексов на почвенные экосистемы.

### Ксилотрофные базидиомицеты в производстве биопластика и упаковочных материалов

В современном мире проблема загрязнения окружающей среды пластиком носит глобальный характер и поиск альтернативных, экологически безопасных материалов является актуальным. Одним из перспективных направлений является разработка биопластика на основе возобновляемых биологических ресурсов, способных к биодegradации. По своим физико-химическим характеристикам данные материалы приближаются к синтетическим аналогам, получаемым из углеводородного сырья, но обладают огромным преимуществом – способностью к быстрой биодegradации под действием природных факторов. Особый интерес в этом плане представляют ксилотрофные базидиальные грибы, обладающие уникальной способностью разлагать лигноцеллюлозные субстраты благодаря мощному ферментативному аппарату. Грибной мицелий может быть использован как в чистом виде, так и в составе биокомпозитов. Гифы гриба срастаются вместе в плотную однородную структуру, связываются с природными субстратами, например, отходами деревообработки и сельского хозяйства (опил, щепа, солома), в легкий композитный материал [96]. Преимуществами получаемого материала, помимо деградабельности, являются его низкая стоимость, пористость, эластичность, низкая плотность, универсальность применения в различных отраслях. Используемое сырьё и условия выращивания грибов полностью имитируют естественные метаболические процессы, протекающие в экосистеме, поэтому полученный биополимер полностью биоразлагаем [97]. Материалы на основе грибного мицелия можно использовать в качестве утеплителя и в производстве биоразлагаемой упаковки – ложементов для хрупких изделий (электроники, стекла), создания предметов интерьера и мебели.

Проведённые исследования выявили ряд ксилотрофных базидиомицетов, демонстри-

рующих способность к синтезу структурно-устойчивых биополимерных комплексов. Среди наиболее перспективных следует выделить *Ganoderma lucidum* [96], *Pleurotus ostreatus*, *P. eryngii* и *Trametes versicolor* [97, 98], *P. pulmonarius*, *Agrocybe aegerita* [99].

В работе по изучению влияния биотехнологических факторов на свойства биопластика, полученного из древесных опилок и *Lentinus tigrinus*, установлены технологические параметры его получения и определены рациональные физико-технические свойства такого биопластика. Наилучшие данные показали образцы биопластика из ели и смеси берёзы с сосной. Данные образцы можно использовать в мебельной промышленности [100, 101].

При проведении эксперимента по созданию биополимерного материала на основе мицелия ксилотрофного гриба *Pleurotus ostreatus* в прямоугольной форме был получен сросшийся блок, физико-механические характеристики которого изучаются [102]. Ещё в одном исследовании также был получен биокомпозит на основе *P. ostreatus*, который можно использовать в качестве упаковочного материала. Он обладает рядом свойств, сходных со свойствами пенопласта – огнестойкостью, ударопрочностью, звукоизоляционностью, низкой плотностью, малым удельным весом, и имеет такие преимущества, как экологичность, биодеградабельность и безопасность. Данный композит не представляет опасности для биоты и окружающей среды, после эксплуатации разлагается микроорганизмами и может применяться в качестве компоста для улучшения физико-химических и биологических свойств почвы в аграрных ландшафтах [103].

В результате исследования ряда видов ксилотрофных агарикомицетов – *Pleurotus eryngii*, *P. ostreatus*, *Trametes hirsuta*, *T. versicolor*, *T. pubescens*, *T. ochracea*, *Phellinus igniarius*, *Fomitopsis pinicola*, *F. betulina*, *Ganoderma lucidum*, *G. applanatum*, *Fomes fomentarius* на древесных отходах *Populus tremula* и *Betula pendula* получены прочные микополимеры на основе мицелия грибов *Ganoderma applanatum* и *Fomes fomentarius* [104].

Таким образом, получение биополимеров из отходов деревоперерабатывающей отрасли с использованием ксилотрофных грибов решает ряд проблем. Снизится нагрузка на окружающую среду благодаря уменьшению количества древесных отходов, сократятся объёмы пластиковых отходов за счёт замены

синтетических полимеров биоразлагаемыми аналогами. Полученные биополимеры обладают механическими свойствами, сопоставимыми с традиционными материалами, при этом они полностью биоразлагаемы и процесс производства их может быть адаптирован под различные виды древесных отходов.

### Заключение

Проведённый анализ научных работ показал, что ксилотрофные базидиомицеты представляют особую ценность для создания инновационных производственных технологий, важных для реализации национального проекта «Биоэкономика».

Наиболее значимым направлением практического использования дереворазрушающих грибов является их применение в переработке лигноцеллюлозных субстратов, образующихся в качестве отходов сельскохозяйственного производства и деревоперерабатывающей промышленности. В процессе биodeградации данных отходов получают ценные продукты, такие как биокomпозитные материалы, которые можно использовать как упаковочный, строительный, теплоизоляционный материал или в качестве биоудобрений, обогащённых грибным белком, которые используют для улучшения свойств и качества почвы.

Плодовые тела грибов используются в пищевых и кормовых рационах, так как имеют высокий энергетический потенциал, содержат большое количество белка, витаминов и минеральных элементов.

Фармакологический потенциал ксилотрофных базидиомицетов представляет особый научный и практический интерес, благодаря уникальной способности грибов к биосинтезу разнообразных метаболитов. Препараты на основе базидиальных грибов обладают противовирусными, иммуномодулирующими и нейропротекторными свойствами. Полисахариды многих видов ксилотрофных грибов перспективны при создании криопротекторов живых клеток. Использование ксилотрофных грибов в фармацевтике открывает перспективы для создания новых поколений лекарственных препаратов с улучшенными терапевтическими характеристиками.

Ксилотрофные базидиомицеты представляют собой перспективную основу для создания нового поколения биотехнологий, сочетающих высокую экономическую эффективность с экологической безопасностью.

*Исследование проведено в рамках государственного задания № 125021402208-5 ИБ ФИЦ Коми НЦ УрО РАН и Государственного задания № FNWE-2025-0008 ФГБНУ ФАНЦ Северо-Востока.*

### References

1. Pavlov I.N., Sineoky S.P., Litovka Yu.A., Yanenko A.S. Study of higher fungi – biotechnological potential, creation of bioresource centers, consolidation and coordination of research (based on the results of the Kurchatov Genomic Forum, October 21–22, 2024) // Chemistry of Plant Raw Materials. 2025. No. 1. P. 409–412 (in Russian). doi: 10.14258/jcprm.20250116727
2. Hibbett D.S., Binder M., Bischoff J.F., Blackwell M., Cannon P.F., Eriksson O.E., James T., Kirk P.M., Lücking R., Thorsten Lumbsch H., Lutzoni F., Matheny P.B., McLaughlin D.J., Powell M.J., Redhead S., Schoch C.L., Spatafora J.W., Stalpers J.A., Vilgalys R., Aime M.C., Aptroot A., Bauer R., Begerow D., Benny G.L., Castlebury L.A., Crous P.W., Dai Y.C., Gams W., Geiser D.M., Griffith G.W., Gueidan C., Hawksworth D.L., Hestmark G., Hosaka K., Humber R.A., Hyde K.D., Ironside J.E., Kõljalg U., Kurtzman C.P., Larsson K.H., Lichtwardt R., Longcore J., Miadlikowska J., Miller A., Moncalvo J.M., Mozley-Standridge S., Oberwinkler F., Parmasto E., Reeb V., Rogers J.D., Roux C., Ryvarden L., Sampaio J.P., Schüssler A., Sugiyama J., Thorn R.G., Tibell L., Untereiner W.A., Walker C., Wang Z., Weir A., Weiss M., White M.M., Winka K., Yao Y.J., Zhang N. A higher-level phylogenetic classification of the Fungi // Mycol. Res. 2007. V. 111. No. 5. P. 509–547. doi: 10.1016/j.my-cres.2007.03.004
3. Kirk P.M., Cannon P.F., Minter D.W., Stalpers J.A. Ainsworth and Bisby's dictionary of the fungi. 10<sup>th</sup> edn. Egham, Utrecht: CABI, 2008. 771 p. doi: 10.1079/9780851998268.0000
4. Dashtban M., Schraft H., Qin W. Fungal bioconversion of lignocellulosic residues; opportunities & perspectives // Int. J. Boil. Sci. 2009. V. 5. No. 6. P. 578–595. doi: 10.7150/ijbs.5.578
5. Hildén K., Hakala T.K., Lundell T. Thermotolerant and thermostable laccases // Biotechnol. Lett. 2009. V. 31. No. 8. P. 1117–1128. doi: 10.1007/s10529-009-9998-0
6. Li Y., Tuliguer, Khayin B., Shirokikh A.A., Shirokikh I.G., Egoshina T.L., Kirillov D.V. Medicinal mushrooms in traditional Chinese medicine and modern biotechnologies / Ed. V.A. Sysuev. Kirov: O-Kratkoe, 2009. 320 p. (in Russian).
7. Hildén K., Mäkelä M.R. Role of fungi in wood decay // Reference Module in Life Sciences. Elsevier, 2018. doi: 10.1016/B978-0-12-809633-8.12424-0
8. Riley R., Salamov A.A., Brown D.W., Nagy L.G., Floudas D., Held B.W., Levasseur A., Lombard V., Morin E., Otillar R., Lindquist E.A., Sun H., LaButti K.M., Schmutz J., Jabbour D., Luo H., Baker S.E., Pisabarro A.G., Walton J.D., Blanchette R.A., Henrissat B., Martin F., Cullen D., Hib-

- bett D.S., Grigoriev I.V. Extensive sampling of basidiomycete genomes demonstrates inadequacy of the white-rot/brown-rot paradigm for wood decay fungi // Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A. 2014. V. 111. No. 27. P. 9923–9928. doi: 10.1073/pnas.1400592111
9. Floudas D., Held B.W., Riley R., Nagy L.G., Koehler G., Randsell A.S., Younus H., Chow J., Chiniquy J., Lipzen A., Tritt A., Sun H., Haridas S., LaButti K., Ohm R.A., Kues U., Blanchette R.A., Grigoriev I.V., Minto R.E., Hibbett D.S. Evolution of novel wood decay mechanisms in Agaricales revealed by the genome sequences of *Fistulina hepatica* and *Cylindrobasidium torrendii* // Fungal Genet. Biol. 2015. V. 76. P. 78–92. doi: 10.1016/j.fgb.2015.02.002
10. Nagy L.G., Riley R., Tritt A., Adam C., Daum C., Floudas D., Sun H., Yadav J.S., Pangilinan J., Larsson K.H., Matsuura K., Barry K., Labutti K., Kuo R., Ohm R.A., Bhattacharya S.S., Shirouzu T., Yoshinaga Y., Martin F.M., Grigoriev I.V., Hibbett D.S. Comparative genomics of early-diverging mushroom-forming fungi provides insights into the origins of lignocellulose decay capabilities // Mol. Biol. Evol. 2016. V. 33. No. 4. P. 959–970. doi: 10.1093/molbev/msv337
11. Kirk T.K., Higuchi T.M., Chang H.M. Recent advances in lignin biodegradation // Recent advances in lignin biodegradation research. Tokyo: UNI Publ. Co. Ltd., 1983. P. 1–11.
12. Eriksson K.E.L., Blanchette R.A., Ander P. Microbial and enzymatic degradation of wood and wood components. Berlin: Springer, 1990. 407 p. doi: 10.1007/978-3-642-46687-8
13. Hatakka A. Biodegradation of lignin // Biopolymers. Biology, chemistry, biotechnology, applications. V. 1. Lignin, humic substances and coal / Eds. A. Steinbüchel, M. Hofrichter. Weinheim: WileyVCH, 2001. P. 129–180. doi: 10.1002/3527600035.bpo1005
14. Lombard V., Golaconda Ramulu H., Drula E., Coutinho P.M., Henrissat B. The carbohydrate-active enzymes database (CAZy) in 2013 // Nucleic Acids Res. 2014. V. 42. No. D1. P. D490–D495. doi: 10.1093/nar/gkt1178
15. Hammel K.E., Cullen D. Role of fungal peroxidases in biological ligninolysis // Curr. Opin. Plant Biol. 2008. V. 11. No. 3. P. 349–355. doi: 10.1016/j.pbi.2008.02.003
16. Danilyak N.I., Semichaevsky V.D., Dudchenko L.G., Trutneva I.A. Enzyme systems of higher basidiomycetes. Kiev: Naukova dumka, 1989. 280 p. (in Russian).
17. Kulikova N.A., Klein O.I., Stepanova E.V., Koroleva O.V. Use of basidiomycetes in industrial waste processing and utilization technologies: Fundamental and applied aspects (review) // Appl. Biochem. Microbiol. 2011. V. 47. P. 565–579. doi: 10.1134/S000368381106007X
18. Perevedentseva L.G. Mycology: fungi and mushroom-like organisms. Sankt-Peterburg: Lan, 2012. 272 p. (in Russian).
19. Green III F., Highley T.L. Mechanism of brown-rot decay: paradigm or paradox // Int. Biodeterior. Biodegrad. 1997. V. 39. No. 2–3. P. 113–124. doi: 10.1016/S0964-8305(96)00063-7
20. Martínez A.T., Speranza M., Ruiz-Dueñas F.J., Ferreira P., Camarero S., Guillén F., Martínez M.J., Gutiérrez A., del Río J.C. Biodegradation of lignocelluloses: microbial, chemical, and enzymatic aspects of the fungal attack of lignin // Int. Microbiol. 2005. V. 8. No. 3. P. 195–204.
21. Berikashvili V., Khardziani T., Kobakhidze A., Kulp M., Kuhtinskaja M., Lukk T., Gargano M.L., Venturella G., Kachlishvili E., Metreveli E., Elisashvili V.I., Asatiani M. Antifungal activity of medicinal mushrooms and optimization of submerged culture conditions for *Schizophyllum commune* (Agaricomycetes) // Int. J. Med. Mushrooms. 2023. V. 25. No. 10. P. 1–21. doi: 10.1615/IntJMedMushrooms.2023049836
22. Wang Q., Zhang J., Li C., Wang B., Nong W., Bian Y., Xiao Y. Phenotypic and genetic diversity of the culinary-medicinal winter mushroom *Flammulina velutipes* (Agaricomycetes) in China // Int. J. Med. Mushrooms. 2018. V. 20. No. 6. P. 517–536. doi: 10.1615/IntJMedMushrooms.2018026253
23. Arantes W., Jellison J., Goodell B. Peculiarities of brown-rot fungi and biochemical Fenton reaction with regard to their potential as a model for bioprocessing biomass // Appl. Microbiol. Biotechnol. 2012. V. 94. No. 2. P. 323–338. doi: 10.1007/s00253-012-3954-y
24. Hofrichter M., Ullrich R., Pecyna M.J., Liers S., Lundell T. New and classical families of secreted fungal heme peroxidases // Appl. Microbiol. Biotechnol. 2010. V. 87. No. 3. P. 871–897. doi: 10.1007/s00253-010-2633-0
25. Dunaev A.V., Kalugina S.V. Sulfur-yellow polypore *Laetiporus sulphureus* (Bull.) Bond. Et Sing. in the sprout oak stands // Bulletin of the Krasnoyarsk State Agrarian University. 2012. No. 6. P. 44–47 (in Russian).
26. Zahid M.T., Idrees M., Ying W., Zaki A.H., Abdullah I., Haiying B. Review of chemical constituents and pharmacology of brown-rot fungus *Fomitopsis pinicola* // J. Nat. Sci. Res. 2020. V. 10. No. 2. P. 58–68. doi: 10.7176/JNSR/10-2-07
27. Novotný Č., Cajthaml T., Svobodová K., Šušla M., Šašek V. *Irpex lacteus*, a white-rot fungus with biotechnological potential – review // Folia Microbiol. 2009. V. 54. No. 5. P. 375–390. doi: 10.1007/s12223-009-0053-2
28. Spirin V., Vlasák J., Niemelä T., Miettinen O. What is *Antrodia sensu stricto*? // Mycologia. 2013. V. 105. No. 6. P. 1555–1576. doi: 10.3852/13-039
29. Kohler A., Kuo A., Nagy L.G., Morin E., Barry K.W., Buscot F., Canbäck B., Choi C., Cichocki N., Clum A., Colpaert J., Copeland A., Costa M.D., Doré J., Floudas D., Gay G., Girlanda M., Henrissat B., Herrmann S., Hess J., Högberg N., Johansson T., Khouja H.R., LaButti K., Lahrmann U., Levasseur A., Lindquist E.A., Lipzen A., Marmeisse R., Martino E., Murat C., Ngan C.Y., Nehls U., Plett J.M., Pringle A., Ohm R.A., Perotto S., Peter M., Riley R., Rineau F., Ruytinx J., Salamov A., Shah F., Sun H.,

- Tarkka M., Tritt A., Veneault-Fourrey C., Zuccaro A., Mycorrhizal Genomics Initiative Consortium, Tunlid A., Grigoriev I.V., Hibbett D.S., Martin F. Convergent losses of decay mechanisms and rapid turnover of symbiosis genes in mycorrhizal mutualists // *Nat. Genet.* 2015. V. 47. No. 4. P. 410–415. doi: 10.1038/ng.3223
30. Lindahl B.D., Tunlid A. Ectomycorrhizal fungi – potential organic matter decomposers, yet not saprotrophs // *New Phytol.* 2015. V. 205. No. 4. P. 1443–1447. doi: 10.1111/nph.13201
31. Rytioja J., Hildén K., Yuzon J., Hatakka A., de Vries R.P., Mäkelä M.R. Plant-polysaccharide-degrading enzymes from Basidiomycetes // *Microbiol. Mol. Biol. Rev.* 2014. V. 78. No. 4. P. 614–649. doi: 10.1128/MMBR.00035-14
32. Kour D., Rana K.L., Kaur T., Singh B., Chauhan V.S., Kumar A., Rastegari A., Yadav N., Yadav A.N., Gupta V.K. Extremophiles for hydrolytic enzymes productions: biodiversity and potential biotechnological applications // *Bio-processing for biomolecules production* / Eds. G. Molina, V.K. Gupta, B.N. Singh, N. Gathergood. Hoboken: John Wiley & Sons Ltd., 2019. P. 321–372. doi: 10.1002/9781119434436.ch16
33. Dhevagi P., Ramya A., Priyatharshini S., Thanuja K.G., Ambreetha S., Nivetha A. Industrially important fungal enzymes: productions and applications // *Recent Trends in mycological research* / Ed. A.N. Yadav. Cham: Springer, 2021. P. 263–309. doi: 10.1007/978-3-030-68260-6\_11
34. Kantharaj P., Boobalan B., Sooriamuthu S., Mani R. Lignocellulose degrading enzymes from fungi and their industrial applications // *Int. J. Cur. Res. Rev.* 2017. V. 9. No. 21. P. 1–12. doi: 10.7324/IJCRR.2017.9.211
35. de Souza P.M., Bittencourt M.L., Caprara C.C., de Freitas M., de Almeida R.P., Silveira D., Fonseca Y.M., Ferreira Filho E.X., Pessoa Jr.A., Magalhães P.O. A biotechnology perspective of fungal proteases // *Braz. J. Microbiol.* 2015. V. 46. No. 2. P. 337–346. doi: 10.1590/S1517-838246220140359
36. Anisa S.K., Girish K. Pectinolytic activity of *Rhizopus* sp. and *Trichoderma viride* // *Int. J. Res. Pure Appl. Microbiol.* 2014. V. 4. No. 2. P. 28–31.
37. Kuhad R.C., Gupta R., Singh A. Microbial cellulases and their industrial applications // *Enzyme Res.* 2011. V. 2011. Article No. 280696. doi: 10.4061/2011/280696
38. Pervez M.N., Mahboubi A., Uwineza C., Sapmaz T., Zarra T., Belgiorno V., Naddeo V., Taherzadeh M.J. Feasibility of nanofiltration process for high efficient recovery and concentrations of food waste-derived volatile fatty acids // *J. Water Process. Eng.* 2022. V. 48. Article No. 102933. doi: 10.1016/j.jwpe.2022.102933
39. Wikandari R., Hasniah N., Taherzadeh M.J. The role of filamentous fungi in advancing the development of a sustainable circular bioeconomy // *Bioresour. Technol.* 2021. V. 345. Article No. 126531. doi: 10.1016/j.biortech.2021.126531
40. Wan-Mohtar W.A.A.Q.I., Ibrahim M.F., Rasdi N.W., Zainorahim N., Taufek N.M. Microorganisms as a sustainable aquafeed ingredient: a review // *Aquacult. Res.* 2022. V. 53. No. 3. P. 746–766. doi: 10.1111/are.15627
41. Kumar H., Bhardwaj K., Kuča K., Sharifi-Rad J., Verma R., Machado S.M.R., Kumar D., Cruz-Martins N. Edible mushrooms' enrichment in food and feed: a mini review // *Int. J. Food Sci. Technol.* 2022. V. 57. No. 3. P. 1386–1398. doi: 10.1111/ijfs.15546
42. Wikandari R., Kinanti D.A., Permatasari R.D., Rahmaningtyas N.L., Chairunisa N.R., Sardjono, Hellwig C., Taherzadeh M.J. Correlations between the chemical, microbiological characteristics and sensory profile of fungal fermented food // *Fermentation.* 2021. V. 7. No. 4. Article No. 261. doi: 10.3390/fermentation7040261
43. Ng S.H., Robert S.D., Wan Ahmad W.A.N., Wan Ishak W.R. Incorporation of dietary fibre-rich oyster mushroom (*Pleurotus sajor-caju*) powder improves post-prandial glycaemic response by interfering with starch granule structure and starch digestibility of biscuit // *Food Chem.* 2017. V. 227. P. 358–368. doi: 10.1016/j.foodchem.2017.01.108
44. Rathore H., Prasad S., Sharma S. Mushroom nutraceuticals for improved nutrition and better human health: a review // *PharmaNutrition.* 2017. V. 5. No. 2. P. 35–46. doi: 10.1016/j.phanu.2017.02.001
45. Wang L., Zhao H., Brennan M., Guan W., Liu J., Wang M., Wen X., He J., Brennan C. *In vitro* gastric digestion antioxidant and cellular radical scavenging activities of wheat-shiitake noodles // *Food Chem.* 2020. V. 330. Article No. 127214. doi: 10.1016/j.foodchem.2020.127214
46. Wan-Mohtar W.A.A.Q.I., Ilham Z., Jamaludin A.A., Rowan N. Use of zebrafish embryo assay to evaluate toxicity and safety of bioreactor-grown exopolysaccharides and endopolysaccharides from European *Ganoderma applanatum* mycelium for future aquaculture applications // *Int. J. Mol. Sci.* 2021. V. 22. No. 4. Article No. 1675. doi: 10.3390/ijms22041675
47. Wan-Mohtar W.A.A.Q.I., Taufek N.M., Yerima G., Rahman J., Thiran J.P., Subramaniam K., Sabaratnam V. Effect of bioreactor-grown biomass from *Ganoderma lucidum* mycelium on growth performance and physiological response of red hybrid tilapia (*Oreochromis* sp.) for sustainable aquaculture // *Org. Agr.* 2021. V. 11. No. 2. P. 327–335. doi: 10.1007/s13165-020-00303-5
48. Liu Y., Zhao C., Lin D., Lan H., Lin Z. Effects of *Ganoderma lucidum* spent mushroom substrate extract on milk and serum immunoglobulin levels and serum antioxidant capacity of dairy cows // *Trop. J. Pharm. Res.* 2015. V. 14. No. 6. P. 1049–1055. doi: 10.4314/tjpr.v14i6.16
49. Li X.L., He L.P., Yang Y., Liu F.J., Cao Y., Zuo J.J. Effects of extracellular polysaccharides of *Ganoderma lucidum* supplementation on the growth performance, blood profile, and meat quality in finisher pigs // *Livest. Sci.* 2015. V. 178. P. 187–194. doi: 10.1016/j.livsci.2015.04.001

50. Willis W.L., Wall D.C., Isikhuemhen O.S., Jackson J.N., Ibrahim S., Hurley S.L., Anike F. Effect of level and type of mushroom on performance, blood parameters and natural coccidiosis infection in floor-reared broilers // *The Open Mycology Journal*. 2013. V. 7. No. 1. P. 1–6. doi: 10.2174/1874437001307010001
51. Adams S., Che D., Hailong J., Zhao B., Rui H., Danquah K., Qin G. Effects of pulverized oyster mushroom (*Pleurotus ostreatus*) on diarrhea incidence, growth performance, immunity, and microbial composition in piglets // *J. Sci. Food Agric*. 2019. V. 99. No. 7. P. 3616–3627. doi: 10.1002/jsfa.9582
52. Toghyani M., Tohidi M., Gheisari A., Tabeidian S., Toghyani M. Evaluation of oyster mushroom (*Pleurotus ostreatus*) as a biological growth promoter on performance, humoral immunity, and blood characteristics of broiler chicks // *J. Poult. Sci*. 2012. V. 49. No. 3. P. 183–190. doi: 10.2141/jpsa.011068
53. Muin H., Taufek N.M., Abiodun R.A., Yusof H.M., Razak S.A. Effect of partial and complete replacement of fishmeal with mushroom stalk meal and soy bean meal on growth performance of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* fingerlings // *Sains Malaysiana*. 2015. V. 44. No. 4. P. 511–516. doi: 10.17576/jsm-2015-4404-05
54. Chen W.B., Cheng M.J., Tian Y.B., Wang Q.H., Wang B., Li M.J., Fang R.J. Effects of *Armillariella tabescens* mycelia on the growth performance and intestinal immune response and microflora of early-weaned pigs // *Anim. Sci. J*. 2017. V. 88. No. 9. P. 1388–1397. doi: 10.1111/asj.12765
55. Baba E., Uluköy G., Öntaş C. Effects of feed supplemented with *Lentinula edodes* mushroom extract on the immune response of rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*, and disease resistance against *Lactococcus garvieae* // *Aquaculture*. 2015. V. 448. P. 476–482. doi: 10.1016/j.aquaculture.2015.04.031
56. Chitsaz H., Akrami R., Ahmadi Z. Effects of mushroom (*Lentinula edodes*) extract on growth performance, immune response and hemato-biochemical parameters of great sturgeon juvenile (*Huso huso* Linnaeus, 1754) // *Sustainable Aquaculture Health Manage. J*. 2018. V. 4. No. 1. P. 29–48. doi: 10.29252/ijaah.4.1.29
57. Guo F.C., Kwakkel R.P., Williams B.A., Parmentier H.K., Li W.K., Yang Z.Q., Verstegen M.W. Effects of mushroom and herb polysaccharides on cellular and humoral immune responses of *Eimeria tenella*-infected chickens // *Poult. Sci*. 2004. V. 83. No. 7. P. 1124–1132. doi: 10.1093/ps/83.7.1124
58. Rahmann G., Azim K., Brányiková I., Chander M., David W., Erisman J.W., Grimm D., Hammermeister A., Ji L., Kuenz A., Løes A.-K., Wan-Mohtar W.A.A.Q.I., Neuhoff D., Niassy S., Olowe V., Schoeber M., Shade J., Ullmann J., van Huis A. Innovative, sustainable, and circular agricultural systems for the future // *Org. Agr*. 2021. V. 11. No. 2. P. 179–185. doi: 10.1007/s13165-021-00356-0
59. Rahmann G., Grimm D., Kuenz A., Hessel E. Combining land-based organic and landless food production: a concept for a circular and sustainable food chain for Africa in 2100 // *Org. Agr*. 2020. V. 10. No. 1. P. 9–21. doi: 10.1007/s13165-019-00247-5
60. Hellwig C., Gmoser R., Lundin M., Taherzadeh M.J., Roustak K. Fungi burger from stale bread? A case study on perceptions of a novel protein-rich food product made from an edible fungus // *Foods*. 2020. V. 9. No. 8. Article No. 1112. doi: 10.3390/foods9081112
61. Roustak N., Hellwig C., Wainaina S., Lukitawesa L., Agnihotri S., Roustak K., Taherzadeh M.J. Filamentous fungus *Aspergillus oryzae* for food: from submerged cultivation to fungal burgers and their sensory evaluation – a pilot study // *Foods*. 2021. V. 10. No. 11. Article No. 2774. doi: 10.3390/foods10112774
62. Hellwig C., Taherzadeh M.J., Bolton K., Lundin M., Häggblom-Kronlöf G., Roustak K. Aspects that affect tasting studies of emerging food – a review // *Future Foods*. 2022. V. 5. Article No. 100109. doi: 10.1016/j.future.2021.100109
63. Gressler M., Löhr N.A., Schäfer T., Lawrinowitz S., Seibold P.S., Hoffmeister D. Mind the mushroom: Natural product biosynthetic genes and enzymes of Basidiomycota // *Nat. Prod. Rep*. 2021. V. 38. No. 4. P. 702–722. doi: 10.1039/D0NP00077A
64. Wasser S.P. Medicinal mushroom science: History, current status, future trends, and unsolved problems // *Int. J. Med. Mushrooms*. 2010. V. 12. No. 1. P. 1–16. doi: 10.1615/IntJMedMushr.v12.i1.10
65. Anke H., Sterner O. Nematicidal metabolites from higher fungi // *Curr. Org. Chem*. 1997. V. 1. P. 361–374.
66. Sharma C., Bhardwaj N., Sharma A., Tuli H.S., Batra P., Beniwal V., Gupta G., Sharma A.K. Bioactive metabolites of *Ganoderma lucidum*: Factors, mechanism and broad spectrum therapeutic potential // *J. Herb. Med*. 2019. V. 17–18. Article No. 100268. doi: 10.1016/j.hermed.2019.100268
67. He Z., Lin J., He Y., Liu S. Polysaccharide-peptide from *Trametes versicolor*: the potential medicine for colorectal cancer treatment // *Biomedicines*. 2022. V. 10. No. 11. Article No. 2841. doi: 10.3390/biomedicines10112841
68. Jiang S., Wang S., Sun Y., Zhang Q. Medicinal properties of *Hericium erinaceus* and its potential to formulate novel mushroom-based pharmaceuticals // *Appl. Microbiol. Biotechnol*. 2014. V. 98. No. 18. P. 7661–7670. doi: 10.1007/s00253-014-5955-5
69. Polezhaeva T.V., Shirokikh I.G., Sergushkina M.I., Nazarova Y.I., Shirokikh A.A., Khudyakov A.N., Zaytseva O.O., Solomina O.N., Paturova I.G. Influence of polysaccharides from *Hericium erinaceus* BP 16 on phagocytic activity of human blood neutrophils // *Theoretical and Applied Ecology*. 2020. No. 2. P. 166–171 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2020-2-166-171
70. Ye J., Wang X., Wang K., Deng Y., Yang Y., Ali R., Chen F., Wu Z., Liao W., Mao L. A novel polysaccharide isolated from *Flammulina velutipes*, characterization, macrophage immunomodulatory activities and its impact

- on gut microbiota in rats // J. Anim. Physiol. Anim. Nutr. 2020. V. 104. No. 2. P. 735–748. doi: 10.1111/jpn.13290
71. Mykchaylova O.B., Poyedinok N.L. Antimicrobial activity of *Fomitopsis officinalis* (Vill.) Bondartsev & Singer in pure culture // Innov. Biosyst. Bioeng. 2021. V. 5. No. 4. P. 220–227. doi: 10.20535/ibb.2021.5.4.246668
72. Krupodorova T.A., Barshteyn V.Yu., Kizitska T.O., Pokas E.V. Effect of cultivation conditions on mycelial growth and antibacterial activity of *Lentinula edodes* and *Fomitopsis betulina* // Czech Mycol. 2019. V. 71. No. 2. P. 167–186. doi: 10.33585/cmy.71204
73. Gashnikova N.M., Balakhnin S.M., Teplyakova T.V., Ananko G.G., Kosogova T.A., Sukhov A.S. Antiretroviral activity of melanins from natural and cultivated chaga (*Inonotus obliquus*) // Advances in medical mycology. 2014. V. 12. P. 299–301 (in Russian).
74. Teplyakova T.V., Kosogova T.A., Ananko G.G., Bardasheva A.V., Ilyicheva T.N. Antiviral activity of Basidiomycetes. Review of literature // Problems of medical mycology. 2014. V. 16. No. 2. P. 15–25 (in Russian).
75. Polezhaeva T.V., Khudyakov A.N., Sergushkina M.I., Shirokikh I.G., Shirokikh A.A., Bezmeltseva O.M., Solomina O.N., Zaytseva O.O. Polypores of the Russian Plain as a source of polysaccharides with cryoprotective properties // Theoretical and Applied Ecology. 2017. No. 3. P. 103–109 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2017-3-103-109
76. Shirokikh I.G., Polezhaeva T.V., Shirokikh A.A., Khudyakov A.N., Sergushkina M.I., Nazarova Ja.I., Paturova I.G. Cryoprotective properties of the polysaccharide fraction of the mushroom *Hericium erinaceus* BP 16 // Biol. Bull. Russ. Acad. Sci. 2020. V. 47. P. 1–6. doi: 10.1134/S1062359020010124
77. Solomina O.N., Sergushkina M.I., Shirokikh A.A., Polezhaeva T.V., Shirokikh I.G., Zaitseva O.O., Khudyakov A.N. *Hericium erinaceus* BP16 as a source of polysaccharides stabilizing the functions of bulls spermatozoa during hypothermic storage // Theoretical and Applied Ecology. 2021. No. 3. P. 212–218 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2021-3-212-218
78. Polezhaeva T.V., Solomina O.N., Khudyakov A.N., Shirokikh A.A., Popyvanov D.V., Sergushkina M.I., Zaitseva O.O., Shirokikh I.G. Basidial fungal polysaccharides increase the quality of bovine reproductive cells when frozen // Theoretical and Applied Ecology. 2024. No. 1. P. 40–53 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2024-1-040-053
79. Ishfaq M., Wang Y., Xu J., Hassan M.U., Yuan H., Liu L., He B., Ejaz I., White P.J., Cakmak I., Chen W.S., Wu J., van der Werf W., Li C., Zhang F., Li X. Improvement of nutritional quality of food crops with fertilizer: a global meta-analysis // Agron. Sustain. Dev. 2023. V. 43. No. 6. Article No. 74. doi: 10.1007/s13593-023-00923-7
80. Jiang M., Dong C., Bian W., Zhang W., Wang Y. Effects of different fertilization practices on maize yield, soil nutrients, soil moisture, and water use efficiency in northern China based on a meta-analysis // Sci. Rep. 2024. V. 14. No. 1. Article No. 6480. doi: 10.1038/s41598-024-57031-z
81. Krasilnikov P., Taboada M.A., Amanullah. Fertilizer use, soil health and agricultural sustainability // Agriculture. 2022. V. 12. No. 4. Article No. 462. doi: 10.3390/agriculture12040462
82. Wang C., Zheng M., Song W., Wen S., Wang B., Zhu C., Shen R. Impact of 25 years of inorganic fertilization on diazotrophic abundance and community structure in an acidic soil in southern China // Soil Biol. Biochem. 2017. V. 113. P. 240–249. doi: 10.1016/j.soilbio.2017.06.019
83. Cai A., Xu M., Wang B., Zhang W., Liang G., Hou E., Luo Y. Manure acts as a better fertilizer for increasing crop yields than synthetic fertilizer does by improving soil fertility // Soil Tillage Res. 2019. V. 189. P. 168–175. doi: 10.1016/j.still.2018.12.022
84. Ma P., Nan S., Yang X., Qin Y., Ma T., Li X., Yu Y., Bodner G. Macroaggregation is promoted more effectively by organic than inorganic fertilizers in farmland ecosystems of China – a meta-analysis // Soil Tillage Res. 2022. V. 221. Article No. 105394. doi: 10.1016/j.still.2022.105394
85. Qaswar M., Huang J., Ahmed W., Li D., Liu S., Lu Z., Cai A., Liu L., Xu Y., Gao J., Zhang H. Yield sustainability, soil organic carbon sequestration and nutrients balance under long-term combined application of manure and inorganic fertilizers in acidic paddy soil // Soil Tillage Res. 2020. V. 198. Article No. 104569. doi: 10.1016/j.still.2019.104569
86. Munda S., Shivakumar B.G., Rana D.S., Gangaiyah B., Manjaiah K.M., Dass A., Layek J., Lakshman K. Inorganic phosphorus along with biofertilizers improves profitability and sustainability in soybean (*Glycine max*) – potato (*Solanum tuberosum*) cropping system // J. Saudi Soc. Agric. Sci. 2018. V. 17. No. 2. P. 107–113. doi: 10.1016/j.jssas.2016.01.008
87. Kaewchai S., Soyong K., Hyde K.D. Mycofungicides and fungal biofertilizers // Fungal Divers. 2009. V. 38. P. 25–50.
88. Khaliq A., Perveen S., Alamer K., Zia Ul Haq M., Rafique Z., Alsudays I.M., Althobaiti A.T., Saleh M.A., Hussain S., Attia H. Arbuscular mycorrhizal fungi symbiosis to enhance plant –soil interaction // Sustainability. 2022. V. 14. No. 13. Article No. 7840. doi: 10.3390/su14137840
89. Singh C., Vyas D. Biodegradation by fungi for humans and plants nutrition // Biodegradation technology of organic and inorganic pollutants / Eds. K.F. Mendes, R.N. de Sousa, K.C. Mielke. IntechOpen, 2022. doi: 10.5772/intechopen.99002
90. Kulikova N.A., Klein O.I., Stepanova E.V., Koroleva O.V. Use of basidiomycetes in industrial waste processing and utilization technologies: fundamental and applied aspects (review) // Appl. Biochem. Microbiol. 2011. V. 47. No. 6. P. 565–579. doi: 10.1134/S000368381106007X

91. Bondar P.N., Sadykova V.S. Using waste wood industry for creation biological products based on fungi of the genus *Trichoderma* // Conifers of the boreal area. 2015. No. 5–6. P. 286–290 (in Russian).
92. Pashenova N.V., Loskutov S.R., Permyakova G.V., Aniskina A.A. The effect of celandine decoction on the bioconversion of pine sawdust by cultures of basidiomycetes-xylotrophs // New achievements in chemistry and chemical technology of plant raw materials: materialy IV Vserossiyskoy konferentsii. Book 2. Barnaul: Izdatelstvo Altayskogo universiteta, 2009. P. 39–41 (in Russian).
93. Theoretical foundations of biotechnology of wood composites. In 2 books. I. Wood and its destructive fungi / Ed. M.L. Rabinovich. Moskva: Nauka, 2001. 264 p. (in Russian).
94. Bogorodskaya A.V., Kiseleva O. V. Use of wood waste bioconversion products as biofertilizers for remediation of degraded soils // Agrokhimiya. 2021. No. 2. P. 86–93 (in Russian). doi: 10.31857/S0002188421020046
95. Titova Yu.A., Krasnobaeva I.L. Multirecycled biologics for plant protection and the possibility of their use in organic farming // Tekhnologii i tekhnicheskie sredstva mekhanizirovannogo proizvodstvaprodukcii rastenievodstva i zhivotnovodstva. 2019. V. 2. No. 99. P. 164–183 (in Russian). doi: 10.24411/0131-5226-2019-10161
96. Jones M., Gandia A., John S., Bismarck A. Leather-like material biofabrication using fungi // Nat. Sustain. 2021. V. 4. P. 9–16. doi: 10.1038/s41893-020-00606-1
97. Appels F.V.W., Camere S., Montalti M., Karana E., Jansen K.M.B., Dijksterhuis J., Krijgsheld P., Wösten H.A.B. Fabrication factors influencing mechanical, moisture- and water-related properties of mycelium-based composites // Mater. Des. 2019. V. 161. P. 64–71. doi: 10.1016/j.matdes.2018.11.027
98. Holt G.A., McIntyre G., Flagg D., Bayer E., Wanjura J.D., Pelletier M.G. Fungal mycelium and cotton plant materials in the manufacture of biodegradable molded packaging material: Evaluation study of select blends of cotton byproducts // J. Biobased Mater. Bioenergy. 2012. V. 6. No. 4. P. 431–439. doi: 10.1166/jbmb.2012.1244
99. Attias N., Danai O., Ezov N., Tarazi E., Grobman Y.J. Developing novel applications of mycelium based biocomposite materials for design and architecture // Building with Biobased Materials: Best practice and Performance Specification: book of abstracts of international scientific conference. Zagreb, 2017. P. 76–78.
100. Kondrashchenko V.I., Tararushkin E.V., Gorshina E.S., Kesariiskiy A.G. Bioplastics are wood composition materials obtained by biotechnological methods // Proceeding of the Donbass National Academy of Civil Engineering and Architecture. 2012. No. 1 (93). P. 17–24 (in Russian).
101. Kondrashchenko V.I., Guseva A.Yu., Kudryavtseva V.D. Biotechnology of producing eco-friendly building pressed bar // Quality. Innovation. Education. 2017. No. 11 (150). P. 45–52 (in Russian).
102. Popyvanov D.V., Shirokikh A.A. Creation of biopolymer materials based on mycelium of basidial fungi // Environmental safety in the context of anthropogenic transformation of the natural environment: sbornik materialov vserossiyskoy shkoly-seminara, posvyashchennoy pamyati N. F. Reymersa i F. R. Shtilmarka. Perm: Perm State National Research University, 2021. P. 413–416 (in Russian).
103. Sirotiyuk E.A. The creation of an environmentally friendly composite on the bases of mycelium of basidiomycetes // Waste, causes of their formation and prospects for use: sbornik nauchnykh trudov po materialam Mezhdunarodnoy nauchnoy ekologicheskoy konferentsii. Krasnodar: Kuban State Agrarian University, 2019. P. 613–615 (in Russian).
104. Popyvanov D.V. Study of physical properties of mycopolymers based on xylophilic agaricomycetes // Mycology and Phytopathology. 2025. V. 59. No. 2. P. 111–119 (in Russian). doi: 10.31857/S0026364825020028

## Нейросетевой алгоритм на основе YOLOv8 для обнаружения биообъектов на примере *Daphnia magna*

© 2025. А. С. Олькова, д. б. н., доцент,  
Е. В. Медведева, д. т. н., доцент,  
Вятский государственный университет,  
610000, Россия, г. Киров, ул. Московская, д. 36,  
e-mail: usr08617@vyatsu.ru

Автоматизация рутинных процедур биологических анализов является важной междисциплинарной задачей. В статье описан нейросетевой алгоритм для обнаружения биологических объектов мезоразмера. Биомоделью служили ракообразные *Daphnia magna*, часто используемые для биотестирования природных и техногенных сред. Алгоритм реализован на легковесной свёрточной нейронной сети (СНС) YOLOv8s. Для обучения и тестирования СНС использовались собственные фото- и видеоизображения *D. magna*, а также находящиеся в открытом доступе на платформах Roboflow и Kaggle. База изображений была представлена 12540 снимками, из которых 430 исходных, остальные – преобразованные с помощью функций сервиса Roboflow. Обучение проводилось в течение 150 эпох, при разрешении изображений 1280×1280 пикселей. С помощью встроенных функций «Object Tracking» и «Object Counting» реализованы процедуры подсчёта и отслеживания объектов. Алгоритм обнаруживает объекты на статических изображениях и на видео в режиме реального времени. Значения метрик оценки качества работы алгоритма: средняя точность – 89,8%; точность – 88,4%; полнота – 87,4%. Алгоритм направлен на снижение трудоёмкости методов биотестирования и повышения точности результатов обработки данных. Предложенный нейросетевой алгоритм обнаружения биообъектов может быть адаптирован через аналогичное обучение к поиску и подсчёту других живых организмов.

**Ключевые слова:** свёрточная нейронная сеть, YOLO, алгоритм обнаружения, *Daphnia magna*, биотестирование.

## YOLOv8-based neural network algorithm for detecting biological objects: *Daphnia magna* case study

© 2025. A. S. Olkova <sup>ORCID: 0000-0002-5798-8211</sup>  
E. V. Medvedeva <sup>ORCID: 0000-0002-0677-1418</sup>  
Vyatka State University,  
36, Moskovskaya St., Kirov, Russia, 610000,  
e-mail: usr08617@vyatsu.ru

Automation of routine biological analysis procedures is an important interdisciplinary issue. The article describes a neural network algorithm for detecting meso-sized biological objects. The biomodel was *Daphnia magna*, which is frequent for bioassaying of natural and man-made environments. The algorithm is implemented on YOLOv8s lightweight convolutional neural network (CNN). *Daphnia magna*'s original photo and video images as well as those publicly available on the Roboflow and Kaggle platforms were used for CNN training and testing. The image database consisted of 12540 images, of which 430 were original, the rest were transformed using the functions of the Roboflow service. The training was conducted over 150 epochs, with an image resolution of 1280×1280 pixels. Procedures for counting and tracking objects are implemented using the built-in functions "Object Tracking" and "Object Counting". The algorithm detects objects in static images and videos in real time. The processing speed of video images was about 50 ms per frame, which is enough for the algorithm to work in real time. The values of the algorithm quality rating metrics were the following: mAP – 89.8%; precision – 88.4%; recall – 87.4%. The main mistake of the neural network was counting the reflections of the same daphnia on the inner and outer surfaces of the aquarium glass. The algorithm is aimed at reducing the complexity of biotesting methods and increasing the accuracy of data processing results. The proposed neural network algorithm for detecting biological objects can be adapted through similar training to the search and counting of other organisms.

**Keywords:** convolutional neural network, YOLO, detection algorithm, *Daphnia magna*, bioassay.

Биологический мониторинг и биотестирование как группы методов оценки качества окружающей среды в целом и её компонентов остро нуждаются в автоматизации составляющих их процессов [1]. Например, на визуальный подсчёт низших ракообразных *Daphnia magna* Straus для определения острой токсичности требуется в среднем 15 мин на одну пробу, представленную тремя повторностями. Всего лишь на 10 проб исполнитель потратит 10 ч непрерывных наблюдений в течение четырёх рабочих дней. Более информативный показатель – плодовитость особей – требует подобных наблюдений в течение 21 сут. Реализация многих биоиндикационных методик осложняется высокими требованиями к квалификации исполнителя. Так, идентификация одного биологического вида планктонных ракообразных в составе биопробы учёным, имеющим опыт работы более 20 лет, может занимать до одного часа.

Одним из фронтальных направлений распознавания биологических объектов, идентификации их систематической принадлежности и определения морфофункциональных характеристик является использование нейросетей – программ, алгоритмы которых имитируют взаимодействие мозговых нейронов, за счёт чего происходит машинное обучение [2, 3].

Развитие подобных программ в биодиагностике начиналось со способов улучшения изображений: контраст уровня серого цвета, преобразование изображения в цветовую модель, состоящую из трёх каналов (RGB) [4, 5]. Более передовым подходом стали технологии глубокого обучения с использованием свёрточных нейронных сетей (СНС). Так, при разделении трёх видов окрашенных бактерий *Bacillus coagulans*, *Staphylococcus aureus* и *Clostridium perfringens* точность обучения и тестирования была 96,75% и 81,35% соответственно [6]. В работе [7] была предложена усовершенствованная свёрточная нейронная сеть U-Net (LCU-Net) для задачи мультиклассовой сегментации многомасштабных изображений микроорганизмов. Алгоритм LCU-Net позволил улучшить результаты сегментации и уменьшить требуемую память с 355 до 103 МБ. Оценки качества результатов сегментации с помощью LCU-Net по метрикам Dice, Jaccard, Precision, Recall, Accuracy и VOE равны 87,13%; 79,74%; 90,14%; 87,12%; 96,91% и 20,26%, соответственно.

Алгоритмы, связанные с обнаружением (распознаванием, классификацией, сегмен-

тацией) объектов на изображениях, различаются точностью, скоростью работы и затрачиваемыми вычислительными ресурсами [8–10]. Результаты работы алгоритмов зависят от выбора оптимальной архитектуры СНС, подготовки набора данных для обучения сети, настройки гиперпараметров сети.

Применение СНС для эколого-биологических задач позволит снизить трудоёмкость и временные затраты на их проведение, повысить точность подсчёта параметров биологических объектов, уменьшить влияние человеческого фактора на качество исследований.

Цель данной работы заключалась в разработке нейросетевого алгоритма обнаружения и подсчёта особей *D. magna*, зафиксированных на статических изображениях и видео.

### Объекты и методы исследования

Объектом исследования была маточная культура *D. magna*, состоящая из разновозрастных особей, а также ёмкости с пробами, тестируемыми на хроническую токсичность по плодовитости дафний. В тестируемых пробах было две возрастные группы рачков: взрослые партеногенетические самки (возраст 15 дней), ювенильные особи (возраст 1–2 дня).

Для реализации алгоритма обнаружения и подсчёта *D. magna* на видеоизображениях в режиме реального времени была выбрана облегчённая модель СНС YOLOv8s. Для её обучения и тестирования использовались собственные изображения *D. magna* и находящиеся в открытом доступе на платформах искусственного интеллекта Roboflow [11] и Kaggle [12]. Обучение проводилось в среде разработки Google Colab на графическом ускорителе GPU A100.

Для оценки точности работы алгоритмов использовались метрики: средняя точность (AP), интерполированная средняя точность (mAP), точность (precision) и полнота (recall). Метрика mAP является основной и используется для оценки производительности СНС, вычисляя средние значения AP по нескольким классам объектов. Метрика точность количественно определяет долю истинных положительных результатов среди всех положительных предсказаний, оценивая способность модели избегать ложных определений. Метрика полнота рассчитывает долю истинных положительных прогнозов среди всех реальных, оценивая способность СНС обнаруживать все объекты класса.

## Результаты и обсуждение

**Алгоритм обнаружения биообъектов на основе СНС YOLOv8s.** Алгоритм обнаружения состоит из нескольких этапов: подготовки входных данных, обучения и тестирования СНС на сформированном наборе данных, проверки результатов на неразмеченном наборе данных.

Начальный набор данных биообъектов *Daphnia magna* состоял из 430 размеченных изображений. Для повышения точности обучения СНС набор данных был увеличен до 12540. Увеличение данных выполнялось с помощью функций сервиса Roboflow: масштабирования, вращения изображений и наложения эффектов, таких как импульсный шум, изменения яркости, размытия и др. Весь набор данных разбивался на тренировочные и тестовые изображения. Примеры размеченных изображений дафний, которые использовались для обучения модели YOLOv8s, показаны на рисунке 1.

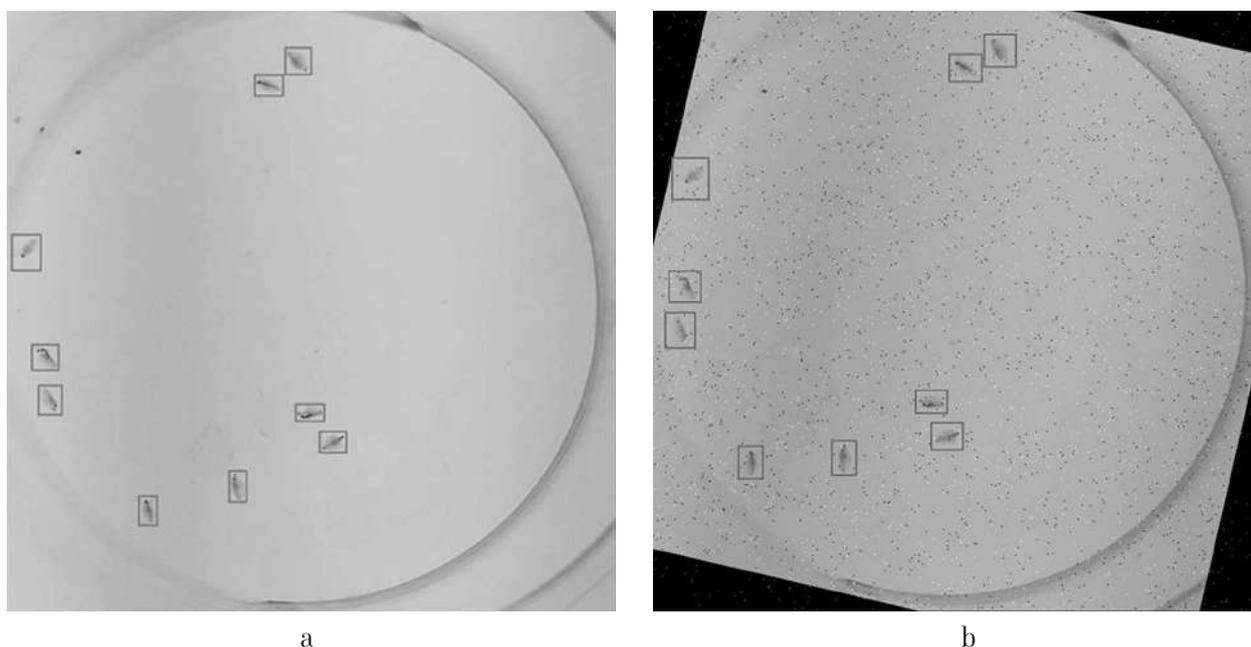
Подготовленные размеченные изображения дафний использовались для обучения СНС. Обучение проводилось в течение 150 эпох, при разрешении изображений 1280×1280 пикселей. На рисунке 2 представлены зависимости метрик точности, полноты и средней точности mAP от числа эпох.

На приведённых графиках видно, что обучение модели YOLOv8s замедляется после 70 эпохи, значения метрик при этом достигают

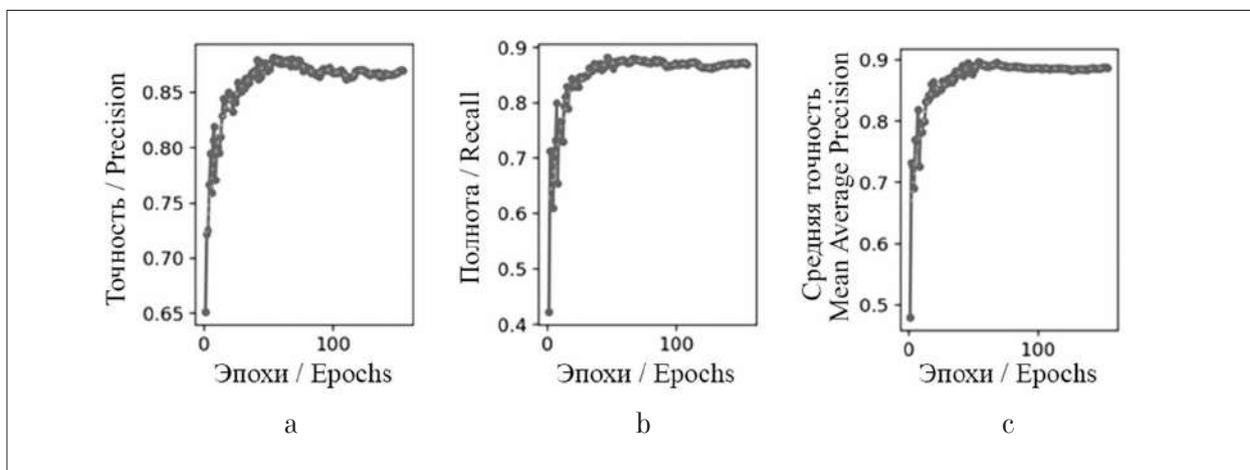
значений: точность – 88,4%; полнота – 87,4%; средняя точность – 89,8%. При обработке видеоизображений скорость модели составила около 50 мс/кадр, что достаточно для работы алгоритма в режиме реального времени. Следовательно, выбранная облегчённая модель СНС YOLOv8s позволила добиться хороших соотношений по точности обнаружения и скорости работы по сравнению с сетями других архитектур, например, таких как SSD [13], R-CNN [14], а также YOLO более ранних версий [10].

Алгоритм обнаружения объектов был дополнен функциями подсчёта количества обнаруженных объектов (Object Counting) и отслеживания объектов на видеоизображении (Object tracking), встроенными в фреймворк Ultralytics. Функция Object tracking позволяет определять координаты движущегося объекта (или нескольких объектов) в кадре. Каждому объекту присваивается свой идентификационный номер. Эта функция может использоваться, например, для оценки скорости и ускорения движения дафний, помещённых в среды с разными свойствами, в том числе токсическими.

**Результаты обнаружения *D. magna* нейросетью.** Тестирование алгоритма проводилось на неразмеченном тестовом наборе. На рисунке 3 (см. цв. вкладку I) показан пример обнаружения маточных культур *D. magna*. Обнаруженные особи выделялись прямоугольной рамкой.



**Рис. 1.** Примеры размеченных изображений дафний: а – исходное изображение, б – с добавлением визуальных шумов, размытием и поворотом на 15°. Рамкой программа указывает на искомые объекты  
**Fig. 1.** Examples of *Daphnia* images with markings: а – original image, б – with added noise, blurring and rotation by 15°. The program highlights the desired objects with a frame



**Рис. 2.** Зависимости точности (а), полноты (b) и средней точности (с) от числа эпох  
**Fig. 2.** Precision (a), recall (b), and mean average precision (c) dependence on the number of epochs

В культивационной ёмкости (рис. 3а) находилось 11 особей *D. magna* разного возраста и, соответственно, размера. Обученная нейросеть YOLOv8s обнаружила 13 рачков, 2 из которых были ошибками, а именно – отражениями одной и той же дафнии на внутренней и внешней поверхности стекла. В результате нейросеть допустила 2 системные ошибки. На втором изображении модель «пропустила» только 2 объекта, 75 – обнаружила.

Далее была смоделирована ситуация биотеста на определение хронической токсичности, когда в относительно небольшой ёмкости (химический стакан, 100 мл воды) одновременно находятся взрослые особи и народившаяся молодь. На рисунке 4а (см. цв. вкладку I) приведено исходное изображение химического стакана с находящимися в нём одной взрослой особью и четырьмя ювенильными. Обнаружение всех особей показано на рисунке 4b (см. цв. вкладку I). Количество народившейся молодежи определяется как разность числа обнаруженных особей и взрослых особей, помещённых в стакан в начале эксперимента. Впоследствии операцию можно сделать автоматической.

Алгоритм показал 100%-й результат. Таким образом, достигнутые нами результаты не уступают актуальным опубликованным данным. Например, известно о средней точности обнаружения взрослых особей *D. magna* 99,72% и 98,30% для молодежи [15].

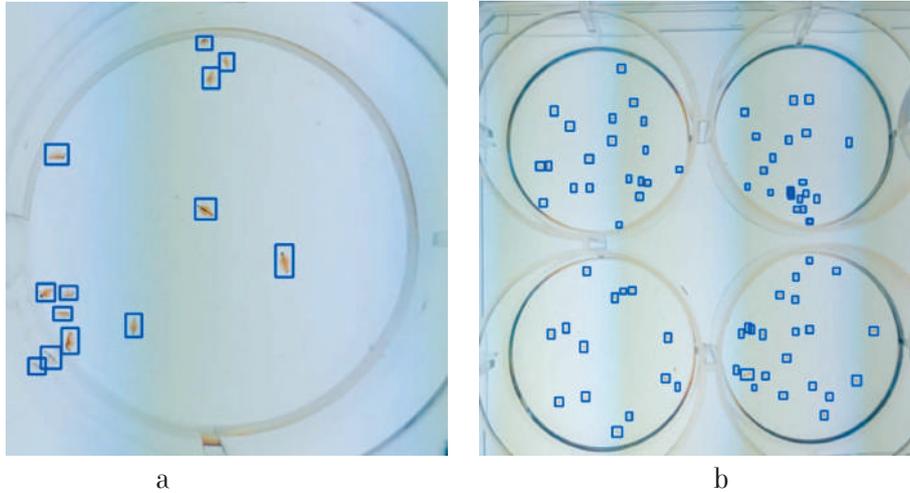
На рисунке 5 (см. цв. вкладку I) приведены примеры двух кадров видео с дафниями в резервуаре (аквариуме), на которых протестирован алгоритм обнаружения объектов с функциями их отслеживания и подсчёта.

На рисунке 5 показано, что каждый обнаруженный объект выделяется рамкой, ему присваивается случайным образом идентификационный номер, который за ним сохраняется в последующих кадрах. Кроме того, для каждой особи визуализируется траектория её движения на протяжении нескольких кадров. Свёрточная нейронная сеть YOLO преодолела помехи распознавания под водой, как было сообщено ещё для версии v7 [16]. В итоге, точность обнаружения составила 93%. Известны варианты повышения эффективности извлечения признаков, совместимые с YOLO, например, внедрение деформируемой свёрточной сети DCNv3 и использование слоя C2f\_DCNv3 [17].

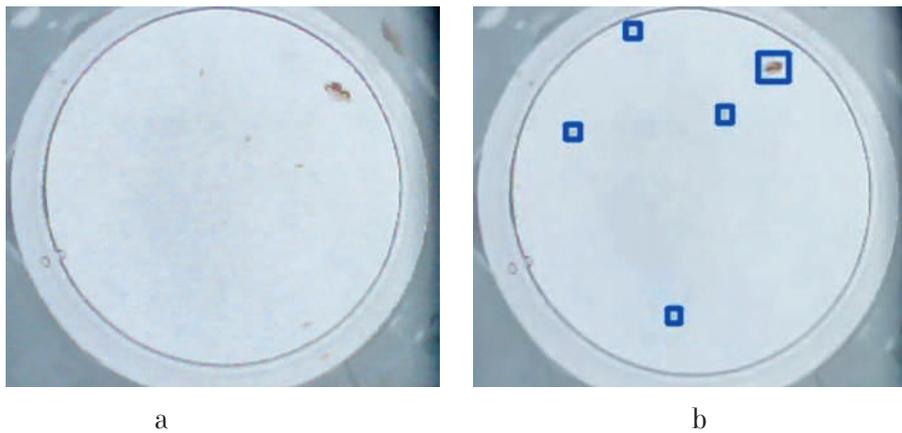
Безусловно, требуется дополнительное программное обеспечение, чтобы усилить возможности нейросетей в области биотестирования. В частности, необходимо «научить» нейросеть различать взрослых самок и молодь, появляющуюся в процессе эксперимента; учитывать смертность особей по количеству иммобилизованных особей; вычленять поведенческие нарушения. Такие работы уже проводятся [18], обученная нейросеть оценивала частоту сердечных сокращений *D. magna* для последующего анализа потенциальной кардиотоксичности веществ. В свою очередь, появление таких алгоритмов потребует пересмотра методик биотестирования.

Нейросети с лёгкостью встраиваются в работу по обнаружению однотипных объектов, например, подсчёту икры камышовый жабы *Epidalea calamita* [19], обнаружению следов исчезающих видов на снимках [20], что в настоящее время осуществляется специалистами визуально.

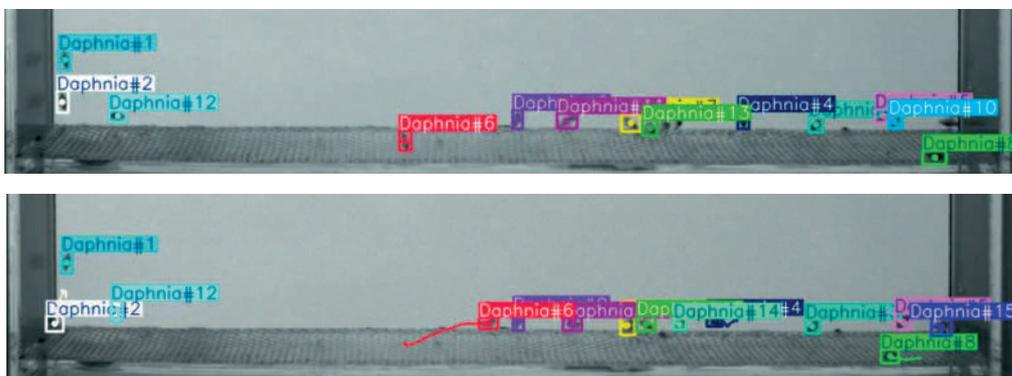
**А. С. Олькова, Е. В. Медведева «Нейросетевой алгоритм на основе YOLOv8 для обнаружения биообъектов на примере *Daphnia magna*». С. 19.**



**Рис. 3.** Пример обнаружения особей *D. magna* в одиночных ёмкостях (а), в нескольких ёмкостях (б)  
**Fig. 3.** The detection of *D. magna* individuals in single containers (a), in several containers (b)



**Рис. 4.** Пример обнаружения дафний двух возрастов в ёмкостях малого объёма (100 мл):  
а – исходное изображение, б – изображение с обнаруженными особями  
**Fig. 4.** The detection of daphnia of two ages in small volume containers (100 mL):  
a – original image, b – image with detected individuals



**Рис. 5.** Результат работы алгоритма обнаружения *D. magna* с функциями их отслеживания и подсчёта  
**Fig. 5.** The result of the *D. magna* detection algorithm with tracking and counting functions

### Заключение

Выполненная работа показала, что современные нейросети обнаруживают и подсчитывают одинаковые мезообъекты с высоким уровнем точности. В практическом плане решение подобной задачи необходимо при реализации методик биотестирования, когда операции производятся с монокультурой, не имеющей видового разнообразия. Приведённые в работе примеры показывают, что методы биоиндикации, где требуется обнаружение организмов разных видов, тоже в будущем могут быть дополнены возможностями нейросетей. В комплексе такие результаты являются значительным достижением в биодиагностике.

В представленной работе разработан и апробирован алгоритм обнаружения биообъектов *Daphnia magna* на основе СНС YOLOv8s, а с помощью встроенных функций «Object Tracking» и «Object Counting» реализованы процедуры подсчёта и отслеживания объектов. Алгоритм хорошо обнаруживает дафний при небольшой их концентрации в наблюдаемом объёме воды и хорошем разрешении изображения (до 100%). Метрики оценки качества работы алгоритма обнаружения достигают значений: mAP – 89,8%; точность – 88,4%; полнота – 87,4%.

Получение фотоизображений и их последующая обработка рекомендуются для фиксации множественных опытных данных, которые невозможно оценить одновременно одним исполнителем или даже несколькими. Для получения более детальных экспериментальных данных (скорости движения, прироста модельной популяции, гибели особей) можно использовать видеоданные, в том числе в режиме реального времени.

Алгоритм можно адаптировать для других однотипных мезообъектов. Подобное использование нейросетей позволит снизить временные затраты и трудоёмкость методов биотестирования, повысить достоверность результатов обработки данных.

### Литература

1. Olkova A.S., Tovstik E.V. Computer vision – the frontier of modern environmental diagnostics: a review // *Pertanika J. Sci. Technol.* 2024. V. 32. No. 4. P. 1591–1607. doi: 10.47836/pjst.32.4.08
2. Николенко С.И., Кадурич А.С., Архангельская Е.В. Глубокое обучение. Погружение в мир нейронных сетей. СПб.: Питер, 2018. 480 с.

3. Гудфеллоу Я., Бенджио И., Курвилль А. Глубокое обучение. М.: ДМК Пресс, 2018. 652 с.
4. Zhang J., Li C., Rahaman M.M., Yao Y., Ma P., Zhang J., Zhao X., Jiang T., Grzegorzec M. A comprehensive review of image analysis methods for microorganism counting: from classical image processing to deep learning approaches // *Artif. Intell. Rev.* 2022. V. 55. No. 4. P. 2875–2944. doi: 10.1007/s10462-021-10082-4
5. Boukouvalas D.T., Prates R.A., Leal C.R.L., de Araújo S.A. Automatic segmentation method for CFU counting in single plate-serial dilution // *Chemom. Intell. Lab. Syst.* 2019. V. 195. Article No. 103889. doi: 10.1016/j.chemolab.2019.103889
6. Rani P., Kotwal S., Manhas J. An intelligent species level deep learning-based framework in automatic classification of microscopic bacteria images // *Innovations in Computational Intelligence and Computer Vision. Advances in Intelligent Systems and Computing.* V. 1424. Singapore: Springer, 2022. P. 597–604. doi: 10.1007/978-981-19-0475-2\_52
7. Zhang J., Li C., Kosov S., Grzegorzec M., Shirahama K., Jiang T., Sun C., Li Z., Li H. LCU-Net: A novel low-cost U-Net for environmental microorganism image segmentation // *Pattern Recogn.* 2021. V. 115. Article No. 107885. doi: 10.1016/j.patcog.2021.107885
8. Каплуненко Д.Д., Зотов С.С., Суботэ А.Е., Фищенко В.К. Применение нейронных сетей для классификации биологических объектов по подводным камерам МЭС острова Попова // *Подводные исследования и робототехника.* 2022. № 1 (39). С. 72–79. doi: 10.37102/1992-4429\_2022\_39\_01\_07
9. Багаев С.М., Медведева Е.В. Экспериментальная оценка точности мультиклассовой сегментации объектов на спутниковых снимках на основе модифицированной свёрточной нейронной сети U-net // *Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса.* 2021. T. 18. № 6. С. 35–45. doi: 10.21046/2070-7401-2021-18-6-35-45
10. Lv C., Cao S., Zhang Y., Xu G., Zhao B. Methods studies for attached marine organisms detecting based on convolutional neural network // *Energy Rep.* 2022. V. 8. Suppl. 13. P. 1192–1201. doi: 10.1016/j.egyr.2022.08.131
11. Roboflow [Электронный ресурс] <https://universe.roboflow.com/chris-11tuh/daphnia-gvaud> (Дата обращения: 03.01.2025).
12. Kaggle [Электронный ресурс] <https://www.kaggle.com/datasets/davidumaa/daphniamagnaimage-dataset> (Дата обращения: 03.01.2025).
13. Liu W., Anguelov D., Erhan D., Szegedy C., Reed S., Fu C.-Y., Berg A.C. SSD: Single Shot MultiBox Detector // *Computer Vision – ECCV 2016: Lecture Notes in Computer Science.* V. 9905. Cham: Springer, 2016. P. 21–37. doi: 10.1007/978-3-319-46448-0\_2
14. He D., Ren R., Li K., Zou Z., Ma R., Qin Y., Yang W. Urban rail transit obstacle detection based on Improved R-CNN // *Measurement.* 2022. V. 196. Article No. 111277. doi: 10.1016/j.measurement.2022.111277.

15. Ma Y., Xiao W., Wang J., Kuang X., Mo R., He Y., Feng J., Wei H., Zheng L., Li Y., Liu P., He H., He Y., Chen L., Lin Z., Fan X. Automated counting and classifying *Daphnia magna* using machine vision // *Aquat. Toxicol.* 2024. V. 276. Article No. 107126. doi: 10.1016/j.aquatox.2024.107126

16. Yu G., Cai R., Su J., Hou M., Deng R. U-YOLOv7: A network for underwater organism detection // *Ecol. Inform.* 2023. V. 75. Article No. 102108. doi: 10.1016/j.ecoinf.2023.102108

17. Jiang L., Wu L. Enhanced YOLOv8 network with Extended Kalman Filter for wildlife detection and tracking in complex environments // *Ecol. Inform.* 2024. V. 84. Article No. 102856. doi: 10.1016/j.ecoinf.2024.

18. Saputra F., Suryanto M.E., Audira G., Luong C.T., Hung C.H., Roldan M.J., Vasquez R.D., Hsiao C.D. Using DeepLabCut for markerless cardiac physiology and toxicity estimation in water fleas (*Daphnia magna*) // *Aquat. Toxicol.* 2023. V. 263. Article No. 106676. doi: 10.1016/j.aquatox.2023.106676

19. Кидов А.А., Иволга Р.А., Кондратова Т.Э., Грода О.С., Демянчик В.В., Ерашкин В.О., Кидова Е.А. Влияние плотности посадки на личиночное развитие камышовый жабы (*Epidalea calamita*) (по результатам лабораторных исследований) // *Теоретическая и прикладная экология.* 2024. № 3. С. 217–225. doi: 10.25750/1995-4301-2024-3-217-225

20. Цицашвили Г.Ш., Бочарников В.Н., Краснопе-ев С.М., Осипова М.А. Графовые алгоритмы для расчёта распределения следов амурского тигра на территории Приморского края // *Теоретическая и прикладная экология.* 2024. № 3. С. 20–28. doi: 10.25750/1995-4301-2024-3-020-028

## References

1. Olkova A.S., Tovstik E.V. Computer vision – the frontier of modern environmental diagnostics: a review // *Pertanika J. Sci. Technol.* 2024. V. 32. No. 4. P. 1591–1607. doi: 10.47836/pjst.32.4.08

2. Nikolenko S.I., Kadurin A.S., Arkhangel'skaya E.V. Deep learning. Immersion in the world of neural networks. Sankt-Peterburg: Piter, 2018. 480 p. (in Russian).

3. Goodfellow I., Bengio Y., Courville A. Deep learning. Moskva: DMK Press, 2018. 652 p. (in Russian).

4. Zhang J., Li C., Rahaman M.M., Yao Y., Ma P., Zhang J., Zhao X., Jiang T., Grzegorzec M. A comprehensive review of image analysis methods for microorganism counting: from classical image processing to deep learning approaches // *Artif. Intell. Rev.* 2022. V. 55. No. 4. P. 2875–2944. doi: 10.1007/s10462-021-10082-4

5. Boukouvalas D.T., Prates R.A., Leal C.R.L., de Araújo S.A. Automatic segmentation method for CFU counting in single plate-serial dilution // *Chemom. Intell. Lab. Syst.* 2019. V. 195. Article No. 103889. doi: 10.1016/j.chemolab.2019.103889

6. Rani P., Kotwal S., Manhas J. An intelligent species level deep learning-based framework in automatic

classification of microscopic bacteria images // *Innovations in computational intelligence and computer vision. Advances in Intelligent Systems and Computing.* V. 1424. Singapore: Springer, 2022. P. 597–604. doi: 10.1007/978-981-19-0475-2\_52

7. Zhang J., Li C., Kosov S., Grzegorzec M., Shirahama K., Jiang T., Sun C., Li Z., Li H. LCU-Net: A novel low-cost U-Net for environmental microorganism image segmentation // *Pattern Recogn.* 2021. V. 115. Article No. 107885. doi: 10.1016/j.patcog.2021.107885

8. Kaplunenko D.D., Zotov S.S., Subote A.E., Fischenko V.K. Neural-network-based classification of biological object images taken by underwater cameras // *Underwater Investigations and Robotics.* 2022. No. 1 (39). P. 72–79 (in Russian). doi: 10.37102/1992-4429\_2022\_39\_01\_07

9. Bagaev S.M., Medvedeva E.V., Experimental assessment of the accuracy of multiclass segmentation of objects in satellite images based on a modified convolutional neural network U-net // *Sovremennye problemy distantsionnogo zondirovaniya Zemli iz kosmosa.* 2021. V. 18. No. 6. P. 35–45 (in Russian). doi: 10.21046/2070-7401-2021-18-6-35-45

10. Lv C., Cao S., Zhang Y., Xu G., Zhao B. Methods studies for attached marine organisms detecting based on convolutional neural network // *Energy Rep.* 2022. V. 8. Suppl. 13. P. 1192–1201. doi: 10.1016/j.egyr.2022.08.131

11. Roboflow [Internet resource] <https://universe.roboflow.com/chris-11tuh/daphnia-gvaud> (Accessed: 03.01.2025).

12. Kaggle [Internet resource] <https://www.kaggle.com/datasets/davidumaa/daphniamagnaimagedataset> (Accessed: 03.01.2025).

13. Liu W., Anguelov D., Erhan D., Szegedy C., Reed S., Fu C.-Y., Berg A.C. SSD: Single Shot MultiBox Detector // *Computer Vision – ECCV 2016: Lecture Notes in Computer Science.* V. 9905. Cham: Springer, 2016. P. 21–37. doi: 10.1007/978-3-319-46448-0\_2

14. He D., Ren R., Li K., Zou Z., Ma R., Qin Y., Yang W. Urban rail transit obstacle detection based on Improved R-CNN // *Measurement.* 2022. V. 196. Article No. 111277. doi: 10.1016/j.measurement.2022.111277

15. Ma Y., Xiao W., Wang J., Kuang X., Mo R., He Y., Feng J., Wei H., Zheng L., Li Y., Liu P., He H., He Y., Chen L., Lin Z., Fan X. Automated counting and classifying *Daphnia magna* using machine vision // *Aquat. Toxicol.* 2024. V. 276. Article No. 107126. doi: 10.1016/j.aquatox.2024.107126

16. Yu G., Cai R., Su J., Hou M., Deng R. U-YOLOv7: A network for underwater organism detection // *Ecol. Inform.* 2023. V. 75. Article No. 102108. doi: 10.1016/j.ecoinf.2023.102108

17. Jiang L., Wu L. Enhanced YOLOv8 network with Extended Kalman Filter for wildlife detection and tracking in complex environments // *Ecol. Inform.* 2024. V. 84. Article No. 102856. doi: 10.1016/j.ecoinf.2024.102856

18. Saputra F., Suryanto M.E., Audira G., Luong C.T., Hung C.H., Roldan M.J., Vasquez R.D., Hsiao C.D. Using DeepLabCut for markerless cardiac physiology and toxicity estimation in water fleas (*Daphnia magna*) // Aquat. Toxicol. 2023. V. 263. Article No. 106676. doi: 10.1016/j.aquatox.2023.106676

19. Kidov A.A., Ivolga R.A., Kondratova T.E., Groda O.S., Demyanchik V.V., Erashkin V.O., Kidova E.A. Effect of stocking density on larval development of the

Natterjack toad (*Epidalea calamita*), based on the laboratory results // Theoretical and Applied Ecology. 2024. No. 3. P. 217–225 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2024-3-217-225

20. Ciciashvili G.Sh., Bocharnikov V.N., Krasnopeev S.M., Osipova M.A. Graph algorithms for calculating the distribution of the Amur tiger tracks in Primorsky Krai // Theoretical and Applied Ecology. 2024. No. 3. P. 20–28 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2024-3-020-028

## Геоинформационный анализ ландшафтной дифференциации дренированных озёрных котловин Юго-Востока Большеземельской тундры

© 2025. Д. А. Каверин<sup>1</sup>, д. г. н., с. н. с., С. В. Якубенко<sup>2</sup>, аспирант,  
С. В. Денева<sup>1</sup>, к. б. н., н. с., А. В. Пастухов<sup>1</sup>, д. б. н., с. н. с.,

<sup>1</sup>Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения  
Российской академии наук,

167982, Россия, г. Сыктывкар, ул. Коммунистическая, д. 28,

<sup>2</sup>Сыктывкарский государственный университет имени Питирима Сорокина,  
167001, Россия, г. Сыктывкар, Октябрьский пр., д. 55,  
e-mail: dkav@mail.ru

Охарактеризована пространственная дифференциация ландшафтных разностей дренированных озёрных котловин, полученная на основе спектрального анализа поверхности почвенно-растительного покрова по спутниковым изображениям. Исследования проведены на ключевом участке, расположенном на юго-востоке Большеземельской тундры, где в конце 1970-х гг. искусственно осушили десятки озёрных котловин. Оценка закономерностей ландшафтной дифференциации как на уровне отдельных природно-территориальных комплексов, так и их групп может проводиться с использованием комплекса методов геоинформационного, статистического и классификационного анализа. В настоящее время в осушенных котловинах преобладают ивняковые и ерниковые тундры, меньше представлены луговины и мочажины. Проведена группировка ландшафтных разностей котловин по преобладающему составу растительности и степени дренированности. Для характеристики ландшафтной дифференциации котловин предложена классификация с использованием аббревиатурно-цифровых формул. Исследуемые котловины классифицируются преимущественно как умеренно-закустаренные среднедренированные. Рассчитаны статистические связи между значениями спектральных индексов и структурой ландшафтных разностей. Выявлены коррелятивные связи между количественными значениями спектральных индексов, определёнными уровнями закустаренности и дренированности котловин. Использование комплекса методов показало, что осушенные более сорока лет назад котловины стабилизировались в аспекте ландшафтной дифференциации. Апробирование комплекса методов для естественно-осушенных котловин показало возможность его применения и для других территорий Большеземельской тундры.

**Ключевые слова:** искусственно осушенные озёрные котловины, природно-территориальные комплексы, спектральные индексы, данные дистанционного зондирования.

## Landscape differentiation of drained lake basins in the Southeast of Bolshezemelskaya tundra based on geoinformation analysis

© 2025. D. A. Kaverin<sup>1</sup> ORCID: 0000-0003-2559-2340<sup>\*</sup>

S. V. Yakubenko<sup>2</sup> ORCID: 0009-0005-2992-3938<sup>\*</sup>

S. V. Deneva<sup>1</sup> ORCID: 0000-0002-1813-7799<sup>\*</sup>, A. V. Pastukhov<sup>1</sup> ORCID: 0000-0001-9368-9270<sup>\*</sup>

<sup>1</sup>Institute of Biology of Komi Science Centre of the Ural Branch  
of the Russian Academy of Sciences,

28, Kommunisticheskaya St., Syktyvkar, Russia, 167982,

<sup>2</sup>Pitirim Sorokin Syktyvkar State University,

55, Oktyabrsky Ave., Syktyvkar, Russia, 167001,

e-mail: dkav@mail.ru

The spatial differentiation of landscape varieties of drained lake basins is characterized, based on spectral analysis of land cover surface using satellite images. The studies were conducted at the key site located in the southeast of the Bolshezemelskaya Tundra, where dozens of lake basins were artificially drained in the late 1970s. Assessment of landscape differentiation patterns both at the level of individual natural territorial complexes and their groups can be carried out using a set of geoinformation, statistical and classification analysis methods. At present, willow and dwarf-shrub tundra predominate in the drained lake basins, whereas meadows and swampy hollows are less represented. The landscape differences of the basins are grouped according to the dominant vegetation and degree of drainage. Classification using abbreviation-numerical

formulas is proposed to characterize landscape differentiation of the basins. The studied basins are classified mainly as moderately bushy medium-drained. Statistical relationships between the values of spectral indices and the structure of landscape differences are calculated. Correlative relations between quantitative values of spectral indices, identified levels of bushiness and drainage degree of the basins are defined. Application of the complex of methods shows that the basins drained more than forty years ago have stabilized in the aspect of landscape differentiation. Testing of the complex of methods for naturally drained basins reveals the possibility of the method application for other areas of the Bolshezemelskaya tundra.

**Keywords:** artificially drained lake basins, natural-territorial complexes, spectral indices, remote sensing data.

Тундровые термокарстовые озёра и дренированные озёрные котловины занимают значительные площади в криолитозоне [1], где только озёрно-болотные ландшафты занимают до 1/5 её территории [2]. Дренаж термокарстовых озёрных котловин в криолитозоне происходит непрерывно под влиянием климатических и ландшафтных факторов [3, 4]. Дренаж термокарстовых озёрных котловин в низменных равнинах приводит к широкому формированию болотных ландшафтов [5]. После дренажа в озёрных котловинах формируются растительный и почвенный покровы, активизируются геоморфологические процессы, протекают значительные ландшафтные преобразования [6, 7]. Осушенные озёрные котловины постепенно заболачиваются и зарастают кустарниковой растительностью, в них меняется мерзлотная обстановка [8].

Термокарстовые озёрные котловины широко распространены в криолитозоне Печорской низменности [9]. На востоке Большеземельской тундры водораздельные ландшафты характеризуются высокой степенью заболоченности и заозёрности. В 1970–80 гг. в рамках исследовательских и сельскохозяйственных программ на ключевом участке юго-востока Большеземельской тундры было осушено около 40 озёр общей площадью 1000 га [10]. В 1980–90-е гг. в осушенных озёрных котловинах сформировались преимущественно травяные сообщества. К концу 1990-х гг. в котловинах стали постепенно формироваться естественные тундровые ландшафты.

Сукцессионные изменения растительного покрова котловин тесно взаимосвязаны с ландшафтными трансформациями, активно в них происходящими в первые десятилетия после дренажа. В первые двадцать лет после дренажа котловины переходят в новое экологическое состояние, растительный покров активно формируется на почвенно-грунтовой субстрате, обогащённом питательными элементами [11]. Озёрный дренаж обеспечивает благоприятные условия для формирования и быстрой экспансии растительного покрова на относительно тёплых, влажных и плодородных грунтах [7]. Со временем самовосстано-

вительная сукцессия естественной тундровой растительности происходит по различным сценариям в зависимости от ландшафтных и локальных условий [12]. Ландшафтное разнообразие внутри котловин определяется комплексом факторов, прежде всего литологией и рельефом [13]. Изменения растительного покрова сопровождаются формированием специфических почв и значительной трансформацией мерзлотной обстановки [14].

Дренированные термокарстовые котловины хорошо распознаются на аэро- и космоснимках. Известно, что спектральные характеристики дренированных котловин меняются с их возрастом [15]. Оценка сукцессионных изменений растительности, спектральные и текстурные характеристики ландшафта в осушенных котловинах используются для определения их относительного возраста [16]. Анализ спутниковых вегетационных индексов показал значительный эффект «озеленения» Арктики в условиях глобального потепления [17, 18]. На общем фоне «озеленения» для экосистем Арктики характерна высокая мозаичность в данном показателе [19].

В настоящее время изучение закономерностей ландшафтной дифференциации, основанной на разнообразии почвенно-растительного покрова дренированных озёрных котловин, остаётся открытым научным вопросом, требуя проведения дальнейших исследований. Активное развитие геоинформационных систем в последние десятилетия открывает новые возможности исследований быстро меняющихся ландшафтов криолитозоны [20]. В связи с вышесказанным, сформулирована цель исследований – определить закономерности ландшафтной пространственной дифференциации искусственно-осушенных озёрных котловин на основе анализа данных дистанционного зондирования почвенно-растительного покрова.

### Объекты и методы исследования

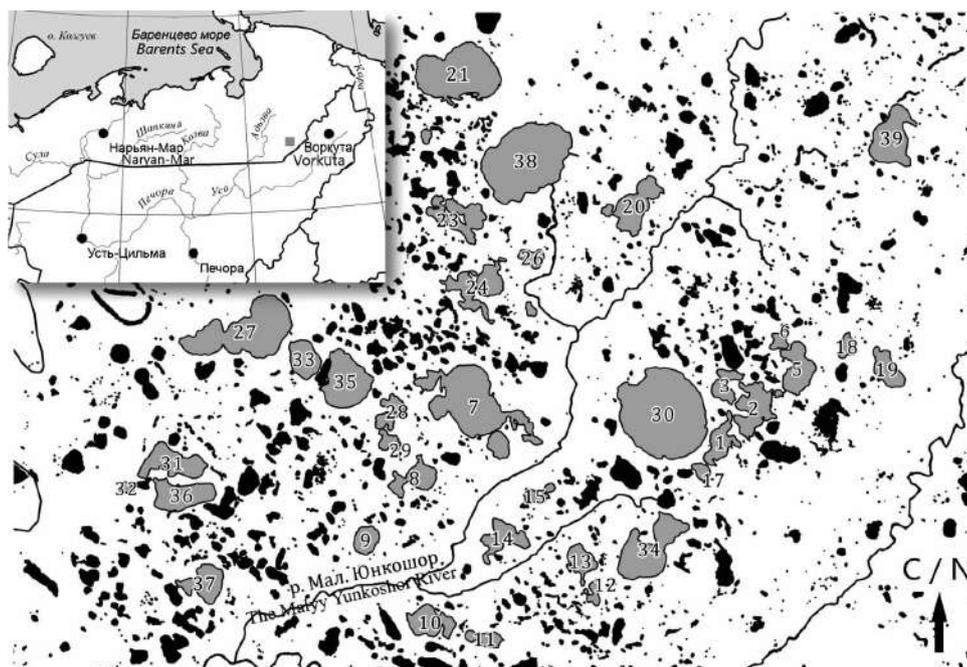
Участок исследований находится в юго-восточной части Большеземельской тундры в урочище Пятембой-Гладь в бассейне среднего течения р. Большой Роговой, при-

тока р. Усы (рис. 1). Территория относится к Заполярному административному району Ненецкого автономного округа. В геоморфологическом отношении территория представлена плоской низменной равниной высотой 90–100 м над уровнем моря. Плоские слабодренированные участки равнины покрыты бугристо-мочажинными болотами с оголёнными торфяными пятнами и термокарстовыми озёрами, занимающими 8–12% территории. Почвообразующие породы представлены в основном четвертичными флювиогляциальными и болотно-озёрными образованиями [10]. Диаметр озёрных котловин, около 90% которых заполнено водой, варьирует от 25 до 1000 м. Днища озёрных котловин сложены преимущественно песками, суглинками и глинами [21].

Среднегодовая температура воздуха территории исследований составляет минус 5,8 °С, среднегодовое количество осадков составляет 600–650 мм. Участок исследований расположен в подзоне преимущественно сплошного распространения многолетнемерзлых пород (ММП) мощностью 200–300 м и среднегодовой температурой -1...-2 °С [22]. Широкому распространению ММП способствует высокая доля болотных ландшафтов в урочище. Талики существуют под заполненными водой озёрными котловинами глубиной более 5 м [21].

В соответствии с геоботаническим районированием территория исследований относится к Пятембойскому геоботаническому району Воркутинского геоботанического округа [23]. На плакорах широко распространены кустарниковые (ерниковые и ивняковые) и мохово-кустарничковые тундры, занимающие около 60% территории [24]. Крупными массивами они располагаются на различных элементах рельефа, в особенности на пологих склонах. Высота кустарниковых ярусов варьирует от 0,2 до ≥1 м, достигая максимума в нижних частях склонов. На дренированных приречных песчаных террасах произрастают мохово-лишайниковые и мохово-кустарничковые тундры. На плоских водоразделах и в понижениях рельефа развиты заболоченные травяно-моховые и кустарничково-травяно-моховые тундры, вдоль линий стока – травяные ивняки. В урочище широко распространены плоскобугристые болота с кустарничковой и осоково-сфагновой растительностью.

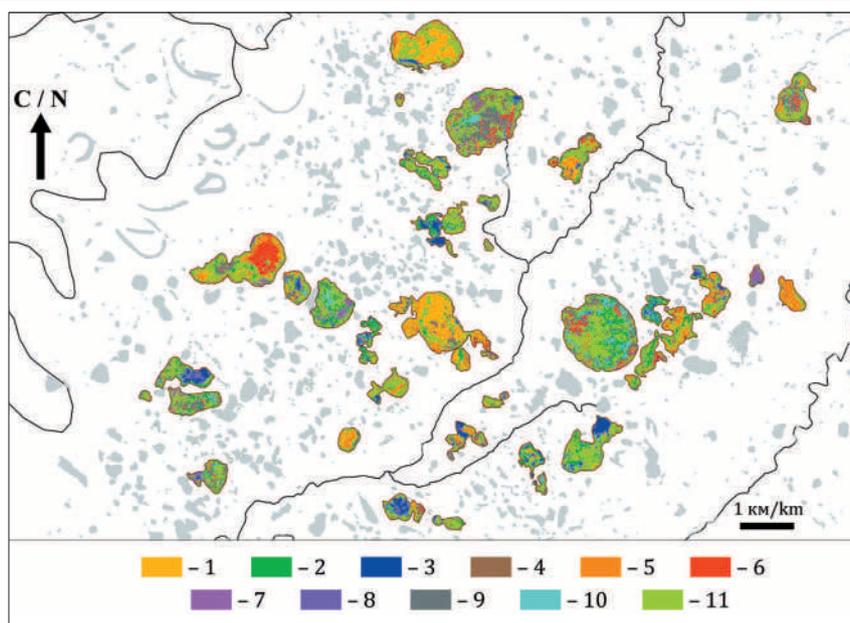
В районе исследований широко распространены торфяные олиготрофные мерзлотные почвы, торфяно-глеезёмы (в том числе мерзлотные), глеезёмы криометаморфические, пойменные аллювиальные почвы. В дренированных условиях речных долин встречаются глеезёмы поточно-гумусовые [25].



**Рис. 1.** Географическое положение объектов исследований на ландшафтном уровне. На карте-вставке в левом верхнем углу показано расположение района исследования на региональном уровне. Нумерация дренированных котловин представлена цифрами

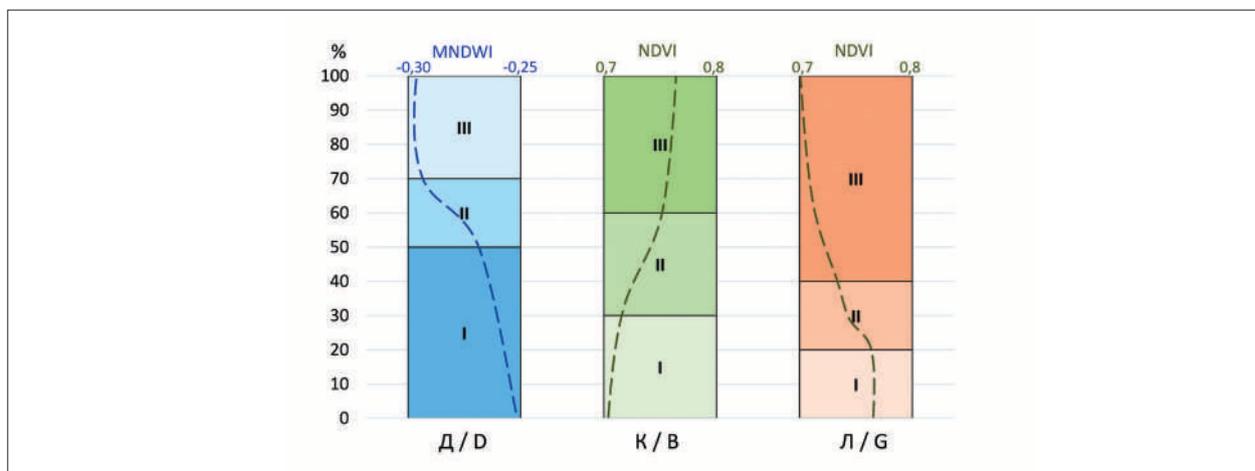
**Fig. 1.** Geographical location of the research objects at the landscape level. The inset map in the upper left corner shows the location of the study area at the regional level. Drained basins are presented as numbers

Д. А. Каверин, С. В. Якубенко, С. В. Денева, А. В. Пастухов  
 «Геоинформационный анализ ландшафтной дифференциации  
 дренированных озёрных котловин  
 Юго-Востока Большеземельской тундры». С. 26.



**Рис. 2.** Ландшафтная дифференциация осушенных котловин, выполненная на основе геоинформационного анализа. Природно-территориальные комплексы (здесь и на рис. 4, 5): 1 – ве́йниково-осоковые луговины; 2 – ивняковые заболоченные тундры; 3 – остаточные озёрца; 4 – кустарничково-моховые тундры; 5 – осоковые луговины с открытой водой; 6 – осоковые заболоченные луговины; 7 – моховые мочажины; 8 – хвощевые мочажины с открытой водой; 9 – ерниковые тундры; 10 – травяные мочажины с открытой водой; 11 – ивняковые тундры

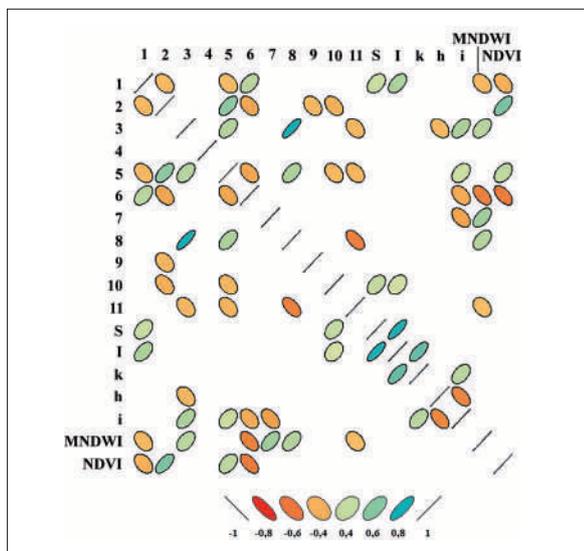
**Fig. 2.** Landscape differentiation of drained lake basins based on geoinformation analysis. Natural-territorial complexes (here and in Fig. 4, 5): 1 – reed grass-sedge meadows; 2 – willow swamp tundra; 3 – residual lakes; 4 – prostrate shrub-moss tundra; 5 – sedge meadows with open water; 6 – marshy sedge meadows; 7 – moss swampy hollows; 8 – horsetail swampy hollows with open water; 9 – dwarf-shrub tundra; 10 – grass swampy hollows with open water; 11 – willow tundra



**Рис. 3.** Ландшафтная классификация дренированных озёрных котловин Большеземельской тундры по степени: Д – дренированности, К – закустаренности, Л – залуженности; выраженность: I – слабая, II – средняя, III – сильная. Пунктирными линиями показаны графики средних значений спектральных индексов

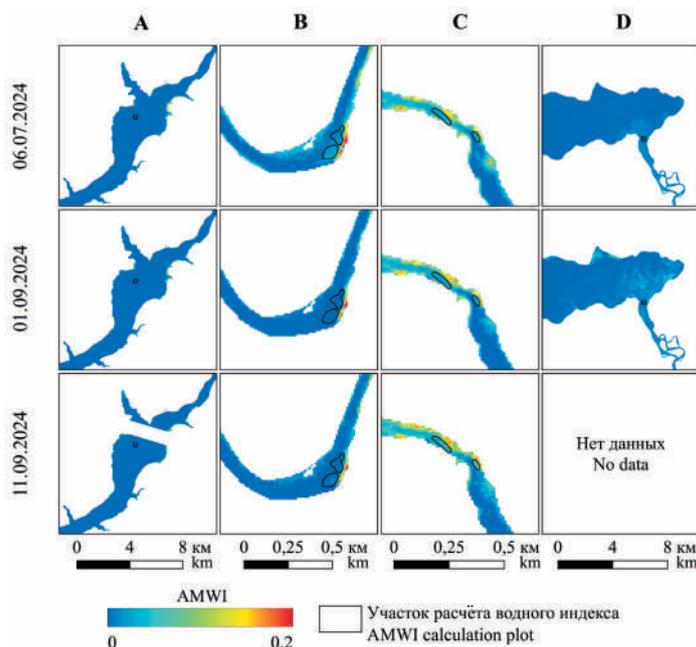
**Fig. 3.** Landscape classification for drained lake basins in Bolshezemelskaya tundra by degree: D – drained, B – bushiness, G – grassed; intensity: I – weak, II – medium, III – strong. Dotted lines show graphs of average values of spectral indices: MNDWI – Modified Normalized Difference Water Index, NDVI – Normalized Difference Vegetation Index

**Д. А. Каверин, С. В. Якубенко, С. В. Денева, А. В. Пастухов**  
**«Геоинформационный анализ ландшафтной дифференциации**  
**дренированных озёрных котловин**  
**Юго-Востока Большеземельской тундры». С. 26.**



**Рис. 4.** Статистически значимые значения коэффициентов корреляции по Спирмену ( $p < 0,05$ ) между площадью различных типов природно-территориальных комплексов (обозначены цифрами), морфометрическими характеристиками озёрных котловин и их спектральными индексами. Морфометрические характеристики: S – площадь, га; I – длина береговой линии, км; k – коэффициент извилистости береговой линии; h – абсолютная высота, м; i – уклон береговой линии, градусы. Спектральные индексы: NDVI, MNDWI / **Fig. 4.** Statistically significant values of Spearman correlation coefficients ( $p < 0.05$ ) between the area of different types of natural territorial complexes (indicated by numbers), morphometric characteristics of lake basins and their spectral indices. Morphometric characteristics: S – area, ha; I – coastline length, km; k – coefficient of coastline tortuosity; h – absolute height, m; i – coastline slope, degrees. Spectral indices: NDVI, MNDWI

**А. Д. Деменев, Н. Г. Максимович, О. А. Березина, А. А. Мизев,**  
**В. Т. Хмурчик «Комплексный анализ качества поверхностных вод**  
**на основе данных дистанционного зондирования Земли, замеров**  
**автоматизированных датчиков и натурных исследований». С. 46.**



**Рис. 2.** AMWI для контролируемых участков р. Косвы (2024 г.)  
 А – Широковское водохранилище, фон; В – р. Косва ниже впадения шахтных вод из шахты 40 лет Октября; С – р. Косва, район разгрузки шахтных вод из шахты им. Калинина; D – Камское водохранилище, устье р. Косвы / **Fig. 2.** AMWI of the Kosva River studied sites (2024 yr.)  
 A – Shirokovskoe reservoir, background; B – the Kosva River downstream the discharge of the 40 years of the October mine; C – the Kosva River downstream the discharge of the Kalinin mine; D – Kama reservoir, the Kosva River estuary

**Полевые исследования.** В полевых условиях выполнили ландшафтные описания, включая определение типов природно-территориальных комплексов и почв. Исследования проведены в вегетационный период 2023 г. Всего выполнено 42 географических привязанных ландшафтных описания, где были определены основные типы ландшафтных разностей на уровне фаций. В данной работе при их характеристике использовали термин природно-территориальные комплексы (ПТК). Наименования выделенных типов ПТК базируются на основе названий растительных сообществ.

**Подготовительный этап.** Для исследований ландшафтной дифференциации использованы космические снимки Landsat и Sentinel-2 в мультиспектральном диапазоне, публикуемые в открытом доступе [26]. Выбрана серия мультиспектральных снимков двух периодов года: летние (3 шт.) и осенние (3 шт.) за 2021–2023 гг. Обработка космических снимков производилась в программной среде QGIS 3.24. При сравнении космоснимков выявлено, что наибольший контраст ландшафтов как внутри дренированных котловин, так и между ними и окружающими ландшафтными разностями проявляется в осенний период при использовании комбинации каналов: красный (B04), ближний инфракрасный (B08) и коротковолновый (B12). Для выделения современной водной поверхности создали маску водных пространств с использованием ближнего инфракрасного канала B06 (Sentinel-2). Созданный слой наложили на топографическую карту 1963 г., отображающую большее, чем в настоящее время, количество озёрных котловин, заполненных водой. Все объекты, являющиеся озёрами на карте 1963 г. и отсутствующие на современном космоснимке, приравнены к осушенным котловинам. В результате определено 37 озёрных котловин, дренаж которых был проведён в 1979 г. [10]. В качестве контрольных объектов использовали 2 естественно-дренированные озёрные котловины площадью более 100 га.

**Геоинформационный анализ.** Классификацию спутниковых снимков с использованием полученных полевых данных проводили в несколько этапов: 1) создание сигнатур искомым типам ПТК; 2) классификация раstra по методу максимального подобия с помощью инструмента i.smap на основании значений красного, ближнего инфракрасного и коротковолнового каналов (4, 8, 12 в Sentinel); 3) векторизация раstra (инструмент r.to.vect)

с расчётом площади полигонов. Для классов в обучающей выборке задали следующие условия: максимальная гомогенность и размер обучающего контура не менее 12 пикселей. Для выделенных типов ПТК в осушенных котловинах рассчитали абсолютные и относительные значения площадей, значения спектральных индексов NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) и MNDWI (Modified Normalized Difference Water Index), морфометрические характеристики (длина береговой линии, коэффициент извилистости, отношение площади к периметру, высота над уровнем моря, уклон береговой линии).

**Статистический анализ.** Статистический анализ соотношений площадей типов ПТК со спектральными индексами и морфометрическими характеристиками дренированных котловин с дальнейшей визуализацией результатов проводили в программах Microsoft Excel 2010, IBM SPSS и пакете R [27]. Оценка взаимосвязей исследуемых характеристик в анализе проводилась при помощи непараметрического метода – ранговой корреляции Спирмена [28]. Дендрограмму сходства объектов строили методом взвешенного среднего в программе STATISTICA 6.0. В качестве меры различия применяли евклидово расстояние (E.d.).

## Результаты и обсуждение

**Классификационный анализ ландшафтной дифференциации.** Результаты исследований показали, что общая площадь искусственно-осушенных озёрных котловин составила 985 га, или 7,8% от площади рассматриваемого урочища. Для искусственно осушенных котловин рассчитаны средние показатели: площади –  $26,6 \pm 4,5$  га, длины береговой линии –  $2,6 \pm 0,3$  км, коэффициента извилистости –  $1,5 \pm 0,1$ , отношения площади к периметру –  $1,5 \pm 0,1$ , высоты дна над уровнем моря –  $85 \pm 1$  м, уклона береговой линии –  $2,9 \pm 0,1\%$ .

На основании полевых исследований и классификации спутниковых изображений выделено 11 типов ПТК, характеризующих современную ландшафтную дифференциацию осушенных озёрных котловин (табл., рис. 2, см. цв. вкладку II). Больше в котловинах распространены ивняковые и ерниковые тундры, меньше представлены луговины и мочажины. Среди луговин преобладают (~18%) растительные сообщества с доминированием или значительным участием осок. Относительная доля ПТК с участками открытой воды

Таблица / Table

Площади основных типов природно-территориальных комплексов (ПТК) в осушенных озёрных котловинах / The areas of main types of natural-territorial complexes (NTC) in drained lake basins

Типы ПТК NTC type	Площадь, га Area, ha	Доля площади, % Share of area, %
Ивняковые тундры / Willow tundra	412,0	41,6
Ивняковые заболоченные тундры / Willow swamp tundra	107,5	14,2
Ерниковые тундры / Dwarf-shrub tundra	96,2	10,1
Осоковые заболоченные луговины / Marshy sedge meadows	88,9	7,5
Хвощовые мочажины с открытой водой / Horsetail swampy hollows with open water	71,5	5,0
Моховые мочажины / Moss swampy hollows	61,2	4,5
Осоковые луговины с открытой водой / Sedge meadows with open water	39,3	4,4
Остаточные озёрца / Residual lakes	37,8	4,3
Травяные мочажины с открытой водой / Grass swampy hollows with open water	30,2	4,1
Вейниково-осоковые луговины / Reed grass-sedge meadows	28,2	2,6
Кустарничково-моховые сообщества / Prostrate shrub-moss communities	12,7	1,7
Итого / Total	100,0	986,0

составляет 13,5%, непосредственно водная поверхность в пределах котловин занимает 4,3% (табл.).

По типу растительности ПТК котловин дифференцировали на 3 группы: крупнокустарниковые (К), мохово-кустарничковые (М) и луговые (Л). Крупнокустарниковые тундры ( $55,7 \pm 2,5\%$  площади) включают в себя ивняковые, в т. ч. заболоченные растительные сообщества. Мохово-кустарничковые тундры занимают меньшие площади ( $16,4 \pm 2,0\%$ ) и представлены кустарничковыми, ерниковыми и моховыми сообществами. На площадь ПТК с луговыми сообществами, состоящими из осоковых луговин и мочажин, приходится около четверти площади всех котловин ( $23,6 \pm 2,6\%$ ).

По степени закустаренности все котловины разделили на слабозакустаренные ( $K_I < 30\%$ ), среднезакустаренные ( $K_{II} = 30-60\%$ ) и сильнозакустаренные ( $K_{III} > 60\%$ ) (рис. 3, см. цв. вкладку II). Классификацию по степени закустаренности сделали на основе показателей, принятых в физической географии и почвоведении. Около 90% всех осушенных котловин в настоящее время являются среднеили сильнозакустаренными. Ландшафтное разнообразие котловин можно выразить и по степени присутствия ПТК с луговой растительностью. По степени залуженности котловины разделили на слабозалуженные ( $L_I < 20\%$ ), среднезалуженные ( $L_{II} = 20-40\%$ ) и сильнозалуженные ( $L_{III} > 40\%$ ). Данное разделение основано на использовании медианных значений доли луговых ПТК. Коэффициент корреляции между долями крупнокустар-

никовых и луговых ПТК составляет -0,7. Остальные площади заняты ПТК с тундровыми сообществами, где доминирует ерниковая, кустарничковая и моховая растительность. На основе сочетаний присутствия крупнокустарниковой и луговой растительности можно выделить 9 комбинаций ПТК, среди которых наиболее распространёнными являются  $K_{III}L_I$ ,  $K_{II}L_{II}$ ,  $K_{II}L_{III}$ .

Исследуемые типы ПТК дифференцировали по степени дренированности: относительно дренированные (Д), заболоченные (З) и обводнённые (О). Остаточные озёрца в обводнённый тип не включили. Относительно дренированные ПТК ( $56,0 \pm 2,8\%$  площади) включают в себя вейниково-осоковые луговины, кустарничково-моховые, ерниковые и ивняковые тундры. Заболоченные ПТК ( $26,2 \pm 2,5\%$ ) представлены заболоченными ивняковыми тундрами, осоковыми луговинами и моховыми мочажинами. Обводнённые ПТК ( $13,5 \pm 1,5\%$ ) состоят из осоковых, хвощевых и травяных мочажин. Степень дренированности территории отдельных котловин оценивали по доле ландшафтов группы Д (диапазон 11–80%). Градацию выборки по степени присутствия относительно дренированных ландшафтов условно разделили на 3 класса: слабодренированные  $D_I$  ( $D < 50\%$ ), умереннодренированные  $D_{II}$  ( $D = 50-70\%$ ) и дренированные  $D_{III}$  ( $D > 70\%$ ). Большая часть котловин является умеренно-дренированными  $D_{II}$  (17 из 37 рассматриваемых), средняя доля дренированных ландшафтных разностей в них составила  $56,6 \pm 4,9\%$ .

Сочетание обеих (по растительности и степени дренированности) классификационных схем можно описать с использованием кратких аббревиатурных формул. К примеру, если степень дренированности котловины № 13 составила 41%, закустаренности 59%, залуженности 22%, её пространственную ландшафтную структуру можно выразить формулой  $D_{41}/K_{59}L_{22}$ , где в нижнем регистре используются значения процентов. Такие формулы целесообразно применять для оценки ландшафтной неоднородности отдельно взятых котловин. При характеристике групп котловин определённой территории (ландшафта, урочища и т. д.) целесообразнее использовать формулы на уровне классификационных групп (рис. 3). Данные формулы описывают более широкие диапазоны рассмотренных ландшафтных характеристик. Котловина  $D_{41}/K_{59}L_{22}$  рассматривается как  $D_{II}/K_{II}L_{I-II}$ , являясь слабодренированной, среднезакустаренной и среднезалуженной. Сочетание применённых методов геоинформационного и классификационного анализов ландшафтов показали, что в урочище Пятембой-Гладь преобладают котловины  $D_{II}/K_{II}L_{I-II}$ .

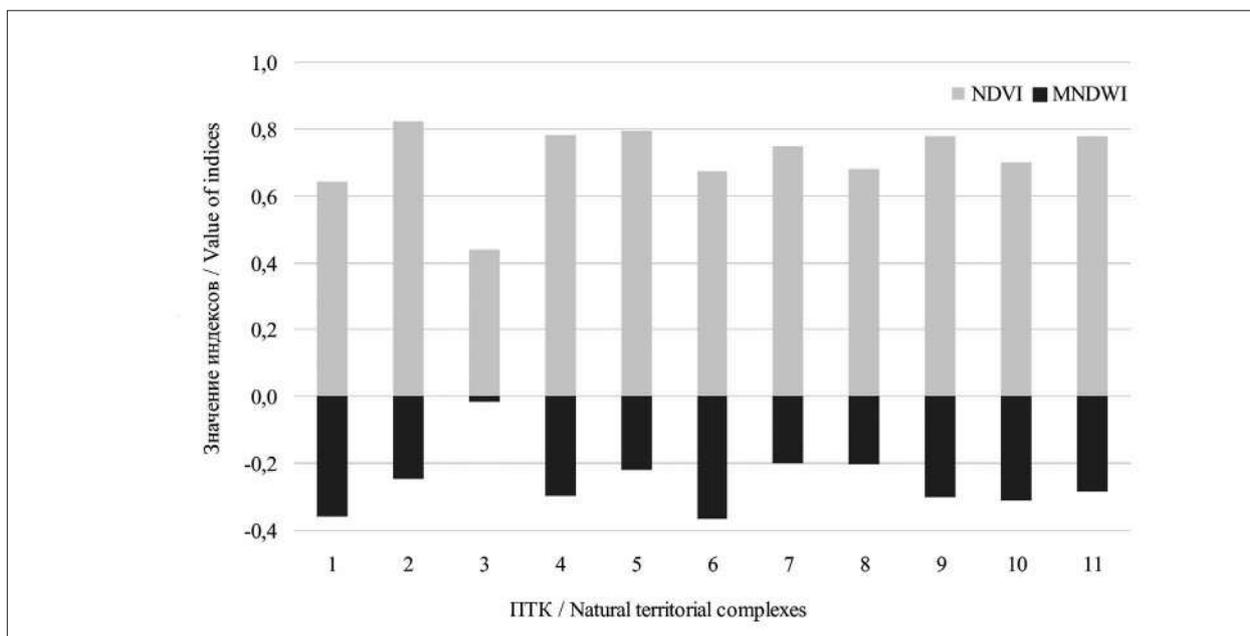
Данные классификационные формулы, основанные на схеме разделения по степени дренированности и составу растительности, могут использоваться для характеристики ландшафтной дифференциации естественно дренированных термокарстовых озёрных котловин, широко распространённых в Большеземельской тундре [9]. Анализ двух наиболее крупных естественно-дренированных котловин в пределах урочища Пятембой-Гладь показал их сходство как по степени дренированности, так и составу растительности. Дренаж данных котловин произошёл ранее, чем в 1960-е гг., в настоящее время они являются умеренно-дренированными, среднезакустаренными и слабозалуженными.

**Статистический анализ ландшафтной дифференциации.** Анализ отдельных типов ПТК показал, что увеличение площади открытой воды в осушенных котловинах сопровождается пропорциональным возрастанием доли обводнённых хвощевых мочажин ( $r=0,8$ ) (рис. 4, см. цв. вкладку III). Во всех остальных случаях коэффициенты  $r \leq 0,6$ , поэтому остальные взаимосвязи оценивали на уровне  $r \sim \pm 0,5-0,6$ . Увеличение площади ивняковых заболоченных тундр сопровождается возрастанием значений NDVI в котловинах ( $r=0,6$ ). Повышение доли осоковых заболоченных луговин сопровождается

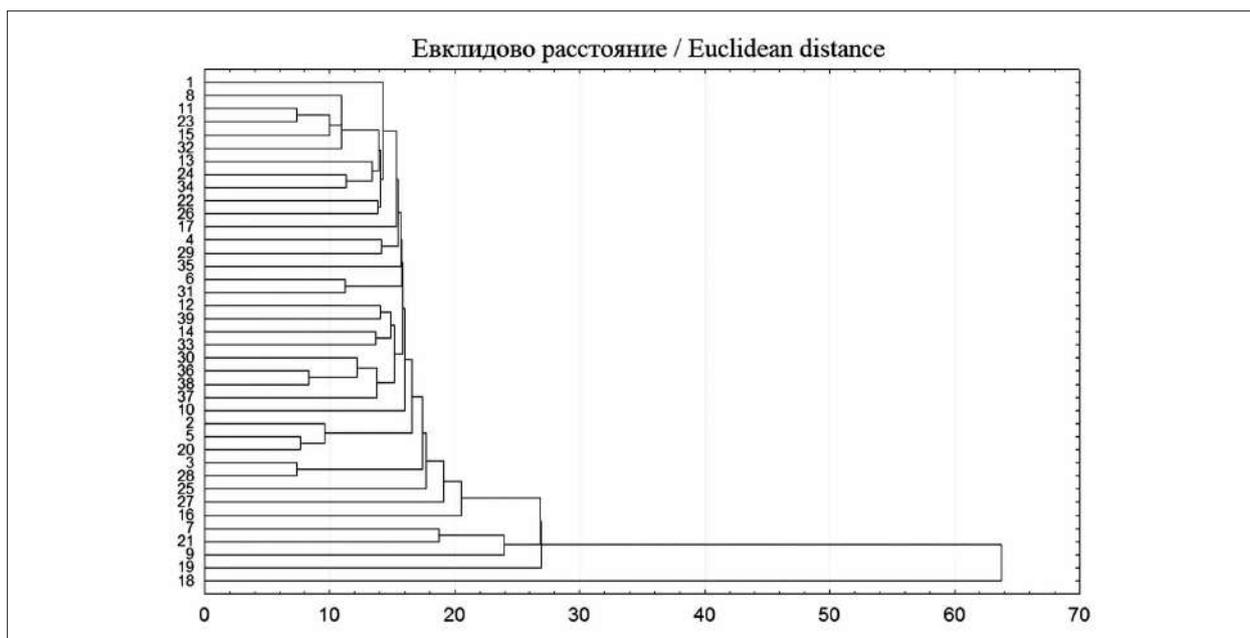
снижением спектральных значений индексов NDVI ( $r=-0,6$ ) и MNDWI ( $r=-0,5$ ). Увеличение доли ивняковых тундр сочетается с уменьшением ( $r=-0,5$ ) площади хвощевых мочажин.

На уровне отдельных типов ПТК проведён более подробный анализ спектральных индексов для оценки ландшафтной дифференциации котловин. Усреднённое значение NDVI в искусственно-осушенных котловинах в 2021–2023 гг. составило  $0,74 \pm 0,00$ . Это выше среднего значения для окружающих (водораздельных) ландшафтов урочища Пятембой-Гладь ( $0,69$ ). Среднее за этот же период значение индекса MNDWI для котловин составило  $-0,28 \pm 0,00$ , что ниже значения  $-0,24$  для окружающих водораздельных озёрно-болотных ландшафтов. Среди рассматриваемых типов ПТК наибольшие средние NDVI отмечены у ивняковых и ерниковых тундр, осоковых луговин с открытой водой, наименьшие – у ПТК с луговой растительностью (рис. 5). По индексу MNDWI минимальные в отрицательном диапазоне значения отмечены для осоковых и вейниково-осоковых луговин, максимальные – для сильно обводнённых растительных сообществ и участков с открытой водой. Кустарниковые (9, 11) сообщества на дренированных участках показывают одновременно высокие значения NDVI при низких MNDWI. Влажные луговин, напротив, характеризуются низкими значениями NDVI и повышенными MNDWI.

Статистический анализ сходства ландшафтных разностей с построением дендрограмм показал, что исследованный массив осушенных котловин по типам ПТК крайне разнороден. На уровне сходства  $\sim 15$  в Евклидовом расстоянии (*ed*) выделили 2 группы (11 и 8 котловин) (рис. 6). Остальные котловины большей частью схожи с обеими группами на уровне до 20 *ed*. От общей выборки отличаются котловины №№ 7, 9, 19, 21 (уровень сходства 20–30 *ed*) и, в особенности, № 18 ( $>60$  *ed*). Первые 4 из данных котловин характеризуются высокой степенью залуженности ( $>50\%$ ), из них две относительно крупные ( $>90$  Га). Этими крупными залуженными котловинами являются бывшие озёра Опытное (№ 7) и Вадты (№ 21), в контурах которых в 1980–1991 гг. производилось регулярное сенокосение [10]. Это очевидно ингибировало активную самовосстановительную сукцессию тундровой кустарниковой растительности. В условиях Крайнего Севера внепойменные луговые агроценозы могут приобретать определённую степень устойчивости, позволяющую системе



**Рис. 5.** Средние значения спектральных индексов NDVI и MNDWI выделенных типов ПТК (обозначены цифрами) осушенных озёрных котловин  
**Fig. 5.** Average values of spectral indices NDVI and MNDWI of selected types of natural territorial complexes (indicated by numbers) of drained lake basins



**Рис. 6.** Дендрограмма сходства осушенных озёрных котловин по структуре ПТК. Цифрами на вертикальной оси показаны номера котловин  
**Fig. 6.** Dendrogram of similarity of drained lake basins by natural territorial complex structure. Numbers on the vertical axis show the numbers of lake basins

сопротивляться изменениям [29]. В целом, для большинства исследованных котловин не определена высокая залуженность в связи с длительным (30–40 лет) зарастанием их крупнокустарниковой растительностью. Травянистые сообщества постепенно преобразуются, замещаясь в течение 25–30 лет зональной тундровой растительностью.

Резко отличная от выборки котловина 18 ( $D_{11}/K_{20}L_{12}$ ) характеризуется очень высокой долей моховых мочажин (68%), минимальными значениями MNDWI, а соответственно и максимальной заболоченностью, малым коэффициентом извилистости. Несмотря на отсутствие остаточных озёрков, котловина остаётся максимально заболоченной.

По данным рисунка 6, естественно-дренированные котловины №№ 30, 38 не отличаются от общей выборки искусственно-осушенных аналогов на уровне 10–15 *ed*. Данный уровень сходства подтверждает определённую стабилизацию структуры растительного покрова котловин, искусственно осушенных около 40 лет назад. Структура ПТК в них становится схожей с ландшафтной дифференциацией котловин, дренированных естественным путём более 60 лет назад.

При рассмотрении групп ПТК на основе типов растительности определено, что существуют коррелятивные связи между долей крупнокустарниковых сообществ и индексом NDVI ( $r=0,6$ ). При этом, в слабокустаренных  $K_I$  ПТК среднее значение NDVI составило  $0,71 \pm 0,02$ , в среднекустаренных  $K_{II}$   $0,74 \pm 0,00$ , сильнокустаренных  $K_{III}$   $0,76 \pm 0,00$  (рис. 3). Максимальная (в отрицательном диапазоне) корреляция определена между долей луговой растительности и индексом NDVI ( $r=-0,7$ ). В слабозалуженных  $L_I$  ПТК осреднённое значение NDVI составило  $0,76 \pm 0,00$ , в среднезалуженных  $L_{II}$   $0,73 \pm 0,01$ , сильнозалуженных  $L_{III}$   $0,69 \pm 0,00$ . Корреляционная связь прослеживается между долей дренированных ландшафтов и спектральным индексом MNDWI ( $r=-0,5$ ). В анализе групп ПТК по степени дренированности определено, что средние значения индекса MNDWI в дренированных  $D_{III}$  ПТК составили  $-0,30 \pm 0,00$ , для умеренно-дренированных  $D_{II}$   $-0,27 \pm 0,00$ , слабодренированных  $D_I$   $-0,25 \pm 0,03$ . Таким образом, использование спектральных индексов показывает свою эффективность при анализе типов ПТК на уровне их групп, дифференцированных как по составу растительного покрова, так и по степени дренированности.

Искусственно-осушенные котловины стали сопоставимы по степени закустаривания и дренированности / заболоченности со «старыми» естественно-осушенными аналогами. В исследуемом урочище Пятембой-Гладь преобладают умеренно-дренированные среднекустаренные котловины, отражающие стабилизацию структуры ПТК спустя более 40 лет после их осушения. Тем не менее, болотные ландшафты (З+О) занимают более 40% площади всех исследуемых котловин. Это является достаточно высоким показателем, учитывая, что болотные ландшафты на востоке Большеземельской тундры занимают не более 20% [30]. Степень дренированности котловин не коррелирует с их морфометрическими характеристиками, в основном определяясь

рельефом дна и составом почвообразующих пород [16]. Очевидно, что повышенная степень заболоченности сохранится и в дальнейшем ввиду особенностей рельефа, так как котловины – это депрессии с преобладанием гидроморфных условий.

Таким образом, оценка закономерностей ландшафтной дифференциации как на уровне отдельных ПТК, так и их групп, может проводиться с использованием комплекса методов геоинформационного, статистического и классификационного анализа. Апробирование комплекса методов исследований ландшафтов для дренированных котловин выявило возможность его применения и для других территорий Большеземельской тундры, где активны естественные процессы дренирования термокарстовых озёр [9].

### Заключение

Комплекс методов геоинформационного, статистического и классификационного анализа позволяет проводить оценку закономерностей ландшафтной дифференциации котловин как на уровне отдельных природно-территориальных комплексов, так и их групп. В современной структуре ландшафтов искусственно-осушенных озёрных котловин юго-востока Большеземельской тундры преобладают ивняковые и ерниковые тундры, менее развиты луговины и мочажины.

Проведена группировка ландшафтных разностей котловин по преобладающему составу растительности и степени дренированности. Для характеристики ландшафтной дифференциации котловин предложена классификационная схема, разделяющая котловины по степени дренированности, закустаренности и залуженности. Данная схема предполагает использование аббревиатурно-цифровых формул: детализированных – для характеристики ландшафтов конкретных котловин и обобщённых – для групп котловин отдельных территорий. Предложенная схема может использоваться для описания ландшафтной дифференциации естественно дренированных озёрных котловин.

Исследуемые котловины классифицируются преимущественно как среднедренированные умеренно-закустаренные. Степени дренированности / заболочивания и закустаривания исследованных искусственно-осушенных котловин стали сопоставимы с показателями «старых» естественно-дренированных аналогов. Ландшафтная дифференциация исследо-

ванных котловин стабилизировалась спустя сорок лет после их дренажа.

Оценки средних значений спектральных индексов сопоставимы с количественными значениями диапазонов предложенных классификационных групп. Группы природно-территориальных комплексов, разделяемые по степени дренированности, отличаются по индексу MNDWI, **различные по закустаренности и залуженности** – по индексу NDVI. Спектральные индексы можно использовать для оценки ландшафтной дифференциации осушенных котловин. Применённые для оценки ландшафтной дифференциации методы могут использоваться для территории Большеземельской тундры, где широко распространены естественно дренированные озёрные котловины.

*Исследование выполнено при поддержке темы НИР Института биологии ФИЦ Коми НЦ УрО РАН № 125021902454-1 «Почвы и почвенные ресурсы Европейского Северо-Востока России в условиях современных климатических изменений, антропогенного пресса и социально-экономических вызовов».*

### Литература

- Grosse G., Jones B.M., Arp C.D. Thermokarst lakes, drainage, and drained basins // *Treatise on Geomorphology* / Ed. J.F. Shroder. Academic Press, 2013. V. 8. P. 325–353. doi: 10.1016/B978-0-12-374739-6.00216-5
- Olefeldt D., Goswami S., Grosse G., Hayes D., Hugelius G., Kuhry P., McGuire A.D., Romanovsky V.E., Sannel A.B.K., Schuur E.A.G., Turetsky M.R. Circumpolar distribution and carbon storage of thermokarst landscapes // *Nat. Commun.* 2016. V. 7. Article No. 13043. doi: 10.1038/ncomms13043
- Кравцова В.И., Быстрова А.Г. Изменение размеров термокарстовых озёр в различных районах России за последние 30 лет // *Криосфера Земли.* 2009. Т. 13. № 2. С. 16–26.
- Chen Y., Liu A., Cheng X. Vegetation grows more luxuriantly in Arctic permafrost drained lake basins // *Glob. Change Biol.* 2021. V. 27. No. 22. P. 5865–5876. doi: 10.1111/gcb.15853
- Nitze I., Grosse G., Jones B.M., Arp C.D., Ulrich M., Fedorov A., Veremeeva A. Landsat-based trend analysis of lake dynamics across Northern permafrost regions // *Remote Sens.* 2017. V. 9. No. 7. Article No. 640. doi: 10.3390/rs9070640
- Billings W.D., Peterson K.M. Vegetational change and ice-wedge polygons through the thaw-lake cycle in arctic Alaska // *Arct. Alp. Res.* 1980. V. 12. No. 4. P. 413–432. doi: 10.2307/1550492
- Loiko S., Klimova N., Kuzmina D., Pokrovsky O. Lake drainage in permafrost regions produces variable plant communities of high biomass and productivity // *Plants.* 2020. V. 9. No. 7. Article No. 867. doi: 10.3390/plants9070867
- Оберман Н.Г., Шеслер И.Г. Современные и прогнозируемые изменения мерзлотных условий европейского Северо-востока Российской Федерации // *Проблемы Севера и Арктики Российской Федерации.* 2009. № 9. С. 96–106.
- Елсаков В.В., Марущак И.О. Межгодовые изменения термокарстовых озёр Северо-востока европейской России // *Исследование Земли из космоса.* 2011. № 5. С. 45–57.
- Какунов Н.Б. Климатические изменения и динамика водно-тепловых условий почвогрунтов и растительности в естественном и нарушенном состоянии // *Геология разведки.* 1980. № 7. С. 134–138.
- Koch J.C., Fondell T.F., Schmutz J.A., Laske S. Nutrient dynamics in partially drained arctic thaw lakes // *J. Geophys. Res.: Biogeosci.* 2018. V. 123. No. 2. P. 440–452. doi: 10.1002/2017JG004187
- Heijmans M.M.P.D., Magnússon R.Í., Lara M.J., Frost G.V., Myers-Smith I.H., van Huissteden J., Jorgenson M.T., Fedorov A.N., Epstein H.E., Lawrence D.M., Limpens J. Tundra vegetation change and impacts on permafrost // *Nat. Rev. Earth Environ.* 2022. V. 3. P. 68–84. doi: 10.1038/s43017-021-00233-0
- Lantz T.C. Vegetation succession and environmental conditions following catastrophic lake drainage in Old Crow Flats, Yukon // *Arctic.* 2017. V. 70. No. 2. P. 177–189. doi: 10.14430/arctic4646
- Kaverin D.A., Melnichuk E.B., Shiklomanov N.I., Kakunov N.B., Pastukhov A.V., Shiklomanov A.N. Long-term changes in the ground thermal regime of an artificially drained thaw-lake basin in the Russian European north // *Permafr. Periglac. Process.* 2018. V. 29. No. 1. P. 49–59. doi: 10.1002/ppp.1963
- Bockheim J.G., Hinkel K.M., Eisner W.R., Dai X.Y. Carbon pools and accumulation rates in an age-series of soils in drained thaw-lake basins, Arctic Alaska // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2004. V. 68. No. 2. P. 697–704. doi: 10.2136/sssaj2004.0697
- Jones M.C., Grosse G., Jones B.M., Anthony K.W. Peat accumulation in drained thermokarst lake basins in continuous, ice-rich permafrost, northern Seward Peninsula, Alaska // *J. Geophys. Res.: Biogeosci.* 2012. V. 117. No. G2. Article No. G00M07. doi: 10.1029/2011jg001766
- Елсаков В.В., Телятников М.Ю. Межгодовые изменения индекса NDVI на территории европейского северо-востока России и западной Сибири в условиях климатических флуктуаций последних десятилетий // *Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса.* 2013. Т. 10. № 3. С. 260–271.
- Myers-Smith I.H., Kerby J.T., Phoenix G.K., Bjerke J.W., Epstein H.E., Assmann J.J., John C., Andreu-Hayles L.,

Angers-Blondin S., Beck P.S.A., Berner L.T., Bhatt U.S., Bjorkman A.D., Blok D., Bryn A., Christiansen C.T., Cornelissen J.H.C., Cunliffe A.M., Elmendorf S.C., Forbes B.C., Goetz S.J., Hollister R.D., de Jong R., Lorrant M.M., Macias-Fauria M., Maseyk K., Normand S., Olofsson J., Parker T.C., Parmentier F.-J.W., Post E., Schaepman-Strub G., Stordal F., Sullivan P.F., Thomas H.J.D., Tømmervik H., Treharne R., Tweedie C.E., Walker D.A., Wilmsking M., Wipf S. Complexity revealed in the greening of the Arctic // *Nat. Clim. Chang.* 2020. V. 10. P. 106–117. doi: 10.1038/s41558-019-0688-1

19. Berner L.T., Massey R., Jantz P., Forbes B.C., Macias-Fauria M., Myers-Smith I., Kumpula T., Gauthier G., Andreu-Hayles L., Gaglioti B.V., Burns P., Zetterberg P., D'arrigo R., Goetz S.J. Summer warming explains widespread but not uniform greening in the Arctic tundra biome // *Nat. Commun.* 2020. V. 11. Article No. 4621. doi: 10.1038/s41467-020-18479-5

20. Курлович Д.М., Гагина Н.В., Ковалевская О.М. Применение ГИС-технологий при картографировании ландшафтных комплексов особо охраняемых природных территорий Республики Беларусь // *Почвы и земельные ресурсы: современное состояние, проблемы рационального использования, геоинформационное картографирование: материалы междунар. науч.-практ. конф., посвященной 85-летию кафедры почвоведения БГУ и 80-летию со дня рождения д-ра геогр. наук, проф. В.С. Аношко. Минск: БГУ, 2018. С. 182–188.*

21. Голдина Л.П. География озёр Большеземельской тундры. Л.: Наука, 1972. 102 с.

22. Геокриологическая карта СССР, масштаб 1:2,5 млн. / Ред. Е.Д. Ершов, К.А. Кондратьев, В.Ф. Логинов, И.К. Сычев. М.: Гидроспецгеология, 1991. 16 л.

23. Лавриненко И.А. Геоботаническое районирование восточноевропейских тундр как основа сохранения их ресурсов и биоразнообразия // *Биоразнообразие экосистем Крайнего Севера: инвентаризация, мониторинг, охрана: материалы всерос. конф. Сыктывкар: ИБ Коми НЦ УрО РАН, 2013. С. 64–71.*

24. Руофф З.Ф. Типы тундры в районе Воркуты и их связь с многолетнемерзлыми породами // *Тр. сев. отд. Ин-та мерзлотоведения им. В. А. Обручева АН СССР.* 1960. № 1. С. 147–168.

25. Каверин Д.А., Пастухов А.В., Какунов Н.Б., Калмыков А.В. Особенности формирования почв в котловине осушенного озера «Опытное» (европейский северо-восток России) // *Известия СамНЦ РАН.* 2014. Т. 16. № 5. С. 43–50.

26. Sentinel Hub EO Browser [Электронный ресурс] <https://apps.sentinel-hub.com/eo-browser/> (Дата обращения: 24.03.2023).

27. Москалев А.А., Новаковский А.Б. Статистические методы в экологии с использованием R, Statistica, Excel и SPSS. Сыктывкар: Изд-во СыктГУ, 2014. 197 с.

28. Лакин Г.Ф. Биометрия. М.: Высш. шк, 1990. 352 с.

29. Novakovskiy A.B., Panyukov A.N. Analysis of successional dynamics of a sown meadow using Ramenskii–Grime's system of ecological strategies // *Russ. J. Ecol.* 2018. V. 49. No. 2. P. 119–127. doi: 10.1134/S106741361802011X

30. Pastukhov A.V., Kaverin D.A., Shchanov V.M. The creation of digital thematic soil maps at the regional level (with the map of soil carbon pools in the Usa River basin as an example) // *Eurasian Soil Sc.* 2016. V. 49. P. 979–987. doi: 10.1134/S1064229316090106

## References

1. Grosse G., Jones B.M., Arp C.D. Thermokarst lakes, drainage, and drained basins // *Treatise on Geomorphology* / Ed. J.F. Shroder. Academic Press, 2013. V. 8. P. 325–353. doi: 10.1016/B978-0-12-374739-6.00216-5

2. Olefeldt D., Goswami S., Grosse G., Hayes D., Hugelius G., Kuhry P., McGuire A.D., Romanovsky V.E., Sannel A.B.K., Schuur E.A.G., Turetsky M.R. Circumpolar distribution and carbon storage of thermokarst landscapes // *Nat. Commun.* 2016. V. 7. Article No. 13043. doi: 10.1038/ncomms13043

3. Kravtsova V.I., Bystrova A.G. Changes in thermokarst lake size in different regions of Russia for the last 30 years // *Earth's Cryosphere.* 2009. V. 13. No. 2. P. 16–26 (in Russian).

4. Chen Y., Liu A., Cheng X. Vegetation grows more luxuriantly in Arctic permafrost drained lake basins // *Glob. Change Biol.* 2021. V. 27. No. 22. P. 5865–5876. doi: 10.1111/gcb.15853

5. Nitze I., Grosse G., Jones B.M., Arp C.D., Ulrich M., Fedorov A., Veremeeva A. Landsat-based trend analysis of lake dynamics across Northern permafrost regions // *Remote Sens.* 2017. V. 9. No. 7. Article No. 640. doi:10.3390/rs9070640

6. Billings W.D., Peterson K.M. Vegetational change and ice-wedge polygons through the thaw-lake cycle in arctic Alaska // *Arct. Alp. Res.* 1980. V. 12. No. 4. P. 413–432. doi: 10.2307/1550492

7. Loiko S., Klimova N., Kuzmina D., Pokrovsky O. Lake drainage in permafrost regions produces variable plant communities of high biomass and productivity // *Plants.* 2020. V. 9. No. 7. Article No. 867. doi: 10.3390/plants9070867

8. Oberman N.G., Shesler I.G. Current and projected changes in permafrost conditions in the European North-East of the Russian Federation // *Problems of the North and Arctic of the Russian Federation.* 2009. No. 9. P. 96–106 (in Russian).

9. Elsakov V.V., Maruschak I.O. The inter-year changes of thermokarst lakes on North-East part of European Russia // *Issledovanie Zemli iz Kosmosa.* 2011. No. 5. P. 45–57 (in Russian).

10. Kakunov N.B. Climate changes and dynamics of water-thermal conditions of soils and vegetation in natural

- and disturbed states // *Geologiya razvedki*. 1980. No. 7. P. 134–138 (in Russian).
11. Koch J.C., Fondell T.F., Laske S., Schmutz J.A. Nutrient dynamics in partially drained arctic thaw lakes // *J. Geophys. Res.: Biogeosci.* 2018. V. 123. No. 2. P. 440–452. doi:10.1002/2017JG004187
12. Heijmans M.M.P.D., Magnússon R.Í., Lara M.J., Frost G.V., Myers-Smith I.H., van Huissteden J., Jorgenson M.T., Fedorov A.N., Epstein H.E., Lawrence D.M., Limpens J. Tundra vegetation change and impacts on permafrost // *Nat. Rev. Earth Environ.* 2022. V. 3. P. 68–84. doi: 10.1038/s43017-021-00233-0
13. Lantz T.C. Vegetation succession and environmental conditions following catastrophic lake drainage in Old Crow Flats, Yukon // *Arctic*. 2017. V. 70. No. 2. P. 177–189. doi: 10.14430/arctic4646
14. Kaverin D.A., Melnichuk E.B., Shiklomanov N.I., Kakunov N.B., Pastukhov A.V., Shiklomanov A.N. Long-term changes in the ground thermal regime of an artificially drained thaw-lake basin in the Russian European north // *Permafr. Periglac. Process.* 2018. V. 29. No. 1. P. 49–59. doi: 10.1002/ppp.1963
15. Bockheim J.G., Hinkel K.M., Eisner W.R., Dai X.Y. Carbon pools and accumulation rates in an age-series of soils in drained thaw-lake basins, Arctic Alaska // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2004. V. 68. No. 2. P. 697–704. doi: 10.2136/sssaj2004.0697
16. Jones M.C., Grosse G., Jones B.M., Anthony K.W. Peat accumulation in drained thermokarst lake basins in continuous, ice-rich permafrost, northern Seward Peninsula, Alaska // *J. Geophys. Res.: Biogeosci.* 2012. V. 117. No. G2. Article No. G00M07. doi: 10.1029/2011jg001766
17. Elsakov V.V., Telyatnikov M.Yu. Effects of inter-annual climatic fluctuations of the last decade on NDVI in north-eastern European Russia and Western Siberia // *Current problems in remote sensing of the Earth from space*. 2013. V. 10. No. 3. P. 260–271 (in Russian).
18. Myers-Smith I.H., Kerby J.T., Phoenix G.K., Bjerke J.W., Epstein H.E., Assmann J.J., John C., Andreu-Hayles L., Angers-Blondin S., Beck P.S.A., Berner L.T., Bhatt U.S., Bjorkman A.D., Blok D., Bryn A., Christiansen C.T., Cornelissen J.H.C., Cunliffe A.M., Elmendorf S.C., Forbes B.C., Goetz S.J., Hollister R.D., de Jong R., Lorrant M.M., Macias-Fauria M., Maseyk K., Normand S., Olofsson J., Parker T.C., Parmentier F.-J.W., Post E., Schaepman-Strub G., Stordal F., Sullivan P.F., Thomas H.J.D., Tømmervik H., Treharne R., Tweedie C.E., Walker D.A., Wilmskog M., Wipf S. Complexity revealed in the greening of the Arctic // *Nat. Clim. Chang.* 2020. V. 10. P. 106–117. doi: 10.1038/s41558-019-0688-1
19. Berner L.T., Massey R., Jantz P., Forbes B.C., Macias-Fauria M., Myers-Smith I., Kumpula T., Gauthier G., Andreu-Hayles L., Gaglioti B.V., Burns P., Zetterberg P., D'arrigo R., Goetz S.J. Summer warming explains widespread but not uniform greening in the Arctic tundra biome // *Nat. Commun.* 2020. V. 11. Article No. 4621. doi: 10.1038/s41467-020-18479-5
20. Kurlovich D.M., Gagina N.V., Kovalevskaya O.M. GIS technologies application in mapping landscape complexes of specially protected natural areas of the Republic of Belarus // *Soils and land resources: current state, problems of rational use, geoinformation mapping: materialy mezhdunarodnoy nauchno-prakticheskoy konferentsii, posvyashchennoy 85-letiyu kafedry pochvovedeniya BGU i 80-letiyu so dnya rozhdeniya V.S. Anoshko*. Minsk: BSU, 2018. P. 182–188 (in Russian).
21. Goldina L.P. Geography of lakes in the Bolshezemel'skaya tundra. Leningrad: Nauka, 1972. 102 p. (in Russian).
22. USSR geocryological map, scale 1:2.5 million / Eds. E.D. Ershov, K.A. Kondratiev, V.F. Loginov, I.K. Sychev. Moskva: Gidrospeitsgeologiya, 1991. 16 p. (in Russian).
23. Lavrinenko I.A. Geobotanical zoning of East European tundra as a basis for preserving their resources and biodiversity // *Biodiversity of ecosystems of the Far North: inventory, monitoring, protection: materialy vserossiyskoy konferentsii*. Syktyvkar: IB Komi NTs UrO RAN, 2013. P. 64–71 (in Russian).
24. Ruoff Z.F. Tundra types in the Vorkuta region and their connection with permafrost // *Proceedings of the Northern Branch of the V.A. Obruchev Permafrost Institute*. 1960. No. 1. P. 147–168 (in Russian).
25. Kaverin D.A., Pastukhov A.V., Kakunov N.B., Kalmykov A.V. Features of soil genesis in the basin of drained lake “Opytnoye” (European northeast of Russia) // *Izvestia RAS SamSC*. 2014. V. 16. No. 5. P. 43–50 (in Russian).
26. Sentinel Hub EO Browser [Internet resource] <https://apps.sentinel-hub.com/eo-browser/> (Accessed: 24.03.2023).
27. Moskalyev A.A., Novakovskiy A.B. Statistical methods in ecology using R, Statistica, Excel and SPSS. Syktyvkar: Syktyvkar State University, 2014. 197 p. (in Russian).
28. Lakin G.F. Biometrics. Moskva: Vysshaya shkola, 1990. 352 p. (in Russian).
29. Novakovskiy A.B., Panyukov A.N. Analysis of successional dynamics of a sown meadow using Ramenskii–Grime's system of ecological strategies // *Russ. J. Ecol.* 2018. V. 49. No. 2. P. 119–127. doi: 10.1134/S106741361802011X
30. Pastukhov A.V., Kaverin D.A., Shchanov V.M. The creation of digital thematic soil maps at the regional level (with the map of soil carbon pools in the Usa River basin as an example) // *Eurasian Soil Sc.* 2016. V. 49. P. 979–987. doi: 10.1134/S1064229316090106

## Микробная биомасса и дыхательная активность почвы вырубki при разном механическом воздействии

© 2025. Д. А. Севергина<sup>1</sup>, ст. лаборант,

И. Д. Гродницкая<sup>2</sup>, д. б. н., зав. лабораторией, О. Э. Пашкеева<sup>2</sup>, к. б. н., с. н. с.,

В. В. Старцев<sup>1</sup>, к. б. н., н. с., А. А. Дымов<sup>1</sup>, д. б. н., в. н. с., зав. отделом,

<sup>1</sup>Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения

Российской академии наук,

167982, Россия, г. Сыктывкар, ул. Коммунистическая, д. 28,

<sup>2</sup>Институт леса им. В.Н. Сукачева ФИЦ КНЦ СО РАН,

660036, Россия, г. Красноярск, Академгородок, д. 50/28,

e-mail: severgina.darja@gmail.com

Представлены данные по микробиологическим свойствам подзолистых почв (Retisols), которые подверглись воздействию тяжелой колесной лесозаготовительной техники, в первые три года после рубки. Исследование проводилось на разных техногенных участках вырубki: пасечного участка (П) и волоков (ЗП – три прохода лесозаготовительной техники, 10П – десять проходов, 10Р – десять проходов с последующим выравниванием). Углерод микробной биомассы ( $C_{\text{мик}} = \text{МБ}$ ) и скорость микробного продуцирования  $\text{CO}_2$  (базальное дыхание, БД) определяли методом субстрат-индуцированного дыхания (СИД). Содержание МБ в исходном лесу составило от 24 до 815 мкг С/г почвы, величины БД – от 0,3 до 32,5 мкг С- $\text{CO}_2$ /г/ч. На пасечном участке в течение трёх лет происходит постепенное увеличение содержания МБ до 2–14 раз по сравнению с исходным лесом. В минеральных горизонтах её значения максимальны в первый год (80 мкг С/г почвы), затем снижаются в восемь раз. На волоках в первые два года наблюдается значительное уменьшение микробного углерода до семи раз, а затем его резкое увеличение на третий год после рубки. Доля  $C_{\text{мик}}$  в органическом углероде изученных почв составила от 0,01 до 2,57%. Наибольшие значения этого параметра были выявлены в минеральных горизонтах почв участков волоков. Вклад углерода микробного происхождения в углерод водорастворимых соединений больше, чем в общий углерод. Можно утверждать, что в изменённых почвах вырубki идёт интенсивное накопление микробного углерода, особенно в углероде водорастворимых соединений, на третий год после рубки.

**Ключевые слова:** сплошная вырубka, подзолистые почвы, субстрат-индуцированное дыхание, микробная биомасса, почвенное органическое вещество.

## Microbial biomass and respiratory activity of clear-cutting soils exposed to different mechanical effects

© 2025. D. A. Severgina<sup>1</sup> ORCID: 0000-0002-3464-2744, I. D. Grodnitskaya<sup>2</sup> ORCID: 0000-0002-2689-3711<sup>1</sup>

O. E. Pashkeeva<sup>2</sup> ORCID: 0000-0002-1741-1055<sup>2</sup>, V. V. Startsev<sup>1</sup> ORCID: 0000-0002-6425-6502<sup>2</sup>

A. A. Dymov<sup>1</sup> ORCID: 0000-0002-1284-082X<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Institute of Biology of Komi Science Centre of the Ural Branch of the Russian Academy of Sciences,

28, Kommunisticheskaya St., Syktyvkar, Russia, 167982,

<sup>2</sup>V. N. Sukachev Institute of Forest SB RAS,

50/28, Akademgorodok, Krasnoyarsk, Russia, 660036,

e-mail: severgina.darja@gmail.com

Data on microbiological properties of podzolic soils (Retisols) in the first three years after logging that were exposed to heavy wheeled logging equipment are presented. The study was conducted on different technogenic logging plots: apiary plot (A) and trails (ЗП – three passes of logging equipment, 10П – ten passes, 10R – ten passes by leveling). Microbial biomass carbon ( $C_{\text{mic}} = \text{MB}$ ) and microbial  $\text{CO}_2$  production rate (basal respiration, BR) were determined by the substrate-induced respiration method (SIR). MB content in the initial forest ranged from 24 to 815  $\mu\text{gC/g}$  soil, and BR values ranged from 0.3 to 32.5  $\mu\text{g C-CO}_2/\text{g/h}$ . The apiary plot shows a gradual increase in MB content up to 2–14 times higher than the original forest over three years. In mineral horizons its values are maximum in the first year

(80  $\mu\text{gC/g}$  soil), then they decrease by eight times. There is a significant decrease in microbial carbon up to seven times in the first two years, followed by a sharp increase in the third year after logging in skidding trails. The share of  $C_{\text{mic}}$  in the soil organic carbon of the studied soils ranged from 0.01 to 2.57%. The highest values of this parameter were detected in the mineral horizons of soils of the skidding trails. The share of  $C_{\text{mic}}$  to water-soluble organic soil carbon is greater than that to the total carbon. It can be stated that in the modified soils of young clearcuts there is intensive accumulation of microbial carbon especially in carbon of water-soluble compounds in the third year after logging.

**Keywords:** felling, Retisols, substrate-induced respiration (SIR), microbial biomass, soil organic matter.

Лесные экосистемы играют важную роль в поддержании и сохранении биологического разнообразия, снижают негативные проявления антропогенного воздействия на природу, стабилизируют происходящие биосферные процессы. Лесам принадлежит основная роль в регулировании круговорота биофильных элементов (в том числе, углерода) в наземных экосистемах [1, 2]. Одними из значимых антропогенных факторов, напрямую влияющих на изменение структурной организации таёжных биоценозов и естественных потоков вещества в них, являются лесозаготовительные мероприятия [3], которые существенно изменяют физико-химические свойства почвы, их водный, воздушный и гидротермический режимы. В результате происходит изменение количества и стабильности органического вещества, что оказывает непосредственное влияние на биологические свойства почв [4, 5].

Лесные экосистемы подвергаются возрастающему антропогенному воздействию с XVII–XVIII веков [6, 7]. В течение предыдущих 20 лет всё больше лесозаготовительных предприятий используют многооперационные машины (харвестер, форвардер), которыми в настоящее время заготавливается до 90% всей древесины в Республике Коми [8, 9].

Территория вырубок неоднородна по степени воздействия на почвы. Основные нарушения почвенного покрова находятся на трелёвочных волоках, которые могут достигать от 18 до 29% от площади лесосеки [10, 11].

Подобные экологические нарушения изменяют биохимические процессы и естественные потоки вещества в них [12, 13], что в первую очередь отражается на сообществе почвенных микроорганизмов [14]. Процессы микробиологической трансформации углерода в лесных почвах Севера имеют свои особенности и в значительной степени определяют лесорастительную способность почв [15, 16]. Исследование микробиологической трансформации углерода в лесных экосистемах средней тайги имеет большое диагностическое значение, так как даёт возможность количественно оценить биогенную составляющую баланса углерода, его динамику и направленность

потоков в почве на ранних стадиях влияния меняющихся экологических и антропогенных факторов [17–19].

Цель данной работы заключалась в оценке содержания углерода микробной биомассы и её дыхательной активности в подзолистой почве вырубке при разной интенсивности воздействия колесной лесозаготовительной техники в первые три года после рубки.

### Объекты и методы исследования

Для оценки изменений почв был организован полевой эксперимент, в рамках которого был подобран участок хвойно-лиственного насаждения, развивающегося на подзолистых почвах. В период полевого сезона 2020 г. была исследована почва под исходным лесом, который в дальнейшем (декабрь 2020 г.) был вырублен. Детальная характеристика особенностей морфологического строения и физико-химических свойств почв представлена нами ранее [20, 21]. Для оценки влияния лесозаготовительной техники на почвы было исследовано четыре участка: пасечный участок лесосеки (П), волок с тремя проходами форвардера (3П), волок с десятью проходами (10П), а также участок, на котором производили выравнивание колеи после десяти проходов форвардера (10Р). Диагностика трансформируемых почв проводилась согласно [22] с учётом рекомендаций по оценке свойств турбированных почв [5, 9].

Отбор проб проводился в июле на протяжении четырёх лет с 2020 по 2023 гг. На каждом технологическом участке вырубке отбирали почвенные образцы до глубины 20 см. Химический анализ почв проводили в аккредитованной экоаналитической лаборатории и отделе почвоведения Института биологии Коми НЦ УрО РАН. Содержание общего углерода ( $C_{\text{общ}}$ , %) определяли на элементном анализаторе EA-1110 (Carlo Erba). Водорастворимый органический углерод почвы определяли как водорастворимую ( $C_{\text{вс}}$ , %) фракцию общего углерода с помощью анализатора TOC-VCPN (Япония, Shimadzu) с модулем TNM-1. Кислотность почв определялась с помощью Edge

HI20002-02 рН-метра (Hanna Instruments, США) с цифровым электродом ( $\pm 0,01$  рН) при соотношении почва:раствор – для подстилок – 1:25, для минеральных горизонтов 1:2,5 [23]. Во всех почвенных образцах влажность (%) была определена по ГОСТ 28268-89. Дыхательную (респирометрическую) активность микроорганизмов определяли методом субстрат-индуцированного дыхания (СИД) с использованием газового хроматографа Agilent 6890 N (США). По количеству выделяемого почвенными микроорганизмами  $\text{CO}_2$  определяли микробную биомассу (МБ ( $C_{\text{мик}}$ )) и базальное дыхание (БД) [24–26]. Вклад микробного углерода ( $C_{\text{мик}}$ , %) в общее органическое вещество рассчитывали как  $C_{\text{мик}}/C_{\text{общ}} \cdot 100$ . Вклад микробного углерода ( $C_{\text{мик}}$ , %) в водорастворимое органическое вещество рассчитывали как  $C_{\text{мик}}/C_{\text{вс}} \cdot 100$  [15].

Эксперименты проводили в трёхкратной повторности, приведено среднее значение  $\pm$  ошибка среднего ( $M \pm m$ ). Статистическую обработку проводили с использованием программного обеспечения Microsoft Office Excel 2013.

### Результаты и обсуждение

Подзолистая почва исходного леса (ИЛ) характеризуется от сильноокислых до близких к нейтральным значениями рН (от 4,7 до 5,6) в органогенных горизонтах (табл. 1). Верхний минеральный горизонт (ЕL) также характеризуется как сильноокислый (рН 4,8). Кислотность подстилки пасечного участка, как и в почвах участка волока с тремя проходами (ЗП), смещается ближе к нейтральной среде, рН варьирует от 4,8 до 5,8. В элювиальном горизонте значения кислотности на пасечном участке идентичны значениям исходного леса. В минеральном горизонте волока с тремя проходами форвардера значения рН увеличились на 0,3 единицы с 2021 по 2023 гг. На волоках с десятью проходами в ходе зарастания травяной растительностью и возрастания доли листового опада, поступающего на поверхность почв при возобновлении листовыми породами [5], происходит подщелачивание верхнего почвенного горизонта – рН от 4,9 до 5,6.

Влажность почв имеет большое влияние на состояние почвенных микробиомов [17]. Наибольшие изменения на молодых вырубках наблюдаются в органогенных горизонтах пасечного участка и волока с тремя проходами. На пасечном участке влажность в подстилке

претерпевает сильные изменения – в первый год после рубки она снижается в 4 раза (до 8,1%), а затем увеличивается в 2,0–2,5 раза по сравнению с исходными показателями. На ЗП в течение трёх лет наблюдается переувлажнение органогенных горизонтов. Верхние минеральные горизонты являются достаточно стабильными по показателю влажности на обоих участках (от 11,3 до 18,0%). В турбозёмах влажность верхнего горизонта в большинстве случаев сильно не отличалась от влажности элювиального горизонта исходной подзолистой почвы. Наибольшие изменения происходят сразу после рубки: на 10П – наблюдается переувлажнение почвы, а на 10Р – её иссушение.

Содержание общего углерода в исходной подзолистой почве характеризуется регрессивно-аккумулятивным распределением по профилю с максимальными концентрациями в подстилках (от 34,4 до 44,5%) и их уменьшением в минеральном горизонте (0,45%), что типично для данного типа почв [27]. Почвы пасечного участка по содержанию углерода на протяжении трёх лет близки к изначальным значениям. В органогенных горизонтах содержание углерода составляло от 40,0 до 46,2%, а в минеральных – с 0,31 до 0,49%. В элювиальном горизонте наибольшие изменения  $C_{\text{общ}}$  отмечаются на второй год после рубки – его содержание увеличивается в два раза. Скорее всего, это связано с большей пропиткой потёчным органическим веществом при разложении порубочных растительных остатков на второй год после рубки [9].

В почве с тремя проходами форвардера, где наибольшие изменения претерпела лесная подстилка, содержание углерода в органогенных горизонтах было максимально близко к исходным значениям и находилось в пределах от 43,3 до 47,0%. Скорее всего такие результаты можно объяснить тем, что при проведении эксперимента произошло уплотнение нижних органогенных горизонтов O(F) и O(H), но масса накопленных растительных остатков и содержание в них углерода осталось таким же, как и до рубки. В минеральном горизонте содержание общего углерода увеличивается в 1,5–2 раза.

Наибольшие отличия наблюдаются в почвах на волоках с десятью проходами форвардера. Содержание углерода в турбированных горизонтах спустя год после рубки составляло от 0,32 до 2,2%, что обусловлено перемешиванием подстилок с верхними минеральными горизонтами [28]. Спустя два года после рубки

Таблица 1 / Table 1

Свойства исследуемых почв / Properties of the studied soils

Участок Plot	Горизонт Horizon	Год отбора Selection year	pH	W	$C_{\text{общ}} / C_{\text{tot}}$	$C_{\text{вс}} / C_{\text{ws}}$	$C_{\text{мик}} / C_{\text{общ}} / C_{\text{mic}} / C_{\text{tot}}$	$C_{\text{мик}} / C_{\text{вс}} / C_{\text{mic}} / C_{\text{ws}}$
ИЛ / IF	O (L)	2020	5,6±0,2	32,2±1,0	42,9±1,5	1,21	0,02	0,81
	O (F)		4,7±0,2	69,3±2,1	44,5±1,6	0,65	0,18	12,50
	O (H)		4,7±0,2	73,4±2,2	34,4±1,2	0,40	0,07	5,85
	EL		4,8±0,2	14,9±0,4	0,45±0,10	0,01	0,54	22,30
П / A	O (L)	2021	5,8±0,2	8,1±0,4	44,8±1,6	0,53	0,02	1,88
	O (F)		5,3±0,2	52,7±1,6	44,4±1,6	0,38	0,15	16,81
	O (H)		5,0±0,2	72,9±2,2	40,0±1,4	0,26	0,08	11,63
	EL		4,8±0,2	12,8±0,4	0,31±0,07	0,02	2,57	51,70
	O (L)	2022	5,7±0,2	56,6±1,7	45,8±1,6	2,27	0,04	0,78
	O (F+H)		5,1±0,2	72,3±2,2	46,2±1,6	0,64	0,06	4,00
	EL		4,8±0,2	11,3±0,3	1,03±0,24	0,04	0,07	2,02
	O (L)	2023	5,2±0,2	79,5±2,4	44,1±1,5	1,80	0,30	7,44
	O (F)		5,0±0,2	80,6±2,4	44,4±1,6	0,61	0,12	8,87
	O (H)		4,8±0,2	86,2±2,6	42,3±1,5	0,65	0,09	6,06
	EL		4,7±0,2	17,6±0,5	0,49±0,11	0,03	0,20	3,74
	3П / 3P	O	2021	5,0±0,2	68,1±2,0	47,0±1,6	0,83	0,08
EL		5,0±0,2		12,6±0,4	0,65±0,15	0,01	0,29	19,81
O		2022	4,9±0,2	52,7±1,6	45,8±1,6	2,22	0,04	0,80
EL			5,1±0,2	15,5±0,5	0,91±0,21	0,03	0,24	7,85
O (L)		2023	4,8±0,2	64,0±1,9	45,9±1,6	1,55	0,20	5,79
O (F+H)			5,3±0,2	71,0±2,1	43,3±1,5	1,18	0,10	3,84
EL	5,3±0,2	18,0±0,5	0,68±0,16	0,02	0,51	14,18		
10П / 10P	TUR	2021	4,9±0,2	25,2±0,8	2,2±0,3	0,02	0,14	14,13
	TUR	2022	5,3±0,2	14,7±0,4	1,07±0,25	0,04	0,36	9,52
	O	2023	5,2±0,2	37,0±1,1	22,8±2,3	0,27	0,03	2,81
	TUR		5,1±0,2	35,0±1,1	6,2±0,6	0,05	0,22	27,54
10P / 10R	TUR	2021	5,4±0,2	8,1±0,4	0,32±0,07	0,01	0,01	0,25
	TUR	2022	5,2±0,2	12,7±0,4	0,50±0,12	0,03	0,56	10,37
	TUR	2023	5,6±0,2	17,0±0,5	0,41±0,09	0,03	0,92	11,90

Примечание: ИЛ – исходное хвойно-лиственное насаждение, П – пасечный участок, 3П – волок с тремя проходами форвардера, 10П – волок с десятью проходами, 10P – волок с десятью проходами и последующим выравниванием (приведены усреднённые значения, n=3); W – влажность почвы (%),  $C_{\text{общ}}$  – общий углерод почвы (%),  $C_{\text{вс}}$  – водорастворимый органический углерод почвы (%),  $C_{\text{мик}}$  – микробный углерод почвы (%).

Note: IF – initial forest; A – apiary plot; 3P – skidding trail after three forwarder passes; 10P – skidding trail after ten forwarder passes; 10R – skidding trail after ten forwarder passes and surface leveling (reclamation) (averaged values, n=3); W – soil moisture (%);  $C_{\text{tot}}$  – total soil carbon (%);  $C_{\text{ws}}$  – water-soluble organic soil carbon (%);  $C_{\text{mic}}/C_{\text{tot}}$  – the share of microbial carbon to total carbon (%);  $C_{\text{mic}}/C_{\text{ws}}$  – the share of microbial carbon to water-soluble organic carbon (%).

на участке 10П общее содержание углерода падает в 2 раза (до 1,07%). На третий год после рубки отмечается не только заново сформировавшийся «эмбриональный» органогенный подгоризонт, в котором содержание углерода достигает 22,8%, но и происходит значительное увеличение углерода – в горизонте TUR в 6 раз (6,2%).

В почве участка с выравниванием возрастание углерода в верхнем минеральном горизонте на второй год составило до 0,5%. На следующий год содержание углерода сни-

зилось до 0,41%, что, скорее всего, связано с частичным восстановлением и изменением видового состава напочвенного покрова. На участке наблюдалось активное заселение травянистыми растениями, такими как седмичник (*Lysimachia europaea* (L.) U. Manns & Anderb.), золотарник (*Solidago virgaurea virgau-rea* L.), осока шаровидная (*Carex globularis* L.), что характерно для данных сообществ [29].

Полученные значения микробной биомассы (рис. а) на исходном участке леса сильно разнятся в зависимости от горизонта:

в лесных подстилках значение МБ варьирует от 98 до 815 мкг С/г почвы. Высокие значения МБ (815 мкг С/г почвы) в подстилке связаны с тем, что в процессе дыхания, помимо микроорганизмов, участвуют ещё живые мхи и растительные остатки, которые способствуют увеличению микробного дыхания [1]. В верхнем минеральном горизонте (ЕL) отмечено низкое содержание микробной биомассы – 24 мкг С/г почвы (рис. б), что типично для таких почв [30]. Базальное дыхание на исходном участке леса варьирует от 6,0 до 32,5 мкг С-СО<sub>2</sub>/г/ч в лесной подстилке, а в элювиальном горизонте составляет 0,3 мкг С-СО<sub>2</sub>/г/ч.

На пасечном участке наибольшие изменения микробной биомассы наблюдаются в органогенных горизонтах почвы, так как в течение трёх лет она увеличивается в 2–14 раз по сравнению с исходным участком леса. В минеральном горизонте прослеживается обратная закономерность: в первый год отмечается четырёхкратный прирост биомассы, а в дальнейшем – её резкое сокращение. При этом стоит отметить, что базальное дыхание в первый год после рубки незначительно снижается, а в последующие годы возрастает в 2–4 раза. Скорее всего, это происходит из-за чрезмерного увлажнения почвы.

Иначе обстоит дело на участках волоков. На волоке с тремя проходами (ЗП) в первые два года количество микробной биомассы в подстилочных горизонтах уменьшилось от трёх до семи раз по сравнению со значениями на контрольном участке леса. В минеральном горизонте в течение двух лет не наблюдаются существенных изменений. Вероятно, это связано с тем, что при прохождении форвардера почва была уплотнена. На третий год отмечается резкий прирост МБ по сравнению с предыдущими годами. Базальное дыхание за анализируемый период возрастает и составляет в лесной подстилке от 16,3 до 199,5 мкг С-СО<sub>2</sub>/г/ч, а в элювиальном горизонте – от 0,5 до 5,3 мкг С-СО<sub>2</sub>/г/ч.

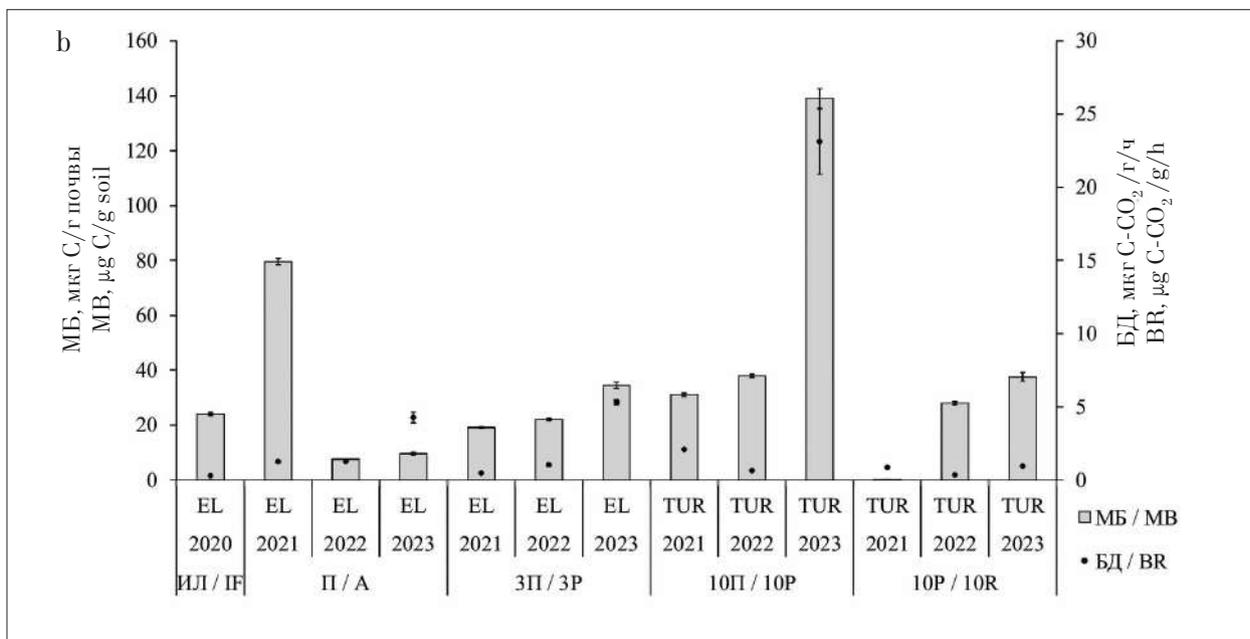
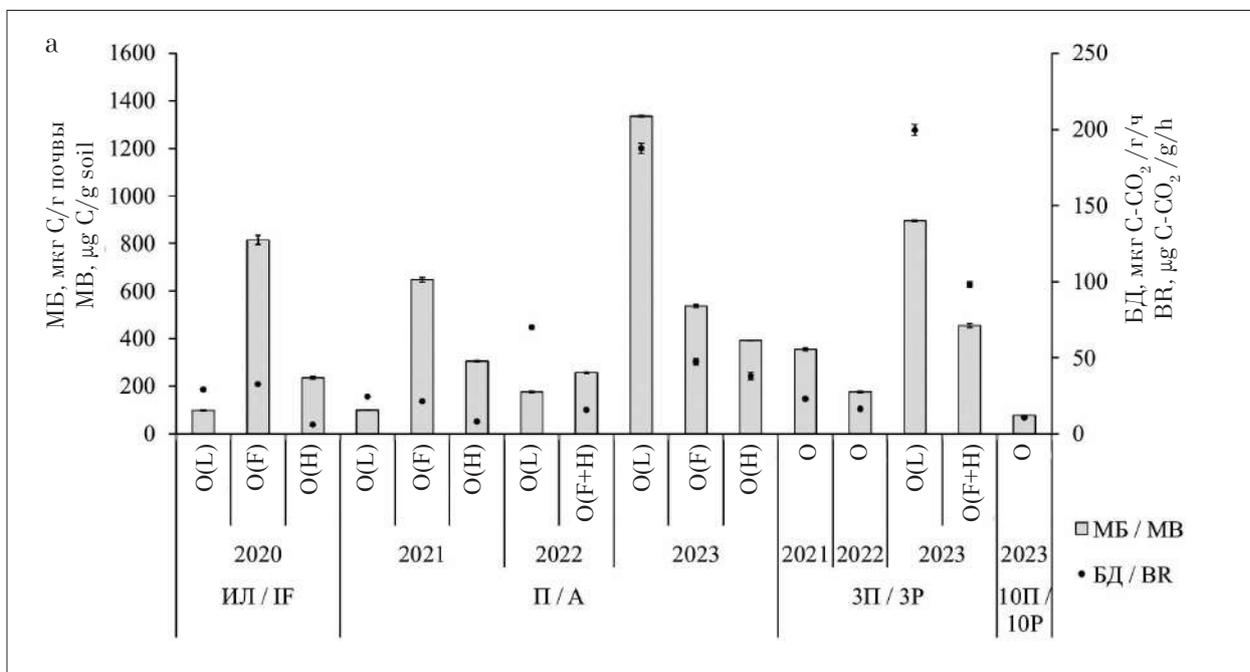
На протяжении двух лет после рубки содержание микробной биомассы на волоке с десятью проходами (10П) относительно невелико (31–38 мкг С/г почвы) и сравнимо со значением микробной биомассы в верхнем минеральном горизонте исходного участка леса. На третий год в восстановившемся органогенном горизонте количество микробного углерода соответствует верхнему горизонту подстилки исходного леса (77 мкг С/г почвы). Отмечено, что интенсивность базального дыхания значительно колеблется на протяжении

трёх лет: в первый год после рубки в среднем составляет 2,1 мкг С-СО<sub>2</sub>/г/ч, в следующий год – от 0,6 мкг С-СО<sub>2</sub>/г/ч, на третий год увеличивается в 20 раз.

На участке 10Р значения микробной биомассы и базального дыхания в первый год после рубки очень низкие. Вероятнее всего, это происходит из-за того, что верхний почвенный слой и лесная подстилка полностью удаляются. Поэтому количество микроорганизмов в минеральном слое из-за недостатка органики существенно снижается. В 2022 г. на этом же участке отмечаются дорубочные значения МБ, а в 2023 г. она увеличивается почти в два раза по сравнению с элювиальным горизонтом исходного участка леса. Базальное дыхание находится в пределах от 0,3 до 1,0 мкг С-СО<sub>2</sub>/г/ч, что соответствует значениям контрольного участка.

Анализ почв волоков за три года исследований показал, что влажность и кислотность почвы влияли на функционирование микробного сообщества, но достоверно это подтверждается только для влажности ( $r \geq 0,61$ ). Хотя нами отмечается повышение кислотности, но корреляция значений рН с содержанием микробной биомассы достоверно не установлена.

Углерод микробной биомассы ( $C_{\text{мик}}$ ) – самая активная и динамичная часть почвенного органического вещества (ПОВ), которая обычно не превышает 1–10% от содержания почвенного органического углерода [15, 2]. Содержание углерода микробной биомассы может быть использовано как показатель оценки продуктивности экосистем, а также в качестве раннего индикатора изменений в ПОВ. Так, отношение  $C_{\text{мик}}/C_{\text{общ}}$  служит индикатором доступности углерода почвы. Вклад углерода микробной биомассы в общее органическое вещество отличался в разные годы и составлял от 0,02 до 0,30% в органических горизонтах. В минеральных и турбированных горизонтах содержание микробного углерода в общем углероде почвы значительно выше и составляет от 0,01 до 2,57%. Закономерно, что в органических горизонтах сразу после рубки вклад микробного углерода увеличивается, на второй год уменьшается, а на третий год снова увеличивается. На начальных стадиях нарушения экосистемы часто отмечается увеличение биохимической активности, дыхания и других микробиологических и биохимических показателей [1, 30, 31]. Вклад углерода микробной биомассы в водорастворимый углерод в органогенных горизонтах составлял от 0,78 до 16,81%. В минеральных и турбированных



**Рис.** Изменение микробной биомассы (МБ) и интенсивности базального дыхания (БД) почвенных микроорганизмов на протяжении трёх лет в: а – органогенных горизонтах; б – минеральных горизонтах (приведены усреднённые значения, n=3)

**Fig.** Changes in microbial biomass (MB) and basal respiration (BR) of soil microorganisms over three years in: a – organogenic horizons; b – mineral horizons (averaged values, n=3)

горизонтах его содержание в водорастворимой фракции органического углерода составляет от 0,25 до 51,70%. Доля  $C_{\text{мик}}$  в водорастворимой фракции почвы намного больше, чем в общем углероде почвы. Данная закономерность отмечается другими исследователями [15]. Таким образом, в почвах послерубочных ценозов возрастает доля органического и микробного углерода, что может указывать на увеличивающуюся доступность почвенного углерода.

### Заключение

Микробиологическое сообщество чутко реагирует на воздействие неблагоприятных условий. Трансформация почв при вырубках влияет на интенсивность микробиологических процессов. Значения МБ в органогенных горизонтах на пасечном участке и на участке ЗП в первые годы после рубки уменьшаются в четыре раза. На третий год отмечается зна-

чительный прирост микробной биомассы (до 1335 мкг С/г почвы). В элювиальных горизонтах пасечного участка значения микробного углерода в первый год возрастают в четыре раза, а затем уменьшаются в два раза по сравнению с ЕL исходного участка. В минеральном горизонте волокна отмечается постепенное накопление микробной биомассы. Колебательный характер изменения МБ обусловлен отложенной реакцией на внешнее воздействие. В первые годы после рубки при нарушении целостности почвенных горизонтов возрастает содержание доступного органического вещества. При нарушении целостности почвенных горизонтов становится доступным больший пул органических веществ в первые годы после рубки. В дальнейшем постепенно восстанавливающая растительность начинает оказывать влияние на содержание углерода. На турбированных участках значения микробного углерода постепенно увеличиваются, так как ввиду сильных нарушений численность микробного сообщества увеличивается с течением времени. Интенсивность базального дыхания в турбированных горизонтах на всех участках значительно возрастает (до 20 раз), что выражает сильный стресс сообщества. Пул микробного углерода в целом выше в органогенных горизонтах изменённых почв по сравнению с исходной почвой.

В целом, на первых этапах сукцессионных процессов баланс углерода ожидаемо сдвигается в сторону его активного накопления в минеральных и турбированных горизонтах. Углерод микробного происхождения составляет основу водорастворимых органических соединений. Такая закономерность сохраняется и для естественных, и для изменённых почв. Микробиологическая трансформация углерода даёт возможность оценить динамику и направленность потоков углерода в почве при изменяющихся экологических факторах.

*Работа выполнена в рамках ГБ темы «Почвы и почвенные ресурсы Европейского Северо-Востока России в условиях современных климатических изменений, антропогенного пресса и социально-экономических вызовов» (рег. номер 125021902454-1).*

### Литература

1. Медведева М.В., Мамай А.В., Бахмет О.Н., Мошкина Е.В. Микробиологические основы трансформации азот- и углеродсодержащих соединений в почвах урбанизированных территорий // Ученые записки Петро-

заводского государственного университета. 2018. № 3. С. 20–27. doi: 10.15393/uchz.art.2018.122

2. Никитин Д.А., Семенов М.В., Чернов Т.И., Ксенофонтова Н.А., Железова А.Д., Иванова Е.А., Хитров Н.Б., Степанов А.Л. Микробиологические индикаторы экологических функций почв (обзор) // Почвоведение. 2022. № 2. С. 228–243. doi: 10.31857/S0032180X22020095

3. Панов А.В., Онучин А.А., Зражевская Г.К., Шибистова О.Б. Структура и динамика пулов органического вещества на вырубках в сосняках лишайниковых среднетаёжной подзоны Приенисейской Сибири // Изв. РАН. Сер. биол. 2012. № 6. С. 658–666.

4. Звягинцев Д.Г. Биологическая активность почв и шкалы для оценки некоторых её показателей // Почвоведение. 1978. № 6. С. 48–54.

5. Дымов А.А. Влияние сплошных рубок в бореальных лесах России на почвы (обзор литературы) // Почвоведение. 2017. № 7. С. 787–798. doi: 10.7868/S0032180X17070024

6. Ларин В.Б., Паутов Ю.А. Формирование хвойных молодняков на вырубках северо-востока Европейской части СССР. Л.: Наука, 1989. 142 с.

7. Лукина Н.В., Полянская Л.М., Орлова М.А. Питательный режим почв северотаёжных лесов. М.: Наука, 2008. 342 с.

8. Ильинцев А.С., Богданов А.П., Быков Ю.С. Динамика физических свойств подзолистой почвы на вырубках при естественном зарастании // Лесн. журн. 2019. № 5. С. 70–82. doi: 10.17238/issn0536-1036.2019.5.70

9. Дымов А.А. Сукцессии почв в бореальных лесах Республики Коми. М.: ГЕОС, 2020. 336 с.

10. Паутов Ю.А., Ильчуков С.В. Пространственная структура производных насаждений на сплошных концентрированных вырубках в Республике Коми // Лесоведение. 2001. № 2. С. 27–32.

11. Катаров В.К., Сюнев В.С., Ратькова Е.И., Герасимов Ю.Ю. Влияние форвардеров на лесные почвогрунты // Труды лесоинженерного факультета ПетрГУ. 2012. Т. 9. № 2. С. 73–81.

12. Семёнов В.М., Когут Б.М. Почвенное органическое вещество. М.: ГЕОС, 2015. 233 с.

13. Molchanov A.G., Kurbatova Yu.A., Olchev A.V. Effect of clear-cutting on soil CO<sub>2</sub> emission // Biol. Bull. Russ. Acad. Sci. 2017. V. 44. No. 2. P. 218–223. doi: 10.1134/S1062359016060121

14. Благодатская Е.В., Семёнов М.В., Якушев А.В. Активность и биомасса почвенных микроорганизмов в изменяющихся условиях окружающей среды. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2016. 243 с.

15. Ананьева Н.Д., Сусьян Е.А., Рыжова И.М., Бочарникова Е.О., Стольников Е.В. Углерод микробной биомассы и микробное продуцирование двуокиси углерода дерново-подзолистыми почвами постагрогенных биоценозов и коренных ельников южной тайги (Костромская область) // Почвоведение. 2009. № 9. С. 1108–1116.

16. Сорокин Н.Д., Александров Д.Е., Гродницкая И.Д., Евграфова С.Ю. Микробиологическая трансформация соединений углерода и азота в лесных почвах Центральной Эвенкии // Почвоведение. 2017. № 4. С. 490–496. doi: 10.7868/S0032180X17040128

17. Grodnitskaya I.D., Sorokin N.D. Evaluation of the state of soil microbial communities in two types of Siberian forest ecosystems // Biol. Bull. Russ. Acad. Sci. 2007. V. 34. No. 6. P. 564–568. doi: 10.1134/S1062359007060052

18. Dobrovolskaya T.G., Zvyagintsev D.G., Chernov I.Yu., Golovchenko A.V., Zenova G.M., Lysak L.V., Manucharova N.A., Marfenina O.E., Polyanskaya L.M., Stepanov A.L., Umarov M.M. The role of microorganisms in the ecological functions of soils // Eurasian Soil Sc. 2015. V. 48. No. 9. P. 959–967. doi: 10.1134/S1064229315090033

19. Bogorodskaya A.V., Shishikin A.S. Dynamics, structure, and functional activity of microbial biomass in soils of restoring felled areas in fir forests of the Yenisei Ridge // Eurasian Soil Sc. 2020. V. 53. No. 1. P. 126–136. doi: 10.1134/S1064229320010056

20. Dymov A.A., Startsev V.V., Gorbach N.M., Severgina D.A., Kutuyavin I.N., Osipov A.F., Dubrovsky Yu.A. Changes in soil and vegetation with different number of passes of wheeled forestry equipment (Middle Taiga, Komi Republic) // Eurasian Soil Sc. 2022. V. 55. No. 11. P. 1633–1646. doi: 10.1134/S1064229322110023

21. Огородняя С.А., Бутылкина М.А., Красиков С.Р., Дымов А.А. Физические свойства минеральных горизонтов почв вырубки (средняя тайга, Республика Коми) // Вестник Московского университета. Почвоведение. 2024. Серия 17. № 2. С. 15–25. doi: 10.55959/MSU0137-0944-17-2024-79-2-15-25

22. Полевой определитель почв России. М.: Почвенный институт им. В.В. Докучаева, 2008. 182 с.

23. Теория и практика химического анализа почв / Под ред. Л.А. Воробьёвой. М.: ГЕОС, 2006. 400 с.

24. Anderson J.P.E., Domsch K.H. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils // Soil Biol. Biochem. 1978. V. 10. No. 3. P. 215–221. doi: 10.1016/0038-0717(78)90099-8

25. West A.W., Sparling G.P. Modifications to the substrate-induced respiration method to permit measurement of microbial biomass in soils of differing water contents // J. Microb. Method. 1986. V. 5. P. 177–189

26. Ананьева Н.Д. Микробиологические аспекты самоочищения и устойчивости почв. М.: Наука, 2003. 223 с.

27. Startsev V.V., Yakovleva E.V. Kutuyavin I.N., Dymov A.A. Fire impact on carbon pools and basic properties of Retisols in native spruce forests of the European North and Central Siberia of Russia // Forests. 2022. V. 13. No. 7. Article No. 1135. doi: 10.3390/f13071135

28. Startsev V.V., Severgina D.A., Dymov A.A. Dynamics of water-soluble carbon and nitrogen content in soils in the first years after clearcutting // Eurasian Soil Sc. 2024. V. 57. No. 6. P. 903–916. doi: 10.1134/S1064229324600064

29. Лиханова Н.В., Бобкова К.С. Пулы и потоки углерода в экосистемах вырубки ельников Республики Коми // Теоретическая и прикладная экология. 2019. № 2. С. 91–100. doi: 10.25750/1995-4301-2019-2-091-100

30. Стольникова Е.В., Ананьева Н.Д., Чернова О.В. Микробная биомасса, её активность и структура в почвах старовозрастных лесов европейской территории России // Почвоведение. 2011. № 4. С. 470–494.

31. Гродницкая И.Д., Сенашова В.А., Антонов Г.И., Пашкеева О.Э. Микробиологическая индикация почв лесных посадок в Ширинской степи // Лесоведение. 2022. № 3. С. 270–284. doi: 10.31857/S002411482203007X

## References

1. Medvedeva M.V., Mamai A.V., Bakhmet O.N., Moshkina E.V. The microbiological background of nitrogen- and carbon-bearing compounds' transformations in urban soils // Proceedings of Petrozavodsk State University. 2018. No. 3. P. 20–27 (in Russian). doi: 10.15393/uchz.art.2018.122

2. Nikitin D.A., Semenov M.V., Chernov T.I., Ksenofontova N.A., Zhelezova A.D., Ivanova E.A., Khitrov N.B., Stepanov A.L. Microbiological indicators ecological functions of soils // Pochvovedenie. 2022. No. 2. P. 228–243 (in Russian). doi: 10.31857/S0032180X22020095

3. Panov A.V., Onuchin A.A., Zrazhevskaya G.K., Shibistova O.B. Structure and dynamics of organic matter pools at clearings in the lichen pine forests of the middle taiga subzone of Yenisei Siberia // Proceedings of the Russian academy of sciences. Biological series. 2012. No. 6. P. 658–666 (in Russian).

4. Zvyagintsev D.G. Biological activity of soils and scales for assessing some of its indicators // Pochvovedenie. 1978. No. 6. P. 48–54 (in Russian).

5. Dymov A.A. The impact of clear-cutting in boreal forests of Russia on soils: A review // Pochvovedenie. 2017. No. 7. P. 787–798 (in Russian). doi: 10.7868/S0032180X17070024

6. Larin V.B., Pautov Yu.A. Formation of coniferous young stands on clearcuts in the north-east of the European part of the USSR. Leningrad: Nauka, 1989. 142 p. (in Russian).

7. Lukina N.V., Polyanskaya L.M., Orlova M.A. Nutrient regime of soils of northern taiga forests. Moskva: Nauka, 2008. 342 p. (in Russian).

8. Ilintsev A.S., Bogdanov A.P., Bykov Yu.S. Physical properties dynamics of podzolic soil in the naturally regenerated cutover areas // Lesnoy Zhurnal. 2019. No. 5. P. 70–82 (in Russian). doi: 10.17238/issn0536-1036.2019.5.70

9. Dymov A.A. Soil successions in boreal forests of the Komi Republic. Moskva: GEOS, 2020. 336 p. (in Russian).

10. Pautov Yu.A., Ilchukov S.V. Spatial structure of derived plantations on continuous concentrated clearcuts in the Komi Republic // Lesovedenie. 2001. No. 2. P. 27–32 (in Russian).

11. Katarov V.K., Syuney V.S., Ratkova E.I., Gerasimov Y.Y. Impact of wood forwarding on forest soils // *Trudy lesoinzhenerenogo fakulteta PetrGU*. 2012. V. 9. No. 2. P. 73–81 (in Russian).
12. Semenov V.M., Kogut B.M. Soil organic matter. Moskva: GEOS, 2015. 233 p. (in Russian).
13. Molchanov A.G., Kurbatova Yu.A., Olchev A.V. Effect of clear-cutting on soil CO<sub>2</sub> emission // *Biol. Bull. Russ. Acad. Sci.* 2017. V. 44. No. 2. P. 218–223. doi: 10.1134/S1062359016060121
14. Blagodatskaya E.V., Semenov M.V., Yakushev A.V. Activity and biomass of soil microorganisms under changing environmental conditions. Moskva: *Tovarishchestvo nauchnykh izdaniy KMK*, 2016. 243 p. (in Russian).
15. Ananyeva N.D., Susyan E.A., Stolnikova E.V., Ryzhova I.M., Bocharnikova E.O. Microbial biomass carbon and the microbial carbon dioxide production by soddy-podzolic soils in postagrogenic biogeocenoses and in native spruce forests of the southern taiga (Kostroma oblast) // *Pochvovedenie*. 2009. No. 9. P. 1108–1116 (in Russian).
16. Sorokin N.D., Aleksandrov D.E., Grodnitskaya I.D., Evgrafova S.Y. Microbiological transformation of carbon and nitrogen compounds in forest soils of Central Evenkia // *Pochvovedenie*. 2017. No. 4. P. 490–496 (in Russian). doi: 10.7868/S0032180X17040128
17. Grodnitskaya I.D., Sorokin N.D. Evaluation of the state of soil microbial communities in two types of Siberian forest ecosystems // *Biol. Bull. Russ. Acad. Sci.* 2007. V. 34. No. 6. P. 564–568. doi: 10.1134/S1062359007060052
18. Dobrovolskaya T.G., Zvyagintsev D.G., Chernov I.Yu., Golovchenko A.V., Zenova G.M., Lysak L.V., Manucharova N.A., Marfenina O.E., Polyanskaya L.M., Stepanov A.L., Umarov M.M. The role of microorganisms in the ecological functions of soils // *Eurasian Soil Sc.* 2015. V. 48. No. 9. P. 959–967. doi: 10.1134/S1064229315090033
19. Bogorodskaya A.V., Shishikin A.S. Dynamics, structure, and functional activity of microbial biomass in soils of restoring felled areas in fir forests of the Yenisei Ridge // *Eurasian Soil Sc.* 2020. V. 53. No. 1. P. 126–136. doi: 10.1134/S1064229320010056
20. Dymov A.A., Startsev V.V., Gorbach N.M., Severgina D.A., Kutuyavin I.N., Osipov A.F., Dubrovsky Yu.A. Changes in soil and vegetation with different number of passes of wheeled forestry equipment (Middle Taiga, Komi Republic) // *Eurasian Soil Sc.* 2022. V. 55. No. 11. P. 1633–1646. doi: 10.1134/s1064229322110023
21. Ogorodniaia S.A., Butylkina M.A., Krasikov S.R., Dymov A.A. Physical properties of upper mineral horizons of cutting area (Middle Taiga, Komi Republic) // *Lomonosov Soil Science Journal*. 2024. V. 79. No. 2. P. 15–25 (in Russian). doi: 10.55959/MSU0137-0944-17-2024-79-2-15-25
22. Field identifier Russian soils. Moskva: V.V. Dokuchaev Soil Institute, 2008. 182 p. (in Russian).
23. Theory and practice of soil chemical analysis / Ed. L.A. Vorobyova. Moskva: GEOS, 2006. 400 p. (in Russian).
24. Anderson J.P.E., Domsch K.H. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils // *Soil Biol. Biochem.* 1978. V. 10. No. 3. P. 215–221. doi: 10.1016/0038-0717(78)90099-8
25. West A.W., Sparling G.P. Modifications to the substrate-induced respiration method to permit measurement of microbial biomass in soils of differing water contents // *J. Microb. Method.* 1986. V. 5. P. 177–189.
26. Ananyeva N.D. Microbiological aspects of soil self-purification and sustainability. Moskva: Nauka, 2003. 223 p. (in Russian).
27. Startsev V.V., Yakovleva E.V., Kutuyavin I.N., Dymov A.A. Fire impact on carbon pools and basic properties of Retisols in native spruce forests of the European North and Central Siberia of Russia // *Forests*. 2022. V. 13. No. 7. Article No. 1135. doi: 10.3390/f13071135
28. Startsev V.V., Severgina D.A., Dymov A.A. Dynamics of water-soluble carbon and nitrogen content in soils in the first years after clearcutting // *Eurasian Soil Sc.* 2024. V. 57. No. 6. P. 903–916. doi: 10.1134/S1064229324600064
29. Likhanova N.V., Bobkova K.S. Pools and carbon fluxes in felling ecosystems spruce forests of the middle taiga of the Komi Republic // *Theoretical and Applied Ecology*. 2019. No. 2. P. 91–100 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2019-2-091-100
30. Stolnikova E.V., Ananyeva N.D., Chernova O.V. The microbial biomass and its activity and structure in the soils of old forests in the European Russia // *Pochvovedenie*. 2011. V. 44. No. 4. P. 470–494 (in Russian).
31. Grodnitskaya I.D., Senashova V.A., Antonov G.I., Pashkeeva O.E. Soils' microbiological indication in forest plantations of the Shirinskaya steppe // *Lesovedenie*. 2022. No. 3. P. 270–284 (in Russian). doi: 10.31857/S002411482203007X

**Комплексный анализ качества поверхностных вод на основе данных дистанционного зондирования Земли, замеров автоматизированных датчиков и натурных исследований**

© 2025. А. Д. Деменев, к. г.-м. н., с. н. с.,  
 Н. Г. Максимович, к. г.-м. н., доцент, заслуженный эколог РФ,  
 зам. директора по научной работе Естественнонаучного института,  
 О. А. Березина, к. геогр. н., доцент, А. А. Мизев, студент, инженер,  
 В. Т. Хмурчик, д. г.-м. н., в. н. с.,  
 Пермский государственный национальный исследовательский университет,  
 614068, Россия, г. Пермь, ул. Букирева, д. 15,  
 e-mail: gtp@psu.ru

В статье рассматриваются вопросы комплексного анализа экологического состояния поверхностных вод на основе использования разработанной многокомпонентной системы мониторинга. Основной целью работы было получить объективную информацию о состоянии вод на основе комплексного анализа данных, получаемых в непрерывном режиме с гидрохимических датчиков, натурных измерений и данных дистанционного зондирования Земли (ДЗЗ). Традиционные методы мониторинга, такие как отбор проб и лабораторный анализ, хотя и обеспечивают высокую точность, являются трудоёмкими и не всегда позволяют получить своевременно информацию о состоянии водных объектов. Автоматизированные устройства функционировали в летне-осенний период 2024 г. на двух реках в непосредственной близости от источников загрязнения, также были проведены заверочные наблюдения. Натурные исследования позволили получить детальное представление о концентрациях химических элементов и соединений в водных объектах. При функционировании автоматизированных устройств были выявлены значительные краткосрочные изменения общей минерализации и температуры в р. Косьве, которые могут быть критически важными при оценке экологической ситуации района исследований. Обработка данных ДЗЗ и расчёт индекса АМВИ (Acid Mine Water Index) позволили выявить источники загрязняющих веществ, зоны их переноса и аккумуляции. Постоянный мониторинг водных объектов в подобном режиме обеспечивает поток достоверных данных, что минимизирует риски получения необъективной информации и позволяет своевременно фиксировать возможные изменения гидрохимических параметров, вызванные техногенными и природными факторами.

**Ключевые слова:** мониторинг окружающей среды, речные системы, гидрохимические характеристики, геоинформационные системы, дистанционное зондирование Земли, загрязняющие вещества, автоматизированные датчики.

**Comprehensive analysis of surface water quality based on remote sensing data, automated sensors, and field studies in the post-mining area**

© 2025. A. D. Demenev <sup>ORCID: 0000-0003-1086-178X</sup>, N. G. Maksimovich <sup>ORCID: 0000-0001-6220-2730</sup>,  
 O. A. Berezina <sup>ORCID: 0000-0001-6491-0722</sup>, A. A. Mizev <sup>ORCID: 0009-0008-0069-1207</sup>,  
 V. T. Khmurchik <sup>ORCID: 0000-0001-7629-6168</sup>  
 Perm State National Research University,  
 15, Bukereva St., Perm, Russia, 614068,  
 e-mail: gtp@psu.ru

The article focused on the issues of a comprehensive analysis of the surface waters ecological status using the developed multicomponent monitoring system. The main goal of the study was to obtain objective information on the waters' status based on a comprehensive analysis of data obtained continuously from hydrochemical sensors, in-kind measurements and remote sensing data. Traditional monitoring methods, such as sampling and laboratory analysis, although they provide high accuracy, are labor-intensive and do not always provide an objective status of water bodies. During the analysis of available data and our own research, a system was developed for observations with the selection of the most optimal installation sites for hydrochemical sensors in areas of intense anthropogenic impact as a result of subsoil use. These areas are also highlighted as the most indicative areas for comparison of satellite observations, traditional monitoring results and data obtained from sensors in automated mode. Automated devices operated in 2024 summer-autumn period

on two rivers in the immediate vicinity of pollution sources, and verification observations were also carried out. Field studies provided a detailed idea of the chemical element and their compounds' concentrations in water bodies. During the operation of automated devices, significant short-term changes in total mineralization and temperature in the Kosva River were revealed. This can be critically important in assessing the environmental situation in the study area. Processing of the remote sensing data and calculation of the AMWI (Acid Mine Water Index) index allowed identifying sources of pollutants, zones of their transfer and accumulation. Continuous monitoring of water bodies in such a mode provides a flow of reliable data, which minimizes the risks of obtaining biased information as well as allows timely recording of possible changes in hydrochemical parameters caused by anthropogenic and natural factors.

**Keywords:** environmental monitoring, rivers, hydrochemical characteristics, geoinformation technologies, earth remote sensing, pollutants, automated sensors.

Мониторинг качества вод играет важную роль в управлении водными ресурсами и обеспечении их устойчивого использования, режимные наблюдения традиционно выполняются путём отбора проб в полевых условиях и их последующего анализа в лаборатории. Эти измерения обеспечивают высокую точность, но являются трудоёмким процессом, который представляет собой точечные оценки качества водных объектов во времени и пространстве и не всегда позволяют получить объективную информацию об их состоянии [1, 2].

Растущее техногенное воздействие на водные экосистемы во всём мире требует эффективных и оперативных методов мониторинга вод [3]. Благодаря развитию космических технологий и увеличению применения современных методов, мониторинг качества воды на основе дистанционного зондирования стал использоваться повсеместно и показал свою результативность, как во временных, так и в пространственных масштабах [4–8]. Применение данных дистанционного зондирования Земли (ДЗЗ) имеет ряд ограничений, в связи с чем для оценки качества вод в зонах интенсивного недропользования, например, в районах техногенного воздействия кислых шахтных вод (КШВ) при угледобыче, целесообразно применение комплексного подхода. Он включает в себя объединение разных типов данных: традиционного отбора проб, спутниковых наблюдений и информацию с автоматизированных датчиков для ведения непрерывного мониторинга гидрохимических параметров, что позволит сформировать принципиально новые знания о временных и пространственных закономерностях состояния компонентов окружающей среды и состояния водных объектов.

Основной целью работы было получить объективную информацию о состоянии поверхностных вод на основе комплексного анализа данных, получаемых в непрерывном режиме с гидрохимических датчиков, натурных измерений и данных ДЗЗ. Подобная

информация необходима для достоверной оценки поверхностных вод в районах с повышенной техногенной нагрузкой, а также для принятия оперативных мер по снижению возможного негативного воздействия на окружающую среду.

### Объекты и методы исследования

Кизеловский угольный бассейн (КУБ) расположен на восточном склоне Уральских гор в Пермском крае, добыча полезных ископаемых ведётся с конца XVIII века. Угленосная толща характеризуется высоким содержанием микроэлементов и серы (до 10%) в форме пирита [9]. Водопритоки при работе шахт составляли до 2500 м<sup>3</sup>/ч в карстовых зонах. Эти два фактора обусловили интенсивное загрязнение окружающей среды при добыче угля [10].

После закрытия шахт в конце 1990-х гг. и прекращения откачки вод из них в течение нескольких лет уровень подземных вод восстановился, и сформировались изливы КШВ на дневную поверхность. Воздействие изливов на поверхностные воды приобрело региональный масштаб. Смешиваясь с речными водами, КШВ при увеличении pH образуют техногенную взвесь, которая содержит в себе большое количество железа – до 2730 мг/дм<sup>3</sup>, алюминия до 210 мг/дм<sup>3</sup>, марганца до 25 мг/дм<sup>3</sup> и другие опасные для окружающей среды компоненты [11]. Далее происходит осаждение взвеси и формирование техногенных донных отложений, которые являются источником вторичного загрязнения. Эти процессы приводят к разрушительным последствиям для водных экосистем [12–16]. Бассейны рек Яйвы и Косвы являются типичными для территории КУБа, поэтому они были взяты в качестве модельных объектов для отработки технологии оперативного мониторинга экологического состояния поверхностных вод на основе комплексного подхода.

Изучение экологического состояния территорий, подверженных негативному влия-

нию КУБа, ведётся на протяжении многих лет, в связи с чем накоплен большой объём фактических данных [5, 17, 18], что позволяет более достоверно верифицировать результаты дистанционных наблюдений. В данной работе впервые приведены результаты комплексного анализа экологического состояния поверхностных вод КУБа, основанного на совместной обработке данных ДЗЗ, данных автоматизированных датчиков и натурных наблюдений.

Совместное использование комплекса данных наблюдений за водными объектами представляет собой значительное преимущество, так как позволяет компенсировать ограничения, присущие их отдельному применению. Данные ДЗЗ эффективно смягчают недостатки традиционного мониторинга, основанного на отборе проб вручную, при котором не всегда обеспечивается объективная оценка масштабных водных объектов, таких как реки и водохранилища. Дешифрование данных ДЗЗ предоставляет возможность анализа характеристик протяжённых водных объектов и труднодоступных территорий. С использованием космических технологий возможно обнаружение источников загрязнения, а также определение зон транзита и осаждения загрязняющих веществ. Однако ключевыми ограничениями для применения данного метода являются пространственное разрешение спутниковых изображений, что предполагает его использование для рек, ширина которых превышает это разрешение, при этом спутниковые данные не позволяют определить детальный химический анализ вод и оценить превышения регламентированных концентраций веществ. Кроме того, существует нестабильность в получении качественных космических данных на протяжении всего периода наблюдения, что может быть связано с погодными явлениями и техническими особенностями аппаратуры. Стабильные ряды наблюдений, отражающие эпизодические или кратковременные изменения гидрохимических параметров, могут быть обеспечены при использовании автоматизированных систем наблюдений и беспроводной передаче данных в режиме реального времени. Именно такая система, предоставляющая данные из нескольких источников информации, может наиболее объективно и достоверно отражать состояние водных объектов.

**Натурные наблюдения.** В ходе натурных исследований в полевых условиях для оперативного анализа и определения показателей

качества воды использовались специализированные приборы. Для определения параметров – рН, TDS (Total Dissolved Solids), удельная электрическая проводимость и температура воды – применялись комбинированные анализаторы воды: HI 98129 Combo и HI 98130 Combo (Hanna, Германия). Для определения содержания общего железа ( $Fe_{\text{общ}}$ ) в воде, характеризующего загрязнение кислыми шахтными водами, использовался портативный колориметр HI 97721 (Hanna, Германия), работающий по методу фотометрии, что позволяет точно определять концентрацию железа в пробах воды на месте. Для общего анализа воды и определения микроэлементного состава производился отбор проб воды с последующей передачей в лабораторию, все работы выполнялись в соответствии с общепринятыми методическими указаниями и нормативными документами.

Пробы вод отбирались в местах установки дистанционных датчиков на реках Косьве и Яйве для дальнейшей верификации результатов, а также контроля поступающей информации с дистанционных гидрохимических датчиков. Дополнительные пункты отбора проб были в самих источниках загрязнений, на расстоянии до и после впадения КШВ в водотоки, а также для фиксации процесса разбавления и образования техногенной взвеси в зоне смешения с речными водами.

**Данные ДЗЗ.** Водный индекс AMWI (Acid Mine Water Index), который разработан для оценки загрязнённых вод в зонах, подверженных влиянию КШВ [5, 17], рассчитан для 64 участков [18] рек Косьвы, Яйвы, Северной Вильвы, а также в пределах территории Камского водохранилища. Индекс на качественном уровне учитывает особенности спектра обратно рассеянного излучения в видимом (красном) и ближнем инфракрасном диапазонах при росте содержания в воде  $Fe_{\text{общ}}$ . Анализируемые участки включают фоновую зону, район поступления загрязнённых вод и участки ниже по течению до устья рек. Анализ и расчёт AMWI проводился на основе данных спутника Sentinel-2 MSI (англ. Multispectral Instrument) уровня обработки Level-2A (коэффициенты спектральной яркости поверхности после атмосферной коррекции с помощью процессора Sen2Cor). Разрешение изображений составляет 10 м. Значения AMWI рассчитаны в программном продукте QGIS с применением инструмента «калькулятор раstra», который использовался для выполнения следующих вычислений:

$$AMWI = \frac{Red - Blue}{Red + Blue},$$

где Red – коэффициент спектральной яркости в красном канале (длина волны – от 0,645 до 0,683 мкм); Blue – коэффициент спектральной яркости в синем канале (длина волны – от 0,448 до 0,545 мкм).

В 2024 г. проанализировано 14 снимков, отобранных за период с 19 мая по 16 сентября, сцены выбраны с минимальной облачностью и отсутствием дымки, что позволило исключить искажения при дешифрировании.

**Автоматизированная система мониторинга гидрохимических параметров.** На первоначальном этапе перед установкой элементов автоматизированной системы мониторинга поверхностных вод было проведено рекогносцировочное обследование с отбором проб и замерами химических параметров вод в период низкой водности. Такие условия позволили определить места расположения датчиков с учётом случаев максимально неблагоприятных гидрологических и гидрохимических условий. Также во внимание было принято, что достаточная ширина реки для использования данных ДЗЗ должна составлять не менее нескольких десятков метров, что связано с разрешением спутниковых данных [5].

Одним из наиболее показательных участков является область впадения р. Северной Вильвы в р. Яйву. Северная Вильва – крупный приток, на водосборе которого расположены все источники загрязнения бассейна р. Яйвы, в этот приток впадают наиболее загрязнённые реки, подверженные влиянию бывших шахт. Стоит отметить, что до впадения р. Северной Вильвы на территории бассейна р. Яйвы источники загрязнения КШВ отсутствуют, что позволяет чётко отделять загрязнённые воды от условно чистых.

Детально была изучена область впадения излива кислых вод шахты им. Калинина в р. Косьву с целью выявления зоны активного образования техногенного осадка и изменения рН. По результатам определения рН, Fe<sub>общ</sub> и минерализации была выделена зона, где происходит наиболее динамичное изменение данных показателей. Установлено, что эта зона представляет наибольший интерес с точки зрения частых автоматизированных замеров гидрохимических параметров. Также этот участок отвечает минимальным требованиям для использования спутниковых данных при ведении мониторинга. Помимо этого, излив шахты им. Калинина является одним из наи-

более загрязнённых и значительных по объёму, что обуславливает формирование участка гидрохимической аномалии в р. Косьве, что также фиксируется на спутниковых снимках.

По результатам обработки данных за многолетний период, натурных исследований и данных изучения гидрохимической обстановки, а также с учётом минимальной ширины водотоков, необходимой для использования спутниковых данных, были выбраны участки для дальнейшего мониторинга и два основных участка для использования автоматизированных датчиков: впадение излива кислых вод шахты им. Калинина в р. Косьву, а также слияние рек Северной Вильвы и Яйвы.

На последующем этапе выполнена установка датчиков. Наибольший интерес при наблюдениях представляет собой параметр TDS как интегральный показатель загрязнения кислыми шахтными водами (также велась регистрация электропроводности и температуры вод). Исходя из технических характеристик используемых датчиков и необходимости энергоэффективного функционирования системы в течение нескольких месяцев без частых замен элементов питания датчиков, оптимальным интервалом для замеров является 30 минут. Опционально возможно подключение внешнего источника питания, заряжаемого от солнечных батарей.

Основными элементами автоматизированной системы мониторинга являлись датчики, регистрирующие гидрохимические параметры, логгеры и система беспроводной передачи данных, а также сервер для хранения поступающих данных.

Доступ к данным осуществляется через веб-ресурс, позволяющий хранить, выгружать, анализировать и визуализировать результаты замеров. Аппаратно-программная структура картографического веб-сервиса построена на основе архитектуры «клиент-сервер» с добавлением компонентов ГИС. В системе выделено три подсистемы: хранения, обработки и предоставления данных.

### Результаты и обсуждение

В ходе полевых исследований получены результаты гидрохимического опробования образцов вод излива, а также речных вод. Результаты показывают, что при поступлении КШВ в речные воды в зоне смешивания происходит снижение значения рН до 3,4, которое ниже по течению восстанавливается практически до первоначальных значений 6,5–7,5

Таблица 1 / Table 1

Результаты гидрохимического опробования, август 2024 г.  
Chemical analysis of water samples, August 2024

№ п/п	Пункты отбора проб Sampling plots	TDS, ppm	pH	Fe, мг/дм <sup>3</sup> mg/L	Al, мг/дм <sup>3</sup> mg/L	Mn, мг/дм <sup>3</sup> mg/L
1	Излив из штольни шахты им. Калинина The discharge from the Kalinin mine	2776±56	3,50±0,05	694±14	17±3	9±1,3
2	Р. Косьва ниже излива из штольни шахты имени Калинина (зона смешения) / The Kosva River, downstream the discharge from the Kalinin mine (mixing zone)	218±4	3,40±0,05	84±2	0,85±0,13	0,38±0,08
3	Р. Косьва ниже впадения шахтных вод шахты 40 лет Октября / The Kosva River, downstream the discharge from the mine named 40 years of the October	280±6	6,50±0,05	0,86±0,02	0,038±0,012	0,55±0,11
4	Река Северная Вильва, выше 0,5 км слияния с р. Яйва / The Severnaya Vilva River, 0.5 km upstream the confluence with the Yayva River	340±7	7,70±0,05	0,6±0,01	<0,02	0,16±0,03
5	Река Яйва, 150 м выше впадения р. Северной Вильвы / The Yayva River, 150 m upstream the confluence with the Severnaya Vilva River	57±1	7,40±0,05	0,37±0,01	0,056±0,014	0,031±0,009
6	Река Яйва, 400 м ниже впадения р. Северной Вильвы / The Yayva River, 400 m downstream the confluence with the Severnaya Vilva River	162±3	7,40±0,05	0,5±0,01	0,086±0,022	0,038±0,011

(табл. 1). Кислые шахтные воды приносят в речную сеть большое количество железа и микроэлементов, что также подтверждается результатами химических анализов воды. Также пробы были отобраны в местах установки датчиков для дальнейшей верификации результатов, получаемых с них.

Автоматизированные устройства функционировали в летне-осенний период на двух реках в непосредственной близости от источников загрязнения. Были получены детальные данные об изменении гидрохимических параметров в точках наблюдения. В процессе совместного функционирования двух датчиков были выявлены значительные краткосрочные колебания значений TDS (соответственно, солёности и электропроводности), а также температуры вод р. Косьвы в районе разлива ш. им. Калинина. Датчик, установленный в устье разлива, на протяжении всего периода наблюдений зафиксировал изменение параметра TDS от 1954 до 2564 ppm (рис. 1). В то же время датчик, расположенный в зоне смешения вод, зафиксировал колебания TDS в диапазоне от 28 до 1326 ppm. Подобные изменения значений в десятки раз могут быть критически важными при оценке экологической ситуации

района исследований. Точечный отбор проб может быть выполнен в любой из периодов изменения гидрохимических параметров, и на основании полученных данных может сформироваться недостоверная картина превышения содержания загрязняющих веществ. Постоянный мониторинг гидрохимических параметров в автоматизированном режиме на особо ответственных участках обеспечивает поток данных в режиме реального времени, что минимизирует риски получения необъективной информации. В ходе анализа установлено, что на химический состав вод на данном участке существенное влияние оказывает процесс разбавления КШВ речными водами, связанный с особенностями режима работы гидротехнического сооружения, расположенного в 20 км выше по течению от пункта замеров.

На участке замеров в районе р. Яйвы подобных краткосрочных колебаний зафиксировано не было, параметр TDS изменялся от 109 до 141 ppm. Однако отмечается формирование тренда на незначительный рост анализируемого показателя, что связано с сезонными изменениями температуры воздуха и количества осадков. Для выявления особенностей гидрохимического режима потребуется продление

ряда наблюдений в следующих сезонах, что позволит наиболее полно характеризовать периоды активного поступления загрязняющих веществ в р. Яйву, фиксируемых по данным ДЗЗ.

Для рек Косьвы и Северной Вильвы продолжается серия наблюдений за изменением индекса, характеризующего спектральные свойства поверхностных водотоков, загрязнённых КШВ, известного как индекс АМВИ (Acid Mine Water Index) (рис. 2, см. цв. вкладку III) [17]. Ранее было установлено, что абсолютные значения данного индекса не всегда отражают истинный уровень загрязнения реки [18], что связано с изменением спектральных характеристик водной поверхности в зависимости от климатических и сезонных факторов, миграции и осаждения железосодержащих соединений, концентрации взвешенных частиц и других факторов, оказывающих влияние на спектральные свойства водной поверхности в момент проведения анализа. Для корректного анализа данных, получаемых за различные периоды наблюдений, применяется нормировка значений в диапазоне от 0 до 1, что позволяет оценить степень загрязнения относительно условно чистого и самого загрязнённого участка, которые были выведены авторами на основе данных ДЗЗ и точечного отбора проб.

В 2024 г. был проведён расчёт АМВИ для вод р. Косьвы (табл. 2, рис. 2, см. цв. вкладку III), где амплитуда значений минимального и максимального показателей варьировала

от 0,061 до 0,078. Фоновым (условно чистым) участком было выбрано Широковское водохранилище, где АМВИ демонстрировал минимальные значения около нуля. Наиболее загрязнённым оказался участок, расположенный в районе разгрузки шахтных вод из шахты им. Калинина, где индекс варьировал от 0,039 до 0,060. В районе разгрузки шахты им. 40 лет Октября, расположенной выше по течению, значения индекса колебались от -0,010 до 0,024, что при нормировке даёт показатель в пределах от 0,21 до 0,74. В нижнем течении реки вблизи источников загрязнения наблюдается снижение значений индекса.

Расчёт АМВИ для р. Яйвы (табл. 2, рис. 3, 4, см. цв. вкладки IV, V) и её основного источника загрязнения – р. Северной Вильвы – показал амплитуду от 0,089 до 0,299. Максимальные значения были зафиксированы в летний период, когда индекс превышал 0,200, тогда как в весенний и осенний сезоны он оставался ниже 0,170, что может быть связано с сезонными колебаниями уровня воды. Участок р. Яйвы, расположенный выше устья р. Северной Вильвы, являлся фоновым с индексом около нуля. Устье р. Северной Вильвы характеризовалось наиболее высокими значениями индекса, достигающими 0,310. Расстояние между фоновым участком и зоной максимального загрязнения составило 0,6 км. В зоне смешения в зависимости от времени года нормированные значения варьировали от 0,28 до 0,85, что свидетель-

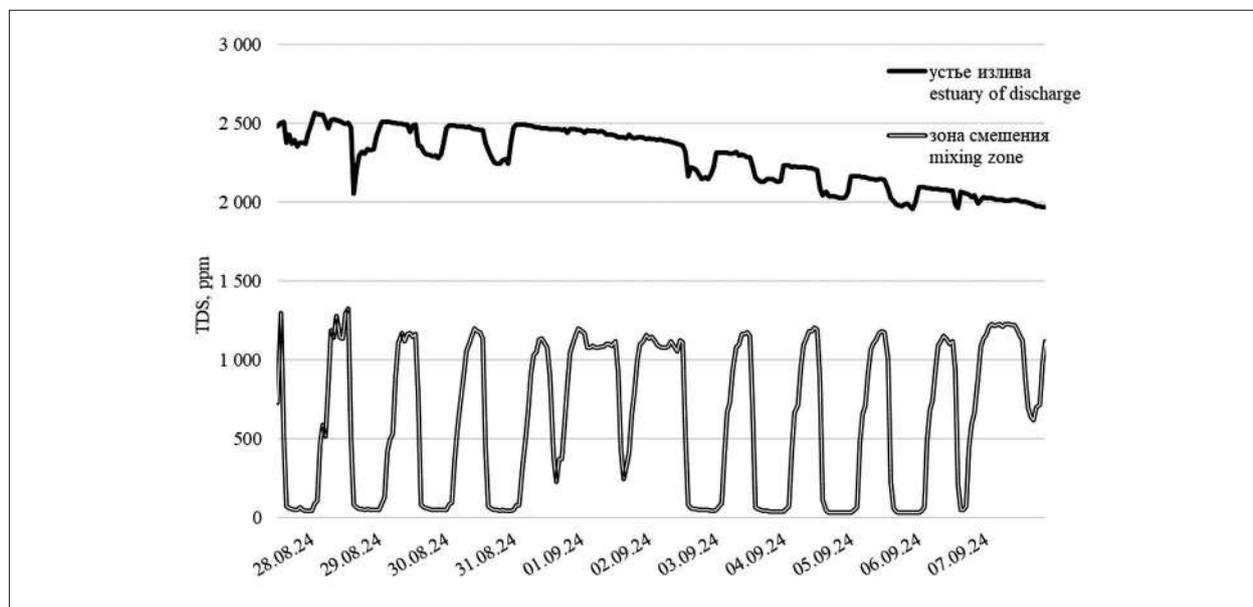
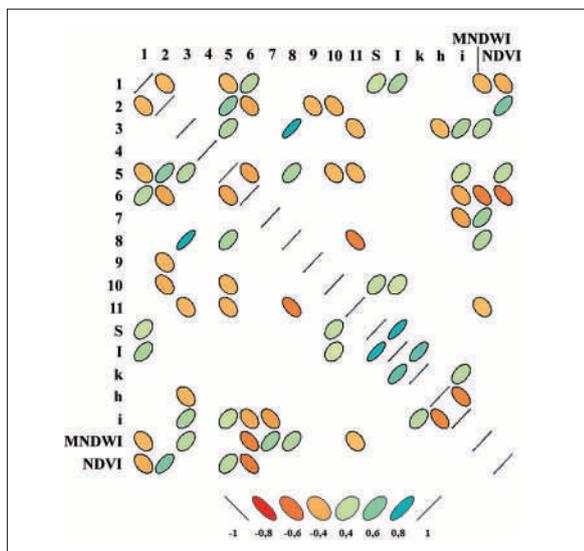


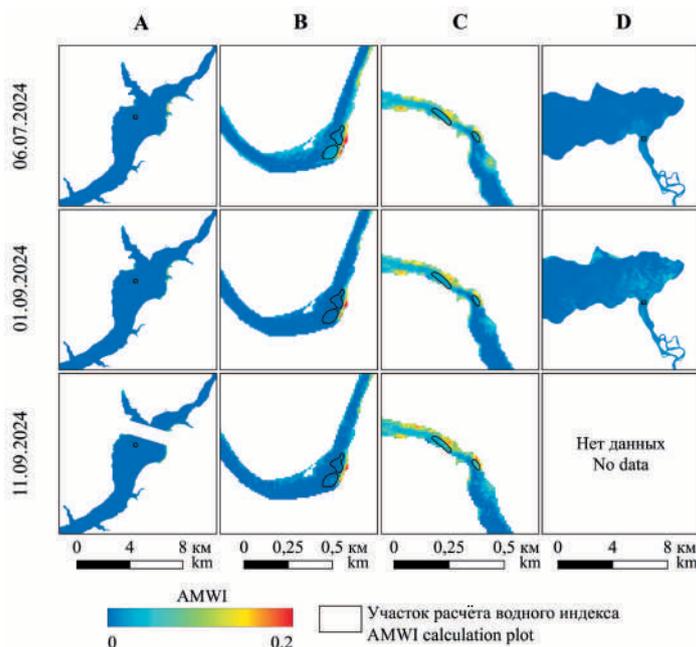
Рис. 1. TDS в районе впадения излива кислых вод шахты им. Калинина в р. Косьву (2024 г.)  
 Fig. 1. Total dissolved solids (TDS, ppm) in the Kalinin mine discharge and the Kosva River water mixing zone (2024)

**Д. А. Каверин, С. В. Якубенко, С. В. Денева, А. В. Пастухов**  
**«Геоинформационный анализ ландшафтной дифференциации**  
**дренированных озёрных котловин**  
**Юго-Востока Большеземельской тундры». С. 26.**



**Рис. 4.** Статистически значимые значения коэффициентов корреляции по Спирмену ( $p < 0,05$ ) между площадью различных типов природно-территориальных комплексов (обозначены цифрами), морфометрическими характеристиками озёрных котловин и их спектральными индексами. Морфометрические характеристики: S – площадь, га; I – длина береговой линии, км; k – коэффициент извилистости береговой линии; h – абсолютная высота, м; i – уклон береговой линии, градусы. Спектральные индексы: NDVI, MNDWI / **Fig. 4.** Statistically significant values of Spearman correlation coefficients ( $p < 0.05$ ) between the area of different types of natural territorial complexes (indicated by numbers), morphometric characteristics of lake basins and their spectral indices. Morphometric characteristics: S – area, ha; I – coastline length, km; k – coefficient of coastline tortuosity; h – absolute height, m; i – coastline slope, degrees. Spectral indices: NDVI, MNDWI

**А. Д. Деменев, Н. Г. Максимович, О. А. Березина, А. А. Мизев,**  
**В. Т. Хмурчик «Комплексный анализ качества поверхностных вод**  
**на основе данных дистанционного зондирования Земли, замеров**  
**автоматизированных датчиков и натурных исследований». С. 46.**



**Рис. 2.** AMWI для контролируемых участков р. Косвы (2024 г.)  
 А – Широковское водохранилище, фон; В – р. Косва ниже впадения шахтных вод из шахты 40 лет Октября; С – р. Косва, район разгрузки шахтных вод из шахты им. Калинина; D – Камское водохранилище, устье р. Косвы / **Fig. 2.** AMWI of the Kosva River studied sites (2024 yr.)  
 A – Shirokovskoe reservoir, background; B – the Kosva River downstream the discharge of the 40 years of the October mine; C – the Kosva River downstream the discharge of the Kalinin mine; D – Kama reservoir, the Kosva River estuary

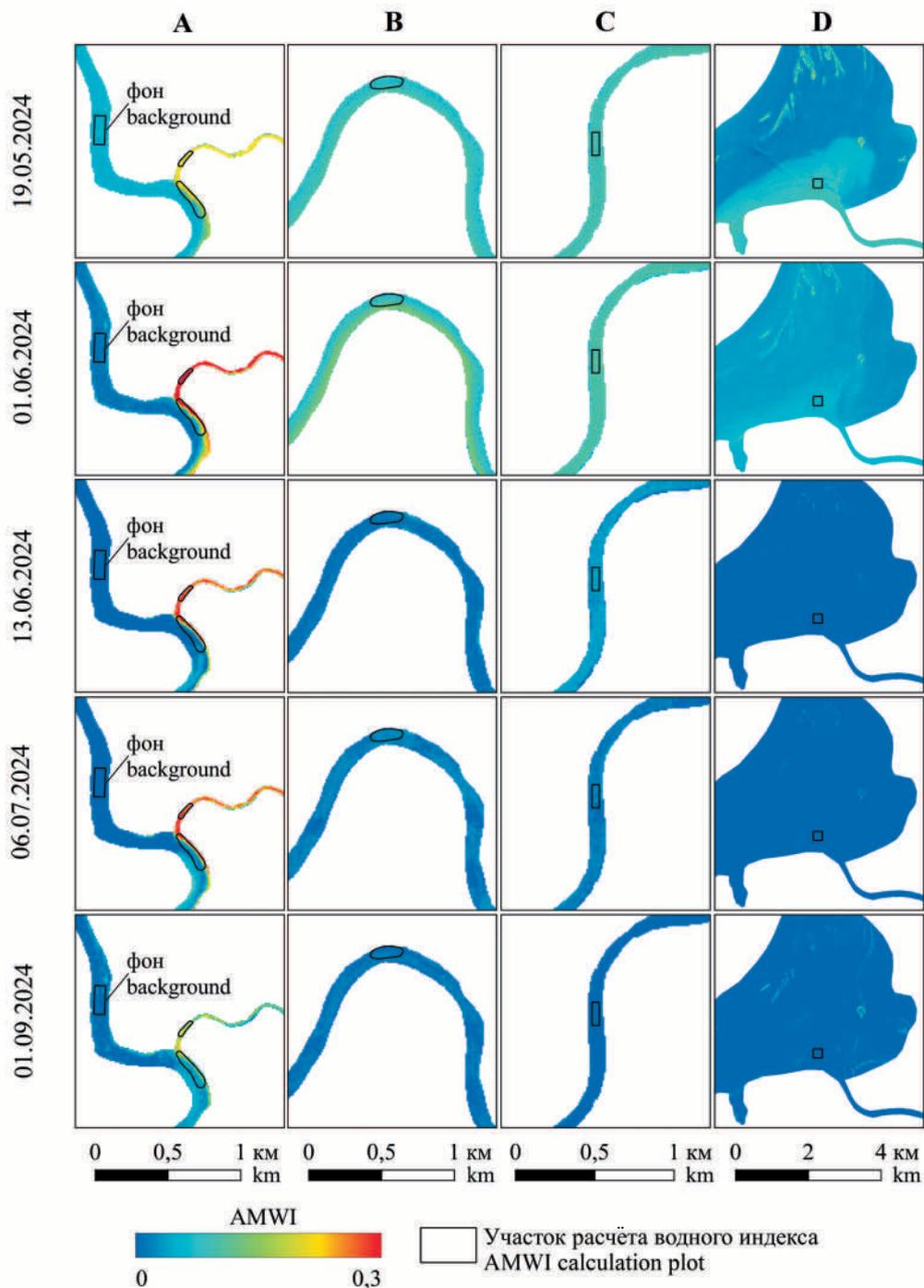


Рис. 3. AMWI для контролируемых участков р. Яйвы (2024 г.)

А – впадение р. Северной Вильвы в р. Яйву; В – р. Яйва, 5 км ниже устья р. Северной Вильвы;  
С – р. Яйва, 20 км ниже устья р. Северная Вильва; D – Камское водохранилище, устье р. Яйва

Fig. 3. AMWI of the Yayva River studied sites (2024)

A – Severnaya Vilva and the Yayva rivers confluence; B – the Yayva River, 5 km downstream  
the Severnaya Vilva River estuary; C – the Yayva River, 20 km downstream the Severnaya Vilva River;  
D – Kama reservoir, the Yayva River estuary

А. Д. Деменев, Н. Г. Максимович, О. А. Березина, А. А. Мизев,  
В. Т. Хмурчик «Комплексный анализ качества поверхностных вод  
на основе данных дистанционного зондирования Земли, замеров  
автоматизированных датчиков и натуральных исследований». С. 46.

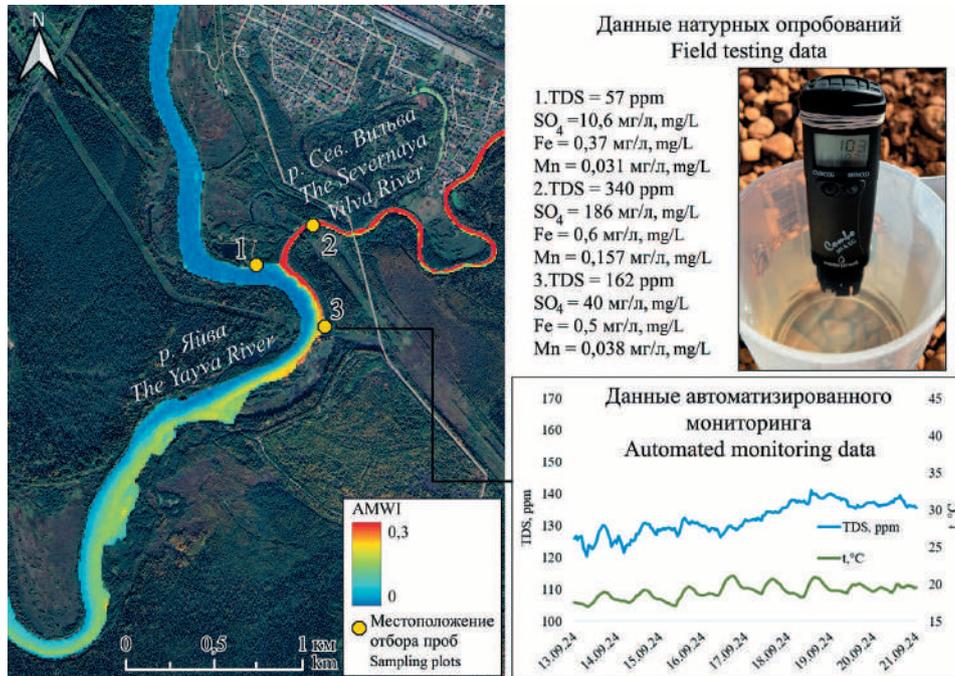


Рис. 4. Совместное использование различных типов данных на примере р. Яйвы  
Fig. 4. Sharing different data types from the Yayva River catchment during monitoring

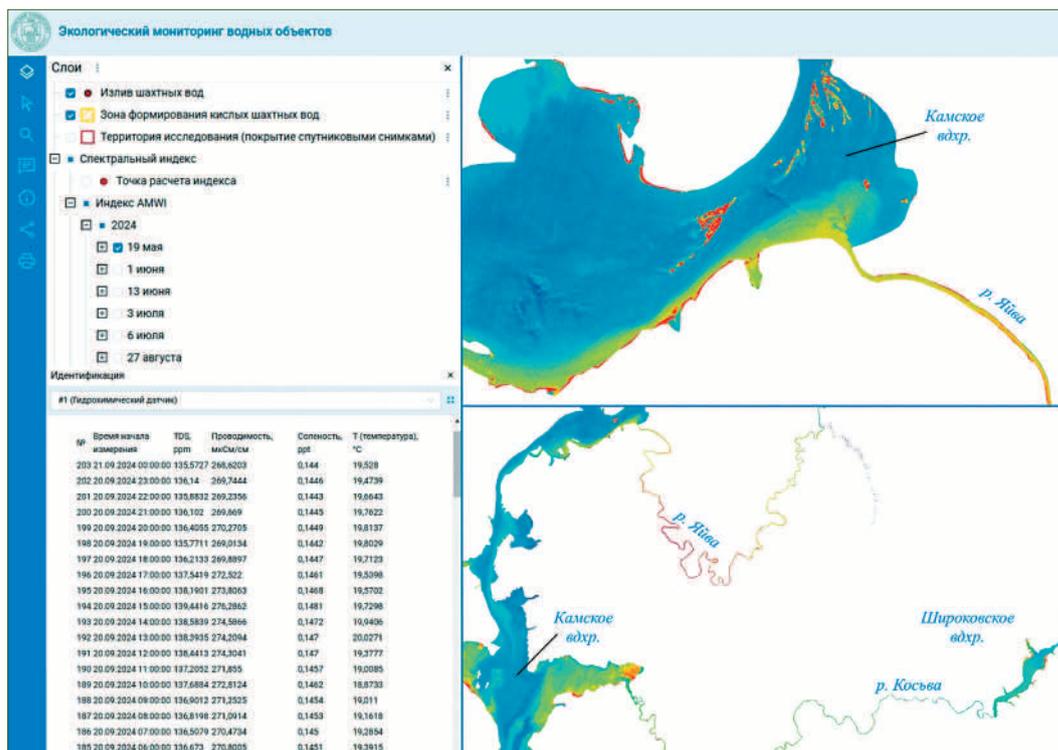


Рис. 5. Интерфейс картографического веб-сервиса «Экологический мониторинг водных объектов»  
Fig. 5. Interface of Web Map Service “Environmental monitoring of water bodies”

Таблица 2 / Table 2

Значения АМВИ и степени загрязнения для водных участков р. Яйвы и р. Косьвы в 2024 г.  
AMWI values and water pollution degree of the Yaouva and the Kosva rivers (2024)

Наименование участка Studied site	Дата / Date						
	19.05.2024	01.06.2024	13.06.2024	06.07.2024	01.09.2024	11.09.2024	16.09.2024
Бассейн р. Яйвы / The Yaouva River catchment							
Р. Яйва выше устья р. Северной Вильвы, фон The Yaouva River upstream the Severnaya Vilva River estuary, background values	0,047 0,00	0,011 0,00	-0,035 0,00	-0,024 0,00	-0,022 0,00	-0,022 0,00	0,002 0,00
Устье р. Северной Вильвы / The Severnaya Vilva River estuary	<b>0,201</b> <b>1,00</b>	<b>0,310</b> <b>1,00</b>	<b>0,181</b> <b>1,00</b>	<b>0,180</b> <b>1,00</b>	<b>0,141</b> <b>1,00</b>	<b>0,067</b> <b>1,00</b>	<b>0,162</b> <b>1,00</b>
Р. Яйва ниже впадения р. Северной Вильвы (зона смешения) / The Yaouva River, downstream the Severnaya Vilva River (mixing zone)	0,131 0,85	0,146 0,49	0,050 0,39	0,063 0,43	0,024 0,28	0,035 0,64	0,078 0,48
Р. Яйва, 5 км ниже устья р. Северной Вильвы The Yaouva River, 5 km downstream the Severnaya Vilva River estuary	0,076 0,49	0,087 0,29	0,010 0,21	0,021 0,22	0,011 0,20	-0,005 0,19	0,026 0,16
Р. Яйва, 20 км ниже устья р. Северной Вильвы The Yaouva River, 20 km downstream the Severnaya Vilva River	0,095 0,62	0,096 0,32	0,031 0,30	0,015 0,19	-0,013 0,06	-0,009 0,15	-
Устье р. Яйва, 138 км ниже устья р. Северной Вильвы The Yaouva River estuary, 138 km downstream the Severnaya Vilva River estuary	0,086 0,56	0,052 0,17	-0,013 0,10	-0,004 0,10	-0,019 0,02	-	-
Бассейн р. Косьвы / The Kosva River catchment							
Широковское водохранилище, фон / Shirokovskoe reservoir, background values	-	-	-	-0,021 0,00	-0,025 0,00	-0,018 0,00	-
Р. Косьва ниже впадения шахтных вод из шахты 40 лет Октября, 18 км от Широковского водохранилища / The Kosva River downstream the discharge of the 40 years of the October mine, 18 km downstream the Shirokovskoe reservoir	-	-	-	0,024 0,074	-0,010 0,55	-0,002 0,21	-
Р. Косьва, район разгрузки шахтных вод из шахты им. Калинина, 19 км от Широковского водохранилища The Kosva River downstream the discharge of the Kalinin mine, 19 km downstream the Shirokovskoe reservoir	-	-	-	<b>0,040</b> <b>1,00</b>	<b>0,039</b> <b>1,00</b>	<b>0,060</b> <b>1,00</b>	-
Р. Косьва, 100 м ниже разгрузки шахтных вод из ш. им. Калинина (зона смешения), 19,1 км от Широковского водохранилища / The Kosva River, 100 m downstream the discharge of the Kalinin mine (mixing zone), 19.1 km downstream the Shirokovskoe reservoir	-	-	-	0,035 0,92	0,032 0,89	0,046 0,82	-
Р. Косьва, п. Перемское 97 км от Широковского водохранилища The Kosva River at Peremskoe settlement, 97 km downstream the Shirokovskoe reservoir	-	-	-	0,011 0,52	0,005 0,47	0,007 0,32	-
Устье р. Косьвы, 128 км от Широковского водохранилища The Kosva River estuary, 128 km downstream the Shirokovskoe reservoir	-	-	-	0,009 0,49	0,005 0,47	-	-

Примечание: в числителе приведено значение АМВИ, в знаменателе – степень загрязнения; «-» – нет данных; жирным шрифтом выделены максимальные значения АМВИ, которые при расчёте степени загрязнения приравнены к 1.

Note: the AMWI values is in the numerator, the degree of contamination is in the denominator; “-” – no data; maximum AMWI values equated to 1 are marked in bold.

ствуется о динамично изменяющемся характере этого участка.

Ниже по течению с удалением от источников загрязнения наблюдается снижение значений индекса и степени загрязнения, что характерно как для р. Косьвы, так и для р. Яйвы. Это связано с осаждением техногенной взвеси, влияющей на спектральные свойства водной поверхности, что, вероятно, приводит к восстановлению показателей, приближающихся к фоновым спектральным значениям.

Потребителями данных разрабатываемой автоматизированной системы мониторинга могут быть пользователи различных платформ. Для этого разработано приложение на базе сервиса NextGIS (<https://hydrogeo.nextgis.com>). На текущем этапе картографический веб-сервис содержит данные результатов полевого опробования и измерений гидрохимических параметров, поступающие с датчиков, а также результаты обработки данных ДЗЗ, фотоматериалы и описание (рис. 5, см. цв. вкладку V). По мере развития проекта геопортал может расширяться, а предложенная архитектура усложняться и включать в себя дополнительные модули. Тематические продукты представлены в растровом и векторном форматах, сервисом поддерживаются стандартные расширения, используемые в ГИС-среде: GeoTIFF, ESRI Shapefile, GeoJSON и т. д. Доступ к картографическому сервису может регулироваться от общедоступного до приватного с необходимостью авторизации.

На основе результатов, полученных в рамках исследований, установлено, что для каждого элемента системы мониторинга поверхностных вод выбор контролируемых показателей, а также сама концепция наблюдений должны основываться на следующей информации:

- характеристике и особенностях техногенного воздействия на водные объекты территории исследований;
- технической возможности и функциональных характеристиках измерительных устройств автоматизированной сети;
- продолжительности благоприятного сезона для функционирования комплексной системы мониторинга;
- сочетания экономической целесообразности и полноты информации, базирующейся на результатах полевых исследований, выполняемых традиционными методами с отбором проб и их анализом;
- особенностях покрытия территории исследований спутниковыми снимками, имею-

щимися в свободном доступе и отвечающими минимальным требованиям для расчёта спектральных индексов и обработки спутниковой информации для последующей подготовки тематических картографических продуктов.

### Заключение

Исследования проводились на территории Кизеловского угольного бассейна (Пермский край), где на постэксплуатационном этапе в настоящее время в бассейны рек Яйвы, Косьвы, Чусовой поступают кислые шахтные воды, а также стоки с породных отвалов.

В ходе анализа имеющихся данных и собственных исследований была разработана система для наблюдений с выбором наиболее оптимальных точек установки гидрохимических датчиков в зонах интенсивного техногенного воздействия в результате недропользования. К ним относится участок в районе впадения излива кислых вод шахты им. Калинина, а также участок устья р. Северной Вильвы, также эти районы выделены как наиболее показательные области для сравнения спутниковых наблюдений, результатов традиционного мониторинга и данных, получаемых с датчиков в автоматизированном режиме.

Натурные исследования позволили получить детальное представление о концентрациях химических элементов и соединений в водных объектах. При функционировании автоматизированных устройств были выявлены значительные краткосрочные изменения TDS и температуры в р. Косьве, которые могут быть критически важными при оценке экологической ситуации района исследований. Обработка данных ДЗЗ и расчёт AMWI позволили выявить источники загрязняющих веществ, зоны их переноса и аккумуляции.

Постоянный мониторинг водных объектов в подобном режиме обеспечивает поток достоверных данных, что минимизирует риски получения необъективной информации и позволяет своевременно фиксировать возможные изменения гидрохимических параметров, вызванные техногенными и природными факторами.

*Исследование выполнено за счёт гранта Российской государственной академии наук № 23-77-01081, <https://rscf.ru/project/23-77-01081>*

### Литература

1. Chapin T.P. High-frequency, long-duration water sampling in acid mine drainage studies: A short review of

current methods and recent advances in automated water samplers // *Appl. Geochem.* 2015. V. 59. P. 118–124. doi: 10.1016/j.apgeochem.2015.04.004. 12

2. Madrid Y., Zayas Z.P. Water sampling: traditional methods and new approaches in water sampling strategy // *Trends in Analytical Chemistry.* 2007. V. 26. No. 4. P. 293–299. doi: 10.1016/j.trac.2007.01.002

3. Лупян Е.А., Константинова А.М., Балашов И.В., Кашницкий А.В., Саворский В.П., Панова О.Ю. Разработка системы анализа состояния окружающей среды в зонах расположения крупных промышленных объектов, хвостохранилищ и отвалов // *Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса.* 2020. Т. 17. № 7. С. 243–261. doi: 10.21046/2070-7401-2020-17-7-243-261

4. Ашихмина Т.Я., Дабах Е.В., Кантор Г.Я., Тимонов А.С., Домнина Е.А., Кутявина Т.И. Мониторинг подземных и поверхностных вод в районе предприятий по утилизации опасных промышленных отходов // *Теоретическая и прикладная экология.* 2024. № 4. С. 105–114. doi: 10.25750/1995-4301-2024-4-105-114

5. Ryankov S.V., Maximovich N.G., Khayrulina E.A., Berezina O.A., Shikhov A.N., Abdullin R.K. Monitoring acid mine drainage's effects on surface water in the Kizel Coal Basin with Sentinel-2 satellite images // *Mine Water Environ.* 2021. V. 40. P. 606–621. doi: 10.1007/s10230-021-00761-7

6. Isgró M.A., Basallote M.D., Caballero I., Barbero L. Comparison of UAS and Sentinel-2 multispectral imagery for water quality monitoring: A case study for acid mine drainage affected areas (SW Spain) // *Remote Sens.* 2022. V. 14. No. 16. Article No. 4053. doi: 10.3390/rs14164053

7. Hanelli D., Barth A., Volkmer G., Köhler M. Modeling of acid mine drainage in open pit lakes using Sentinel-2 time-series: a case study from Lusatia, Germany // *Minerals.* 2023. V. 13. No. 2. Article No. 271. doi: 10.3390/min13020271

8. Nazirova K., Alferyeva Y., Lavrova O., Shur Y., Soloviev D., Bocharova T., Stochkov A. Comparison of *in situ* and remote-sensing methods to determine turbidity and concentration of suspended matter in the estuary zone of the Mzymta River, Black Sea // *Remote Sens.* 2021. V. 13. No. 1. Article No. 143. doi: 10.3390/rs13010143

9. Максимович Н.Г., Пьянков С.В. Кизеловский угольный бассейн: экологические проблемы и пути решения. Пермь: Пермский гос. национ. исслед. ун-т, 2018. 288 с.

10. Имайкин А.К., Имайкин К.К. Гидрогеологические условия Кизеловского угольного бассейна во время и после окончания его эксплуатации, прогноз их изменений. Пермь: Пермский государственный национальный исследовательский университет, 2013. 112 с.

11. Максимович Н.Г., Хмурчик В.Т., Березина О.А., Деменев А.Д. Миграция микроэлементов в речной системе в зоне влияния изливов кислых шахтных

вод Кизеловского угольного бассейна // *Горный информационно-аналитический бюллетень.* 2024. № 2. С. 23–34. doi: 10.25018/0236\_1493\_2024\_2\_0\_23

12. Янин Е.П. Особенности воздействия на окружающую среду разработки угольных месторождений // *Экол. экспертиза. Обз. инф.* 2019. № 6. С. 2–59. doi: 10.36535/0869-1010-2019-06-1

13. Anderson J.E., Robbins E.I. Spectral reflectance and detection of iron-oxide precipitates associated with acidic mine drainage // *Photogramm. Eng. Remote Sens.* 1998. V. 64. No. 12. P. 1201–1208.

14. Chen M., Li F., Tao M., Hu L., Shi Y., Liu Y. Distribution and ecological risks of heavy metals in river sediments and overlying water in typical mining areas of China // *Mar. Pollut. Bull.* 2019. V. 146. P. 893–899. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.07.029

15. Gammons C.H., Nimick D.A., Parker S.R. Diel cycling of trace elements in streams draining mineralized areas – a review // *Appl. Geochem.* 2015. V. 57. P. 34–44. doi: 10.1016/j.apgeochem.2014.05.008.

16. González-Toril E., Llobert-Brossa E., Casamayor E.O., Amann R., Amils R. Microbial ecology of an extreme acidic environment, the Tinto River // *Appl. Environ. Microbiol.* 2003. V. 69. No. 8. P. 4853–4865. doi: 10.1128/AEM.69.8.4853-4865.2003

17. Березина О.А., Шихов А.Н., Абдуллин Р.К. Применение многолетних рядов данных космической съемки для оценки экологической ситуации в угледобывающих районах (на примере ликвидированного Кизеловского угольного бассейна) // *Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса.* 2018. Т. 15. № 2. С. 144–158. doi: 10.21046/2070-7401-2018-15-2-144-158

18. Деменев А.Д., Березина О.А., Максимович Н.Г., Мизев А.А. Оценка состояния поверхностных вод в зоне интенсивного техногенного воздействия на основе данных дистанционного зондирования Земли // *Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса.* 2024. Т. 21. № 2. С. 271–285. doi: 10.21046/2070-7401-2024-21-2-271-285

## References

1. Chapin T.P. High-frequency, long-duration water sampling in acid mine drainage studies: A short review of current methods and recent advances in automated water samplers // *Appl. Geochem.* 2015. V. 59. P. 118–124. doi: 10.1016/j.apgeochem.2015.04.004. 12

2. Madrid Y., Zayas Z.P. Water sampling: traditional methods and new approaches in water sampling strategy // *Trends in Analytical Chemistry.* 2007. V. 26. No. 4. P. 293–299. doi: 10.1016/j.trac.2007.01.002

3. Loupian E.A., Konstantinova A.M., Balashov I.V., Kashnitskii A.V., Savorskiy V.P., Panova O.Yu. Development of a system for analyzing the state of environment in areas of large industrial facilities, tailings and dumps //

Sovremennye problemy distantsionnogo zondirovaniya Zemli iz kosmosa. 2020. V. 17. No. 7. P. 243–261 (in Russian). doi: 10.21046/2070-7401-2020-17-7-243-261

4. Ashikhmina T.Ya., Dabakh E.V., Kantor G.Ya., Timonov A.S., Domnina E.A., Kut'yavina T.I. Monitoring of ground and surface water in the area of hazardous industrial waste disposal enterprises // Theoretical and Applied Ecology. 2024. No. 4. P. 105–114 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2024-4-105-114

5. Pyankov S.V., Maximovich N.G., Khayrulina E.A., Berezina O.A., Shikhov A.N., Abdullin R.K. Monitoring acid mine drainage's effects on surface water in the Kizel Coal Basin with Sentinel-2 satellite images // Mine Water Environ. 2021. V. 40. P. 606–621. doi: 10.1007/s10230-021-00761-7

6. Isgró M.A., Basallote M.D., Caballero I., Barbero L. Comparison of UAS and Sentinel-2 multispectral imagery for water quality monitoring: A case study for acid mine drainage affected areas (SW Spain) // Remote Sens. 2022. V. 14. No. 16. Article No. 4053. doi: 10.3390/rs14164053

7. Hanelli D., Barth A., Volkmer G., Köhler M. Modeling of acid mine drainage in open pit lakes using Sentinel-2 time-series: a case study from Lusatia, Germany // Minerals. 2023. V. 13. No. 2. Article No. 271. doi: 10.3390/min13020271

8. Nazirova K., Alferyeva Y., Lavrova O., Shur Y., Soloviev D., Bocharova T., Strochkov A. Comparison of *in situ* and remote-sensing methods to determine turbidity and concentration of suspended matter in the estuary zone of the Mzymta River, Black Sea // Remote Sens. 2021. V. 13. No. 1. Article No. 143. doi: 10.3390/rs13010143

9. Maksimovich N.G., Piankov S.V. The Kizel coal basin: environmental problems and solutions. Perm: Perm University Publ., 2018. 288 p. (in Russian).

10. Imaykin A.K., Imaykin K.K. Hydrogeological conditions of the Kizelovskiy coal-basin in time and after of its exploitation, prediction of their changes. Perm: Permskiy gosudarstvennyy natsionalnyy issledovatel'skiy universitet, 2013. 112 p. (in Russian).

11. Maksimovich N.G., Khmurchik V.T., Berezina O.A., Demenev A.D. Migration of microelements

in river system in impact zone of acid mine water discharge in the Kizel Coal Basin // MIAB. Mining Inf. Anal. Bull. 2024. No. 2. P. 23–34 (in Russian). doi: 10.25018/0236\_1493\_2024\_2\_0\_23

12. Yanin E.P. Features of the impact on the environment of the development of coal deposits // Ekologicheskaya ekspertiza. Obzornaya informatsiya. 2019. V. 6. P. 2–59 (in Russian). doi: 10.36535/0869-1010-2019-06-1

13. Anderson J.E., Robbins E.I. Spectral reflectance and detection of iron-oxide precipitates associated with acidic mine drainage // Photogramm. Eng. Remote Sens. 1998. V. 64. No. 12. P. 1201–1208.

14. Chen M., Li F., Tao M. Hu L., Shi Y., Liu Y. Distribution and ecological risks of heavy metals in river sediments and overlying water in typical mining areas of China // Mar. Pollut. Bull. 2019. V. 146. P. 893–899. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.07.029

15. Gammons C.H., Nimick D.A., Parker S.R. Diel cycling of trace elements in streams draining mineralized areas – a review // Appl. Geochem. 2015. V. 57. P. 34–44. doi: 10.1016/j.apgeochem.2014.05.008.17

16. González-Toril E., Llobert-Brossa E., Casamayor E.O., Amann R., Amils R. Microbial ecology of an extreme acidic environment, the Tinto River // Appl. Environ. Microbiol. 2003. V. 69. No. 8. P. 4853–4865. doi: 10.1128/AEM.69.8.4853-4865.2003

17. Berezina O.A., Shikhov A.N., Abdullin R.K. The use of multi-temporal satellite images for environmental assessment in coal mining areas (by example of closed Kizel coal basin) // Sovremennye problemy distantsionnogo zondirovaniya Zemli iz kosmosa. 2018. V. 15. No. 2. P. 144–158 (in Russian). doi: 10.21046/2070-7401-2018-15-2-144-158

18. Demenev A.D., Berezina O.A., Maksimovich N.G., Mizev A.A. Applying remote sensing data to assess water quality in a mining area // Sovremennye problemy distantsionnogo zondirovaniya Zemli iz kosmosa. 2024. V. 21. No. 2. P. 271–285 (in Russian). doi: 10.21046/2070-7401-2024-21-2-271-285

## Дистанционный мониторинг мутности и содержания хлорофилла в водоемных источниках Саратовской области

© 2025. Д. А. Кузянов<sup>1</sup>, м. н. с., Л. П. Эрдниев<sup>1</sup>, к. м. н., с. н. с.,  
И. С. Кошелева<sup>1</sup>, м. н. с., Ю. С. Гусев<sup>1</sup>, к. б. н., с. н. с.,  
А. Н. Микеров<sup>1,2</sup>, д. б. н., руководитель, профессор,

<sup>1</sup>Саратовский медицинский научный центр гигиены ФБУН «Федеральный научный  
центр медико-профилактических технологий управления рисками здоровью населения»

Федеральной службы по надзору

в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека,

410022, Россия, г. Саратов, ул. Заречная, д. 1А, стр. 1,

<sup>2</sup>Саратовский государственный медицинский университет имени В.И. Разумовского,

410012, Россия, г. Саратов, ул. Большая Казацкая, д. 112,

e-mail: dimakuzyanov2000@gmail.com

Человеческая деятельность оказывает значительное воздействие на водные системы. Регулирование водных ресурсов в водохранилищах, а также различные источники загрязнения играют ключевую роль в изменении показателей качества воды. В связи с этим возрастает важность оперативного мониторинга качества воды источников водоснабжения с целью выявления потенциально загрязнённых участков, где значения показателей мутности и содержания хлорофилла *a* (Chl *a*) характеризуются высокими показателями. Несмотря на простоту методов измерения этих показателей, их применение требует значительных ресурсов, включая материальные, человеческие и временные. В связи с этим растёт интерес к использованию технологий дистанционного зондирования Земли для оценки качества воды. Целью исследования являлась оценка состояния водоемных источников Саратовской области с 2008 по 2023 гг. по таким показателям, как мутность и содержание Chl *a* в воде на основе данных спутникового мониторинга. В работе были проанализированы участки р. Волги (Саратовское водохранилище) и р. Большой Караман, используемые населением для хозяйственно-питьевого водоснабжения. Полученные результаты позволили разработать и обосновать модель мониторинга плотности и пространственного распределения планктонных водорослей акватории р. Волга на основе следующих факторов: число солнечных дней, температура воздуха, количество осадков и объём водосбора Саратовской ГЭС. Результаты исследования показали выраженную тенденцию к увеличению степени мутности и концентрации Chl *a* в воде рек Большой Караман и Волге в исследуемый период. Выявленные закономерности могут быть использованы для создания системы дистанционного мониторинга состояния водной среды, что в долгосрочной перспективе снизит потребность в проведении контактных измерений в водоемных источниках, пригодных для спутникового наблюдения.

**Ключевые слова:** мутность, хлорофилл *a*, водоемные источники, спутниковый мониторинг.

## Remote monitoring of turbidity and chlorophyll content in water sources of the Saratov region

© 2025. D. A. Kuzyanov<sup>1</sup> ORCID: 0000-0002-5070-4431, L. P. Erdniev<sup>1</sup> ORCID: 0000-0001-5187-7361,  
I. S. Kosheleva<sup>1</sup> ORCID: 0000-0003-1992-5305, Yu. S. Gusev<sup>1</sup> ORCID: 0000-0001-7379-484X,  
A. N. Mikerov<sup>1,2</sup> ORCID: 0000-0002-0670-7918

<sup>1</sup>Saratov Hygiene Medical Research Center of the FBSI “FSC Medical  
and Preventive Health Risk Management Technologies”,  
Unit 1, 1A, Zarechnaya St., Saratov, Russia, 410022,

<sup>2</sup>Saratov State Medical University named after V.I. Razumovsky,  
112, Bolshaya Kazachya St., Saratov, Russia, 410012,  
e-mail: dimakuzyanov2000@gmail.com

tor the water quality for identifying potentially contaminated sites of water bodies where high levels of turbidity and chlorophyll *a* (Chl *a*) are observed. Despite the simplicity of measuring the above parameters, their application requires significant resources, including material, human, and temporal resources. Therefore, there is growing interest in utilizing remote sensing technologies for water quality assessment. The aim of this study was to assess the water sources status in the Saratov region from 2008 to 2023 in terms of turbidity and Chl *a* content based on satellite monitoring data. The study analyzed the sites of the Volga River (Saratov reservoir) and the Bolshoy Karaman River, used by the population for domestic water supply. The obtained results allowed developing and justifying a model for monitoring the density and spatial distribution of plankton algae in the Volga River based on the number of sunny days, air temperature, precipitation, and the spillway volume of the Saratov hydroelectric power station. The research findings showed a pronounced trend towards increased turbidity and Chl *a* content in the water of the Bolshoy Karaman and Volga rivers during the study period. The identified patterns can be used to create a remote monitoring system for the aquatic environment, which in the long term will reduce the need for contact measurements in water sources suitable for satellite observation.

**Keywords:** turbidity, chlorophyll *a*, water sources, satellite monitoring.

Качество воды водоисточников существенно зависит от их географического расположения, гидрологических и гидрогеологических условий. Формирование качества воды происходит в результате внутриводоёмных процессов и часто подвержено воздействию внешних факторов. Антропогенные воздействия, такие как регулирование водных ресурсов в водохранилищах, изменение температуры воды за счёт создания мелководий, а также наличие различных загрязнителей – органических или металлорганических соединений, неорганических веществ играют ключевую роль в изменении показателей качества воды [1].

При загрязнении водоисточников недостаточно очищенными хозяйственно-бытовыми сточными водами, ливневыми и талыми стоками с поверхности водосбора, в них накапливается значительное количество органических загрязнений и биогенных веществ, что приводит к увеличению показателя мутности. Такие водоисточники, обеспеченные элементами, необходимыми для питания водных организмов, также подвержены эвтрофикации [2].

Развитие массовых скоплений фитопланктона и отмирание клеток в поверхностных водоисточниках значительно ухудшают качество воды. Этот процесс сопровождается увеличением мутности и цветности воды, повышением концентрации органических веществ, а также развитием гнилостных процессов и формированием неприятных запахов и вкусов. Интенсивное развитие цианобактерий приводит к увеличению в воде концентрации синтезируемых ими цианотоксинов, что представляет серьёзную угрозу для здоровья населения [3].

Таким образом, качество питьевой воды напрямую зависит от тщательно подобранных методов очистки и эффективного контроля работы систем водоснабжения в целом, включая отдельные сооружения. В связи с этим возрастает важность проведения оперативного мониторинга качества воды источников

водоснабжения с целью выявления потенциально загрязнённых участков, где показатели мутности и содержания хлорофилла *a* (Chl *a*) характеризуются высокими значениями.

Измерение мутности и концентрации Chl *a* в водных образцах представляет собой распространённую практику в области экологического анализа. Несмотря на мнимую простоту методов измерения, их применение требует значительных ресурсов, включая материальные, человеческие и временные. В связи с этим возрастает интерес к использованию технологий дистанционного зондирования Земли для проведения исследований по оценке качества воды [4].

В настоящее время активное применение спутниковых аппаратов для мониторинга водных объектов основано на анализе спектров отражения исследуемой поверхности. Основными инструментами в этой области являются так называемые «индексные» изображения. На основе комбинации значений яркости в определённых каналах, информативных для выделения исследуемого объекта, и расчёта по этим значениям «спектрального индекса» объекта строится изображение, соответствующее значению индекса в каждом пикселе, что и позволяет выделить исследуемый объект или оценить его состояние. Для обнаружения и оценки мутности зачастую используются различные варианты нормализованного разностного индекса мутности (NDTI, Normalized Difference Turbidity Index) [5]; для оценки развития фитопланктона и содержания Chl *a* – нормализованный разностный индекс хлорофилла (NDCI, Normalized Difference Chlorophyll Index). Эти индексы широко применяются в экологических и геофизических исследованиях для оценки качества воды [6].

Индекс NDCI широко используется для количественной оценки содержания Chl *a* в водных средах и анализа состояния растительного покрова на поверхности Земли. Он основан на различиях в поглощении света

хлорофиллом в ближнем инфракрасном и видимом спектральных диапазонах, что позволяет получать количественные показатели содержания хлорофилла в изучаемой области. Диапазон значений NDCI варьирует от -1 до 1 в областях без влияния облачных искажений [6].

Индекс NDTI используется для оценки степени мутности воды на основе анализа отражательных спектров водных объектов. Спектральные характеристики мутной воды, поддающиеся изменениям, могут быть использованы для выделения пикселей, соответствующих мутной воде. Обычно значения NDTI варьируют от -0,2 до +0,25, где более низкое значение свидетельствует о чистой воде, а более высокое указывает на сильно мутную воду [5].

Путём анализа спектральных индексов и их динамики за определённый период можно выявить тенденции изменения качества воды, без непосредственного контакта с объектом исследования, что важно для обеспечения безопасности питьевого водоснабжения и охраны окружающей среды.

Цель настоящего исследования состоит в анализе данных изменения показателей мутности и содержания хлорофилла *a* в источниках питьевого водоснабжения Саратовской области за период с 2008 по 2023 гг. с применением методов дистанционного зондирования Земли.

**Объекты и методы исследования**

Объектами исследования стали участки рек Большой Караман (51°62'55" с. ш., 46°47'60" в. д.; 51°62'08" с. ш., 46°52'37" в. д.; 51°60'20" с. ш., 46°54'50" в. д.; 51°60'14" с. ш., 46°47'53" в. д.) протяжённостью 10 км вблизи села Ленинское (Энгельсский район, Саратовская область) и Волги (52°07'97" с. ш., 47°52'47" в. д.; 52°09'19" с. ш., 47°60'29" в. д.; 52°00'65" с. ш., 47°78'70" в. д.; 51°99'23" с. ш., 47°60'97" в. д.) протяжённостью 17 км вблизи села Красноармейское на удалении 100 м от береговой линии (Энгельсский район, Саратовская область).

Сбор данных об изменении зон показателя мутности и содержания хлорофилла в источниках питьевого водоснабжения (реки Волга и Большой Караман) выполнялся с использованием разработанного программного алгоритма на основе программного обеспечения ArcGIS версии 10.2.1. Анализ данных проводился на основе спутниковых снимков, полученных в период с 2008 по 2023 гг. с использованием спутников пятого, седьмого и восьмого поколения «Landsat» (<https://earthexplorer.usgs.gov/>).

Принцип функционирования программного алгоритма заключается в применении набора вычислительных алгоритмов, предназначенных для расчёта индексов NDTI и NDCI. В таблице 1 приведены формулы вычисления данных индексов.

Полученные изображения водной поверхности подвергались атмосферной коррекции и разделялись на зоны, характеризующиеся значениями индексов NDTI и NDCI. Разделение изображений на зоны основывалось на вычислении среднего арифметического значения индексов NDTI и NDCI и их стандартных отклонений (SD), вычисленных на основе статистических данных, полученных из изображений. Охват зон характеризовался диапазонами индексов NDTI и NDCI (высокий, средний и низкий) и выражался в квадратных метрах (м<sup>2</sup>). К низкому диапазону отнесены индексы NDTI и NDCI, значения которых ниже величины, вычисляемой по формуле  $M - SD$ , к среднему диапазону – значения, величина которых находится в пределах  $M \pm SD$ , а к высокому диапазону – значения, превышающие величину  $M + SD$  [5].

Перераспределение биомассы фитопланктона в воде р. Волги анализировалось на основе данных по суммарному холостому сбросу воды через ГЭС в весенне-летний период проведения исследований, предоставленных ПАО «Русгидро» (<http://www.rushydro.ru/hydrology/informer/?date>). Данные по количеству осадков и температуре воздуха в период наблюдения взяты с метеорологического сайта rp5.ru (<https://rp5.ru>), данные по числу

**Таблица 1 / Table 1**

Формулы расчёта нормализованного разностного индекса мутности (NDTI) и нормализованного разностного индекса хлорофилла (NDCI) / Formulas for calculating Normalized Difference Turbidity Index (NDTI) and Normalized Difference Chlorophyll Index (NDCI) [5, 6]

Индекс / Index	Формула / Formula
NDTI	$(\text{red band} - \text{green band}) / (\text{red band} + \text{green band})$
NDCI	$(\text{NIR band} - \text{red band}) / (\text{NIR band} + \text{red band})$

световых дней – из архива погоды (<https://www.gismeteo.ru/>). Достоверная информация охватывает временной промежуток с 2015 по 2022 гг.

Статистические зависимости, описывающие взаимосвязи динамики изменения показателей мутности и содержания Chl *a* в воде исследуемых рек, основывались на результатах множественного регрессионного анализа, проводимого с целью выявления и изучения связей количественных признаков при помощи расчёта коэффициента корреляции Пирсона с выводом уравнения множественной регрессии и построением прогнозной модели. Вклад отдельных факторов в формирование множественной регрессионной модели был оценён с использованием метода многомерного дисперсионного анализа (MANOVA).

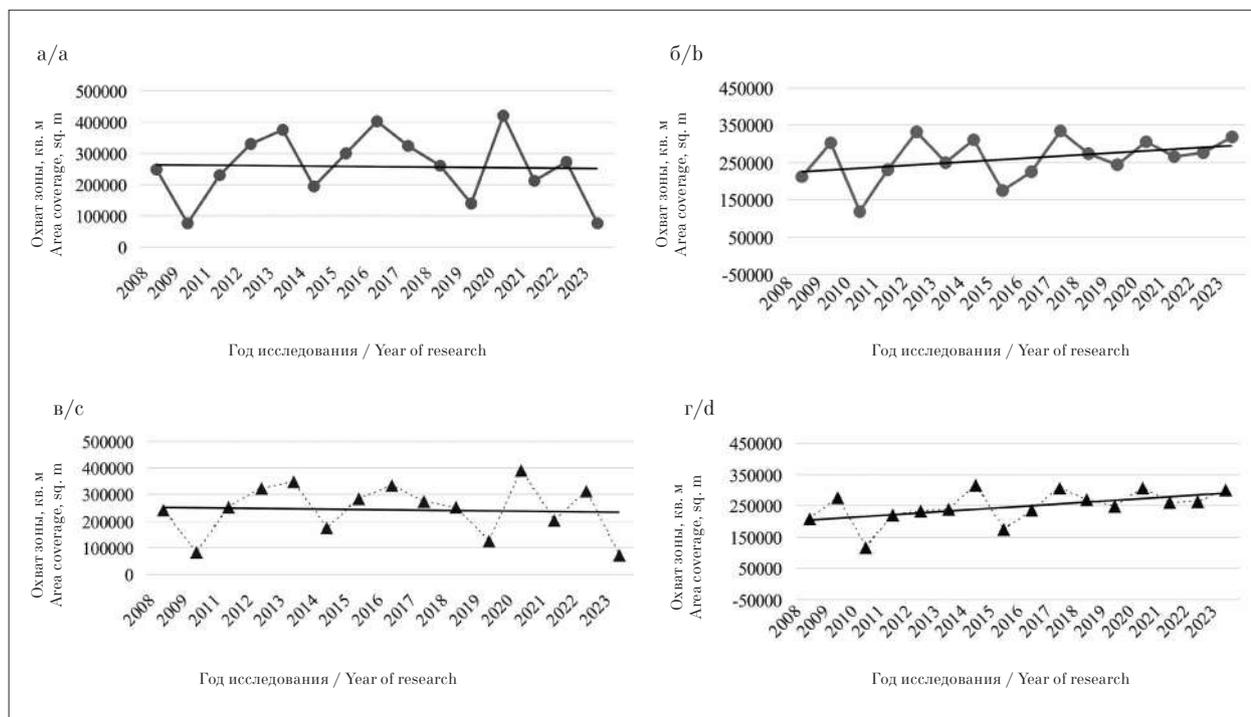
### Результаты и обсуждение

Оценка изменения динамических показателей мутности и содержания Chl *a* в воде рек Волги и Большого Карамана проводилась за период с мая по июль с 2008 по 2023 гг. Известно, что р. Большой Караман лишена внешних источников водоснабжения и в течение летнего

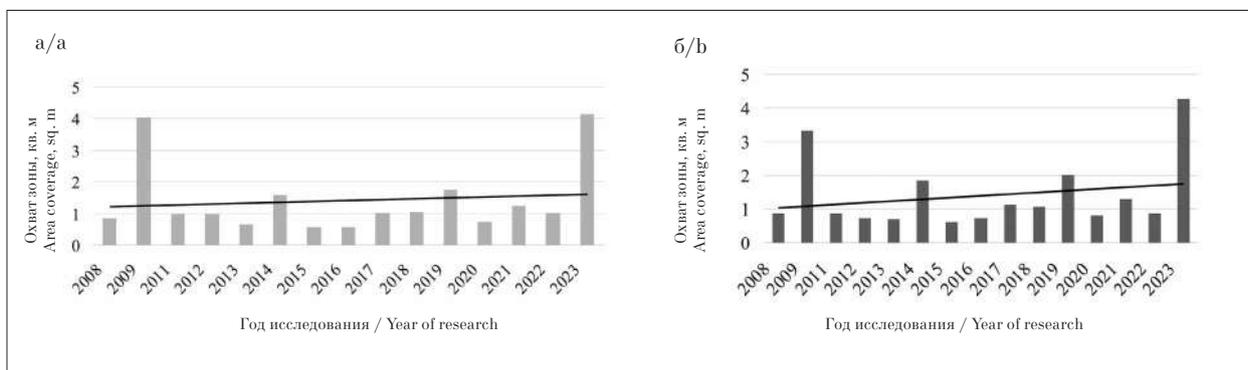
периода в верховьях подвержена засухе. Снеготаяние и грунтовые стоки являются основными источниками её питания. Весеннее половодье составляет примерно 80% от годового стока, играя ключевую роль в водном режиме. Вдоль реки созданы водохранилища и пруды для аккумуляции водных ресурсов в период паводков и паводков, в последующем используемые в целях водоснабжения и орошения [7].

На рисунке 1 отражена годовая динамика изменений охвата зон (м<sup>2</sup>), соответствующих среднему диапазону значений индексов. Весной отмечается уменьшение мутности и содержания Chl *a* в воде, в то время как летом, как логично предположить, наблюдается выраженное увеличение значений обоих индексов по сравнению с весенним периодом.

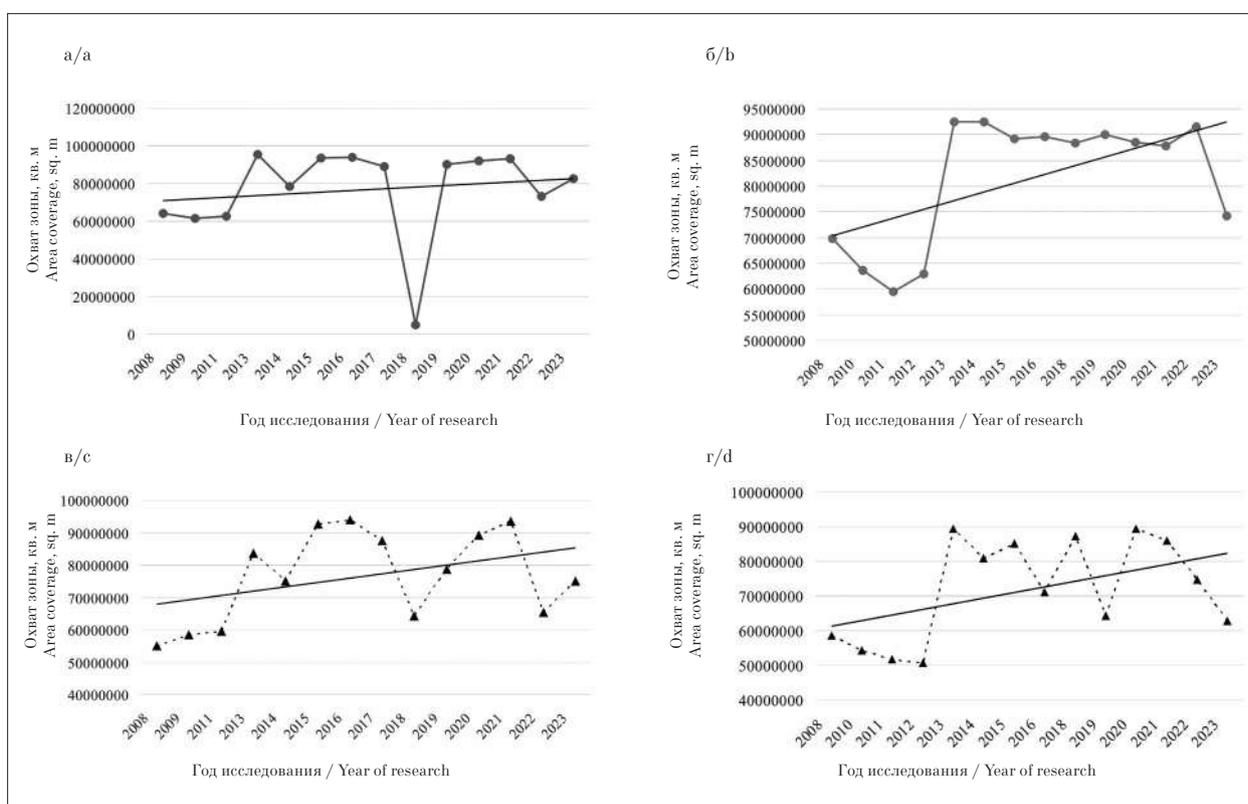
Для выявления общего тренда между изменениями индексов хлорофилла и мутности было определено отношение величины охвата зон (м<sup>2</sup>), соответствующих среднему диапазону значений индексов, зарегистрированных в мае, к значениям, зарегистрированным в июле в воде р. Большой Караман (рис. 2). Тенденция указывает на ежегодное повышение значений мутности и содержания Chl *a*,



**Рис. 1.** Динамика изменения охвата зон, соответствующих среднему диапазону значений индексов NDCI (а – весна, б – лето) и NDTI (в – весна, г – лето) в р. Большой Караман в течение периода наблюдения. Линия на рисунках 1–3 отражает долговременный тренд изменения исследуемых показателей / **Fig. 1.** Dynamics of the coverage of zones corresponding to the average range of values of the NDCI (a – spring, b – summer) and NDTI (c – spring, d – summer) indices in the Bolshoy Karaman River during the observation period. The line in the Figures 1–3 reflects the long-term trend of changes in the studied indicators



**Рис. 2.** Динамика изменения величины отношения охвата зон ( $m^2$ ), соответствующих среднему диапазону значений индексов хлорофилла *a* (а) и мутности (б) в воде реки Большой Караман  
**Fig. 2.** Dynamics of the value of the coverage of zones ratio ( $m^2$ ) corresponding to the average range of values of chlorophyll *a* indices (а) and turbidity (б) in the water of the Bolshoy Karaman River



**Рис. 3.** Динамика изменения охвата зон, соответствующих среднему диапазону значений индексов NDCI (а – весна, б – лето) и NDTI (в – весна, г – лето) в р. Волге в течение периода наблюдения  
**Fig. 3.** Dynamics of change in coverage of zones corresponding to the average range of values of the NDCI (а – spring, б – summer) and NDTI (в – spring, г – summer) indices in the Volga River during the observation period

свидетельствуя о неблагоприятном изменении состояния водной среды.

Выявленная тенденция свидетельствует о нарастающем загрязнении р. Большой Караман, что представляет потенциальную угрозу для здоровья жителей Марксовского, Федоровского, Советского и Энгельсского районов, проживающих вдоль данного водотока. Предполагается, что наблюдаемое явление может быть характерным и для других малых рек в регионе,

не обеспечиваемых системой оросительных каналов из р. Волги [8]. Подобная тенденция характерна также для р. Волги, в частности для Саратовского водохранилища (рис. 3).

За рассматриваемый период наблюдается устойчивый рост концентрации Chl *a* в воде р. Волги, начиная с мая, сохраняющийся в течение летне-осеннего периода. Этот тренд свидетельствует о систематических изменениях в экосистеме реки, проявляющихся

в массовом цветении фитопланктона. Вместе с тем, отмечается увеличение уровня мутности воды, указывающее на стабильную тенденцию к накоплению загрязнителей в речной экосистеме. Этот явный тренд, вероятно, обусловлен наличием различных загрязнений в воде реки, вызванных влиянием инфраструктуры г. Саратова, как отмечено ранее исследователями [9].

Загрязнение водоёмов биогенными соединениями, особенно азотом и фосфором, способствует массовому развитию водорослей и цианобактерий. Данное явление давно наблюдается в водохранилищах Средней и Нижней Волги летом, и влечёт проблемы в обеспечении населения питьевой водой [10].

Влияние человеческой деятельности на речные бассейны, включая регулирование сброса воды через гидроэлектростанции (ГЭС), приводит к изменению естественного руслового потока. Гидроэлектростанции играют ключевую роль в управлении речными системами, контролируя расход воды, режимы паводков

и уровни воды в водоёме. Это часто приводит к уменьшению проточности бассейна, образованию застойных областей и интенсивному эвтрофированию водных объектов [11–14].

Фотосинтетическая активность фитопланктона подвержена влиянию различных естественных факторов, включая количество солнечных дней и температуру воздуха. Солнечное излучение играет ключевую роль в стимуляции фотосинтеза, способствуя увеличению биомассы фитопланктона. В свою очередь, повышение температуры воздуха интенсифицирует тепловые процессы в верхних слоях воды, что способствует вертикальному перемешиванию и равномерному распределению фитопланктона, особенно в тёплое время года [15].

Для оценки влияния перечисленных факторов на перераспределение биомассы фитопланктона в воде р. Волги были проанализированы данные по холостому водосбросу Саратовской ГЭС, количеству осенне-зимних

**Таблица 2 / Table 2**  
 Факторы, влияющие на перераспределение биомассы фитопланктона в воде р. Волги  
 Factors affecting the redistribution of phytoplankton biomass in the water of the Volga River

Год исследования Year of study	Месяц исследования Month of study	Охват средней зоны показателя хлорофилла, м <sup>2</sup> The coverage of the average Chl indicator zone, m <sup>2</sup>	Суммарные осенне-зимние осадки, мм Total autumn-winter precipitation, mm	Холостой водосброс Саратовской ГЭС, м <sup>3</sup> /с Saratov Hydroelectric Power Station spillway, m <sup>3</sup> /s	Средняя температура воздуха, °С Average air temperature, °С	Количество солнечных дней / The number of sunny days
2015	Май / May	89264700	1337	2751	15,9	19
	Июнь / June				22,6	18
	Июль / July				20,7	17
	Август / August				18,8	19
2016	Май / May	89693100	2503	61504	14,8	9
	Июнь / June				19,8	9
	Июль / July				22,3	7
	Август / August				23,9	17
2019	Май / May	90045900	1931	31569	17,2	20
	Июнь / June				21,7	15
	Июль / July				20,1	10
	Август / August				18,4	15
2021	Май / May	87891300	1346	25845	17,6	16
	Июнь / June				20,5	13
	Июль / July				23,3	10
	Август / August				23,7	20
2022	Май / May	91538100	2226	18847	10,5	12
	Июнь / June				19,6	11
	Июль / July				20,3	14
	Август / August				22,7	24

Таблица 3 / Table 3

Результаты многомерного дисперсионного анализа MANOVA  
Results of Multivariate Analysis of Variance (MANOVA)

Критерий / Criterion	Значение F-критерия F-statistic value	Значимость Significance
Количество солнечных дней / Number of sunny days	2,252	0,163
Холостой водосброс Саратовской ГЭС The spillway of the Saratov HPP	1,492	0,324
Суммарные осенне-зимние осадки Total autumn-winter precipitation	1,507	0,320
Средняя температура воздуха Average air temperature	1,377	0,363

осадков, средней температуре воздуха, числу солнечных дней за период проведения исследования. Для увеличения объёма выборки данные анализировались в период с мая по август. Параметры сброса воды и метеорологические условия в этот период представлены в таблице 2.

Многомерный дисперсионный анализ (MANOVA) был применён для оценки влияния различных факторов (число солнечных дней, температура воздуха, количество осадков и объём водосброса Саратовской ГЭС) на охват средней зоны показателя хлорофилла (табл. 3). Из полученных результатов (табл. 3) следует, что ни один из учтённых критериев не достиг статистической значимости на уровне  $p < 0,05$ . Это позволяет заключить, что ни количество солнечных дней, ни объём водосброса Саратовской ГЭС, ни суммарные осенне-зимние осадки, ни средняя температура воздуха в данном контексте в отдельности не оказывают статистически значимого влияния на формирование зон содержания хлорофилла.

Для более полного понимания процессов, влияющих на динамику изменения содержания Chl *a* в р. Волге, был проведён множественный регрессионный анализ, оценивающий зависимость изменения индекса NDCI от следующих переменных: число солнечных дней, температура воздуха, количество осадков и объём водосброса Саратовской ГЭС. Полученная зависимость, описывающая динамику изменения концентрации Chl *a* в воде Саратовского водохранилища, выражается следующим уравнением:

$$Y = 84729127,5077 + 4732,2106 \cdot X_1 - 63,6303 \cdot X_2 + 3625,109 \cdot X_3 - 4960,7907 \cdot X_4,$$

где  $Y$  – охват средней зоны показателя хлорофилла, м<sup>2</sup>;  $X_1$  – число солнечных дней, сут;  $X_2$  – холодной водосброс Саратовской ГЭС,

м<sup>3</sup>/с;  $X_3$  – суммарные осенне-зимние осадки, мм;  $X_4$  – средняя температура воздуха, °С.

Оценка статистической значимости уравнения множественной регрессии продемонстрировала высокую степень адекватности построенной модели: множественный коэффициент корреляции ( $R$ ) равен 0,9881, коэффициент детерминации ( $R^2$ ) составляет 0,97, а средняя ошибка аппроксимации ( $A$ ) равна 0,16%.

В ходе выполнения корреляционно-регрессионного анализа установлена значительная статистическая взаимосвязь между мутностью и содержанием Chl *a* в воде рек Волги и Большого Карамана. Коэффициент корреляции ( $R$ ) составил 0,707 для Волги и 0,979 для Большого Карамана, а коэффициент детерминации ( $R^2$ ) – 0,5 и 0,958 соответственно.

Обнаруженная закономерность указывает на значительное влияние на уровень мутности воды в узкой р. Большой Караман присутствия фитопланктона. В отличие от этого, в р. Волге наблюдается более выраженное воздействие антропогенных факторов, в частности, сброса сточных вод на мутность воды. В связи с этим для разработки модели изменения мутности аналогичной регрессионной модели, связанной с содержанием Chl *a* в воде, требуются дополнительные исследования.

### Заключение

В ходе исследования разработана и обоснована модель мониторинга для получения данных о плотности и пространственном распределении планктонных водорослей. Модель основана на индексе NDCI и имеет потенциал для калибровки при проведении дополнительных исследований по измерению содержания Chl *a* в водной среде *in situ*.

В ходе проведённого исследования выявлена выраженная тенденция к увеличению

степени мутности и концентрации Chl *a* в воде рек Большой Караман и Волга в период с 2008 по 2023 гг.

В результате анализа данных обнаружена значительная корреляция между индексами NDTI и NDCI в р. Большой Караман. Это указывает на доминирующую роль фитопланктона в формировании оптических свойств воды в данном водном объекте. В отличие от этого, в р. Волге выявлена менее выраженная взаимосвязь между указанными индексами, вероятно, обусловленная воздействием различных дополнительных факторов, таких как сточные воды, влияющих на оптические характеристики воды.

Таким образом, обнаруженные закономерности позволяют рассмотреть возможность создания системы дистанционного мониторинга состояния водоисточников, что в долгосрочной перспективе снизит потребность в проведении контактных измерений в средах, пригодных для спутникового наблюдения.

### Литература

1. Didenko N., Skripnuk D., Mirolyubova O. The effects of human behavior on fresh water resources // Proceedings of the International Multidisciplinary Scientific GeoConference. Sofia, 2017. V. 17. P. 883–892. doi: 10.5593/sgem2017/53/S21.110
2. Aryal R., Vigneswaran S., Kandasamy J., Naidu R. Urban stormwater quality and treatment // Korean J. Chem. Eng. 2010. V. 27. P. 1343–1359. doi: 10.1007/s11814-010-0387-0
3. Кутявина Т.И., Кантор Г.Я., Ашихмина Т.Я., Савиных В.П. Применение методов обработки и анализа космических снимков для изучения эвтрофированных водоёмов (обзор) // Теоретическая и прикладная экология. 2020. № 2. С. 14–25. doi: 10.25750/1995-4301-2020-2-014-025
4. Ritchie J.C., Zimba P.V., Everitt J.H. Remote sensing techniques to assess water quality // Photogramm. Eng. Remote Sens. 2003. V. 69. No. 6. P. 695–704. doi: 10.14358/PERS.69.6.695
5. Bid S., Siddique G. Identification of seasonal variation of water turbidity using NDTI method in Panchet Hill Dam, India // Model. Earth Syst. Environ. 2019. V. 5. P. 1179–1200. doi: 10.1007/s40808-019-00609-8
6. Кутявина Т.И., Рутман В.В., Ашихмина Т.Я. Дистанционный мониторинг зарастания высшей водной растительностью акватории эвтрофированного водохранилища // Теоретическая и прикладная экология. 2020. № 3. С. 36–40. doi: 10.25750/1995-4301-2020-3-036-040
7. Gusarov A.V. The impact of contemporary changes in climate and land use/cover on tendencies in water flow, suspended sediment yield and erosion intensity in the

northeastern part of the Don River basin, SW European Russia // Environ. Res. 2019. V. 175. P. 468–488. doi: 10.1016/j.envres.2019.03.057

8. Ovchinnikov A.S., Loboyko V.F., Bocharnikov V.S., Fomin S.D., Ovcharova A.Y. State of the small rivers of the Volga basin within the lower Volga // IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.: proceedings of the conference AgroCON-2019. V. 341. Kurgan: IOP Publishing Ltd., 2019. Article No. 012107. doi: 10.1088/1755-1315/341/1/012107

9. Kosarev A.V., Kosheleva I.S., Chekmizov V.A., Pankratova Yu.A., Mikerov A.N. Development of a geoinformation atlas of the sanitary and chemical state of water sources in the arid region // IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.: proceedings of the conference DAICRA-2021. V. 949. Yekaterinburg: IOP Publishing Ltd., 2022. Article No. 012014. doi: 10.1088/1755-1315/949/1/012014

10. Косарев А.В., Иванов Д.Е., Микеров А.Н., Савина К.А., Валеев Т.К., Сулейманов Р.А. Применение геоинформационных технологий и дистанционного зондирования Земли для оценки влияния аридности территории на качество воды малых рек // Гигиена и санитария. 2021. Т. 100. № 10. С. 1052–1059. doi: 10.47470/0016-9900-2021-100-10-1052-1059

11. Wagner T., Erickson L.E. Sustainable management of eutrophic lakes and reservoirs // Journal of Environmental Protection. 2017. V. 8. No. 4. P. 436–463. doi: 10.4236/jep.2017.84032

12. Shourian M., Moridi A., Kaveh M. Modeling of eutrophication and strategies for improvement of water quality in reservoirs // Water Sci. Technol. 2016. V. 74. No. 6. P. 1376–1385. doi: 10.2166/wst.2016.322

13. Vieira J.M.P., Pinho J.L., Dias N., Schwanenberg D., van den Boogaard H.F.P. Parameter estimation for eutrophication models in reservoirs // Water Sci. Technol. 2013. V. 68. No. 2. P. 319–327. doi: 10.2166/wst.2013.248

14. Wang L., Liu L., Zheng B. Eutrophication development and its key regulating factors in a water-supply reservoir in North China // J. Environ. Sci. 2013. V. 25. No. 5. P. 962–970. doi: 10.1016/S1001-0742(12)60120-X

15. Sand-Jensen K.A. Environmental variables and their effect on photosynthesis of aquatic plant communities // Aquat. Bot. 1989. V. 34. No. 1–3. P. 5–25. doi: 10.1016/0304-3770(89)90048-X

### References

1. Didenko N., Skripnuk D., Mirolyubova O. The effects of human behavior on fresh water resources // Proceedings of the International Multidisciplinary Scientific GeoConference. Sofia, 2017. V. 17. P. 883–892. doi: 10.5593/sgem2017/53/S21.110
2. Aryal R., Vigneswaran S., Kandasamy J., Naidu R. Urban stormwater quality and treatment // Korean J. Chem. Eng. 2010. V. 27. P. 1343–1359. doi: 10.1007/s11814-010-0387-0

3. Kut'yavina T.I., Kantor G.Ya., Ashikhmina T.Ya., Savinykh V.P. Application of methods for processing and analysis of satellite images for the study of eutrophied reservoirs (review) // *Theoretical and Applied Ecology*. 2020. No. 2. P. 14–25 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2020-2-014-025
4. Ritchie J.C., Zimba P.V., Everitt J.H. Remote sensing techniques to assess water quality // *Photogramm. Eng. Remote Sens.* 2003. V. 69. No. 6. P. 695–704. doi: 10.14358/PERS.69.6.695
5. Bid S., Siddique G. Identification of seasonal variation of water turbidity using NDTI method in Panchet Hill Dam, India // *Model. Earth Syst. Environ.* 2019. V. 5. P. 1179–1200. doi: 10.1007/s40808-019-00609-8
6. Kut'yavina T.I., Rutman V.V., Ashikhmina T.Ya. Remote monitoring of overgrowth of the eutrophicated reservoir water area by higher aquatic vegetation // *Theoretical and Applied Ecology*. 2020. No. 3. P. 36–40 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2020-3-036-040
7. Gusarov A.V. The impact of contemporary changes in climate and land use/cover on tendencies in water flow, suspended sediment yield and erosion intensity in the northeastern part of the Don River basin, SW European Russia // *Environ. Res.* 2019. V. 175. P. 468–488. doi: 10.1016/j.envres.2019.03.057
8. Ovchinnikov A.S., Loboyko V.F., Bocharnikov V.S., Fomin S.D., Ovcharova A.Y. State of the small rivers of the Volga basin within the lower Volga // *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science: proceedings of the conference AgroCON-2019*. V. 341. Kurgan: IOP Publishing Ltd., 2019. Article No. 012107. doi: 10.1088/1755-1315/341/1/012107
9. Kosarev A.V., Kosheleva I.S., Chekmizov V.A., Pankratova Y.A., Mikerov A.N. Development of a geoinformation atlas of the sanitary and chemical state of water sources in the arid region // *IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.: proceedings of the conference DAICRA-2021*. V. 949. Yekaterinburg: IOP Publishing Ltd., 2022. Article No. 012014. doi: 10.1088/1755-1315/949/1/012014
10. Kosarev A.V., Ivanov D.E., Mikerov A.N., Savina K.A., Valeev T.K., Suleimanov R.A. Application of geoinformation technologies and remote sensing of the Earth to assess the impact of aridity of the territory on the water quality of small rivers // *Hygiene and Sanitation*. 2021. V. 100. No 10. P. 1052–1059 (in Russian). doi: 10.47470/0016-9900-2021-100-10-1052-1059
11. Wagner T., Erickson L.E. Sustainable management of eutrophic lakes and reservoirs // *Journal of Environmental Protection*. 2017. V. 8. No. 4. P. 436–463. doi: 10.4236/jep.2017.84032
12. Shourian M., Moridi A., Kaveh M. Modeling of eutrophication and strategies for improvement of water quality in reservoirs // *Water Sci. Technol.* 2016. V. 74. No. 6. P. 1376–1385. doi: 10.2166/wst.2016.322
13. Vieira J.M.P., Pinho J.L., Dias N., Schwanenberg D., Van Den Boogaard H.F.P. Parameter estimation for eutrophication models in reservoirs // *Water Sci. Technol.* 2013. V. 68. No. 2. P. 319–327. doi: 10.2166/wst.2013.248
14. Wang L., Liu L., Zheng B. Eutrophication development and its key regulating factors in a water-supply reservoir in North China // *J. Environ. Sci.* 2013. V. 25. No. 5. P. 962–970. doi: 10.1016/S1001-0742(12)60120-X
15. Sand-Jensen K.A. Environmental variables and their effect on photosynthesis of aquatic plant communities // *Aquat. Bot.* 1989. V. 34. No. 1–3. P. 5–25. doi: 10.1016/0304-3770(89)90048-X

## Сравнительная оценка экологического состояния различных локаций реки Луги

© 2025. Т. В. Кузнецова<sup>1</sup>, к. б. н., с. н. с.,

А. Б. Манвелова<sup>1</sup>, н. с., Л. Л. Капранова<sup>2</sup>, к. б. н., с. н. с.,

<sup>1</sup>Санкт-Петербургский Федеральный исследовательский центр Российской академии наук, 199178, Россия, г. Санкт-Петербург, 14-я линия В.О., д. 39,

<sup>2</sup>Федеральный исследовательский центр «Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского Российской академии наук», 299011, Россия, г. Севастополь, пр. Нахимова, д. 2,  
e-mail: kuznetsova\_tv@bk.ru

На основе комплексной оценки показателей качества водной среды, данных по содержанию тяжёлых металлов в донных отложениях и тканях двустворчатых моллюсков *Unio pictorum*, а также о физиологическом статусе (индексы состояния) моллюсков были исследованы 7 локаций р. Луги. Выявлены различия физико-химических характеристик качества природных вод, различия в содержании и бионакоплении тяжёлых металлов, как основных загрязнителей водных экосистем. Максимальные концентрации тяжёлых металлов в донных отложениях были характерны для Zn, затем Pb, меньшие – для Cu и Cd, вне зависимости от локаций наблюдения. Коэффициент бионакопления тяжёлых металлов в мягких тканях моллюсков был максимальным для Zn, в меньшей степени – для Cu и Cd, и минимальны для Pb. Сравнительный анализ индексов состояния (здоровья) моллюсков, вычисленный с использованием различных морфометрических и массовых параметров, показал эффективность применения такого подхода в оценке экологического состояния изучаемых водных экосистем по показателям состояния местной биоты.

**Ключевые слова:** комплексная оценка экологического состояния, физико-химические показатели качества воды, тяжёлые металлы, донные отложения, ткани моллюсков, индексы состояния (здоровья) двустворчатых моллюсков.

## Comparative assessment of the environmental status of the Luga River locations

© 2025. T. V. Kuznetsova<sup>1</sup> ORCID: 0000-0002-4848-1806<sup>†</sup>

A. B. Manvelova<sup>1</sup> ORCID: 0000-0003-0628-7033<sup>†</sup>

L. L. Kapranova<sup>2</sup> ORCID: 0000-0001-9081-1074<sup>†</sup>

<sup>1</sup>St. Petersburg Federal Research Center of the Russian Academy of Sciences, 39, 14 line V.I., Saint Petersburg, Russia, 199178,

<sup>2</sup>A.O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of the Russian Academy of Sciences, 2, Nakhimova av., Sevastopol, Russia, 299011,  
e-mail: kuznetsova\_tv@bk.ru

We have conducted a comprehensive assessment of the ecological status of the Luga River locations. The analysis was based on aquatic environment quality indicators, and data on heavy metal content in bottom sediments and tissues of indigenous bivalve mollusks *Unio pictorum* L. (Mollusca, Bivalvia), as well as on the mollusks' physiological status (Condition Index – CI) in 7 locations of the Luga River. Differences in the physicochemical characteristics of surface water quality and heavy metal content and bioaccumulation were revealed. The maximum heavy metal concentrations in bottom sediments were typical for Zn and Pb, lower – for Cu and Cd, regardless of the sampling site. The heavy metal's bioaccumulation coefficient in mollusk soft tissues was maximum for Zn, to a lesser extent for Cu and Cd, and minimum for Pb. The minimum CI values were obtained for the sampling site below Tolmachevo, the maximum – for the sampling site below confluence of the Solka and the Luga rivers. A small population of mollusks has been identified within the city of Luga. This may be due to the low dissolved oxygen content in the water in addition to environmental pollution. The CI (general health status) was calculated using various morphometric and mass parameters of mollusks sampled in different locations. A comparative analysis of the CI showed the effectiveness of this approach in assessing the ecological status of the studied aquatic ecosystems based on the status of the local biota.

**Keywords:** comprehensive assessment of the ecological status, physicochemical indicators of water quality, heavy metals, sediments, tissues of mollusks, condition (general health status) indexes of bivalves.

Река Луга – самая протяжённая в Ленинградской области (353 км), площадь водосбора 13200 км<sup>2</sup>. В реку впадает множество рек более мелкого порядка и ручьёв. На водотоке происходят существенные колебания скорости течения воды (0,1–0,5 м/с).

В районе городов Луга и Кингисепп река испытывает антропогенную нагрузку, включая как сельскохозяйственную, так и селитебную: в первую очередь, от поступающих сбросов сточных вод предприятий водопроводно-канализационного хозяйства, промышленных предприятий, а также поверхностный сток с водосбора. Особенно интенсивно промышленно развивается территория в западной части бассейна р. Луги [1].

Заметное влияние на экологическое состояние реки оказывают и уже действующие многие годы промышленные объекты, основным из которых является предприятие ООО «ПГ» «Фосфорит» – один из ведущих производителей фосфорных удобрений и кормовых фосфатов на Северо-Западе России, а также фосфоритной муки, серной и фосфорной кислот. Предприятиями, осуществляющими сброс загрязнённых сточных вод в поверхностные воды в бассейне р. Луги, также являются ОАО «Кингисеппский водоканал», ГУП «Леноблводоканал», ОАО «Коммунальные системы Гатчинского района» (пос. Сиверский, Вырица, Рождествено и др.), а также предприятия пищевой, металлообрабатывающей промышленности и др. Значительные площади территории заняты сельскохозяйственными угодьями, что обуславливает повышенный сток биогенных элементов. Всё это оказывает и будет оказывать влияние на состояние водной экосистемы р. Луги.

По данным Северо-Западного Управления по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды (СЗУГМС), воды реки в зависимости от участка согласно РД 52.24.643-2002 в период 2020–2023 гг. относятся к загрязнённым и очень загрязнённым, класс качества воды – За и Зб, соответственно. Основными загрязняющими веществами являются медь (Cu), марганец (Mn) и азот нитритный (N-NO<sub>2</sub>). К показателям, среднегодовая концентрация которых за исследуемый период стабильно превышает нормативы, также относятся ХПК, железо общее [2].

Целью работы являлось проведение комплексной оценки экологического состояния различных локаций р. Луги с использованием разных методических подходов и оценочных критериев.

## Объекты и методы исследования

Объектом исследования являлась р. Луга. Исследуемые участки акватории р. Луги были приурочены к ближайшим постам государственного экологического мониторинга СЗУГМС в её бассейне. Внимание уделяли локациям с наличием там двустворчатых моллюсков – биоиндикаторов качества природных вод.

Пробы для оценки физико-химических характеристик качества вод отбирали с глубины от 0,5 до 1,0 м батометром и смешивали их до образования интегральной пробы, которая и подвергалась анализу в день отбора проб.

Отбор донных отложений проводили с глубины 0,5–0,7 м в местах отбора моллюсков. В местах отбора проб дно, как правило, покрыто песчаными, песчано-илистыми или песчано-глинистыми отложениями.

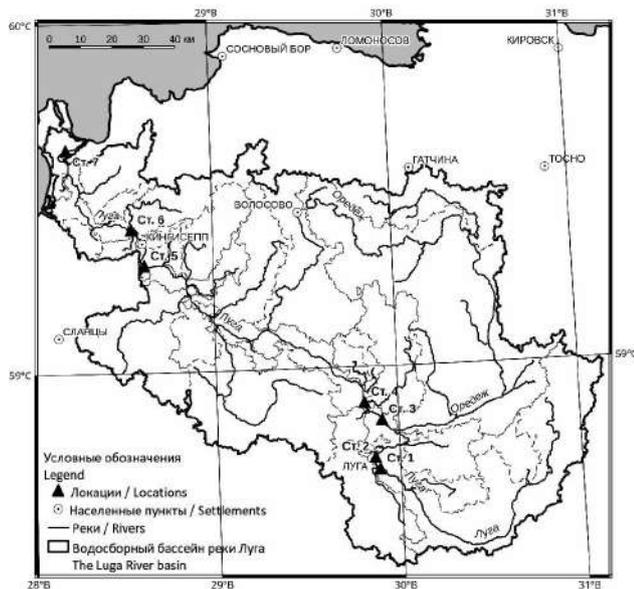
Пресноводных двустворчатых моллюсков семейства *Unionidae* (*Mollusca*, *Bivalvia*) активно используют в экологическом мониторинге состояния водоёмов, а именно, в качестве биоиндикаторных организмов, умеренно чувствительных к воздействию различного рода загрязнителей. Так, *Unio pictorum* (Linnaeus, 1758) – традиционный биоиндикатор при мониторинге экологического состояния пресноводных экосистем Северо-Запада России [3, 4]. Этот вид считают более чувствительными к загрязнению, чем близкородственный *Unio tumidus* [5], вид, также широко распространённый в этом регионе России.

В данном исследовании по морфометрическим показателям (длина, высота, ширина раковины, общая масса моллюска, масса его мягких тканей, масса раковины) оценивали индекс состояния (здоровья) – CI (Condition Index) местных моллюсков, который отражает физиологические и биоэнергетические изменения в организме [6]. Этот показатель косвенно указывает на качество среды обитания моллюсков.

Карта мест отбора проб воды и донных отложений, а также моллюсков представлена на рисунке 1.

В 2023 г. вода на всех станциях по химическому составу характеризуется как загрязнённая [2].

Станция 1 – выше г. Луги, 1,5 км, выше впадения р. Вревки, левый берег реки, дно песчаное, по кромке берега небольшое количество тростника *Phragmites australis*, моллюсков более 5 экз./м<sup>2</sup>; показателями, вносящими



**Рис. 1.** Карта бассейна р. Луги и мест сбора проб (отмечены чёрными треугольниками)  
**Fig. 1.** Map of the Luga River basin and sampling sites (indicated by black triangles)

основной вклад в загрязнение вод, являются ХПК, железо общее и медь [2];

Станция 2 – в черте г. Луга, городской пляж, правый берег реки, дно песчано-илистое, растительность – рдест *Potamogeton natans*, по берегу кусты *Salix caprea*, моллюски *Unio* обнаружены в единичном количестве; среднегодовые значения показателей в воде выше нормы наблюдаются по ХПК и меди;

Станция 3 – выше пос. Толмачево, ниже впадения р. Оредеж, правый берег, дно песчано-глинистое, растительность – *P. australis* и *Elodea canadensis*, моллюсков 10–12 экз./м<sup>2</sup>; превышение нормативов отмечается по среднегодовым концентрациям ХПК, железа общего и меди;

Станция 4 – ниже пос. Толмачево, ниже впадения р. Ящеры, дно песчано-илистое, моллюски *Unio* с редкими дрейссенами *Dreissena polymorpha* на раковинах унионид, плотность популяции более 10 экз./м<sup>2</sup>; основные загрязняющие вещества – железо общее, медь, наблюдается превышение нормативов по ХПК;

Станция 5 – выше г. Кингисеппа, выше впадения р. Славянки, левый берег, песчаный пляж, стрелолист *Sagittaria natans* и рдест *P. natans*. Вода заметно холоднее, чем в других изученных локациях р. Луги; моллюски 8 экз./м<sup>2</sup>; показателями, вносящими основной вклад в загрязнение вод, являются ХПК, железо общее, медь и марганец.

Станция 6 – ниже г. Кингисеппа, ниже впадения р. Солки, правый берег, дно преи-

мущественно песчано-глинистое со следами отмершей водной растительности, рдест *P. natans*; плотность популяции моллюсков 12 экз./м<sup>2</sup>; превышение нормативов отмечается по ХПК, азоту нитритному, железу общему, меди, цинку и марганцу.

Станция 7 – выше п. Преображенки, выше впадения р. Выбьи, 10 км от устья р. Луги, левый берег, дно преимущественно песчано-глинистое, попадаются осколки полевого шпата; растительность – рдест *P. australis*, элодея *E. canadensis*. Плотность популяции моллюсков 9 экз./м<sup>2</sup>; превышающие нормативы среднегодовые значения концентраций отмечаются по ХПК, азоту нитритному, железу общему, меди, цинку и марганцу.

В данном исследовании местных моллюсков *U. pictorum* собирали на мелководье вручную, помещали в изотермические контейнеры с небольшим количеством природной воды из мест отбора проб. Идентификацию вида моллюсков проводили по определителю зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской части России [7].

Для подсчёта СИ отбирали моллюсков *U. pictorum* с длиной раковины от 45 до 62 мм. Возраст оценивали по полукольцам зимней приостановки роста, прибавляя ещё год, как это принято в литературных источниках [8]. Отобранные моллюски были близкого возраста – 5–6 лет.

Животных доставляли в день сбора в лабораторию и помещали в стеклянные аквариумы с природной водой из мест сбора и с небольшим количеством донных отложений, которые помещали на дно аквариума.

Через сутки для каждого из собранных моллюсков измеряли общую массу, массу раковины, массу сырых тканей моллюсков. Длину, высоту раковины и толщину моллюска измеряли штангенциркулем (в мм) индивидуально для каждого моллюска с каждой станции сбора. Общую массу моллюсков, сырых тканей и раковины определяли путём взвешивания на весах электронных лабораторных M-ER 122ACF(JR) (MERCURY WP TECH GROUP CO, LTD 648-59, Seoul, Korea), предел погрешности ± 0,25e.

Индекс состояния (здоровья) вычисляли по 3 ранее предложенным формулам [9]. В нашей работе это формулы 1, 2 и 3:

$$\begin{aligned}
 CI(1) &= (\text{сырая масса тканей} / \text{масса раковины}) \cdot 100 \\
 CI(1) &= (\text{wet meat weight} / \text{shell weight}) \cdot 100
 \end{aligned}
 \tag{1}$$

$$CI(2) = (\text{сырая масса тканей} / \text{общая масса животного}) \cdot 100$$

$$CI(2) = (\text{wet meat weight} / \text{total animal weight}) \cdot 100 \quad (2)$$

$$CI(3) = (\text{сырая масса тканей} / \text{длина раковины}) \cdot 100$$

$$CI(3) = (\text{wet meat weight} / \text{shell length}) \cdot 100 \quad (3)$$

По данным работы [7], CI можно рассчитать как соотношение сырой массы мягких тканей к общей массе моллюска, что фактически является индексом «упитанности» (уравнение 8 по [9]). В работе [9] также предложен метод, основанный на определении массы сырых тканей. В отличие от всех перечисленных методов, в работе [10] предлагается рассчитывать соотношение массы сырых тканей и длины раковины, в нашей работе – это индекс CI(3).

Морфометрические показатели и рассчитанные по ним индексы состояния (здоровья) местных моллюсков *U. pictorum* были подвергнуты статистическому анализу. Оценки значимости различий индексов состояния моллюсков из разных участков реки проводили в программе PAST 4.14 с помощью однофакторного дисперсионного анализа с уровнем достоверности  $p < 0,05$ . Если дисперсии не были значимо неоднородными согласно критерию Levene, использовали классический дисперсионный анализ по Фишеру и последующее парное сравнение по критерию Тьюки. В противном случае применяли *F*-критерий Уэлча и парное сравнение по Геймсу-Хауэллу в виде функции в среде Matlab [11].

Боксплоты, отражающие данные по индексам состояния моллюсков, были построены в программе Matlab 8.2.0. Для расчёта сходимости результатов разных методов вычисления индексов здоровья моллюсков были построены линейные регрессии в программе GraphPad Prism 8.0.1.

### Результаты и обсуждение

Для выбранных станций мониторинга кислородный режим в период наблюдений 15–31 августа 2023 г. удовлетворительный. Содержание растворённого кислорода в большинстве станций не опускалось ниже 7,8 мг/л, за исключением городского пляжа в г. Луге, где это значение было 5,3 мг/л. По концентрации водородных ионов (pH) воды р. Луги относятся к нейтральным и слабощелочным (7,1–8,3).

Основные физико-химические показатели качества воды р. Луги представлены в таблице 1.

Значения содержания тяжёлых металлов (ТМ) в донных отложениях разных локаций исследования на р. Луге приведены ниже (табл. 2).

Для оценки состояния (здоровья) животных применяли методы вычисления CI на основе измерения морфометрических и массовых показателей моллюсков (табл. 3).

Морфометрические и массовые показатели служили для расчёта индексов состояния (здоровья) устриц. Графическое представление рассчитанных данных по CI моллюсков из разных станций продемонстрировано на рисунке 2.

Сравнительный анализ боксплотов (рис. 2) показал, что станция 4 отличается минимальными значениями CI(1) и CI(2). Станция 6 (ниже г. Кингисеппа) выделяется высокими значениями индекса, рассчитанного по формулам 1 (масса тканей и раковины сопоставимы, т. е. раковина не толстая) и 2 (масса тканей и общая масса моллюска). Достоверные отличия по результатам дисперсионного анализа приведены на рисунке 2 в виде различных букв над выборками. Значимой неоднородности в дисперсиях, согласно критерию Levene, не наблюдалось только для индекса CI(1) ( $p = 0,09$ ). Для двух других индексов дисперсии были значимо неоднородными ( $p < 0,0022$ ), и для сравнения средних был использован *F*-критерий Уэлча и апостериорный парный тест по Геймсу-Хауэллу.

Сходимость результатов расчёта CI, вычисленных по различным размерно-весовым параметрам моллюсков (см. формулы 1, 2 и 3) была подвергнута линейной регрессии. Данные представлены ниже (рис. 3).

Линейную регрессию можно интерпретировать таким образом, что CI(1) линейно возрастает с CI(2), т. к. угловой коэффициент значимо отличается от нуля ( $F = 183,7, p < 0,0001$ ). Однако индекс CI(3) не коррелирует ни с CI(1), ни с CI(2), поскольку угловой коэффициент соответствующих регрессий значимо не отличается от нуля ( $F = 1,591, p = 0,215$  для CI(1) и  $F = 0,374, p = 0,544$  для CI(2)).

Проведённый анализ физико-химических показателей качества воды в различных локациях р. Луги показал, что городской пляж г. Луги испытывает антропогенное воздействие: наблюдались превышения ХПК, БПК<sub>5</sub>. Содержание растворённого O<sub>2</sub> в этой локации было пониженным (5,3 мг/дм<sup>3</sup>) по сравнению

Таблица 1 / Table 1

Основные физико-химические показатели качества воды р. Луги в изучаемых локациях в августе 2023 г.  
Base physicochemical parameters of surface waters in study sites of the River Luga in August 2023

Показатель Parameter	Станция / Sampling site						
	1	2	3	4	5	6	7
pH	7,0	7,1	7,2	7,2	8,3	8,1	8,1
Растворённый O <sub>2</sub> , мг/дм <sup>3</sup> Dissolved oxygen, mg/dm <sup>3</sup>	7,0	5,3	8,1	7,8	10,0	9,6	12,0
T, °C	22,7	23,5	21,0	21,4	21,9	23,6	24,0
Электропроводность, мСм/см Electrical conductivity, mS/cm	0,36	0,27	0,29	0,27	0,34	0,36	0,97
Мутность, мг/дм <sup>3</sup> Turbidity, mg/dm <sup>3</sup>	2,13	<1,0	1,14	<1,0	1,08	1,28	2,23
Взвешенные вещества, мг/дм <sup>3</sup> Suspended substances, mg/dm <sup>3</sup>	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	6,4	10,2
БПК <sub>5</sub> , мгO <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup> BOD <sub>5</sub> , mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	1,77	3,26	2,3	1,96	0,94	3,07	2,21
Окисляемость бихроматная, мгO/дм <sup>3</sup> Oxidizability bichromatic, mgO/dm <sup>3</sup>	32,6	35,7	21,3	20,3	20,3	20,8	25,1
N-NH <sub>4</sub> , мг/дм <sup>3</sup> / mg/dm <sup>3</sup>	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
N-NO <sub>2</sub> , мг/дм <sup>3</sup> / mg/dm <sup>3</sup>	0,039	0,044	0,067	0,039	0,022	0,178	0,070
N-NO <sub>3</sub> , мг/дм <sup>3</sup> / mg/dm <sup>3</sup>	1,05	1,28	1,81	1,60	6,70	4,10	3,20
Азот общий, мг/дм <sup>3</sup> Total nitrogen, mg/dm <sup>3</sup>	0,35	0,40	0,60	0,53	1,52	0,98	0,02
Фосфат-ион, мг/дм <sup>3</sup> Phosphate ion, mg/dm <sup>3</sup>	0,089	0,105	0,107	0,103	<0,05	0,15	0,56
Фосфор общий, мг/дм <sup>3</sup> Total phosphorus, mg/dm <sup>3</sup>	<0,04	0,042	0,041	0,041	<0,04	0,051	0,19

Примечание к таблицам 1–3 и рисунку 3: описание станций см. в тексте.  
Note to Tables 1–3 and Figure 3: for sampling sites, see text.

Таблица 2 / Table 2

Содержание ТМ в донных отложениях (мкг/г, сух. масса) и коэффициент бионакопления (BSAF) в мягких тканях моллюсков из локаций р. Луги / Heavy metal content in bottom sediments (µg/g, dry weight) and bioaccumulation coefficient (BSAF) in mollusk soft tissues in the Luga River

Металл Metal	Станция / Sampling site						
	1	2	3	4	5	6	7
Концентрация ТМ в донных отложениях / Heavy metal content in bottom sediments							
Pb	7,9±1,1	8,6±1,3	4,2±0,5	4,8±0,7	6,4±1,2	6,9±1,1	9,8±1,8
Zn	31,3±3,7	10,5±1,7	12,3±2,2	9,1±1,2	17,5±2,8	13,0±1,9	11,8±1,9
Cd	0,061 ±0,013	0,072 ±0,017	0,034 ±0,010	0,157 ±0,031	0,073 ±0,020	0,076 ±0,018	0,069 ±0,017
Cu	3,8±0,5	4,6±0,6	1,64±0,18	2,33±0,32	2,09±0,25	2,08±0,29	2,59±0,38
BSAF							
Pb	0,13	0,13	0,24	0,21	0,15	0,25	0,1
Zn	8,3	7,5	16,6	15,3	11,8	6,5	8,2
Cd	3,8	0,7	3,8	1,9	3,0	0,8	2,0
Cu	1,9	1,4	4,0	3,6	2,9	3,6	2,2

Таблица 3 / Table 3

Сравнительная характеристика морфометрических и массовых показателей моллюсков *Unio pictorum* из разных локаций р. Луги, среднее±стандартное отклонение (n=10)  
Comparative morphometric and weight characteristics of the *Unio pictorum* from different sampling sites in the Luga River, Mean±SD (n=10)

Станция / Sampling site	Длина раковины, мм / Shell length, mm	Высота раковины, мм / Shell height, mm	Ширина раковины, мм / Shell width, mm	Общая масса моллюска, г / Mollusk total weight, g
1	62,0±2,0	30,9±1,7	22,4±1,1	19,4±1,4
2	46,0±4,0	24,6±2,1	17,2±0,7	9,4±2,7
3	53,2±6,9	27,0±3,4	19,0±2,3	13,2 ±4,5
4	60,3±6,3	28,8±2,8	20,8±1,7	18,6±6,4
5	57,8±4,2	29,4±1,9	19,0±2,8	14,3±4,2
6	51,5±3,6	29,5±1,6	16,3±1,5	9,6±1,8
7	52±5,1	27,5±3,7	18,7±1,4	11,4±2,4

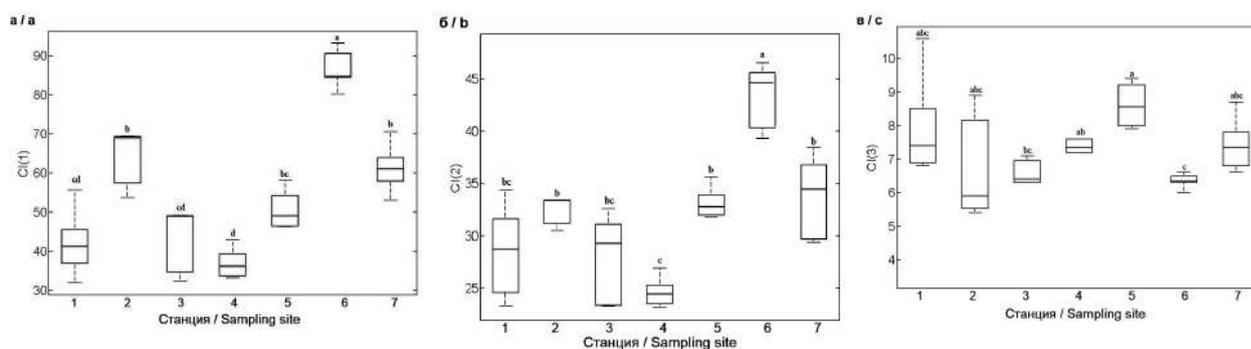


Рис. 2. Обобщённые данные расчёта CI моллюсков для станций наблюдения: а – по формуле 1, б – по формуле 2, в – по формуле 3. Красная линия внутри бокса – медианное значение в каждой выборке по станциям, горизонтальные синие линии – 25 и 75 процентиля, штриховые линии – минимум и максимум, охватывающие имеющиеся в выборке значения. Буквы над боксами обозначают значимые различия между средними выборок согласно результатам дисперсионного анализа:  $d < c < b < a$

Fig. 2. Generalized data for calculating the CI of mollusks for sampling sites: а – by formula 1, б – by formula 2, с – by formula 3. The red line inside the box is the median value in each sample, the horizontal blue lines are 25th and 75th percentiles, and the dashed lines are the minimum and maximum, covering the values available in the sample. Letters indicate significant differences between sample means according to the results of variance analysis:  $d < c < b < a$

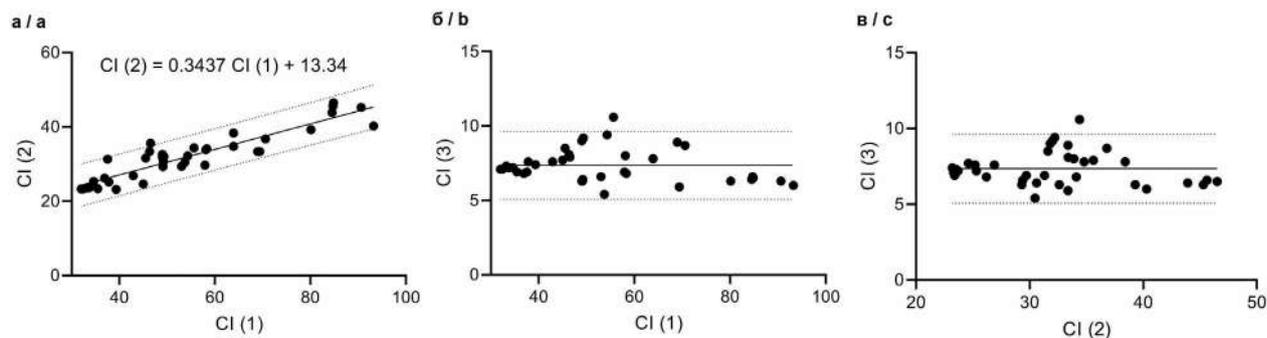


Рис. 3. Графики линейной регрессии при сравнении результатов вычисления CI: а – по формулам 1 и 2, б – по формулам 1 и 3, в – по формулам 2 и 3

Fig. 3. Linear regression graphs when comparing CI calculation results using: а – formulas 1 and 2, б – formulas 1 and 3, с – formulas 2 and 3

с другими локациями. Этот фактор также оказывает значительное влияние на состояние популяции моллюсков.

Независимо от локации, последовательность убывания содержания металлов в донных отложениях была следующей: Zn>Pb>Cu>Cd.

Анализ содержания ТМ в донных отложениях и тканях моллюсков показал наличие повышенного по сравнению с другими локациями содержания Рb на станциях 2 и 7. Для Cd максимальные значения отмечены на станции 4 (ниже п.г.т. Толмачево).

Для станции 2 (пляж г. Луги) содержание Cu относительно велико, однако, известно, что Cu входит в состав гемолимфы, и её высокое содержание до определённых пределов не изменяет статус здоровья моллюсков. Zn, в свою очередь, участвует в образовании коферментов, что имеет большое значение для нормального функционирования организма [12, 13]. Таким образом, выявленные концентрации этих металлов не могут существенно влиять на здоровье местных моллюсков.

Результаты проведённых исследований на особях вида *U. pectorum*, в возрасте 5+ лет, на разных участках реки позволили выявить, что морфометрические характеристики моллюсков в разных участках реки неоднородны. Этим обусловлены и различия в индексах состояния (здоровья) моллюсков. Вычисленные индексы СИ для моллюсков из разных локаций на р. Луге являются довольно высокими, что свидетельствует об удовлетворительном функциональном состоянии моллюсков в изученных локациях.

Индекс СИ(2) представляется нам, как и ряду других исследователей [9, 14], наиболее объективным, поскольку указывает на упитанность моллюсков. Максимальных значений (46,5) он достигал на станции 6, ниже впадения р. Солки. Возможно, это связано с большим количеством детрита (основная пища этих двустворок), наблюдаемого у дна в этой локации. Таким образом, естественный аллохтонный растительный материал (перегнивающие листья деревьев) может являться дополнительной пищей для моллюсков. Отметим, что на этой станции наблюдали и максимальную численность моллюсков – 10–12 экз./м<sup>2</sup>. На станции 2 (пляж г. Луга) отмечается незначительное число особей в популяции, что может быть связано, кроме загрязнения среды, с низким значением растворённого O<sub>2</sub> в воде.

Минимальные значения индексов по формулам 1 и 2 были получены для станции 4.

На поверхности раковин униионид из этой локации были обнаружены отдельные моллюски *Dreissena polymorpha*, что может указывать на ослабленность местных моллюсков.

Вероятно, загрязнение до определённой степени не сказывается на росте моллюска, а отсутствие некоторых естественных особенностей биотопа (например, благоприятного субстрата для закапывания (песок и песчаноглинистые грунты), скорость течения реки в изучаемом створе, наличие пищи и др.) в большей мере оказывает воздействие на стабильное существование популяции и физиологический статус моллюсков сем. Unionidae в случае умеренного загрязнения среды их обитания. На этот факт указывается и в работе [15], выполненной на брюхоногих моллюсках Нижней Волги.

Максимальные значения индекса СИ(3), часто применяемого зарубежными физиологами-экологами в качестве индикативного показателя при оценке состояния природных вод с использованием двустворчатых моллюсков (например, [10]), были получены для станции 5 (выше г. Кингисеппа, выше впадения р. Славянки в р. Лугу).

Данные регрессионного анализа (рис. 3) указывают на хорошую сходимость результатов оценки СИ по паре формул 1 и 2.

## Заключение

Комплексное изучение экологического состояния разных локаций на р. Луге позволило выявить различия между локациями в качестве поверхностных вод, содержании ТМ в донных отложениях и в бионакоплении ТМ моллюсками.

Сравнительный анализ индексов состояния (здоровья) моллюсков, вычисленный с использованием различных морфометрических и весовых показателей, показал эффективность применения такого подхода в оценке экологического состояния изучаемых водных экосистем.

*Данное исследование выполнено в рамках государственного задания НИЦЭБ РАН – СПб ФИЦ РАН по теме «Разработка методов мониторинга здоровья экосистем Северо-Запада России» (FFZF-2025-0018) и государственного задания ФИЦ ИнБЮМ РАН по теме «Комплексное исследование механизмов функционирования морских биотехнологических комплексов с целью получения биологически активных веществ из гидробионтов» (Рег. номер 124022400152-1).*

Литература

1. Манвелова А.Б., Киселев А.В., Неробелов Г.М., Седеева М.С., Махура А.Г., Петухов В.В., Дроздова И.В., Горный В.И. Многолетние изменения дистанционно измеренных характеристик экосистем бассейна реки Луги как реакция на техногенное воздействие // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2022. Т. 19. № 4. С. 40–56. doi: 10.21046/2070-7401-2022-19-4-40-56

2. Ежегодник качества поверхностных вод суши по гидрохимическим показателям на территории деятельности ФГБУ «Северо-Западное УГМС» (Санкт-Петербург, Ленинградская, Новгородская, Псковская области и республика Карелия) 2023 год. СПб.: ФГБУ «Северо-Западное УГМС», 2024. 205 с.

3. Кузнецова Т.В., Манвелова А.Б., Поляк Ю.М. Комплексная оценка экологического состояния участка трансграничной реки Нарвы // Теоретическая и прикладная экология. 2024. № 1. С. 64–72. doi: 10.25750/1995-4301-2024-1-064-072

4. Кузнецова Т.В., Холодкевич С.В., Манвелова А.Б., Фрумин Г.Т. Некоторые проблемы и пути их решения при выборе референтных мест и референтных значений в оценке состояния акваторий восточной части Финского залива // Региональная экология. 2019. № 3 (57). С. 102–114. doi: 10.30694/1026-5600-2019-3-102-114

5. Рижинашвили А.Л. Количественные характеристики абсолютного роста перловиц (*Bivalvia*, *Unionidae*) в различных водоёмах европейской части России // Вестник Санкт-Петербургского университета. Серия 3. Биология. 2008. № 2. С. 3–14.

6. Zeng Y., Yang H. Review of molluscan bivalve condition index calculations and application in Northern Quahogs *Mercenaria mercenaria* // Aquac. Res. 2021. V. 52. P. 23–36. doi: 10.1111/are.14866

7. Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской России. Т. 2. Зообентос / под ред. В.Р. Алексеева, С.Я. Цалолыхина. М.–СПб.: Товарищество научных изданий КМК, 2016. 457 с.

8. Старобогатов Я.И. Раки, моллюски. Л.: Лениздат, 1988. 138 с.

9. Gvozdrenović S., Mandić M., Peraš I. Morphometry and condition index in Mediterranean mussels (*Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819) from Boka Kotorska Bay (Montenegro, Southeast Adriatic Sea) // Studia Marina. 2020. V. 33. No. 2. P. 15–26. doi: 10.5281/zenodo.4314146

10. Dabrowska H., Kopko O., Turja R., Lehtonen K.K., Góra A., Polak-Juszczak L., Warzocha J., Kholodkevich S. Sediment contaminants and contaminant levels and biomarkers in caged mussels (*Mytilus trossulus*) in the southern Baltic Sea // Mar. Environ. Res. 2013. V. 84. P. 1–9. doi: 10.1016/j.marenvres.2012.11.001

11. MathWorks [Электронный ресурс] [http://mathworks.com/matlabcentral/fileexchange/50452-pierremegvand-games\\_howell](http://mathworks.com/matlabcentral/fileexchange/50452-pierremegvand-games_howell) (Дата обращения: 15.07.2024).

12. Mendoza-Carranza M., Sepúlveda-Lozada A., Dias-Ferreira C., Geissen V. Distribution and bioconcentration of heavy metals in a tropical aquatic food web: A case study of a tropical estuarine lagoon in SE Mexico // Environ. Pollut. 2016. V. 210. P. 155–165. doi: 10.1016/j.envpol.2015.12.014

13. Moiseenko T.I. Bioavailability and ecotoxicity of metals in aquatic systems: critical contamination levels // Geochem. Int. 2019. V. 57. P. 737–750. doi: 10.1134/S0016702919070085

14. Davenport J., Chen X. A comparison of methods for the assessment of condition in the mussel (*Mytilus edulis* L.) // J. Moll. Stud. 1987. V. 53. No. 3. P. 293–297. doi: 10.1093/mollus/53.3.293

15. Михайлов П.А. Особенности пространственного распределения *Viviparus (Viviparus) Viviparus* (Mollusca, Gastropoda, Viviparidae) равнинной реки Нижней Волги // Russian Journal of Ecosystem Ecology. 2020. Т. 5. № 3. doi: 10.21685/2500-0578-2020-3-1

References

1. Manvelova A.B., Kiselev A.V., Nerobelov G.M., Sedeeva M.S., Makhura A.G., Petukhov V.V., Drozdova I.V., Gornyy V.I. Long-term changes in remotely measured characteristics of ecosystems of the Luga River basin as a reaction to technogenic impact // Sovremennye problemy distantsionnogo zondirovaniya Zemli iz kosmosa. 2022. V. 19. No. 4. P. 40–56 (in Russian). doi: 10.21046/2070-7401-2022-19-4-40-56

2. Yearbook of surface water quality by hydrochemical indicators in the territory of the activity of the North-Western UGMS Federal State Budgetary Institution (St. Petersburg, Leningrad, Novgorod, Pskov Regions and the Republic of Karelia), 2023. Sankt-Peterburg: FGBU “Severo-Zapadnoe UGMS”, 2024. 205 p. (in Russian).

3. Kuznetsova T.V., Manvelova A.B., Polyak Y.M. Comprehensive assessment of the ecological state of the transboundary Narva River // Theoretical and Applied Ecology. 2024. No. 1. P. 64–72 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2024-1-064-072

4. Kuznetsova T.V., Kholodkevich S.V., Manvelova A.B., Frumin G.T. Some problems and approaches for their solution in searching reference sites and reference values in assessing the ecological state of aquatoria in the Eastern Gulf of Finland // Regional'naya ekologiya. 2019. No. 3 (57). P. 102–114 (in Russian). doi: 10.30694/1026-5600-2019-3-102-114

5. Rzhinashvili A.L. Quantitative parameters of *Unionidae*-like mussels (*Bivalvia*, *Unionidae*) absolute growth from some waterbodies of the European part of Russia // Vestnik Sankt-Peterburgskogo universiteta. Seriya 3. Biologiya. 2008. No. 2. P. 3–14 (in Russian).

6. Zeng Y., Yang H. Review of molluscan bivalve condition index calculations and application in Northern Quahogs *Mercenaria mercenaria* // Aquac. Res. 2021. V. 52. P. 23–36. doi: 10.1111/are.14866

7. Identifier of zooplankton and zoobenthos species of European Russia fresh waters. V. 2. Zoobenthos / Eds. V.R. Alekseev, S. Ya. Tsalolikhin. Moskva–Sankt-Peterburg: Tovarišchestvo nauchnyh izdanij KMK, 2016. 457 p. (in Russian).

8. Starobogatov Ya.I. Crayfish, mollusks. Leningrad: Lenizdat, 1988. 138 p. (in Russian).

9. Gvozdrenović S., Mandić M., Peraš I. Morphometry and condition index in Mediterranean mussels (*Mytilus galloprovincialis* Lamarek, 1819) from Boka Kotorska Bay (Montenegro, Southeast Adriatic Sea) // *Studia Marina*. 2020. V. 33. No. 2. P. 15–26. doi: 10.5281/zenodo.4314146

10. Dabrowska H., Kopko O., Turja R., Lehtonen K.K., Góra A., Polak-Juszczak L., Warzocha J., Kholodkevich S. Sediment contaminants and contaminant levels and biomarkers in caged mussels (*Mytilus trossulus*) in the southern Baltic Sea // *Mar. Environ. Res.* 2013. V. 84. P. 1–9. doi: 10.1016/j.marenvres.2012.11.001

11. MathWorks [Internet resource] [http://mathworks.com/matlabcentral/fileexchange/50452-pierremegevand-games\\_howell](http://mathworks.com/matlabcentral/fileexchange/50452-pierremegevand-games_howell) (Accessed: 15.07.2024).

12. Mendoza-Carranza M., Sepúlveda-Lozada A., Dias-Ferreira C., Geissen V. Distribution and bioconcentration of heavy metals in a tropical aquatic food web: A case study of a tropical estuarine lagoon in SE Mexico // *Environ. Pollut.* 2016. V. 210. P. 155–165. doi: 10.1016/j.envpol.2015.12.014

13. Moiseenko T.I. Bioavailability and ecotoxicity of metals in aquatic systems: critical contamination levels // *Geochem. Int.* 2019. V. 57. P. 737–750. doi: 10.31857/S0016-7525647675-688

14. Davenport J., Chen X. A comparison of methods for the assessment of condition in the mussel (*Mytilus edulis* L.) // *J. Moll. Stud.* 1987. V. 53. No. 3. P. 293–297. doi: 10.1093/mollus/53.3.293

15. Mikhailov R.A. Spatial distribution features of *Viviparus (Viviparus) Viviparus* (Mollusca, Gastropoda, Viviparidae) in the plain river of the Lower Volga // *Russian Journal of Ecosystem Ecology*. 2020. V. 5. No. 3 (in Russian). doi: 10.21685/2500-0578-2020-3-1

**Сообщество фито- и зоопланктона Усинского залива  
Куйбышевского водохранилища в период начала «цветения» воды**

© 2025. О. В. Мухортова<sup>1,2</sup>, с. н. с., к. б. н.,

Н. Г. Тарасова<sup>1,2</sup>, с. н. с., к. б. н., В. С. Жихарев<sup>3</sup>, доцент, к. б. н.,

<sup>1</sup>Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,  
152742, Россия, Ярославская обл., Некоузский р-н, п. Борок,

<sup>2</sup>Институт экологии Волжского бассейна РАН,  
445003, Россия, г. Тольятти, ул. Комзина, д. 10,

<sup>3</sup>Национальный исследовательский  
Нижегородский государственный университет им. Н.И. Лобачевского,  
603022, Россия, г. Нижний Новгород, пр. Гагарина, д. 23,  
e-mail: muhortova-o@mail.ru, tnatag@mail.ru, zhiharev@ibbm.unn.ru

Проанализированы результаты исследований планктонного сообщества (фито- и зоопланктона) Усинского залива и прилегающей к нему акватории Приплотинного плёса Куйбышевского водохранилища в период начала процесса «цветения» воды. Установлено, что в этот период на акватории Усинского залива и Приплотинного плёса Куйбышевского водохранилища сложились благоприятные условия для развития процесса «цветения» воды – достаточно высокая температура, слабощелочная реакция среды. Планктонное сообщество Усинского залива характеризовалось большим видовым богатством, чем Приплотинный плёс. Показатели численности и биомассы фитопланктона изменялись в очень широких пределах: от 2,31 до 149,52 млн кл./л и от 0,53 до 13,15 мг/л соответственно. В зависимости от структуры планктонного сообщества исследуемую территорию можно разделить на три зоны: водохранилищная (включая устье реки), переходная и зона залива. В фитопланктоне Приплотинного плёса в этот период преобладали криптофитовые водоросли, в Усинском заливе – цианобактерии. Явление «цветения» воды зарегистрировано только на двух станциях залива, удалённых от Куйбышевского водохранилища: с уровнем от «умеренного» до «интенсивного». Показатели численности и биомассы зоопланктона также изменялись в широких пределах: от 78 до 579 тыс. экз./м<sup>3</sup> и от 0,61 до 2,33 г/м<sup>3</sup> соответственно. В составе зоопланктона водохранилища преобладали науплиальные и копепоидные стадии *Heterocope caspia* Sars, 1897 (Copepoda), в то время как в Усинском заливе – её взрослые особи. На станциях, максимально удалённых от устья реки, отмечалось изменение доли основных таксонов зоопланктона в формировании общей численности и биомассы, которое выражалось в увеличении доли коловраток и уменьшении ветвистых рачков.

**Ключевые слова:** Усинский залив, Куйбышевское водохранилище, фитопланктон, зоопланктон, сообщество, структура, численность, биомасса.

**Phyto- and zooplankton community of Usinskiy Bay and adjacent  
waters of the Kuibyshev Reservoir during the blooms starting**

© 2025. O. V. Mukhortova<sup>1,2</sup>, ORCID: 0000-0002-4134-223X,

N. G. Tarasova<sup>1,2</sup>, ORCID: 0000-0002-8587-3526,

V. S. Zhikharev<sup>3</sup>, ORCID: 0000-0003-3241-2133,

<sup>1</sup>I.D. Papanin Institute of Biology of Inland Waters RAS,  
Borok, Nekouzskii raion, Yaroslavl oblast, Russia, 152742,

<sup>2</sup>Institute of Ecology of the Volga Basin RAS,  
10, Komzina St., Togliatti, Russia, 445003,

<sup>3</sup>Lobachevsky State University of Nizhny Novgorod,  
23, Gagarin ave., Nizhny Novgorod, Russia, 603022,

e-mail: muhortova-o@mail.ru, tnatag@mail.ru, zhiharev@ibbm.unn.ru

The article presents the results of studies the plankton community (phyto- and zooplankton) of the Usinskiy Bay (UB) and the adjacent water area of the Priplotinny (near-dam) reach (PR) during the blooms starting. We found that favorable conditions for the blooms development were formed in the UB and PR water areas – sufficiently high temperature and a slightly alkaline environment. The UB plankton community has greater species richness than the PR one.

Phytoplankton abundance and biomass varied widely: 2.31–149.52 million cells/L and 0.53–13.15 mg/L, respectively. Depending on the plankton community structure the studied area can be divided into three zones: reservoir (including the river estuary), transitional, and the bay. During the studies period Cryptophyta prevailed in the PR phytoplankton, and Cyanobacteria were predominant in the UB. The blooms phenomenon with a level from “moderate” to “intense” was recorded only at two sampling stations, remote from the Kuibyshev reservoir. Zooplankton abundance and biomass varied widely: 78–579 thousand specimens/m<sup>3</sup> and 0.61–2.33 g/m<sup>3</sup>, respectively. The naupliar and copepodite stages of *Heterocope caspia* Sars, 1897 (Copepoda) dominated in zooplankton of the reservoir, while its adults prevailed in the UB. At farthest from the Usa River estuary sampling stations, there was a change in the share of the main zooplankton taxa: an increase of the rotifers share and a decrease in branched crayfish share.

**Keywords:** Usinskiy Bay, Kuibyshev Reservoir, phytoplankton, zooplankton, community, structure, abundance, biomass.

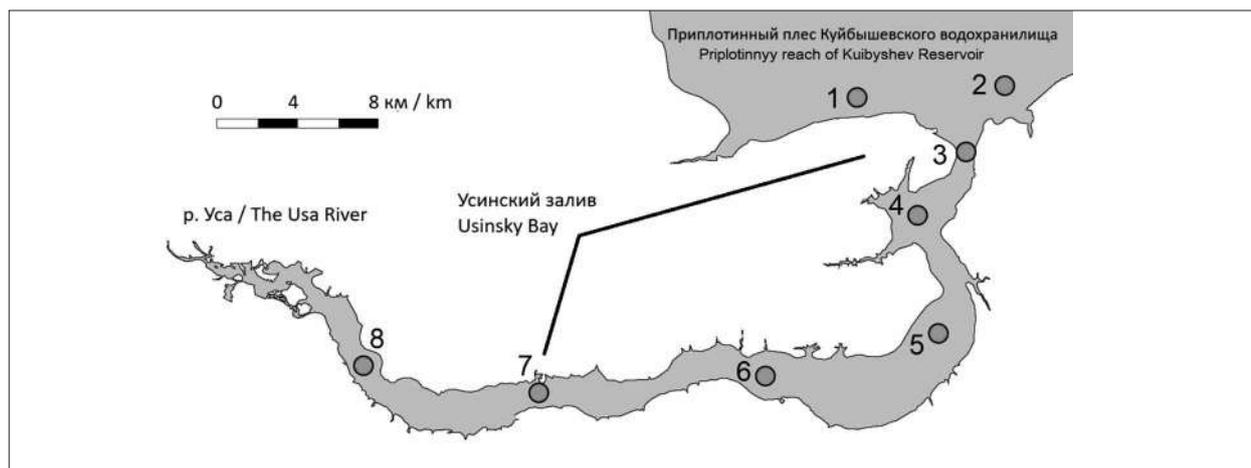
Малая река представляет собой сложный природный объект (территориально-аквальный комплекс), находящийся в тесной связи с окружающей средой, реагирующий на естественные и антропогенные изменения её компонентов [1]. Она имеет меньшую водосборную площадь, меньшую протяжённость и глубину, чем средние и крупные реки, и вместе с тем испытывает на себе также значительную антропогенную нагрузку. Это способствует созданию специфических условий, приводящих к развитию определённой биоты. В свою очередь, впадая в средние и крупные реки, она оказывает влияние на них, которое может заключаться в локальном изменении химического состава воды, в привнесении специфических организмов и т. д. [2]. Небольшие глубины, низкая скорость течения и высокая температура воды способствуют массовому развитию в водоёмах цианобактерий (ЦБ), часто вызывающих явление «цветения» воды, сопровождающееся рядом негативных последствий, и оказывающее влияние на все группы организмов [3]. «Цветение» воды представляет собой сложный экологический процесс, который затрагивает

не только гидробиологические сообщества, но и экономические и социальные аспекты водопользования.

Цель работы – определить состав, уровень развития фито- и зоопланктона на различных участках Усинского залива и прилегающей акватории Куйбышевского водохранилища в период начала процесса «цветения» воды в малой реке.

### Объекты и методы исследования

Река Уса – правый приток Куйбышевского водохранилища, впадающая в его Приплотинный плёс (замыкающее озеровидное расширение, самый глубокий, хорошо прогреваемый участок водоёма, с низкими скоростями течения) (рис. 1). Бассейн реки расположен в пределах Волжской возвышенности, лесостепной физико-географической области Русской равнины [1, 2]. Русло умеренно извилистое, слабodeформирующееся, зарастает водной растительностью. На расстоянии 23 км от устья наблюдается выход грунтовых вод. В верхнем течении русло р. Усы имеет ширину 2–2,5 м, глубину 0,10–0,15 м. В месте впаде-



**Рис. 1.** Карта-схема станций отбора проб фито- и зоопланктона в Усинском заливе и Приплотинном плёсе Куйбышевского водохранилища  
**Fig. 1.** Map-scheme of phyto- and zooplankton sampling stations in Usinskiy Bay and Priplotinny (near-dam) reach of Kuibyshev Reservoir

Таблица / Table

Расположение станций отбора проб в Усинском заливе и Приплотинном плёсе Куйбышевского водохранилища в июне 2023 г. / Locations of the sampling stations in Usinsky Bay and Priplotinny reach of the Kuibyshev Reservoir in June 2023

№	Станция / Station	Географические координаты (с.ш. / в.д.) Geographic coordinates (N/E)
Куйбышевское водохранилище / Kuibyshev reservoir		
1	Выше устья р. Усы / Above the the Usa River estuary	53°24'13" / 49°10'38"
2	Ниже устья р. Усы / Below the Usa River esrtuary	53°24'14" / 49°17'20"
Усинский залив / Usinsky Bay		
3	Устье р. Усы / The Usa River esrtuary	53°22'23" / 49°14'51"
4	Гора Плешка / The Pleshka mount	53°21'11" / 49°13'7"
5	П. Междуреченск / u.t.s. Mezhdurechensk	53°17'3" / 49°12'9"
6	Выше п. Междуреченск / Above the u.t.s. Mezhdurechensk	53°17'14" / 49°5'26"
7	Ниже п. Красный Миронов / Below the u.t.s. Krasny Mironov	53°16'33" / 48°56'48"
8	П. Печерские Выселки / The u.t.s. Pecherskie Vyselki	53°16'14" / 48°51'22"

Note: u.t.s. – urban-type settlement.

ния в залив ширина реки составляет 20–50 м, глубина – 1–2 м [2].

Исследования фито- и зоопланктона проводили 17–18 июня 2023 г. в совместной экспедиции ИЭВБ РАН на научно-исследовательском судне «Биолог» «Биолог» в Усинском заливе Куйбышевского водохранилища и прилегающей к нему акватории Приплотинного плёса (рис. 1, табл.).

Пробы отбирали с корабля батометром Дьяченко (10 л) [4]. В работе приведены данные, полученные при анализе интегральных проб, полученных путём смешения равных объёмов воды, отобранной с поверхности воды и глубин, кратных показателям 1, 2 и 3 прозрачности воды, определяемой по диску Секки (фотического слоя, в котором отмечались максимальная освещённость и активное развитие водорослей). Температуру и рН определяли с помощью портативного полевого прибора «Эксперт-003» (ООО «Эконикс-Эксперт», Россия).

Концентрирование проб фитопланктона проводили путём фильтрования 0,5 л воды через мембранный фильтр с диаметром пор 0,7 мкм до 10 мл с использованием насоса Комовского. Материал консервировали 4% раствором формалина [4]. Для оценки численности подсчёт клеток водорослей проводили в камере Учинская-2 объёмом 0,01 мл [5]. Биомассу определяли методом геометрического подобия.

Концентрирование проб зоопланктона проводили путём пропускания через сито с диагональю ячеек 105 мкм 10 л воды, отобранной

с каждого горизонта. Сборы фиксировали 4% раствором формалина [6]. Микроскопический анализ проводили под стереоскопическим микроскопом MC-5 ZOOM LED и «Биомед-6» вар. 2 LED с бинокулярной визуальной насадкой (ToprCam, Россия) [6, 7].

Рассчитаны показатели среднее  $\pm$  ошибка среднего ( $M \pm m$ ), а также удельное число видов в пробе, т. е. число видов в конкретной пробе.

Анализ избыточности (RDA) использовался для проверки корреляционных связей между экологическими показателями и видовой структурой зоопланктонных сообществ. Значимость моделей RDA проверялась с помощью теста на перестановку (1000 перестановок). Все анализы проводились с использованием программного обеспечения с открытым исходным кодом R (пакет «vegan») [8, 9].

Для проведения иерархического кластерного анализа в качестве исходных данных служила матрица расстояний между пробами, сформированная на основе косинуса угла между векторами видов [10, 11], в качестве метода расчёта расстояний между группами проб (кластеров) был использован метод средней связи [12, 13].

Для определения значимых различий показателей в разных сообществах зоопланктона применялся дисперсионный анализ (ANOVA) [12].

## Результаты и обсуждение

**Абиотические факторы.** Исследования проходили в период начала активного раз-

вития ЦБ в водоёме. Средняя прозрачность воды составляла  $1,50 \pm 0,35$  м. Она изменялась в очень широких пределах – от 0,75 м в верхнем участке Усинского залива (у п. Красный Миронов) до 2,3 м на его среднем участке (г. Плешка). Водоросли, входящие в состав фитопланктона, являются фотоавтотрофами, поэтому освещённость водной толщи и связанная с ней прозрачность являются важными факторами для их развития. Массовое развитие ЦБ может происходить и в условиях низкой освещённости. Возможно, это связано с тем, что пигменты ЦБ выполняют фотозащитную функцию, а газовые вакуоли придают клеткам плавучесть, что позволяет им перемещаться в слое воды и легко адаптироваться к изменению уровня освещённости или концентрации питательных веществ [14]. В свою очередь массовое развитие ЦБ в водной толще вызывает уменьшение показателя прозрачности воды.

Средняя температура воды в момент исследования составляла  $19,0 \pm 0,9$  °С. Она изменялась незначительно. В Куйбышевском водохранилище её показатели были на 1 °С выше, чем в Усинском заливе. Цианобактериальные «цветения» обычно наблюдаются, когда температура воды достигает 20–25 °С, что превышает оптимальную температуру для развития других представителей пресноводного фитопланктона [15]. Наиболее благоприятная для «цветения» обстановка складывается при отсутствии течения, ветрового перемешивания [16, 17]. Можно сделать заключение, что на исследуемом участке в середине июня по этому показателю сложились условия перехода к периоду «цветения» воды.

Показатель рН изменялся незначительно (от 7,71 до 7,91), и составлял в среднем  $7,80 \pm 0,08$ , что соответствовало слабощелочной реакции среды. Основная масса ЦБ является нейтрофилами. При массовом развитии они вызывают увеличение показателя рН среды. Невысокие показатели рН в период исследования позволяют сделать заключение о начальном периоде «цветения» воды.

**Компоненты планктонного сообщества.**

В составе альгофлоры планктона выявлено 136 таксонов водорослей, рангом ниже рода из 8 отделов. В формировании видового богатства основная роль принадлежала зелёным водорослям, на долю которых приходилось 56% от общего числа видовых и внутривидовых таксонов, затем следовали диатомовые и ЦБ, составляя соответственно по 14%, доля представителей других отделов не превышала 8%. Видовое богатство водорослей в Усинском заливе было в 2 раза выше, чем в Приплотинном плёсе Куйбышевского водохранилища, при этом число видов ЦБ было больше в 1,9, диатомовых водорослей в 1,7, зелёных – в 2,6 раз. Среднее удельное число видов (в одной пробе) было выше в водохранилище ( $31,0 \pm 10,7$ ), чем в заливе ( $22,1 \pm 11,5$ ).

В составе зоопланктона было зарегистрировано 28 видов, включая коловраток и ракообразных, соотношение которых в заливе и водохранилище было почти одинаковым. Видовое богатство организмов в Куйбышевском водохранилище и Усинском заливе было близко и составило соответственно 22 и 19 видов. Однако среднее удельное число видов отличалось значительно и было выше в Куйбышевском водохранилище в три раза

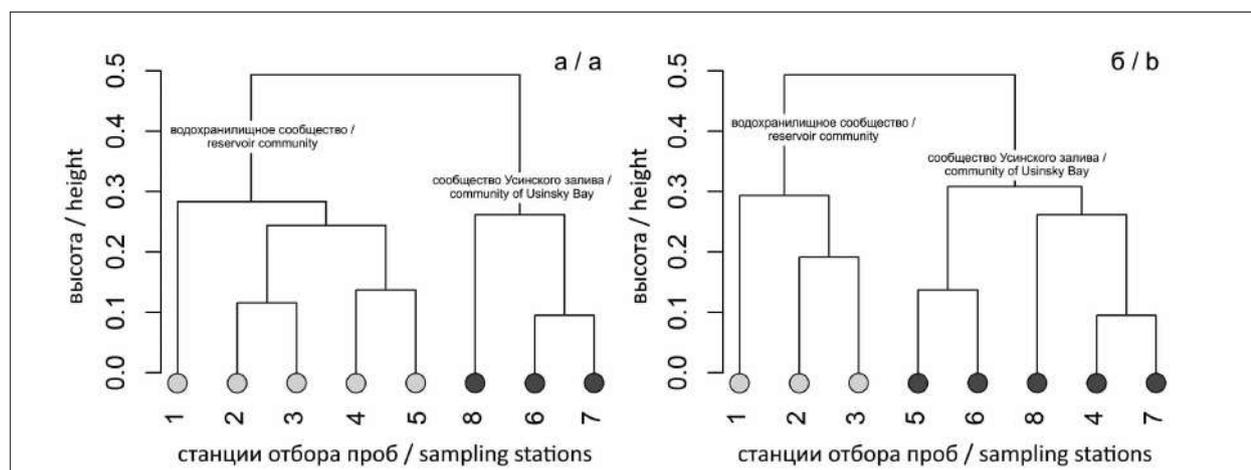
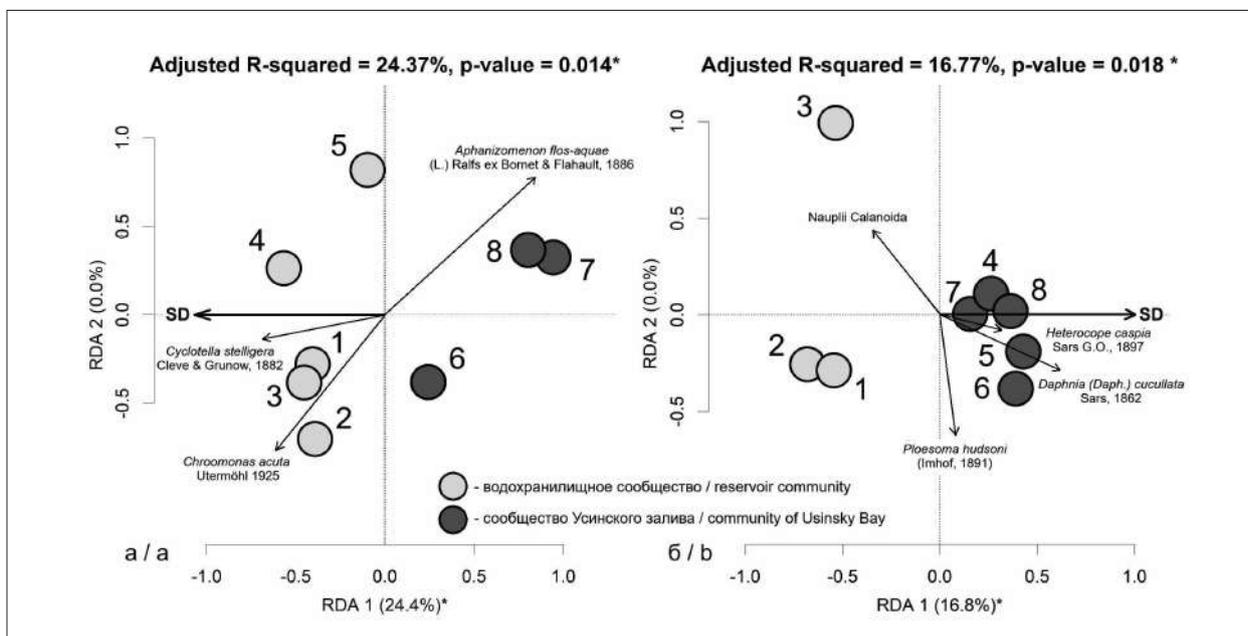


Рис. 2. Дендрограмма иерархической кластеризации проб фито- (а) и зоопланктона (б) Усинского залива. Расположение станций см. в таблице

Fig. 2. Dendrogram of hierarchical clustering of phyto- (a) and zooplankton (b) samples of Usinskiy Bay. See the table for the stations' location



**Рис. 3.** Ординационная диаграмма анализа избыточности (RDA) для сообществ фито- (а) и зоопланктона (б) Усинского залива. SD – прозрачность воды; Depth – глубина на станции отбора пробы. Расположение станций приведено в таблице

**Fig. 3.** Redundancy analysis (RDA) ordination diagram for phyto- (a) and zooplankton (b) communities of Usinsky Bay. SD – water transparency; Depth – depth at the sampling station. See the table for the stations' location

( $10,0 \pm 1,4$  и  $3,5 \pm 1,1$ , соответственно). Это позволяет сделать вывод о том, что на отдельных станциях Усинского залива складываются особые условия, которые служат фактором для формирования специфического планктонного сообщества.

В дендрограмме иерархической кластеризации проб фито- (рис. 2а) и зоопланктона (рис. 2б), выделились два кластера (группы) станций – собственно водохранилища и Усинского залива, которые в дальнейшем именуется как одноимённые сообщества.

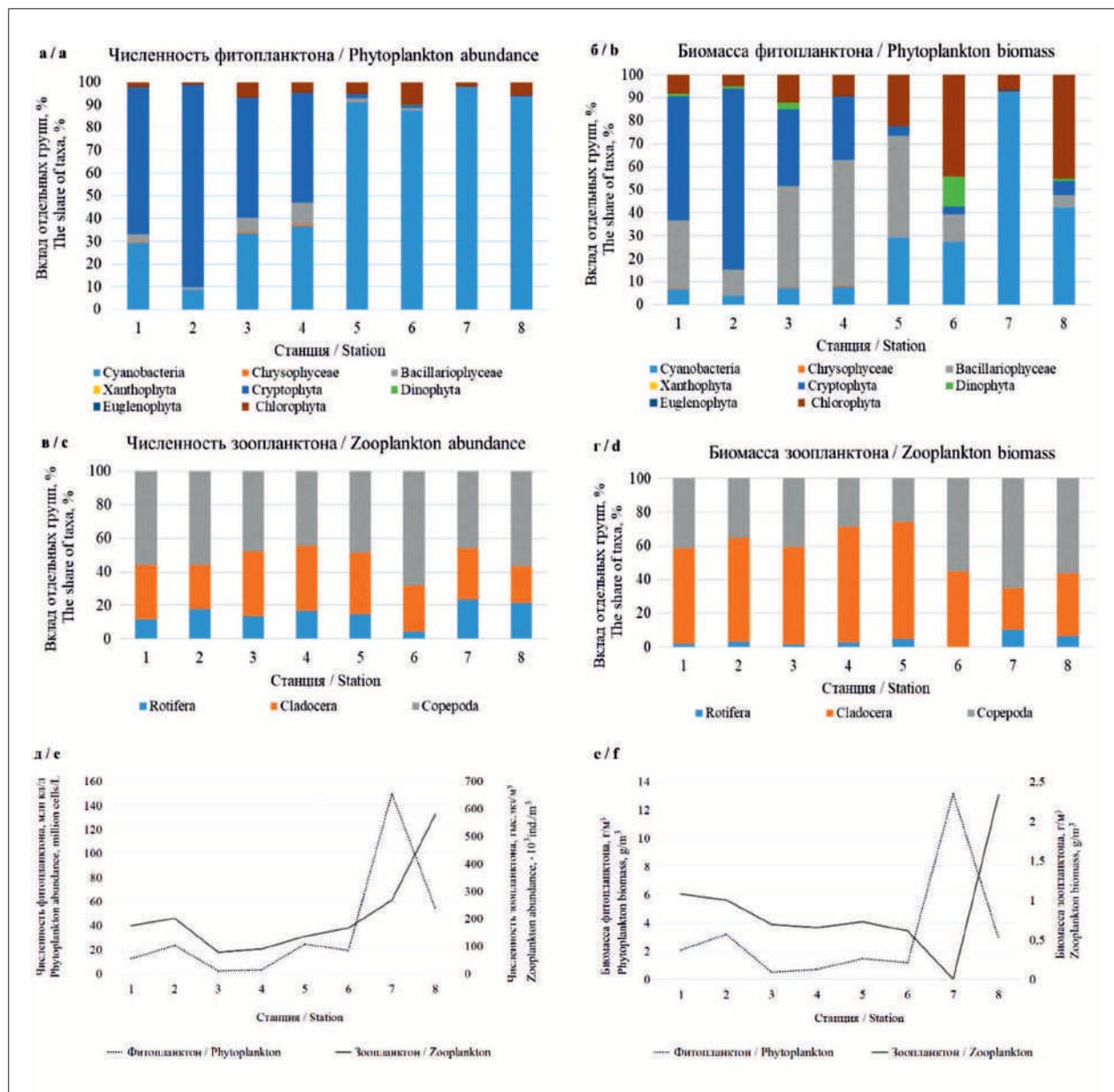
Ординационная диаграмма анализа избыточности, построенная для сообществ фито- и зоопланктона, показывает, что основным фактором ( $p\text{-value} < 0,05$ ), влияющим на распределение организмов, является прозрачность воды (рис. 3). При этом в составе сообщества фитопланктона выделяется водохранилищный участок, включая устье р. Уса (ст. 1–3), с преобладанием диатомовых и криптофитовых водорослей. Обособленно расположено также сообщество средней части залива (ст. 4, 5) и его верхнего участка (ст. 6–8) (рис. 3а), с преобладанием ЦБ *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs., часто вызывающей «цветение» воды внутренних водоёмов.

В сообществе зоопланктона выделяется две группы станций – водохранилище, включая устье реки (ст. 1–3) и залив (ст. 4–8). При

этом в водохранилищной части преобладали науплии и копеподиты *Heterocope caspia* Sars, 1897 (Copepoda), а в заливе – уже взрослые особи *H. caspia*, также ветвистоусые ракообразные *Daphnia (Daphnia) cucullata* Sars, 1862 и коловратка *Ploesoma hudsoni* (Imhof, 1891) (рис. 3б).

В Приплотинном плёсе основную роль в формировании общей численности и биомассы фитопланктона играли криптофитовые и диатомовые водоросли (рис. 4а, б). В нижней части Усинского залива (ст. 3, 4) – диатомовые, а начиная со станции 5, основная роль в формировании общей численности практически полностью переходит к ЦБ (рис. 4а, см. цв. вкладку VI). В формировании общей биомассы на станции 5 значительную роль продолжали играть диатомовые водоросли, что, вероятно, связано с влиянием водохранилища, где на их долю приходилось около 30% от общего значения этого показателя, тогда как в верхней части залива они составляли не более 3%. На станции 8 велика доля в формировании общей биомассы зелёных водорослей, что, возможно, обусловлено влиянием речного участка (рис. 4б, см. цв. вкладку VI). От водохранилища к верховьям залива увеличивается и биомасса зелёных водорослей в 8 раз, и их доля в формировании общей биомассы фитопланктона от 6 до 45%.

**О. В. Мухортова, Н. Г. Тарасова, В. С. Жихарев**  
**«Сообщество фито- и зоопланктона Усинского залива**  
**Куйбышевского водохранилища в период**  
**начала "цветения" воды». С. 74.**



**Рис. 4.** Вклад основных систематических групп организмов в численность (а, в) и биомассу (б, г) и количественные показатели фито- и зоопланктона (д, е) Усинского залива.  
 Расположение станций приведено в таблице  
**Fig. 4.** The share of the major taxa in abundance (a, c) and biomass (e, d) and quantitative indicators of phyto- and zooplankton of the Ussinsky Bay (e, f). See the table for the stations' location

По сравнению с Приплотинным плёсом в Усинском заливе в формировании в общей численности и биомассе зоопланктона увеличивалась доля коловраток, для которых характерно смешанное питание (рис. 4в, г, см. цв. вкладку VI). Например, доминирующая *P. hudsoni* – хищный вид, питающийся другими планктонными коловратками, а также крупными одноклеточными водорослями, что во многом может объяснять июньский пик развития [18]. Роль ветвистоусых раков, напротив, снижается на станциях, где регистрировалось явление «цветения» воды (рис. 4в-е, см. цв. вкладку VI). Это, возможно, связано со сложностью фильтрации колоний ЦБ и их токсическим воздействием на зоопланктёров [19].

Показатели численности и биомассы фитопланктона в Приплотинном плёсе и Усинском заливе значительно различались и составляли соответственно в среднем  $12,81 \pm 10,62$  млн кл./л и  $50,21 \pm 58,05$  млн кл./л;  $1,91 \pm 1,34$  г/м<sup>3</sup> и  $3,87 \pm 5,25$  г/м<sup>3</sup>. Это связано с тем, что в заливе уже начался процесс «цветения» воды, и на отдельных станциях его можно было охарактеризовать как «интенсивное» (рис. 4 д, е). Показатели численности организмов зоопланктона в Приплотинном плёсе Куйбышевского водохранилища ( $151,81 \pm 37,60$  тыс. экз./м<sup>3</sup>) и Усинском заливе ( $268,11 \pm 106,81$  тыс. экз./м<sup>3</sup>) так же значительно различались. Различия биомассы зоопланктона в водохранилище ( $0,93 \pm 0,21$  г/м<sup>3</sup>) и заливе ( $1,08 \pm 0,34$  г/м<sup>3</sup>) были меньше (рис. 4д, е).

На ст. 1–6 явление «цветения» воды не зарегистрировано, на станции 8 его можно охарактеризовать как «умеренное», а на станции 7 как «интенсивное» [20]. Можно сделать предположение, что в Усинском заливе складываются благоприятные условия для этого процесса: небольшие глубины, высокая температура, замедленное, по сравнению с речным участком, течение. Меньшее развитие водорослей на станции 8, вероятно, связано с влиянием речного участка Усы.

Развитие фито- и зоопланктона происходит в противофазе: вслед за увеличением численности и биомассы водорослей отмечается увеличение этих показателей у зоопланктона (рис. 4д, е). Сообщество зоопланктона представлено в основном ракообразными, которые являются активными организмами со смешанным типом питания (в целом, всеядны), а также фильтраторами, вслед за увеличением показателей их количественного

развития, снижается численность и биомасса фитопланктона. Особенности питания зоопланктёров и их способность переходить от одного типа питания на другой создаёт большие адаптационные возможности этим видам организмов.

### Заключение

В исследуемый период на акватории Усинского залива и Приплотинного плёса Куйбышевского водохранилища сложились благоприятные условия для процесса «цветения» воды – достаточно высокая температура, слабощелочная реакция среды. Планктонное сообщество Усинского залива характеризовалось большим видовым богатством, чем Приплотинный плёс, которое достигается за счёт специфических видов-планктёров, регистрируемых на отдельных станциях.

В зависимости от структуры планктонного сообщества исследуемую территорию можно разделить на три зоны: водохранилищная (включая устье реки), переходная (ст. 4, 5), и залива (ст. 6–8). По направлению от Приплотинного плёса к речному участку происходит увеличение численности и биомассы фитопланктона и изменение состава основных отделов водорослей, участвующих в их формировании. Развитие фито- и зоопланктона происходит в противофазе.

Явление «цветения» воды зарегистрировано только на двух станциях залива, удалённых от Куйбышевского водохранилища: на станции 7 его уровень можно оценить как «интенсивное», на станции 8 как «умеренное». На станциях, где отмечалось «цветение» воды, увеличивается доля в формировании показателей количественного развития коловраток, и снижается – ветвистоусых рачков.

*Отдельно авторы выражают признательность за помощь в отборе проб м. н. с. Е. С. Красновой и инженеру-исследователю Т. А. Ракичиной (Институт экологии Волжского бассейна РАН).*

*Исследование выполнено за счёт средств гранта Российского научного фонда № 23-14-20005, <https://rscf.ru/project/23-14-20005/>.*

### Литература

1. Малые реки России / отв. ред. Н.И. Коронкевич, Г.М. Черногаева. М.: ИГ: МЦГО, 1994. 249 с.
2. Зинченко Т.Д., Саксонов С.В., Сенатор С.А., Минеев А.К., Головатюк Л.В., Горохова О.Г., Болотов С.Э.,

Курина Е.М., Абросимова Э.В., Уманская М.В., Кузнецова Р.С., Михайлов Р.А., Попченко Т.В. Экологический паспорт реки Усы (правобережный приток Волги) // Самарская лука: Проблемы региональной и глобальной экологии. 2019. Т. 28. № 2. С. 156–188. doi: 10.24411/2073-1035-2019-10220

3. Корнева Л.Г., Минеева Н.М., Копылов А.И. «Цветение» воды цианобактериями (синезелёными водорослями) – реальная угроза ухудшения качества воды в водохранилищах Волги // Бассейн Волги в XXI-м веке: структура и функционирование экосистем водохранилищ: материалы докладов Всерос. конф. Ижевск: Издатель Пермиков С.А., 2012. С. 135–138.

4. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоёмов / под ред. Ф.Д. Мордухай-Болтовского. М.: Наука, 1975. 240 с.

5. Гусева К.А. Методы эколого-физиологического исследования водорослей // Жизнь пресных вод. Т. 4. Ч. 1. М.–Л.: Изд-во АН СССР, 1956. С. 122–159.

6. Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской части России. Т. 1. Зоопланктон / под ред. В.Р. Алексеева. М.: Товарищество науч. изданий КМК, 2010. 495 с.

7. Лазарева В.И. Расселение чужеродных понтокаспийских видов зоопланктона в водохранилищах Волги и Камы // Российский журнал биологических инвазий. 2019. Т. 12. № 3. С. 29–52.

8. Borcard D., Gillet F., Legendre P. Numerical ecology with R. Springer, 2011. 306 p. doi: 10.1007/978-3-319-71404-2

9. R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. 2020 [Электронный ресурс] <http://www.R-project.org/> (Дата обращения: 14.11.2024).

10. Черепенников В.В., Шурганова Г.В., Артельный Е.В. Использование многомерного векторного анализа для оценки пространственного размещения зоопланктоценозов Чебоксарского водохранилища // Экологические проблемы бассейнов крупных рек-3: тезисы докл. междунар. и молодёжной конф. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. С. 303.

11. Шурганова Г.В., Черепенников В.В. Оценка динамики соотношения численностей популяций гидробионтов Чебоксарского водохранилища с использованием метода многомерного векторного анализа // Методы популяционной биологии: материалы VII Всерос. популяционного семинара. Сыктывкар: Коми НЦ УрО РАН, 2004. Ч. 1. С. 246–247.

12. Legendre P., Legendre L. Numerical ecology. Amsterdam: Elsevier, 2012. 990 p.

13. Yakimov B.N., Shurganova G.V., Cherepennikov V.V., Kudrin I.A., P'in M.Yu. Methods for comparative assessment of the results of cluster analysis of hydrobiocenoses structure (by the example of zooplankton communities of the Linda River, Nizhny Novgorod region) // Inland Water Biol. 2016. V. 9. No. 2. P. 200–208. doi: 10.1134/S1995082916020164

14. Reynolds C.S. Ecology of phytoplankton. Cambridge: Cambridge University Press, 2006. 535 p.

15. Makhalanyane T.P., Valverde A., Velázquez D., Gunnigle E., Van Goethem M.W., Quesada A., Cowan D.A. Ecology and biogeochemistry of cyanobacteria in soils, permafrost, aquatic and cryptic polar habitats // Biodivers. Conserv. 2015. V. 24. P. 819–840. doi: 10.1007/s10531-015-0902-z

16. Ашихмина Т.Я., Кутявина Т.И., Домнина Е.А. Изучение процессов эвтрофикации природных и искусственно созданных водоёмов (литературный обзор) // Теоретическая и прикладная экология. 2014. № 3. С. 6–13. doi: 10.25750/1995-4301-2014-3-006-013

17. Деревенская О.Ю., Мингазова Н.М., Унковская Е.Н. Факторы зональности и их влияние на зоопланктон озёр Среднего Поволжья // Теоретическая и прикладная экология. 2024. № 1. С. 166–174. doi: 10.25750/1995-4301-2024-1-166-174

18. Rogozin A.G. Материалы по фауне и экологии коловраток Урала. Семейство Synchaetidae (Rotifera, Eurotatoria, Ploima). Рода *Ploesoma*, *Synchaeta* // Зоологический журнал. 2022. Т. 101. № 3. С. 243–255. doi: 10.31857/S0044513422010093

19. Герасимова Т.Н., Садчиков А.П. Восстановление качества вод: влияние зоопланктона на развитие цианобактерий в двух эвтрофных прудах // Жизнь Земли. 2021. Т. 43. № 3. С. 336–346. doi: 10.29003/m2438.0514-7468.2020\_43\_3/336-346

20. Романенко В.Д. Основы гидроэкологии. Киев: Генеза, 2004. 400 с.

## References

1. Small rivers of Russia / Eds. N.I. Koronkevich, G.M. Chernogaeva. Moskva: IG: MCGO, 1994. 249 p. (in Russian).

2. Zinchenko T.D., Saksonov S.V., Senator S.A., Mineev A.K., Golovatyuk L.V., Gorokhova O.G., Bolotov S.E., Kurina E.M., Abrosimova E.V., Umanskaya M.V., Kuznetsova R.S., Mikhailov R.A., Popchenko T.V. Ecological passport of the Usa River (right tributary of the Volga River) // Samarskaya luka: Problemy regionalnoy i globalnoy ekologii. 2019. V. 28. No. 2. P. 156–188 (in Russian). doi: 10.24411/2073-1035-2019-10220

3. Korneva L.G., Mineeva N.M., Kopylov A.I. Water blooms with cyanobacteria (blue-green algae) are a real threat of deterioration of water quality in the Volga reservoirs // The Volga basin in the 21st century: Structure and functioning of reservoir ecosystems: materialy докладov vserossiyskoy konferentsii. Izhevsk: Izdatel Permyakov S.A., 2012. P. 135–138 (in Russian).

4. Methodology for studying biogeocenoses of inland water bodies / Ed. F.D. Mordukhai-Boltovskiy. Moskva: Nauka, 1975. 240 p. (in Russian).

5. Guseva K.A. Methods of ecological and physiological study of algae // Life of fresh waters. V. 4. Pt. 1.

Moskva–Leningrad: Izdatelstvo AN SSSR, 1956. P. 122–159 (in Russian).

6. Guide to zooplankton and zoobenthos of fresh waters in the European part of Russia. V. 1. Zooplankton / Ed. V.R. Alekseev. Moskva: Tovarishchestvo nauchnykh izdaniy KMK, 2010. 495 p. (in Russian).

7. Lazareva V.I. Spreading of alien Ponto-Caspian zooplankton species in reservoirs of the Volga and Kama rivers // Russian Journal of Biological Invasions. 2019. V. 12. No. 3. P. 29–52.

8. Borcard D., Gillet F., Legendre P. Numerical ecology with R. Springer, 2011. 306 p. doi: 10.1007/978-3-319-71404-2

9. R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. 2020 [Internet resource] <http://www.R-project.org/> (Accessed: 14.11.2024).

10. Cherepennikov V.V., Shurganova G.V., Artelny E.V. Use of multivariate vector analysis to assess the spatial arrangement of zooplanktonocenoses in the Cheboksary reservoir // Environmental problems of major river basins-3: tezisy dokladov mezhdunarodnoy i molodezhnoy konferentsiy. Tolyatti: IEVB RAN, 2003. P. 303 (in Russian).

11. Shurganova G.V., Cherepennikov V.V. Assessment of the dynamics of the ratio of the populations of aquatic organisms of the Cheboksary reservoir using the method of multidimensional vector analysis // Population biology methods: materialy VII vserossiyskogo populatsionnogo seminara. Syktyvkar: Komi NTs UrO RAN, 2004. Ch.1. P. 246–247 (in Russian).

12. Legendre P., Legendre L. Numerical ecology. Amsterdam: Elsevier, 2012. 990 p.

13. Yakimov B.N., Shurganova G.V., Cherepennikov V.V., Kudrin I.A., Il'in Yu. Methods for comparative assessment of the results of cluster analysis of hydrobiocenoses

structure (by the example of zooplankton communities of the Linda River, Nizhny Novgorod region) // Inland Water Biol. 2016. V. 9. No. 2. P. 200–208. doi: 10.1134/S199508291602016

14. Reynolds C.S. Ecology of phytoplankton. Cambridge: Cambridge University Press, 2006. 535 p.

15. Makhalyane T.P., Valverde A., Velázquez D., Gunnigle E., Van Goethem M.W., Quesada A., Cowan D.A. Ecology and biogeochemistry of cyanobacteria in soils, permafrost, aquatic and cryptic polar habitats // Biodivers. Conserv. 2015. V. 24. P. 819–840. doi: 10.1007/s10531-015-0902-z

16. Ashikhmina T.Ya., Kut'yavina T.I., Domnina E.A. Studying the processes of natural and man-made reservoirs eutrophication (review) // Theoretical and Applied Ecology. 2014. No. 3. P. 6–13 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2014-3-006-013

17. Derevenskaya O.Yu., Mingazova N.M., Unkovskaya E.N. Zoning factors and their influence on lakes' zooplankton in the Middle Volga region (Russia) // Theoretical and Applied Ecology. 2024. No. 1. P. 166–174 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2024-1-166-174

18. Rogozin A.G. Materials on the fauna and ecology of rotifers of the Urals. The family Synchaetidae (Rotifera, Eurotatoria, Ploima). The genera *Ploesoma*, *Synchaeta* // Zoologicheskij zhurnal. 2022. V. 101. No. 3. P. 242–255 (in Russian). doi: 10.31857/S0044513422010093

19. Gerasimova T.N., Sadchikov A.P. Water quality restoration: the effect of zooplankton on cyanobacteria development in two eutrophic ponds // Life of the Earth. 2021. V. 43. No. 3. P. 336–346 (in Russian). doi: 10.29003/m2438.0514-7468.2020\_43\_3/336-346

20. Romanenko V.D. Fundamentals of Hydroecology. Kyiv: Geneza, 2004. 400 p. (in Russian).

**Чувствительность к антибиотикам штаммов  
*Klebsiella pneumoniae* и *Pseudomonas aeruginosa*,  
выделенных из воды поверхностных водоёмов и сточных вод**

© 2025. Д. А. Седова<sup>1,2</sup>, аспирант, н. с., М. А. Сазыкина<sup>1</sup>, д. б. н., в. н. с.,  
П. В. Журавлёв<sup>3</sup>, д. м. н., профессор, И. С. Сазыкин<sup>1</sup>, д. б. н., в. н. с.,  
Е. А. Егорова<sup>1</sup>, студент, И. С. Березинская<sup>4</sup>, м. н. с.,  
Т. И. Твердохлебова<sup>4</sup>, д. б. н., директор института,

<sup>1</sup>Южный федеральный университет,  
344006, Россия, г. Ростов-на-Дону, ул. Б. Садовая, д. 105/42,

<sup>2</sup>Донской государственный технический университет,  
344002, Россия, г. Ростов-на-Дону, пл. Гагарина, д. 1,

<sup>3</sup>Ростовский государственный медицинский университет,  
344022, Россия, г. Ростов-на-Дону, пер. Нахичеванский, д. 29,

<sup>4</sup>Ростовский научно-исследовательский институт микробиологии и паразитологии,  
344000, Россия, г. Ростов-на-Дону, пер. Газетный, д. 119,  
e-mail: dased0va@yandex.ru

Синегнойные палочки (*Pseudomonas aeruginosa* (Schroeter) Migula) и клебсиеллы (*Klebsiella pneumoniae* subsp. *pneumoniae* (Schroeter) Ørskov) являются условно-патогенными бактериями, имеющими этиологическую значимость в возникновении инфекций, связанных с множественной лекарственной устойчивостью. Присутствие штаммов перечисленных бактерий в водных объектах окружающей среды может указывать на фекальное загрязнение, ассоциированное с антропогенным фактором. Штаммы, обнаруженные в сточных и поверхностных водах, могут представлять собой резервуар антибиотикорезистентных бактерий. Целью исследования была оценка чувствительности к антибиотикам штаммов *Klebsiella pneumoniae* и *Pseudomonas aeruginosa*, выделенных из воды рек Дон и Темерник в акватории городов Ростова-на-Дону и Азова, а также сточных вод очистных сооружений канализации г. Аксая и г. Новошахтинска. В результате исследования было выделено и идентифицировано 22 штамма *K. pneumoniae* и 76 штаммов *P. aeruginosa*. Протестированные штаммы клебсиелл были резистентны к амоксиклаву, нитрофурантоину, цефепиму, псевдомонад – к цефепиму, имипенему и меропенему. Ципрофлоксацин и аминогликозиды (амикацин и гентамицин) проявили наибольшую антимикробную активность относительно тестируемых штаммов (0% резистентных штаммов).

**Ключевые слова:** антибиотики, антибиотикорезистентность, клебсиеллы, синегнойные палочки, сточные воды, условно-патогенные бактерии.

**Antibiotic sensitivity of *Klebsiella pneumoniae* and *Pseudomonas aeruginosa* strains isolated from surface water and wastewater**

© 2025. D. A. Sedova<sup>1,2</sup> ORCID: 0000-0003-1194-7251, M. A. Sazykina<sup>1</sup> ORCID: 0000-0001-6974-3361,  
P. V. Zhuravlev<sup>3</sup> ORCID: 0000-0002-8196-3882, I. S. Sazykin<sup>1</sup> ORCID: 0000-0002-0864-1473,  
E. A. Egorova<sup>1</sup> ORCID: 0009-0007-3438-4515, I. S. Berezinskaya<sup>4</sup> ORCID: 0000-0001-7503-0608,  
T. I. Tverdokhlebova<sup>4</sup> ORCID: 0000-0002-4280-6702

<sup>1</sup>Southern Federal University,  
105/42, Bolshaya Sadovaya St., Rostov-on-Don, Russia, 344006,

<sup>2</sup>Don State Technical University,

1, Gagarin Sqr., Rostov-on-Don, Russia, 344002,

<sup>3</sup>Rostov State Medical University,

29, Nakhchivansky Ln., Rostov-on-Don, Russia, 344022,

<sup>4</sup>Rostov Research Institute of Microbiology and Parasitology,

119, Gazetny Ln., Rostov-on-Don, Russia, 344000,

e-mail: dased0va@yandex.ru

*Pseudomonas aeruginosa* (Schroeter) Migula) and *Klebsiella* (*Klebsiella pneumoniae* subsp. *pneumoniae* (Schroeter) Ørskov) are opportunistic bacteria with etiological significance in multidrug-resistant infections occurrence. The presence of these bacteria strains in water bodies may indicate anthropogenic fecal contamination. Strains in wastewater and surface waters may represent an antibiotic-resistant bacteria reservoir. The aim of the study was to assess the antibiotic sensitivity of *Klebsiella pneumoniae* and *Pseudomonas aeruginosa* strains isolated from the Don and Temernik rivers in the Rostov-on-Don and Azov water areas, as well as wastewater from sewage treatment plants in Aksai and Novoshakhtinsk. To recover and enrich the microorganisms, the water samples were inoculated onto both liquid and solid media in accordance with established methodological guidelines, using a serial dilution technique. Bacterial isolates were identified via biochemical tests and mass spectrometric analysis (Microflex LT MALDI-TOF MS). Antibiotic susceptibility testing was performed using the disk diffusion method according to EUCAST clinical recommendations. In total we identified 22 strains of *Klebsiella pneumoniae* and 76 strains of *Pseudomonas aeruginosa*. The *Klebsiella* isolates demonstrated absolute susceptibility to ciprofloxacin, aminoglycosides, chloramphenicol, and meropenem; however, certain resistant phenotypes were observed against amoxicillin-clavulanate, nitrofurantoin, and cefepime. *Pseudomonas aeruginosa* strains exhibited complete susceptibility to fluoroquinolones and aminoglycosides, though up to 25% of the isolates were resistant to imipenem and meropenem. Furthermore, several multidrug-resistant strains were detected, displaying simultaneous resistance to multiple  $\beta$ -lactam antibiotics (cefepime, imipenem, and meropenem). The findings of this study confirm that both surface water bodies and wastewater can serve as reservoirs for the dissemination of multidrug-resistant bacteria.

**Keywords:** antibiotics, antibiotic resistance, *Klebsiella*, *Pseudomonas aeruginosa*, sewage, opportunistic bacteria.

Экологические аспекты проблемы устойчивости бактерий к антибиотикам в настоящее время довольно тщательно изучаются, что приводит к большему признанию ценности, которую экологический мониторинг может обеспечить для защиты общественного здоровья [1]. В частности, предполагается, что водная среда служит одновременно резервуаром и путём распространения антибиотикорезистентных бактерий (АРБ) и генов устойчивости к антибиотикам (АРГ), которые встречаются в клинических условиях [2].

Потенциально патогенные и патогенные бактерии, имеющие этиологическую значимость в возникновении инфекций человека и животных, регулярно поступают в объекты окружающей среды, в том числе со сточными водами [3, 4]. Данные микроорганизмы могут нести детерминанты устойчивости к антибактериальным препаратам, входящие в состав мобильных генетических элементов. Распространение АРГ и АРБ может происходить внутри бактериальных сообществ как водной, так и почвенной сред [5]. Поверхностные водоёмы и сточные воды являются резервуарами для накопления АРБ и АРГ, а также их распространения в экосистемах [6, 7].

Очистные сооружения канализации (ОСК) предназначены для удаления таких загрязнителей, как общий органический углерод, а также питательных веществ – нитратов и фосфатов [8]. Система ОСК не рассчитана на удаление микрозагрязнителей, таких как антибактериальные препараты (АБП) и АРГ. В результате с очищенными сточными водами АБП, АРБ и АРГ поступают в поверхностные водоёмы. Предшествующие исследования [9, 10] показали, что АРГ в избытке содержатся в сточных водах до и после очистки. Это тре-

бует разработки эффективных методов удаления антибиотиков и предотвращения распространения АРГ [11].

Полирезистентные условно-патогенные бактерии присутствуют во многих поверхностных водах, в частности, бактерии рода *Pseudomonas* и семейства Enterobacteriaceae [12]. Псевдомонады, как известно, имеют множество хромосомных генов резистентности и приобретённых АРГ, а также несколько мобильных генетических элементов, которыми они обмениваются с другими семействами грамотрицательных палочек, в частности, с энтеробактериями. Наиболее распространённым возбудителем среди псевдомонад является *Pseudomonas aeruginosa*, имеющая значение в этиологии нозокомиальных болезней (сепсис, пневмония, инфекции мочевыводящих путей). Особенностью данной бактерии является множественная устойчивость к АБП [13]. Среди представителей энтеробактерий, встречающихся при фекальном загрязнении водоёмов, *Klebsiella pneumoniae*, как и *P. aeruginosa*, является возбудителем внутрибольничных инфекций, течение которых может быть отягощено полирезистентностью нозокомиальных штаммов [14]. Таким образом, цель настоящего исследования состоит в том, чтобы оценить профили резистентности бактерий видов *P. aeruginosa* и *K. pneumoniae*, выделенных из воды поверхностных водоёмов и сточных вод.

## Объекты и методы исследования

### Материал исследования и отбор проб.

В течение исследуемого периода с 27.10.2020 по 16.11.2021 г. был проведён бактериологический анализ 73 проб воды, среди которых

59 проб воды поверхностных водоёмов (р. Дон и р. Темерник) в акватории городов Ростова-на-Дону и Азова, 14 проб сточных вод ОСК городов Аксая и Новошахтинска. Пробы воды из поверхностных водоёмов отбирались в зонах рекреации, расположенных в пределах селитебных территорий и в местах сброса сточных вод. Пробы сточных вод отбирались на разных этапах очистки (нативная вода, после обработки, сбрасываемые сточные воды). Отбор и транспортировка проб воды осуществлялись согласно требованиям ГОСТ 31942-2012.

**Объект исследования и условия культивирования.** Из исследуемых проб выделяли и идентифицировали *Pseudomonas aeruginosa* (Schroeter) Migula и *Klebsiella pneumoniae* subsp. *pneumoniae* (Schroeter) Ørskov. Посев проб воды осуществляли в жидкую накопительную среду для энтеробактерий и неферментирующих грамотрицательных микроорганизмов согласно МР 01-19/98-17. Для посева проб использовали метод серийных разведений – от 100 до 0,001 мл для речной воды и от 100 до 0,0000001 мл для сточных вод. Посевы инкубировали в термостате при температуре 37 °С. Из накопительной среды, в которой отмечалось помутнение и образование газа или только помутнение, производили посев петлёй на элективные плотные среды.

**Идентификация клебсиелл.** Из накопительной среды производили посев на среду Клебсиелла-АСК («ОНТ НИИЭМ им. Пастера», Россия) [15], инкубировали при  $t=37$  °С, отбирали колонии, характерные для *K. pneumoniae*. Для идентификации изолятов проводили окрашивание по Граму и биохимические тесты с применением систем индикаторных бумажных (СИБ) для межродовой и видовой дифференциации энтеробактерий («АО НПО «Микроген», Россия). Утилизацию глюкозы и лактозы определяли на агаре Клигlera («НИЦФ», Россия).

**Идентификация псевдомонад.** Для определения *P. aeruginosa* использовали плотные среды Псевдомонас-АПС («ОНТ НИИЭМ им. Пастера», Россия) и цетримидный агар («Merck Millipore», Германия). Колонии, подозрительные в отношении исследуемых бактерий, окрашивали по Граму и определяли цитохромоксидазную активность Oxi-test («Erba Lachema», Чехия), биохимическую активность определяли с помощью тест-систем НЕФЕРМ тест 24 («Erba Lachema», Чехия) с целью выявления бактериальных ферментов (сахаролитические, утилизирующие аминокислоты и белки), и метаболитов (кислоты,

карбогидрат эскулин,  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  и т.д.). Для подтверждения принадлежности выделенного изолята к неферментирующим бактериям, проводили OF-тест на среде Хью-Лейфсона («НИЦФ», Россия).

**Масс-спектрометрическая идентификация изолятов.** Дальнейшую идентификацию бактерий проводили при помощи масс-спектрометрического метода. Использовали настольный масс-спектрометр Microflex LT MALDI-TOF MS с программным обеспечением FlexControl и базой данных MALDI Biotyper («Bruker Daltonics», Германия).

Для прямого нанесения использовали  $\alpha$ -циано-4-гидроксикоричную кислоту (НССА) и стандартный раствор (50% ацетонитрила, 47,5% воды и 2,5% трифторуксусной кислоты). Суточные одиночные колонии бактерий, выросшие на агаре Мюллера-Хинтон («ФБУН ГНЦ ПМБ», Россия), наносили тонким слоем на точку мишени, начиная от середины. Затем точки с нанесённым биоматериалом покрывали 1 мкл раствора матрицы НССА и оставляли при комнатной температуре до полного высыхания.

Результаты идентификации бактерий трактовали по критериям, указанным в инструкции к прибору: 2,300–3,000 – высокая вероятность идентификации вида; 2,000–2,299 – надёжная идентификация рода, вероятная идентификация вида; 1,700–1,999 – вероятная идентификация рода; 0,00–1,699 – ненадёжная идентификация. Все повторности были определены с высокой вероятностью идентификации вида. Визуализацию белковых профилей, полученных при идентификации, проводили с помощью программного обеспечения Flex analysis3.3 («Bruker Daltonics», Германия) [16].

**Определение чувствительности к антибиотикам.** Определение чувствительности выделенных штаммов к антибиотикам проводили диско-диффузионным методом в соответствии с клиническими рекомендациями EUCAST [17]. В исследование включили антибиотики, для которых имеются нормативные значения пограничных зон задержки роста в рекомендациях EUCAST. Для анализа чувствительности использовали агар Мюллера-Хинтон («ФБУН ГНЦ ПМБ», Россия). Приготовление инокулята осуществляли методом прямого суспендирования суточной культуры бактерий, выросшей на ГРМ-агаре («ФБУН ГНЦ ПМБ», Россия). Доводили плотность инокулята до 0,5 единиц по стандарту мутности МакФарланда, чашки засеивали сплошным газоном.

Чашки с посевами инкубировали при температуре  $35 \pm 1$  °С в течение 16–20 ч. Измерение зон подавления роста оценивали с точностью до миллиметра. Чувствительность микроорганизма оценивали по следующим категориям: S – чувствительный при стандартном режиме дозирования (существует высокая вероятность терапевтического успеха при использовании стандартного режима дозирования препарата); I – чувствительный при увеличенной экспозиции (существует высокая вероятность терапевтического успеха из-за увеличения воздействия препарата путём корректировки режима дозирования или его концентрации в очаге инфекции); R – резистентный: (существует высокая вероятность неэффективности терапии, даже при повышенном воздействии).

Чувствительность клебсиелл определяли к 11 препаратам следующих групп антибиотиков: пенициллины (амоксициллин 20 мкг с клавулановой кислотой 10 мкг), цефалоспорины (цефепим 30 мкг, цефоперазон 75 мкг), карбапенемы (имипенем 10 мкг, меропенем 10 мкг), аминогликозиды (амикацин 30 мкг, гентамицин 10 мкг), фторхинолоны (ципрофлоксацин 5 мкг, левофлоксацин 5 мкг), амфениколы (левомицетин 30 мкг) производства «НИЦФ», Россия и нитрофураны (нитрофурантоин 300 мкг («HiMedia», Индия)).

Чувствительность синегнойных палочек определяли к 7 препаратам следующих групп антибиотиков: цефалоспорины (цефепим 30 мкг), карбапенемы (имипенем 10 мкг, меропенем 10 мкг), аминогликозиды (амикацин 30 мкг, гентамицин 10 мкг), фторхинолоны (ципрофлоксацин 5 мкг, левофлоксацин 5 мкг), производства «НИЦФ», Россия.

**Статистическая обработка данных.** Статистическую обработку проводили с использованием программы Microsoft Excel 2015, различия в чувствительности оценивали с помощью двустороннего критерия Фишера. Статистически значимым считалось значение  $p < 0,05$ . Для визуализации данных чувствительности бактерий к антибиотикам в виде тепловых карт использовали программу Jupiter Notebook (версия 3.8).

### Результаты и обсуждение

В результате исследования было выделено и идентифицировано 22 штамма *K. pneumoniae* (K1–K18 из воды поверхностных водоёмов, K19–K22 из сточных вод) и 76 штаммов *P. aeruginosa* (P1–P26 – вода поверхностных водоёмов, P27–P76 – сточные воды).

Результаты определения чувствительности клебсиелл в виде тепловой карты представлены на рисунке 1 (см. цв. вкладку VII).

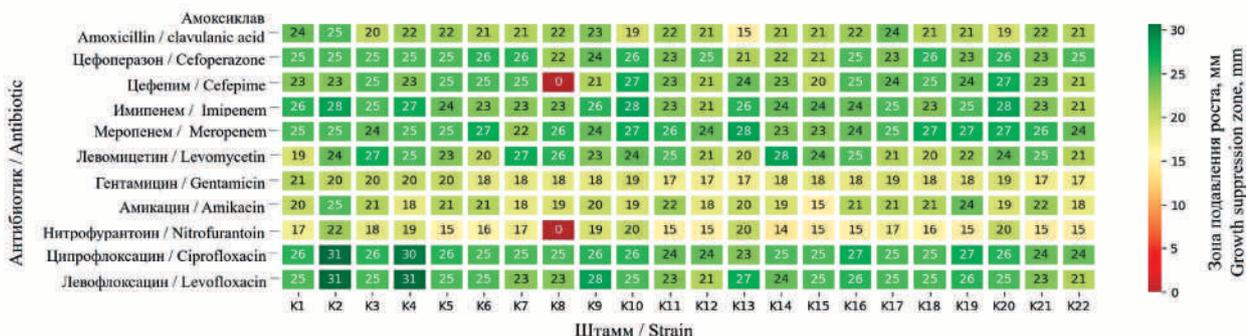
Анализ чувствительности штаммов клебсиелл к антибактериальным препаратам показал, что абсолютная чувствительность (100% чувствительных штаммов) наблюдалась в отношении цiproфлоксацина, аминогликозидов, левомицетина, меропенема. «Чувствительными при увеличенной экспозиции» антибиотика выявлены в отношении левофлоксацина – 9%, имипенема – 27%, цефепима – 41% штаммов клебсиелл. Остальные штаммы к действию левофлоксацина и имипенема оценивались как «чувствительные при стандартном режиме дозирования». Резистентными к амоксиклаву и нитрофурантоину являлись 5%, а к цефепиму – 9% штаммов, причём штамм, выделенный из воды реки Дон в районе речного вокзала, оказался резистентным и к цефепиму и к нитрофурантоину одновременно.

Согласно исследованиям [18, 19], распространение клебсиелл в водных объектах (вода поверхностных водоёмов, рек, Цимлянского водохранилища, подземных источников, питьевая вода) Московской и Ростовской областей показало циркуляцию штаммов бактерий рода *Klebsiella* sp., устойчивых к ампициллину, эритромицину, тетрациклину, левомицетину, амоксициллину, азитромицину, полимиксину, стрептомицину и неомицину.

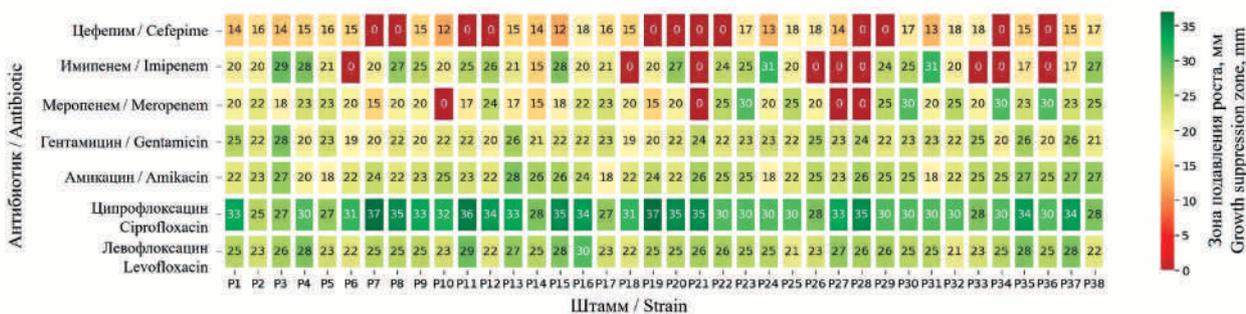
В нашем исследовании установлено, что водные штаммы клебсиелл, выделенные из рек Дон и Темерник, обладали абсолютной чувствительностью к левомицетину, в отличие от штаммов из предыдущего исследования, в котором описано 79% резистентных изолятов. Чувствительность к фторхинолонам и карбапенемам согласуется с нашими данными. Так как определение проводили в соответствии с клиническими рекомендациями EUCAST, использовали те антибиотики, для которых определены диаметры зон подавления роста, поэтому в отношении тетрациклина, макролидов (азитромицина, эритромицина, стрептомицина) чувствительность клебсиелл не определяли.

Клебсиеллы, выделенные из воды, имеющие резистентный фенотип относительно ампициллина, распространены повсеместно как в питьевой и речной воде [20, 21], так и в сточных водах [22, 23]. Большой интерес для исследователей представляют сточные воды лечебно-профилактических учреждений (ЛПУ), так как именно они могут являться

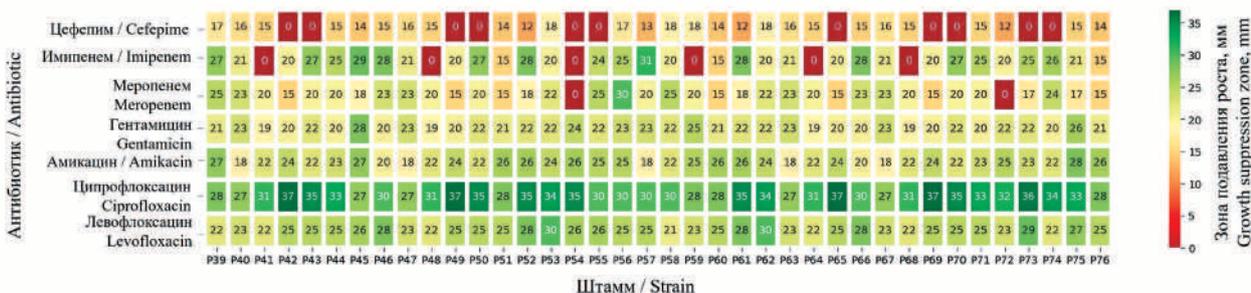
**Д. А. Седова, М. А. Сазыкина, П. В. Журавлёв, И. С. Сазыкин,  
Е. А. Егорова, И. С. Березинская, Т. И. Твердохлебова**  
**«Чувствительность к антибиотикам штаммов *Klebsiella pneumoniae***  
**и *Pseudomonas aeruginosa*, выделенных из воды поверхностных**  
**водоёмов и сточных вод». С. 82.**



**Рис. 1.** Чувствительность к антибиотикам штаммов *K. pneumoniae*, выделенных из воды реки Дон в акватории г. Азова и Ростова-на-Дону и сточных вод  
**Fig. 1.** *K. pneumoniae* strains antibiotic sensitivity isolated from the Don River water in the waters of Azov and Rostov-on-Don and wastewater



**Рис. 2.** Чувствительность к антибиотикам штаммов *P. aeruginosa*, выделенных из воды рек Дон и Темерник  
**Fig. 2.** *P. aeruginosa* strains antibiotic sensitivity isolated from the Don and Temernik rivers



**Рис. 3.** Чувствительность к антибиотикам штаммов *P. aeruginosa*, выделенных проб сточных вод  
**Fig. 3.** *P. aeruginosa* strains antibiotic sensitivity isolated from the wastewater

источником мультирезистентных и высоковирулентных штаммов клебсиелл [23].

Результаты многочисленных исследований, проведённых в различных медицинских учреждениях России, свидетельствуют о тревожной тенденции роста антибиотикорезистентности среди клинических изолятов *K. pneumoniae*. Анализ данных показывает, что устойчивость к антибиотикам цефалоспоринового ряда и карбапенемам становится одной из наиболее значимых проблем в эпидемиологическом плане и имеет ключевое значение для успешного лечения нозокомиальных инфекций [24, 25].

Данные, собранные в рамках эпидемиологического исследования «МАРАФОН» (2020–2021 гг.), показали высокую частоту резистентности клинических изолятов *K. pneumoniae* к антибиотикам, особенно к β-лактамам. Так, устойчивость к цефалоспориновому третьему и четвёртому поколениям превысила 80% среди нозокомиальных изолятов, что делает использование этих препаратов неэффективным для эмпирической терапии тяжёлых инфекций в стационарах. Эти результаты подтверждаются также данными из микробиологического мониторинга туберкулёзного стационара в Москве, где 100% изолятов *K. pneumoniae* оказались устойчивы к β-лактамам, аминогликозидам и азтреонаму [25, 26]. Относительно клинических изолятов *K. pneumoniae*, водные штаммы имеют меньшую резистентность. Показано, что устойчивость нозокомиальных и внебольничных изолятов *K. pneumoniae* составила к ципрофлоксацину – 85 и 49%, аминогликозидам – 17 и 61%, меропенему – 50 и 15% соответственно [18].

Данные об устойчивости к ампициллину (распространённое явление, подтверждённое другими исследованиями [20–23]) в целом совпадают: в работе также встречались изоляты с фенотипической устойчивостью к β-лактамам (амоксиклав, цефепим). Устойчивость к карбапенемам и фторхинолонам в клинических штаммах, по данным литературы, достигает 50–85% [24, 25]; однако в исследуемых водных изолятах *K. pneumoniae* в большинстве случаев была обнаружена чувствительность к ним, что согласуется с идеей о более низком уровне резистентности у изолятов из окружающей среды по сравнению с клиническими [18].

Все штаммы *P. aeruginosa* проявили абсолютную чувствительность к фторхинолонам и аминогликозидам. К имипенему и меропене-

му резистентны 25 и 21% выделенных штаммов соответственно. Тепловые карты чувствительности синегнойных палочек к АБП представлены на рисунках 2 и 3 (см. цв. вкладку VII).

Анализ тепловых карт показал, что 5% штаммов, выделенных из речной воды, обладали устойчивостью сразу к трём антибиотикам (цефепим, имипенем и меропенем). Данные штаммы были обнаружены в пробах воды р. Темерник (акватория г. Ростов-на-Дону) и р. Дон (акватория г. Азова). К тем же АБП выявлена одновременная устойчивость у штамма, изолированного из проб воды городской канализации, поступающей на очистные сооружения г. Новошахтинска.

Процент резистентных в отношении цефепима, имипенема и меропенема штаммов, выделенных из речной воды, составил 19, 12 и 54%, из сточных вод – 16, 18 и 47% соответственно. Сравнительный анализ с использованием двустороннего критерия Фишера ( $F=0,74627$ ,  $F=0,50955$ ,  $F=0,62245$ ,  $p>0,05$ ) показал отсутствие достоверных различий резистентности к антибиотикам у штаммов *P. aeruginosa*, выделенных из поверхностных и сточных вод.

Данные литературы свидетельствуют о том, что штаммы, выделенные из воды, более чувствительны к антибиотикам по сравнению с клиническими штаммами [27]. Тем не менее, в питьевой воде, воде поверхностных водоёмов, коммунальных и сточных водах ЛПУ, в плавательных бассейнах встречаются изоляты, устойчивые к тетрациклину, цефалоспориновому ряду (цефотаксим, цефтазидим), хлорамфениколу, карбапенемам (имипенем, меропенем), аминогликозидам (гентамицин, амикацин), антибиотикам пенициллинового ряда, в том числе штаммы с множественной лекарственной устойчивостью [28–31]. В настоящем исследовании также обнаружены штаммы, устойчивые к цефалоспориновому ряду (цефепим) и карбапенемам.

Среди клинических изолятов *P. aeruginosa*, как и среди клинических изолятов клебсиелл, отмечено значительное распространение резистентности к широко применяемым антибактериальным препаратам, включая карбапенемы, фторхинолоны, аминогликозиды и полимиксины [32–34]. Исследуемые нами штаммы *P. aeruginosa*, выделенные из поверхностных и сточных вод, были чувствительны к фторхинолонам и аминогликозидам в 100% случаев. В отношении β-лактамов антибиотиков выявлены 12–54% резистентных штаммов. Данные по антибиотикорезистентности кли-

нических штаммов *P. aeruginosa* к цефепиму, меропенему и карбапенемам согласуются с результатами настоящего исследования. В 2022 г. клинические штаммы были чувствительны в более 70% случаев к меропенему, а к 2023 г. всего в 20% [33].

Сравнение с данными, полученными для клинических штаммов *P. aeruginosa*, показывает, что последние нередко демонстрируют ещё более высокий уровень резистентности (до 80–100% к  $\beta$ -лактамам, карбапенемам и т.д. [32–34]). Следовательно, выявленные в исследовании показатели устойчивости водных изолятов (12–54% к  $\beta$ -лактамам) хоть и ниже, чем у клинических, всё же остаются серьёзной проблемой.

Совокупность результатов проведённого исследования и данных из литературных источников указывает на то, что водные изоляты, как правило, менее резистентны, чем штаммы, полученные из клинического материала. Тем не менее, присутствие мультирезистентных штаммов (к  $\beta$ -лактамам антибиотикам, фторхинолонам, карбапенемам) выявлено в различных водных источниках, включая канализационные и поверхностные воды.

### Заключение

Исследование показывает, что объекты водной среды, такие как поверхностные водоёмы, канализационные, а также сточные воды, после обработки на очистных сооружениях, могут являться источниками распространения штаммов, имеющих лекарственную устойчивость к такой важнейшей группе антибиотиков, как  $\beta$ -лактамы: пенициллинам с ингибиторами  $\beta$ -лактамаз; карбапенемам и цефалоспорином. Поскольку очистные сооружения канализации напрямую связаны с водной средой, мониторинг микробиоты сточных вод очистных сооружений, а также воды поверхностных водоёмов вблизи населённых пунктов следует проводить регулярно, и оценивать не только нормируемые показатели, но и контролировать свойства клинически значимых микроорганизмов, в том числе определять чувствительность выделяемых бактерий к антибиотикам.

Важнейшей мерой по борьбе с распространением резистентных штаммов является проведение локального микробиологического мониторинга антибиотикорезистентности. Усиление мониторинга АРБ и АРГ в окружающей среде и контроль над использованием антибиотиков могут способствовать сниже-

нию распространения антибиотикорезистентных инфекций в России.

*Исследование выполнено при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования РФ в рамках государственного задания в сфере научной деятельности № FENW–2024–0026.*

### Литература

1. Larsson D.G.J., Flach C.F. Antibiotic resistance in the environment // *Nat. Rev. Microbiol.* 2022. V. 20. No. 5. P. 257–269. doi: 10.1038/s41579-021-00649-x
2. Jampani M., Gothwal R., Mateo-Sagasta J., Langan S. Water quality modelling framework for evaluating antibiotic resistance in aquatic environments // *J. Hazard. Mater. Lett.* 2022. V. 3. Article No. 100056. doi: 10.1016/j.hazl.2022.100056
3. Журавлёв П.В., Хуторянина И.В., Марченко Б.И. Барьерная роль очистных сооружений канализации в отношении санитарно-показательных и патогенных бактерий, паразитарных агентов на примере южной зоны России // *Гигиена и санитария.* 2021. Т. 100. № 10. С. 1070–1076. doi: 10.47470/0016-9900-2021-100-10-1070-1076
4. Загайнова А.В., Журавлёв П.В., Морозова М.А., Седова Д.А., Грицюк О.В., Панькова М.Н., Федец З.Е., Новожилов К.А., Юдин С.М. Барьерная роль очистных сооружений в обеззараживании сточных вод в отношении *E. coli*, обобщённых и общих колиформных бактерий // *Гигиена и санитария.* 2022. Т. 101. № 5. С. 479–486. doi: 10.47470/0016-9900-2022-101-5-479-486
5. Khmelevtsova L.E., Sazykin I.S., Azhogina T.N., Sazykina M.A. The dissemination of antibiotic resistance in various environmental objects (Russia) // *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 2020. V. 27. No. 35. P. 43569–43581. doi: 10.1007/s11356-020-10231-2
6. Nappier S.P., Liguori K., Ichida A.M., Stewart J.R., Jones K.R. Antibiotic resistance in recreational waters: state of the science // *Int. J. Environ. Res. Public Health.* 2020. V. 17. No. 21. Article No. 8034. doi: 10.3390/ijerph17218034
7. Gao Y.X., Li X., Fan X.Y., Zhao J.R., Zhang Z.X. Wastewater treatment plants as reservoirs and sources for antibiotic resistance genes: a review on occurrence, transmission and removal // *J. Water Process Eng.* 2022. V. 46. Article No. 102539. doi: 10.1016/j.jwpe.2021.102539
8. Zhuravlev P., Morozova M., Sedova D., Zubtsov V. The barrier role of wastewater treatment plants against opportunistic bacteria // *Lecture Notes in Networks and Systems.* 2022. V. 574. P. 2924–2932. doi: 10.1007/978-3-031-21432-5\_323
9. Che Y., Xia Y., Liu L., Li A.D., Yang Y., Zhang T. Mobile antibiotic resistome in wastewater treatment plants revealed by Nanopore metagenomic sequencing // *Microbiome.* 2019. V. 7. No. 1. Article No. 44. doi: 10.1186/s40168-019-0663-0

10. Alexander J., Hembach N., Schwartz T. Evaluation of antibiotic resistance dissemination by wastewater treatment plant effluents with different catchment areas in Germany // *Sci. Rep.* 2020. V. 10. No. 1. Article No. 8952. doi: 10.1038/s41598-020-65635-4
11. Milligan E.G., Calarco J., Davis B.C., Keenum I.M., Liguori K., Pruden A., Harwood V.J. A systematic review of culture-based methods for monitoring antibiotic-resistant *Acinetobacter*, *Aeromonas*, and *Pseudomonas* as environmentally relevant pathogens in wastewater and surface water // *Curr. Environ. Health Rep.* 2023. V. 10. No. 2. P. 154–171. doi: 10.1007/s40572-023-00393-9
12. Breijyeh Z., Jubeh B., Karaman R. Resistance of Gram-negative bacteria to current antibacterial agents and approaches to resolve it // *Molecules.* 2020. V. 25. No. 6. Article No. 1340. doi: 10.3390/molecules25061340
13. Venkateswaran P., Vasudevan S., David H., Shaktivel A., Shanmugam K., Neelakantan P., Solomon A.P. Revisiting ESKAPE pathogens: virulence, resistance, and combating strategies focusing on quorum sensing // *Front. Cell. Infect. Microbiol.* 2023. V. 13. Article No. 1159798. doi: 10.3389/fcimb.2023.1159798
14. Karungamye P., Rugaika A., Mtei K., Machunda R. Antibiotic resistance patterns of *Escherichia coli*, *Klebsiella pneumoniae*, and *Pseudomonas aeruginosa* isolated from hospital wastewater // *Appl. Microbiol.* 2023. V. 3. No. 3. P. 867–882. doi: 10.3390/applmicrobiol3030060
15. Сиволодский Е.П. Хромогенная синтетическая среда «Клебсиелла 5-АСК ХРОМ-С» для выделения и идентификации клебсиелл // *Клиническая лабораторная диагностика.* 2015. Т. 60. № 5. С. 48–51.
16. Чеботарь И.В., Поликарпова С.В., Бочарова Ю.А., Маянский Н.А. Использование времяпролётной масс-спектрометрии с матрично-активированной лазерной десорбцией/ионизацией (MALDI-TOF MS) для идентификации бактериальных и грибковых возбудителей III–IV групп патогенности // *Лабораторная служба.* 2018. Т. 7. № 2. С. 78–86. doi: 10.17116/labs20187278-86
17. European Committee on Antimicrobial Susceptibility Testing. Breakpoint tables for interpretation of MICs and zone diameters. Version 9.0, 2019. [Internet resource] <https://www.eucast.org> (Accessed: 12.12.2024)
18. Рахманин Ю.А., Иванова Л.В., Артёмова Т.З., Гипп Е.К., Загайнова А.В., Максимкина Т.Н., Журавлёв П.В., Алешня В.В., Панасовец О.В. Распространение бактерий рода *Klebsiella* в водных объектах и их значение в возникновении водобусловленных острых кишечных инфекций // *Гигиена и санитария.* 2016. Т. 95. № 4. С. 397–406. doi: 10.18821/0016-9900-2016-95-4-397-406
19. Журавлёв П.В., Панасовец О.П., Алешня В.В., Казачок И.П., Черногорова Т.Н., Деревякина Е.И. Антибиотикорезистентность бактерий, выделенных из воды открытых водоёмов // *Здоровье населения и среда обитания.* 2015. № 5. С. 24–26.
20. Dhabali A.A.H., Awang R., Zyoud S.H. Clinically important drug–drug interactions in primary care // *J. Clin. Pharm. Ther.* 2012. V. 37. No. 4. P. 426–430. doi: 10.1111/j.1365-2710.2011.01314.x
21. Aromolaran O., Amodu O.A. Antibiotic susceptibility pattern of *Klebsiella pneumoniae* and *Pseudomonas aeruginosa* isolated from some drinking wells in Ondo town southwest Nigeria // *J. Appl. Sci. Environ. Manage.* 2021. V. 25. No. 1. P. 59–63. doi: 10.4314/jasem.v25i1.8
22. Okafor J.U., Nwodo U.U. Molecular characterization of antibiotic resistance determinants in *Klebsiella pneumoniae* isolates recovered from hospital effluents in the Eastern Cape province, South Africa // *Antibiotics.* 2023. V. 12. No. 7. Article No. 1139. doi: 10.3390/antibiotics12071139
23. Tesfaye H., Alemayehu H., Desta A.F., Eguale T. Antimicrobial susceptibility profile of selected Enterobacteriaceae in wastewater samples from health facilities, abattoir, downstream rivers and a WWTP in Addis Ababa, Ethiopia // *Antimicrob. Resist. Infect. Control.* 2019. V. 8. Article No. 134. doi: 10.1186/s13756-019-0588-1
24. Бардашева А.В., Фоменко Н.В., Калымбетова Т.В., Бабкин И.В., Кретьен С.О., Жиравковская Е.В., Тикунова Н.В., Морозова В.В. Генетическая характеристика клонических изолятов клебсиелл, циркулирующих в Новосибирске // *Вавиловский журнал генетики и селекции.* 2021. Т. 25. № 2. С. 234–245. doi: 10.18699/VJ21.49-0
25. Эйдельштейн М.В., Шайдуллина Э.Р., Иванчик Н.В., Дехнич А.В., Микотина А.В., Склеенова Е.Ю., Сухорукова М.В., Азизов И.С., Шек Е.А., Романов А.В., Трушин И.С., Кузьменков А.Ю., Козлов Р.С. Антибиотикорезистентность клинических изолятов *Klebsiella pneumoniae* и *Escherichia coli* в стационарах России: результаты многоцентрового эпидемиологического исследования // *Клиническая микробиология и антибактериальная химиотерапия.* 2024. Т. 26. № 1. С. 67–78. doi: 10.36488/смас.2024.1.67-78
26. Ивушкина Л.В., Миронов А.Ю. Микробиологический мониторинг *Klebsiella pneumoniae* и механизмы их резистентности к антимикробным препаратам у больных туберкулёзом г. Москвы // *Клиническая лабораторная диагностика.* 2024. Т. 69. № 4. С. 131–141. doi: 10.51620/0869-2084-2024-69-4-131-141
27. Mena K.D., Gerba C.P. Risk assessment of *Pseudomonas aeruginosa* in water // *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 2009. V. 201. P. 71–115. doi: 10.1007/978-1-4419-0032-6\_3
28. Ghorbani G., Rahimi E., Shakerian A. Antibiotic resistance's genotypic and phenotypic characteristics and the frequency of virulence factors in *P. aeruginosa* isolates isolated from water samples in Iran // *Biomed Res. Int.* 2022. V. 2022. No. 1. Article No. 7076433. doi: 10.1155/2022/7076433
29. Roulová N., Mot'ková P., Brožková I., Pejchalová M. Antibiotic resistance of *Pseudomonas aeruginosa* isolated from hospital wastewater in the Czech Republic // *J. Water Health.* 2022. V. 20. No. 4. P. 692–701. doi: 10.2166/wh.2022.101

30. Okafor J.U., Nwodo U.U. Antibiogram profile and detection of resistance genes in *Pseudomonas aeruginosa* recovered from hospital wastewater effluent // *Antibiotics*. 2023. V. 12. No. 10. Article No. 1517. doi: 10.3390/antibiotics12101517

31. Schiavano G.F., Carloni E., Andreoni F., Magi S., Chironna M., Brandi G., Amagliani G. Prevalence and antibiotic resistance of *Pseudomonas aeruginosa* in water samples in central Italy and molecular characterization of oprD in imipenem resistant isolates // *PLoS One*. 2017. V. 12. No. 12. Article No. e0189172. doi: 10.1371/journal.pone.0189172

32. Савинова Т.А., Бочарова Ю.А., Чаплин А.В., Коростин Д.О., Шамина О.В., Маянский Н.А., Чеботарь И.В. Меропенем-индуцированное снижение чувствительности к колистину у *Pseudomonas aeruginosa* ATCC 27853 // *Вестник РГМУ*. 2022. № 1. С. 31–35. doi: 10.24075/brsmu.2022.001

33. Ялунина М.Ю. Проблема антибиотикорезистентности клинических штаммов *Pseudomonas aeruginosa* у пациентов с тяжёлой сочетанной травмой // *Universum: медицина и фармакология*. 2024. Т. 1. № 2. С. 69–72.

34. Гордина Е.М., Божкова С.А., Шабанова В.В. Активность биопепсины в отношении меропенем-устойчивых *Klebsiella pneumoniae* и *Pseudomonas aeruginosa* // *Антибиотики и химиотерапия*. 2022. Т. 67. № 3–4. С. 23–28. doi: 10.37489/0235-2990-2022-67-3-4-23-28

## References

1. Larsson D.G.J., Flach C.F. Antibiotic resistance in the environment // *Nat. Rev. Microbiol.* 2022. V. 20. No. 5. P. 257–269. doi: 10.1038/s41579-021-00649-x

2. Jampani M., Gothwal R., Mateo-Sagasta J., Langan S. Water quality modelling framework for evaluating antibiotic resistance in aquatic environments // *J. Hazard. Mater. Lett.* 2022. V. 3. Article No. 100056. doi: 10.1016/j.hazl.2022.100056

3. Zhuravlev P.V., Khutoryanina I.V., Marchenko B.I. The barrier role of sewage treatment plants in relation to parasites and sanitary-indicative and pathogenic bacteria on the example of the southern zone of Russia // *Gigiena i Sanitariya*. 2021. V. 100. No. 10. P. 1070–1076 (in Russian). doi: 10.47470/0016-9900-2021-100-10-1070-1076

4. Zagaynova A.V., Zhuravlev P.V., Morozova M.A., Sedova D.A., Gritsyuk O.V., Pankova M.N., Fedez Z.E., Novozhilov K.A., Yudin S.M. Barrier role of wastewater treatment in wastewater disinfection with respect to *E. coli*, generalized and total coliform bacteria // *Gigiena i Sanitariya*. 2022. V. 101. No. 5. P. 479–486 (in Russian). doi: 10.47470/0016-9900-2022-101-5-479-486

5. Khmelevtsova L.E., Sazykin I.S., Azhogina T.N., Sazykina M.A. The dissemination of antibiotic resistance in various environmental objects (Russia) // *Environ. Sci.*

*Pollut. Res. Int.* 2020. V. 27. No 35. P. 43569–43581. doi: 10.1007/s11356-020-10231-2

6. Nappier S.P., Liguori K., Ichida A.M., Stewart J.R., Jones K.R. Antibiotic resistance in recreational waters: state of the science // *Int. J. Environ. Res. Public Health*. 2020. V. 17. No. 21. Article No. 8034. doi: 10.3390/ijerph17218034

7. Gao Y.X., Li X., Fan X.Y., Zhao J.R., Zhang Z.X. Wastewater treatment plants as reservoirs and sources for antibiotic resistance genes: a review on occurrence, transmission and removal // *J. Water Process Eng.* 2022. V. 46. Article No. 102539. doi: 10.1016/j.jwpe.2021.102539

8. Zhuravlev P., Morozova M., Sedova D., Zubtsov V. The barrier role of wastewater treatment plants against opportunistic bacteria // *Lecture Notes in Networks and Systems*. 2022. V. 574. P. 2924–2932. doi: 10.1007/978-3-031-21432-5\_323

9. Che Y., Xia Y., Liu L., Li A.D., Yang Y., Zhang T. Mobile antibiotic resistome in wastewater treatment plants revealed by Nanopore metagenomic sequencing // *Microbiome*. 2019. V. 7. No. 1. Article No. 44. doi: 10.1186/s40168-019-0663-0

10. Alexander J., Hembach N., Schwartz T. Evaluation of antibiotic resistance dissemination by wastewater treatment plant effluents with different catchment areas in Germany // *Sci. Rep.* 2020. V. 10. No. 1. Article No. 8952. doi: 10.1038/s41598-020-65635-4

11. Milligan E.G., Calarco J., Davis B.C., Keenum I.M., Liguori K., Pruden A., Harwood V.J. A systematic review of culture-based methods for monitoring antibiotic-resistant *Acinetobacter*, *Aeromonas*, and *Pseudomonas* as environmentally relevant pathogens in wastewater and surface water // *Curr. Environ. Health Rep.* 2023. V. 10. No. 2. P. 154–171. doi: 10.1007/s40572-023-00393-9

12. Breijyeh Z., Jubeh B., Karaman R. Resistance of Gram-negative bacteria to current antibacterial agents and approaches to resolve it // *Molecules*. 2020. V. 25. No. 6. Article No. 1340. doi: 10.3390/molecules25061340

13. Venkateswaran P., Vasudevan S., David H., Shaktivel A., Shanmugam K., Neelakantan P., Solomon A.P. Revisiting ESKAPE pathogens: virulence, resistance, and combating strategies focusing on quorum sensing // *Front. Cell. Infect. Microbiol.* 2023. V. 13. Article No. 1159798. doi: 10.3389/fcimb.2023.1159798

14. Karungamy P., Rugaika A., Mtei K., Machunda R. Antibiotic resistance patterns of *Escherichia coli*, *Klebsiella pneumoniae*, and *Pseudomonas aeruginosa* isolated from hospital wastewater // *Appl. Microbiol.* 2023. V. 3. No. 3. P. 867–882. doi: 10.3390/applmicrobiol3030060

15. Sivoldskii E.P. The chromogenic synthetic medium "Klebsiella 5-ASK CHROM-C" for isolation and identification of Klebsiellae // *Klinicheskaya Laboratornaya diagnostika*. 2015. V. 60. No. 5. P. 48–51 (in Russian).

16. Chebotar' I.V., Polikarpova S.V., Bocharova Yu.A., Mayansky N.A. Use of matrix-assisted laser desorption/

- ionization time-of-flight mass spectrometry (MALDI-TOF MS) for identification of bacteria and fungi of the pathogenicity group III and IV // Laboratory Service. 2018. V. 7. No. 2. P. 78–86 (in Russian). doi: 10.17116/labs20187278-86
17. European Committee on Antimicrobial Susceptibility Testing. Breakpoint tables for interpretation of MICs and zone diameters. Version 9.0, 2019. [Internet resource] <https://www.eucast.org> (Accessed: 12.12.2024)
18. Rakhmanin Yu.A., Ivanova L.V., Artyomova T.Z., Gipp E.K., Zagaynova A.V., Maksimkina T.N., Krasnyak A.V., Zhuravlev P.V., Aleshnya V.V., Panasovets O.P. Distribution of bacteria of the *Klebsiella* strain in water objects and their value in developing of the water caused acute intestinal infections // *Gigiena i Sanitaria*. 2016. V. 95. No. 4. P. 397–406 (in Russian). doi: 10.18821/0016-9900-2016-95-4-397-406
19. Zhuravlyov P.V., Panasovets O.P., Aleshnya V.V., Kazachok I.P., Chernogorova T.N., Derevyakina Ye.I. Antibiotic resistance of bacteria isolated from water of the open reservoirs // *Public Health and Life Environment*. 2015. No. 5. P. 24–26 (in Russian).
20. Dhabali A.A.H., Awang R., Zyoud S.H. Clinically important drug–drug interactions in primary care // *J. Clin. Pharm. Ther.* 2012. V. 37. No. 4. P. 426–430. doi: 10.1111/j.1365-2710.2011.01314.x
21. Aromolaran O., Amodu O.A. Antibiotic susceptibility pattern of *Klebsiella pneumoniae* and *Pseudomonas aeruginosa* isolated from some drinking wells in Ondo town southwest Nigeria // *J. Appl. Sci. Environ. Manage.* 2021. V. 25. No. 1. P. 59–63. doi: 10.4314/jasem.v25i1.8
22. Okafor J.U., Nwodo U.U. Molecular characterization of antibiotic resistance determinants in *Klebsiella pneumoniae* isolates recovered from hospital effluents in the Eastern Cape province, South Africa // *Antibiotics*. 2023. V. 12. No. 7. Article No. 1139. doi: 10.3390/antibiotics12071139
23. Tesfaye H., Alemayehu H., Desta A.F., Egualé T. Antimicrobial susceptibility profile of selected Enterobacteriaceae in wastewater samples from health facilities, abattoir, downstream rivers and a WWTP in Addis Ababa, Ethiopia // *Antimicrob. Resist. Infect. Control*. 2019. V. 8. Article No. 134. doi: 10.1186/s13756-019-0588-1
24. Bardasheva A.V., Fomenko N.V., Kalymbetova T.V., Babkin I.V., Chretien S.O., Zhirakovskaya E.V., Tikunova N.V., Morozova V.V. Genetic characterization of clinical *Klebsiella* isolates circulating in Novosibirsk // *Vavilov Journal of Genetics and Breeding*. 2021. V. 25. No. 2. P. 234–245 (in Russian). doi: 10.18699/VJ21.49-o
25. Edelstein M.V., Shaidullina E.R., Ivanchik N.V., Dekhnich A.V., Mikotina A.V., Skleenova E.Yu., Sukhorukova M.V., Azizov I.S., Shek E.A., Romanov A.V., Trushin I.S., Kuzmenkov A.Yu., Kozlov R.S. Antimicrobial resistance of clinical isolates of *Klebsiella pneumoniae* and *Escherichia coli* in Russian hospitals: results of a multi-center epidemiological study // *Clinical Microbiology and Antimicrobial Chemotherapy*. 2024. V. 26. No. 1. P. 67–78 (in Russian). doi: 10.36488/cmacc.2024.1.67-78
26. Ivushkina L.V., Mironov A.Yu. Microbiological monitoring of *Klebsiella pneumoniae* and mechanisms of their resistance to antimicrobial drugs in tuberculosis patients in Moscow // *Klinicheskaya Laboratornaya Diagnostika*. 2024. V. 69. No. 4. P. 131–141 (in Russian). doi: 10.51620/0869-2084-2024-69-4-131-141
27. Mena K.D., Gerba C.P. Risk assessment of *Pseudomonas aeruginosa* in water // *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 2009. V. 201. P. 71–115. doi: 10.1007/978-1-4419-0032-6\_3
28. Ghorbani G., Rahimi E., Shakerian A. Antibiotic resistance's genotypic and phenotypic characteristics and the frequency of virulence factors in *P. aeruginosa* isolates isolated from water samples in Iran // *Biomed Res. Int.* 2022. V. 2022. No. 1. Article No. 7076433. doi: 10.1155/2022/7076433
29. Roulová N., Mot'ková P., Brožková I., Pejchalová M. Antibiotic resistance of *Pseudomonas aeruginosa* isolated from hospital wastewater in the Czech Republic // *J. Water Health*. 2022. V. 20. No. 4. P. 692–701. doi: 10.2166/wh.2022.101
30. Okafor J.U., Nwodo U.U. Antibigram profile and detection of resistance genes in *Pseudomonas aeruginosa* recovered from hospital wastewater effluent // *Antibiotics*. 2023. V. 12. No. 10. Article No. 1517. doi: 10.3390/antibiotics12101517
31. Schiavano G.F., Carloni E., Andreoni F., Magi S., Chironna M., Brandi G., Amagliani G. Prevalence and antibiotic resistance of *Pseudomonas aeruginosa* in water samples in central Italy and molecular characterization of oprD in imipenem resistant isolates // *PLoS One*. 2017. V. 12. No. 12. Article No. e0189172. doi: 10.1371/journal.pone.0189172
32. Savinova T.A., Bocharova Yu.A., Chaplin A.V., Korostin D.O., Shamina O.V., Mayansky N.A., Chebotar I.V. Meropenem-induced reduction in colistin susceptibility in *Pseudomonas aeruginosa* strain ATCC 27853 // *Bulletin of RSMU*. 2022. No. 1. P. 31–35 (in Russian). doi: 10.24075/brsmu.2022.001
33. Yalunina M. The problem of antibiotic resistance of clinical strains of *Pseudomonas aeruginosa* in patients with severe concomitant trauma // *Universum: meditsina i farmakologiya*. 2024. V. 1. No. 2. P. 69–72 (in Russian).
34. Gordina E.M., Bozhkova S.A., Shabanova V.V. Biapenem activity against meropenem-resistant *Klebsiella pneumoniae* and *Pseudomonas aeruginosa* // *Antibiotics and Chemotherapy*. 2022. V. 67. No. 3–4. P. 23–28 (in Russian). doi: 10.37489/0235-2990-2022-67-3-4-23-28

## Изучение факторов патогенности бактерий рода *Enterococcus* из водных экосистем с антропогенной нагрузкой

© 2025. С. С. Ускова<sup>1</sup>, аспирант,

А. В. Мартынова<sup>1,2</sup>, д. м. н., профессор,

<sup>1</sup>Дальневосточный федеральный университет,

690922, Россия, г. Владивосток, о. Русский, п. Аякс, д. 10,

<sup>2</sup>Тихоокеанский государственный медицинский университет Минздрава России,

690002, Россия, г. Владивосток, пр-т Острякова, д. 2,

e-mail: uskova.ss@yandex.ru

Представители рода *Enterococcus* распространены повсеместно и входят в состав многих экосистем. Энтерококки выделяют из организма человека, млекопитающих, птиц, насекомых и растений, а также из продуктов питания, воды и почвы. До настоящего времени остаётся дискуссионной оценка роли этих микроорганизмов в экосистемах с антропогенной и без антропогенной нагрузки: будучи широко распространёнными, эти микроорганизмы рассматривались даже в качестве санитарно-показательных индикаторов, и в то же самое время они могут быть одними из основных причин внутрибольничных инфекций. Целью исследования являлось изучение видовой состава и факторов патогенности бактерий рода *Enterococcus*, выделенных из р. Второй Речки. Исследованы 61 штамм рода *Enterococcus*, выделенных в водных пробах р. Вторая речка, полученных на территории г. Владивостока. Определён видовой состав микроорганизмов рода *Enterococcus*, выделенных в р. Вторая Речка, представленный в большинстве случаев такими видами как *Enterococcus faecalis* и *E. faecium*. Встречены и более редкие виды: *E. durans* и *E. casseliflavus*. При изучении факторов патогенности выявлено, что штаммы, выделенные в р. Вторая Речка, чаще всего обладали  $\gamma$ -гемолитической активностью (51 штамм, 85,24%) и только 10 штаммов (14,75%) –  $\beta$ -гемолитической активностью. ДНКазу синтезировало 5 штаммов изучаемой коллекции (8,19%), а коллагеназу – 1 штамм (1,62%). Чаще всего встречались штаммы, не способные разжижать желатин, – 51 штамм (85,24%), а 10 штаммов (14,75%) – разжижали. В результате исследования проб воды из р. Вторая речка, подверженной антропогенному воздействию, были обнаружены штаммы бактерий рода *Enterococcus*, способные проявлять различные факторы патогенности. Их отличительной чертой было наличие комплекса гемолитической активности и способности синтезировать желатиназу. Это позволяет предположить, что штаммы бактерий рода *Enterococcus*, выделенные в р. Вторая речка, могут представлять серьёзную угрозу для здоровья человека.

**Ключевые слова:** факторы патогенности, *Enterococcus*, гемолиз, желатиназа, коллагеназа, ДНКазы.

## Study of pathogenicity factors of the genus *Enterococcus* bacteria isolated from the aquatic environment

© 2025. S. S. Uskova<sup>1</sup> ORCID: 0000-0001-7515-1207<sup>9</sup>

A. V. Martynova<sup>1,2</sup> ORCID: 0000-0001-6823-5971<sup>9</sup>

<sup>1</sup>Far Eastern Federal University,

10, p. Ajax, o. Russian, Vladivostok, Russia, 690922,

<sup>2</sup>Pacific State Medical University of the Ministry of Health of Russia,

2, Ostryakova Ave., Vladivostok, Russia, 690002,

e-mail: uskova.ss@yandex.ru

The genus *Enterococcus* is ubiquitous and included in many ecosystems. To date, the assessment of the role of these microorganisms in ecosystems with and without anthropogenic load remains controversial. Being widespread, these microorganisms have even been considered as sanitary indicators, and at the same time they can be one of the main causes of hospital diseases. This cannot but be absolutely due to changes in the microbiological properties of these bacteria, which are identified by the expression of pathogenicity factors that determines the microecological characteristics of enterococcal strains both within the genus and within the species. In this regard, it is relevant to study the species composition of the genus *Enterococcus* strains in combination with the characteristics of their pathogenicity factors using the example of strains isolated from the environment, in particular water bodies. The aim was to study the species composition and pathogenicity factors of the genus *Enterococcus* bacteria isolated from the aquatic environment. A study of 61 strains of the genus *Enterococcus* isolated in water samples from the Vtoraya Rechka River obtained in the city of Vladivostok

was carried out from March 10, 2018, to September 24, 2020. The species composition of microorganisms of the genus *Enterococcus* isolated in the Vtoraya Rechka River is represented in most cases by such species as *Enterococcus faecalis* and *E. faecium*. The rarer species *E. durans* and *E. casseliflavus* were also found. In the Vtoraya Rechka River  $\gamma$ -hemolytic activity was most common – 85.24% of strains; and only 14.75% of strains had  $\beta$ -hemolytic activity. We found that 8.19% of the studied strains synthesized DNase, and 1.62% synthesized collagenase. The most common strains were those that were not capable to liquefy gelatin – 85.24%. The genus *Enterococcus* strains capable to synthesize various pathogenicity factors were found as a result of the studied water samples from the Vtoraya Rechka River exposed to anthropogenic impact. Hemolytic activity complex and the ability to synthesize gelatinase were their specific attributes. This suggests that *Enterococcus* strains isolated in an aquatic ecosystem may pose a serious threat to human health.

**Keywords:** pathogenicity factors, *Enterococcus*, hemolysis, gelatinase, collagenase, DNase.

В настоящее время исследования энтерококков как широко распространённых бактерий заставляют изучать энтерококки с позиций не только санитарно-показательных микроорганизмов, но и возбудителей оппортунистических инфекций, число которых постоянно растёт. Вместе с тем, нельзя не учитывать и того, что они являются значимой частью естественной микробиоты не только человека, но и животных и растений. В настоящее время известно, что в состав рода *Enterococcus* входит 16 основных видов, наиболее распространёнными из которых являются *Enterococcus faecalis* и *E. faecium*, при этом энтерококковые инфекции до сих пор остаются практически неразрешимой проблемой для врачей, занятых в лечении пациентов с оппортунистическими инфекциями [1].

Таким образом, *E. faecalis* и *E. faecium* являются частью нормальной микробиоты кишечника человека и животных, а также повсеместно встречаются в окружающей среде (ОС) [2]. Они способны занимать разнообразные экологические ниши благодаря своей устойчивости к различным факторам среды. Такие виды как *E. mundtii* и *E. casseliflavus* приспособились к эпифитному обитанию на растениях [3]. Отдельные виды энтерококков способны обитать только в желудочно-кишечном тракте, например, такие как *E. columbae* и *E. asini*. *Enterococcus hirae*, *E. durans* и *E. casseliflavus* способны адаптироваться к условиям ОС. А *E. faecalis* и *E. faecium* – распространены повсеместно. Их обнаружение может указывать на фекальное загрязнение ОС [3, 4].

При экологической и микробиологической характеристиках штаммов рода *Enterococcus* очевидно, что при видовом разнообразии и однозначно идентифицированных видах внутри этого рода можно отметить вариативность экспрессии факторов патогенности, что во многом связано с природной способностью энтерококков приобретать, аккумулировать и трансформировать экстрахромосомные элементы, кодирующие патогенность. Таким

образом, помимо академического интереса к скринингу факторов патогенности отдельных видов энтерококков, не может не представлять интерес характеристика патогенности штаммов внутри рода, так как она наиболее полно будет отражать мобильность генетических элементов в популяции энтерококков, выделенных в той или иной экологической нише.

Например, было показано, что *E. faecalis* и *E. faecium*, изолированные от пациентов в больницах, чаще содержат, например, ген желатиназы, *gelE* (желатиназа) по сравнению со штаммами, обнаруженными у негоспитализированных лиц, животных и в продуктах питания. Комменсальные, то есть безвредные, *E. faecalis* и *E. faecium* могут стать условно-патогенными микроорганизмами, приобретая устойчивые к антибиотикам и предполагаемые вирулентные гены от других бактерий посредством горизонтального переноса генов [5]. Это может быть связано с тем, что энтерококки достаточно легко приобретают компетентность генома, что позволяет им легко приобретать мобильные генетические элементы, создавать гибридные геномы с другими энтерококками и передавать гены между видами [6]. Пластичность генома клинического *E. faecium* можно объяснить отсутствием защитных механизмов генома, ограничивающих горизонтальный перенос генов, таких как CRISPR-Cas и системы рестрикции-модификации [7].

Целью исследования являлось изучение видового состава и факторов патогенности бактерий рода *Enterococcus*, выделенных из р. Второй Речки.

### Объекты и методы исследования

Для исследования факторов патогенности штаммов р. *Enterococcus* с учётом их экологической характеристики были изучены 18 образцов воды из устья р. Второй Речки (координаты 43°9'37.642" с. ш., 131°54'21.467" в. д.), так как они находятся в черте города [8]. От-

Праймеры для определения вида микроорганизмов рода *Enterococcus*  
Primers for the genus *Enterococcus* identification

Вид энтерококка <i>Enterococcus</i> species	Праймер Primers	Последовательность 5'–3' Subsequence 5'–3'	Размер продукта реакции Reaction product size
<i>E. faecalis</i>	FL1 FL2	ACTTATGTGACTAACTTAACC TAATGGTGAATATTGGTTTGG	360
<i>E. faecium</i>	FM1 FM2	GAAAAACAATAGAAGAATTAT TGCTTTTTTGAATTCTTCTTTA	215
<i>E. durans</i>	DU1 DU2	CCTACTGATATTAAGACAGCG TAATCCTAAGATAGGTGTTTG	295
<i>E. casseliflavus</i>	CA1 CA2	TCCTGAATTAGGTTGAAAAAAC GCTAGTTTACCGTCTTTAACG	288
<i>E. fallinarum</i>	GA1 GA2	TFACTTGCTGATTTTGATTTCG TGAATTCTTCTTTGAAATCAG	173

бор образцов воды (из р. Второй Речки в период с 10 марта 2018 г. по 24 сентября 2020 г., а также с 10 марта 2021 по 24 сентября 2023 гг.) в стерильные ёмкости объёмом 120 мл на глубине до 10 см, до очистки, вниз по течению реки проводился согласно ГОСТ 31942-2012. Посев происходил через 1–2 ч после отбора проб методом титрования. Был выделен 61 штамм бактерий, которые идентифицировали как бактерии р. *Enterococcus*, в том числе и с помощью молекулярно-генетических методов исследования. Выделение чистой культуры микроорганизма проводили на среде «Энтерококкагар» (ФБУН ГНЦ ПМБ Оболенск, Россия) с добавлением 1,5% дрожжевого экстракта, в результате чего были определены преобладающие виды. Далее идентификация проводилась методом полимеразной цепной реакции (ПЦР) с помощью мультиплексной ПЦР с использованием известных праймеров по видоспецифическим генам, кодирующим синтез супероксиддисмутазы (табл.). Синтез праймеров осуществлён компанией «Синтол» (Москва, Россия).

Гемолитические свойства изучали на кровяном агаре с бараньими эритроцитами при температуре 37 °С в течение 24 ч. Результаты оценивали по типу гемолиза: β-гемолитические, приводящие к полному гемолизу, вследствие чего дают лизис эритроцитов, наиболее патогенные; γ-гемолитические, которые не способны к лизису эритроцитов и не дают гемолиз. Далее изучали наличие желатиназы на мясопептонной желатиновой среде (МПЖ) в течение 7–10 сут при комнатной температуре. Разжижение среды МПЖ отмечали визуально [9]. Разрушение коллагена и ДНК исследовали на питательной среде ВД с коллагеном или ДНК при температуре 37 °С в течение 24 ч [10]. Учёт результатов про-

водили по наличию или отсутствию роста на чашках с коллагеном [11] или ДНК [12]. Статистическую обработку данных, построение графиков и формирование таблиц проводили в программе Excel.

### Результаты и обсуждение

Видовой состав бактерий р. *Enterococcus* был представлен следующими видами: *E. faecalis*, *E. faecium*, *E. durans* и *E. casseliflavus*. В воде р. Второй Речки преобладающим видом р. *Enterococcus* был *E. faecalis* и составлял 63% штаммов, а *E. faecium* – 31% штаммов, однако помимо этих видов были выделены *E. durans* и *E. casseliflavus*, каждый из которых составлял по 3% штаммов от выборки (рис. 1).

В р. Второй Речке чаще всего встречались штаммы энтерококков, обладающие γ-гемолитической активностью, а именно – 85,24% штаммов, и только у 14,75% имелась β-гемолитическая активность. При этом, среди штаммов *E. faecalis*, 82% штаммов обладали γ-гемолитической активностью, а 18% – β-гемолитической. Среди штаммов *E. faecium* у 84% была зарегистрирована γ-гемолитическая активность, а у 16% – β-гемолитическая. Только по 3% штаммов *E. durans* и *E. casseliflavus* обладали β-гемолитической активностью (рис. 2).

При анализе продукции ДНКазы как фермента, отвечающего за гидролиз молекул ДНК, можно отметить, что 8,19% штаммов, выделенных из воды р. Второй Речки, разлагали ДНК. При анализе продукции коллагеназы коллаген разлагали 1,62% штаммов. Чаще всего встречались штаммы, не способные разжижать желатин, – 85,24%, а 14,75% – разжижали (рис. 3).

Для характеристики комплекса факторов патогенности можно отметить, что наблюда-

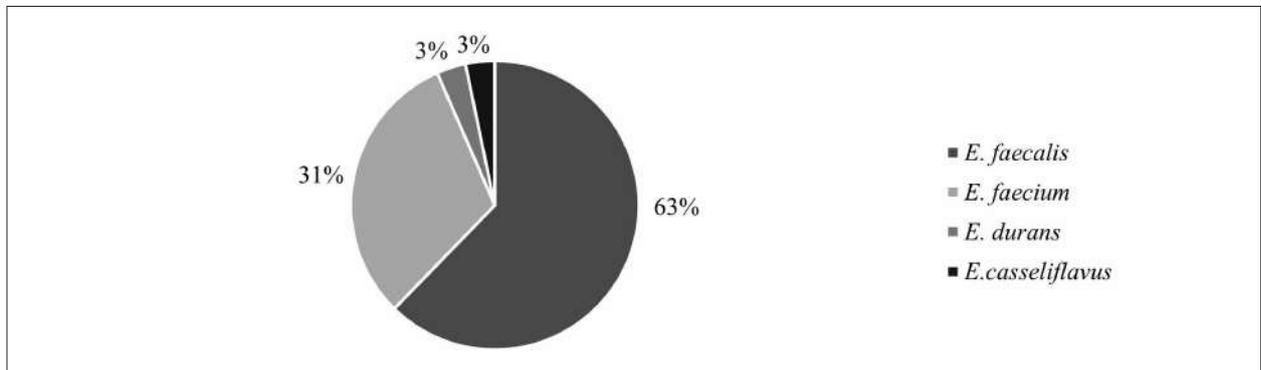


Рис. 1. Видовой состав микроорганизмов рода *Enterococcus* в воде р. Второй Речки  
 Fig. 1. Species composition of the genus *Enterococcus* in the Vtoraya Rechka River water

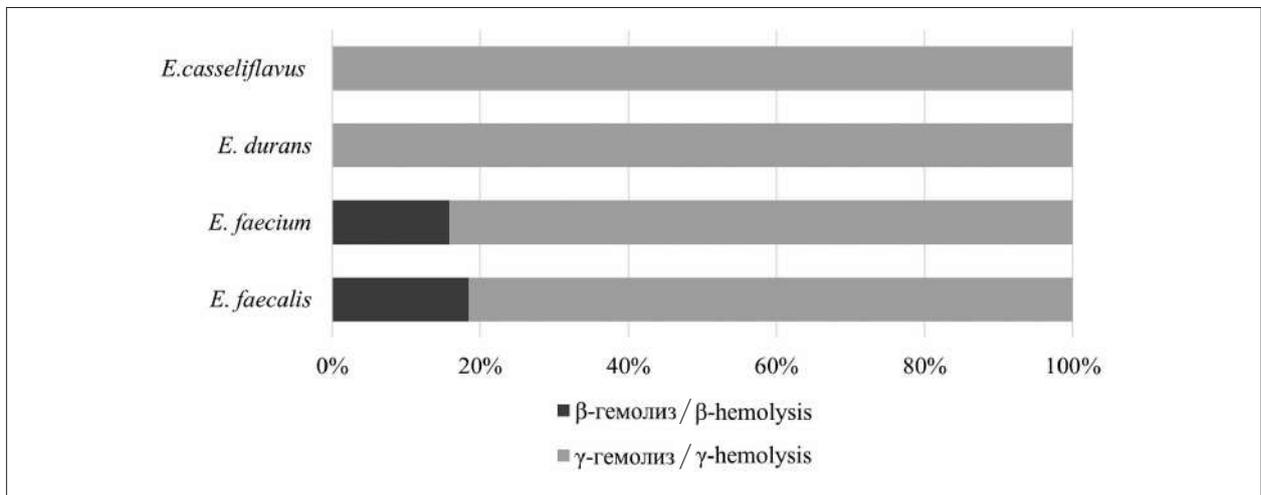


Рис. 2. Гемолитические свойства бактерий рода *Enterococcus*, выделенных из р. Второй Речки, % штаммов / Fig. 2. Hemolytic activity of the *Enterococcus* bacteria isolated from the Vtoraya Rechka River, % of strains

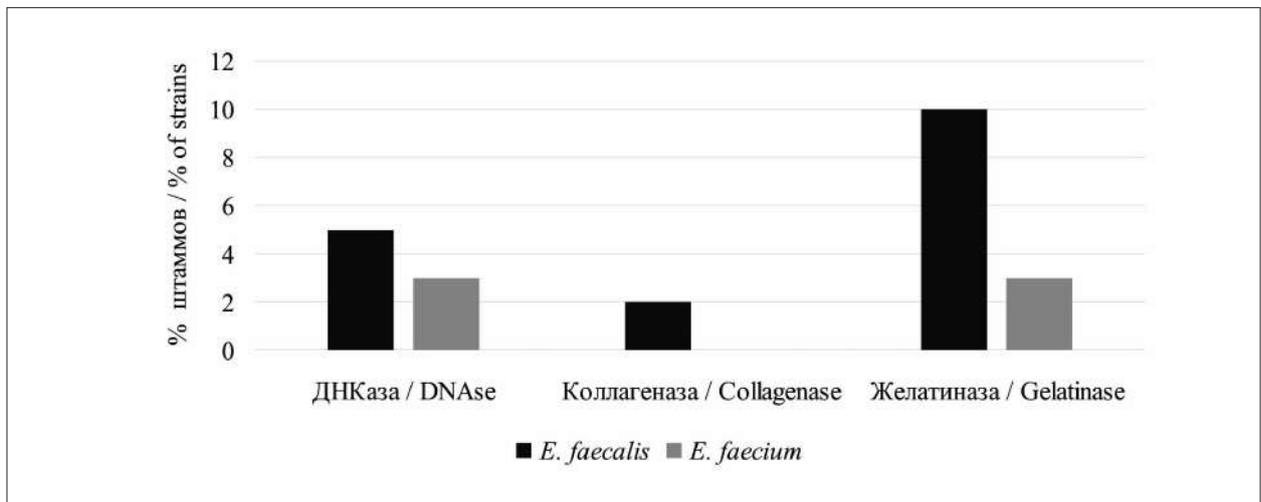


Рис. 3. Факторы патогенности бактерий рода *Enterococcus*, выделенных из воды р. Второй Речки, % штаммов  
 Fig. 3. Pathogenicity factors of the genus *Enterococcus* bacteria isolated from the Vtoraya Rechka River water, % of strains

лась значимая корреляция рангов Спирмена между гемолитической активностью и способностью разжижать желатин (что чрезвычайно важно при пенетрации бактерии), которая составляла 0,814 ( $p < 0,05$ ). Данная связь характеризует формирование среди штаммов энтерококков, выделенных из р. Вторая Речка (г. Владивосток), водной экосистемы с антропогенной нагрузкой, популяции штаммов энтерококков с высоким патогенным потенциалом.

При анализе видового разнообразия идентифицированных нами энтерококков в водной среде с антропогенной нагрузкой [13] мы подтвердили, что бактерии р. *Enterococcus* могут сохраняться в пресной [14, 15] и солёной воде [16]. Из литературных данных известно, что они считаются представителями нормальной микробиоты кишечника человека и животных [17], что может иметь значение для идентификации фекального загрязнения на основании наличия определённых видов бактерий, связанных с бытовыми сточными водами [18, 19]. Наличие других видов р. *Enterococcus* может быть связано с очисткой бытовых вод [14]. Также в литературных данных показано, что адгезия к планктону жизнеспособных, но не культивируемых клеток способствует более длительному выживанию энтерококков в морских водах [16].

### Заключение

В целом, можно отметить, что идентифицированные в пресном водоёме с антропогенной нагрузкой бактерии р. *Enterococcus* характеризовались выработкой различных факторов патогенности, но отличительной особенностью был комплекс гемолитической активности и способности вырабатывать желатиназу, что позволяет предположить большой патогенный потенциал у штаммов р. *Enterococcus*, выделенных в водной экосистеме. Большинство видов р. *Enterococcus* способны образовывать биоплёнки и известны пластичностью своего генома, что позволяет им легко приобретать, сохранять и распространять генетические признаки не только среди других штаммов энтерококков, но и среди других грамположительных бактерий [5].

Учитывая с одной стороны, убиквитарность микроорганизмов, а с другой стороны – пластичность генома бактерий данного рода, можно также прогнозировать и формирование популяции во внутривидовую и внутривидовую вариабельность с возможностью фор-

мирования высокопатогенных для человека или иных объектов живого мира геновариантов. Следовательно, изучение штаммов р. *Enterococcus*, выделенных из окружающей среды, и факторов их патогенности нуждается в особом внимании.

### Литература

1. Willems R.J.L., van Schaik W. Transition of *Enterococcus faecium* from commensal organism to nosocomial pathogen // *Future Microbiol.* 2009. V. 4. No. 9. P. 1125–1135. doi: 10.2217/fmb.09.82
2. Byappanahalli M.N., Nevers M.B., Korajkic A., Staley Z.R., Harwood V.J. Enterococci in the environment // *Microbiol. Mol. Biol. Rev.* 2012. V. 76. No. 4. P. 685–706. doi: 10.1128/MMBR.00023-12
3. Osińska A., Korzeniewska E., Harnisz M., Felis E., Bajkacz S., Jachimowicz P., Niestepski S., Konopka I. Small-scale wastewater treatment plants as a source of the dissemination of antibiotic resistance genes in the aquatic environment // *J. Hazard. Mater.* 2020. V. 381. Article No. 121221. doi: 10.1016/j.jhazmat.2019.121221
4. Bürgmann H., Frigon D., Gaze W.H., Manaia C.M., Pruden A., Singer A.C., Smets B.F., Zhang T. Water and sanitation: an essential battlefront in the war on antimicrobial resistance // *FEMS Microbiol. Ecol.* 2018. V. 94. No. 9. Article No. fiy101. doi: 10.1093/femsec/fiy101
5. Geraldine C., Tavares L., Gil S., Oliveira M. *Enterococcus* virulence and resistant traits associated with its permanence in the hospital environment // *Antibiotics (Basel)*. 2022. V. 11. No. 7. Article No. 857. doi: 10.3390/antibiotics11070857
6. Codelia-Anjum A., Lerner L.B., Elterman D., Zorn K.C., Bhojani N., Chughtai B. Enterococcal urinary tract infections: a review of the pathogenicity, epidemiology, and treatment // *Antibiotics (Basel)*. 2023. V. 12. No. 4. Article No. 778. doi: 10.3390/antibiotics12040778
7. Cattoir V. The multifaceted lifestyle of enterococci: genetic diversity, ecology and risks for public health // *Curr. Opin. Microbiol.* 2022. V. 65. P. 73–80. doi: 10.1016/j.mib.2021.10.013
8. Мощенко А.В., Белан Т.А., Борисов Б.М., Лишавская Т.С., Севастьянов А.В. Современное загрязнение донных отложений и экологическое состояние макрозообентоса в прибрежной зоне Владивостока (залив Петра Великого Японского моря) // *Известия ТИНРО*. 2019. Т. 196. С. 155–181. doi: 10.26428/1606-9919-2019-196-155-181
9. Щепитова Н.Е., Сычёва М.В., Карташова О.Л. Биологические свойства антагонистически активных энтерококков кишечной микрофлоры животных // *Вестник ОГУ*. 2014. № 13. С. 134–138.
10. Брянская А.В., Уварова Ю.Е., Слынько Н.М., Демидов Е.А., Розанов А.С., Пельтек С.Е. Теоретические и практические аспекты проблемы биологического

окисления углеводов микроорганизмами // Вавиловский журнал генетики и селекции. 2014. Т. 18. № 4/2. С. 999–1012.

11. Shogan B.D., Belogortseva N., Luong P.M., Zaborin A., Lax S., Bethel C., Ward M., Muldoon J.P., Singer M., An G., Umanskiy K., Konda V., Shakhsher B., Luo J., Klabbers R., Hancock L.E., Gilbert J., Zaborina O., Alverdy J.C. Collagen degradation and MMP9 activation by *Enterococcus faecalis* contribute to intestinal anastomotic leak // *Sci. Transl. Med.* 2015. V. 7. No. 286. Article No. 286ra68. doi: 10.1126/scitranslmed.3010658

12. Вальшев А.В., Герцен Н.В. Бактериоциногенез энтерококков **кишечной микрофлоры человека** // Журнал микробиологии, эпидемиологии и иммунобиологии. 2013. Т. 90. № 5. С. 104–107.

13. Носкова Т.В., Панина М.С., Лабужева О.М., Папина Т.С., Ильина Е.Г. Оценка антропогенной нагрузки на водные объекты в городской черте // Теоретическая и прикладная экология. 2021. № 3. С. 98–103. doi: 10.25750/1995-4301-2021-3-098-103

14. Kühn I., Iversen A., Burman L.G., Olsson-Liljequist B., Franklin A., Finn M., Aarestrup F., Seyfarth A.M., Blanch A.R., Vilanova X., Taylor H., Caplin J., Moreno M.A., Dominguez L., Herrero I.A., Möllby R. Comparison of enterococcal populations in animals, humans, and the environment – a European study // *Int. J. Food Microbiol.* 2003. V. 88. No. 2–3. P. 133–145. doi: 10.1016/S0168-1605(03)00176-4

15. Gotkowska-Plachta A. The prevalence of virulent and multidrug-resistant enterococci in river water and in treated and untreated municipal and hospital wastewater // *Int. J. Environ. Res. Public Health.* 2021. V. 18. No. 2. Article No. 563. doi: 10.3390/ijerph18020563

16. Signoretto C., Burlacchini G., Lleò M.M., Pruzzo C., Zampini M., Pane L., Franzini G., Canepari P. Adhesion of *Enterococcus faecalis* in the nonculturable state to plankton is the main mechanism responsible for persistence of this bacterium in both lake and seawater // *Appl. Environ. Microbiol.* 2004. V. 70. No. 11. P. 6892–6896. doi: 10.1128/AEM.70.11.6892-6896.2004

17. Barbosa J., Borges S., Teixeira P. Selection of potential probiotic *Enterococcus faecium* isolated from Portuguese fermented food // *Int. J. Food Microbiol.* 2014. V. 191. P. 144–148. doi: 10.1016/j.ijfoodmicro.2014.09.009

18. Graves A.K., Weaver R.W. Characterization of enterococci populations collected from a subsurface flow constructed wetland // *J. Appl. Microbiol.* 2010. V. 108. No. 4. P. 1226–1234. doi: 10.1111/j.1365-2672.2009.04516.x

19. Harnisz M., Kiedrzyńska E., Kiedrzyński M., Korzeniewska E., Czatkowska M., Koniuszewska I., Józwiak A., Szklarek S., Niestępski S., Zalewski M. The impact of WWTP size and sampling season on the prevalence of antibiotic resistance genes in wastewater and the river system // *Sci. Total Environ.* 2020. V. 741. Article No. 140466. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.140466

## References

1. Willems R.J.L., van Schaik W. Transition of *Enterococcus faecium* from commensal organism to nosocomial pathogen // *Future Microbiol.* 2009. V. 4. No. 9. P. 1125–1135. doi: 10.2217/fmb.09.82

2. Byappanahalli M.N., Nevers M.B., Korajkic A., Staley Z.R., Harwood V.J. Enterococci in the environment // *Microbiol. Mol. Biol. Rev.* 2012. V. 76. No. 4. P. 685–706. doi: 10.1128/MMBR.00023-12

3. Osińska A., Korzeniewska E., Harnisz M., Felis E., Bajkacz S., Jachimowicz P., Niestępski S., Konopka I. Small-scale wastewater treatment plants as a source of the dissemination of antibiotic resistance genes in the aquatic environment // *J. Hazard. Mater.* 2020. V. 381. V. 381. Article No. 121221. doi: 10.1016/j.jhazmat.2019.121221

4. Bürgmann H., Frigon D., Gaze W.H., Manaia C.M., Pruden A., Singer A.C., Smets B.F., Zhang T. Water and sanitation: an essential battlefront in the war on antimicrobial resistance // *FEMS Microbiol. Ecol.* 2018. V. 94. No. 9. Article No. fty101. doi: 10.1093/femsec/fty101

5. Geraldes C., Tavares L., Gil S., Oliveira M. *Enterococcus* virulence and resistant traits associated with its permanence in the hospital environment // *Antibiotics (Basel)*. 2022. V. 11. No. 7. Article No. 857. doi: 10.3390/antibiotics11070857

6. Codelia-Anjum A., Lerner L.B., Elterman D., Zorn K.C., Bhojani N., Chughtai B. Enterococcal urinary tract infections: a review of the pathogenicity, epidemiology, and treatment // *Antibiotics (Basel)*. 2023. V. 12. No. 4. Article No. 778. doi: 10.3390/antibiotics12040778

7. Cattoir V. The multifaceted lifestyle of enterococci: genetic diversity, ecology and risks for public health // *Curr. Opin. Microbiol.* 2022. V. 65. P. 73–80. doi: 10.1016/j.mib.2021.10.013

8. Moshchenko A.V., Belan T.A., Borisov B.M., Lishavskaya T.S., Sevastyanov A.V. Modern contamination of bottom sediments and ecological state of macrozoobenthos in the coastal zone of Vladivostok (Peter the Great Bay, Japan Sea) // *Izv. TINRO*. 2019. V. 196. P. 155–181 (in Russian). doi: 10.26428/1606-9919-2019-196-155-181

9. Shchepitova N.E., Sycheva M.V., Kartashova O.L. Biological properties of antagonistically active enterococci of the intestine microflora of animals // *Bulletin of the Orenburg State University*. 2014. No. 13. P. 134–138 (in Russian).

10. Bryanskaya A.V., Uvarova Yu.E., Slynko N.M., Demidov E.A., Rozanov A.S., Peltek S.E. Theoretical and practical issues of biological oxidation of hydrocarbons by microorganisms // *Vavilov Journal of Genetics and Breeding*. 2014. V. 4/2. P. 999–1012 (in Russian).

11. Shogan B.D., Belogortseva N., Luong P.M., Zaborin A., Lax S., Bethel C., Ward M., Muldoon J.P., Singer M., An G., Umanskiy K., Konda V., Shakhsher B., Luo J., Klabbers R., Hancock L.E., Gilbert J., Zaborina O., Al-

- verdy J.C. Collagen degradation and MMP9 activation by *Enterococcus faecalis* contributes to intestinal anastomotic leak // *Sci. Transl. Med.* 2015. V. 7. No. 286. Article No. 286ra68. doi: 10.1126/scitranslmed.3010658
12. Valyshev A.V., Gertsen N.V. Bacteriocinogenia of enterococci of human intestine microflora // *Journal of microbiology, epidemiology and immunobiology.* 2013. V. 90. No. 5. P. 104–107 (in Russian).
13. Noskova T.V., Panina M.S., Labuzova O.M., Papina T.S., Ilina E.G. Evaluation of anthropogenic load on water bodies within the city limits // *Theoretical and Applied Ecology.* 2021. No. 3. P. 98–103 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2021-3-098-103
14. Kühn I., Iversen A., Burman L.G., Olsson-Liljequist B., Franklin A., Finn M., Aarestrup F., Seyfarth A.M., Blanch A.R., Vilanova X., Taylor H., Caplin J., Moreno M.A., Dominguez L., Herrero I.A., Möllby R. Comparison of enterococcal populations in animals, humans, and the environment – a European study // *Int. J. Food Microbiol.* 2003. V. 88. No. 2–3. P. 133–145. doi: 10.1016/S0168-1605(03)00176-4
15. Gotkowska-Płachta A. The prevalence of virulent and multidrug-resistant enterococci in river water and in treated and untreated municipal and hospital wastewater // *Int. J. Environ. Res. Public Health.* 2021. V. 18. No. 2. Article No. 563. doi: 10.3390/ijerph18020563
16. Signoretto C., Burlacchini G., Lleo M.M., Pruzzo C., Zampini M., Pane L., Franzini G., Canepari P. Adhesion of *Enterococcus faecalis* in the nonculturable state to plankton is the main mechanism responsible for persistence of this bacterium in both lake and seawater // *Appl. Environ. Microbiol.* 2004. V. 70. No. 11. P. 6892–6896. doi: 10.1128/AEM.70.11.6892-6896.2004
17. Barbosa J., Borges S., Teixeira P. Selection of potential probiotic *Enterococcus faecium* isolated from Portuguese fermented food // *Int. J. Food Microbiol.* 2014. V. 191. P. 144–148. doi: 10.1016/j.ijfoodmicro.2014.09.009
18. Graves A.K., Weaver R.W. Characterization of enterococci populations collected from a subsurface flow constructed wetland // *J. Appl. Microbiol.* 2010. V. 108. No. 4. P. 1226–1234. doi: 10.1111/j.1365-2672.2009.04516.x
19. Harnisz M., Kiedrzyńska E., Kiedrzyński M., Korzeniewska E., Czatkowska M., Koniuszewska I., Józwick A., Szklarek S., Niestępski S., Zalewski M. The impact of WWTP size and sampling season on the prevalence of antibiotic resistance genes in wastewater and the river system // *Sci. Total Environ.* 2020. V. 741. Article No. 140466. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.140466

## Сезонная динамика развития эпифитной микробиоты аборигенных и интродуцируемых хвойных растений

© 2025. А. И. Коротких<sup>1</sup>, ассистент,  
Л. И. Домрачева<sup>1,2</sup>, д. б. н., профессор,  
А. И. Фокина<sup>3</sup>, к. б. н., доцент, Т. А. Адамович<sup>3</sup>, к. г. н., доцент,  
А. Л. Ковина<sup>1</sup>, к. б. н., доцент, Л. В. Трефилова<sup>1</sup>, к. б. н., доцент,  
Т. Я. Ашихмина<sup>2,3</sup>, д. т. н., г. н. с., зав. лабораторией,

<sup>1</sup>Вятский государственный агротехнологический университет,  
610017, Россия, г. Киров, Октябрьский пр., д. 133,

<sup>2</sup>Институт биологии Коми научного центра  
Уральского отделения Российской академии наук,  
167982, Россия, г. Сыктывкар, ул. Коммунистическая, д. 28,

<sup>3</sup>Вятский государственный университет,  
610000, Россия, г. Киров, ул. Московская, д. 36,

e-mail: anastasi0103@yandex.ru, annushka-fokina@mail.ru, dli-alga@mail.ru

В статье приводятся результаты экспериментальных исследований по определению численности и группового состава эпифитной микробиоты трёх видов хвойных деревьев: *Abies sibirica*, *A. korena*, *Pseudotsuga menziesii*, а также такие биохимические показатели состояния растений как содержание хлорофилла *a* и *b*, полифенолов и сумма антиоксидантов в процессе смены времени года в трёх сезонах: октябрь 2024 года, январь и июнь 2025 года. Установлено, что максимальная численность микроорганизмов и доминирование аммонификаторов характерно для аборигенной пихты сибирской только в осенний период (121 тыс. КОЕ/г). Биотические условия зимы и лета приводят к выравниванию как общей численности микробов на хвое всех изучаемых растений, так и к постепенному сближению в структуре популяций доли аммонификаторов и микромицетов. Численность микромицетов в вариантах с пихтой сибирской и корейской в зимний период оказалась выше, чем осенью. Отличительным является показатель в варианте с псевдосугой Мензиса – численность микромицетов в зимний период по сравнению с осенним показателем снизилась в 2 раза. Такой результат, вероятно, связан с повышенным содержанием в растении полифенольных соединений. В летний период наблюдается значительное снижение численности эпифитной микробиоты у пихты сибирской и пихты корейской, по сравнению с осенним и зимним периодом, в то время как количественный показатель псевдотсутки Мензиса незначительно превысил общее микробное число, установленное в январе 2025 г. По данным биохимического анализа, максимальное содержание полифенольных соединений, характерное для летнего периода, совпадает с наименьшими микробиологическими показателями по численности эпифитных микроорганизмов, что позволяет предположить косвенную связь этих параметров.

**Ключевые слова:** эпифитная микробиота, бактерии-аммонификаторы, микромицеты, интродуцируемые растения, экзометаболиты.

## Seasonal dynamics of epiphytic microbiota development in native and introduced coniferous plants

© 2025. A. I. Korotkikh<sup>1</sup> ORCID: 0000-0002-0700-371X<sup>1</sup>, L. I. Domracheva<sup>1,2</sup> ORCID: 0000-0002-7104-3337<sup>2</sup>,  
A. I. Fokina<sup>3</sup> ORCID: 0000-0001-8265-8882<sup>3</sup>, T. A. Adamovich<sup>3</sup> ORCID: 0000-0002-8684-927X<sup>3</sup>,  
A. L. Kovina<sup>1</sup> ORCID: 0000-0003-0503-3402<sup>1</sup>, L. V. Trefilova<sup>1</sup> ORCID: 0000-0002-9932-5803<sup>1</sup>,  
T. Ya. Ashikhmina<sup>2,3</sup> ORCID: 0000-0003-4919-0047<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Vyatka State Agrotechnological University,  
133, Oktyabrskiy Ave., Kirov, Russia, 610017,

<sup>2</sup>Institute of Biology of the Komi Science Centre of the Ural Branch  
of the Russian Academy of Sciences,  
28, Kommunisticheskaya St., Syktyvkar, Russia, 167982,

<sup>3</sup>Vyatka State University,  
36, Moskovskaya St., Kirov, Russia, 610000,

e-mail: anastasi0103@yandex.ru, annushka-fokina@mail.ru, dli-alga@mail.ru

The article presents the results of experimental studies to determine the abundance and group composition of the epiphytic microbiota on *Abies sibirica*, *A. koreana* and *Pseudotsuga menziesii* coniferous species. Biochemical indicators including chlorophyll *a* and *b* content, polyphenols, and total antioxidant activity during seasonal transitions across October 2024, January 2025, and June 2025 were also studied. The study revealed that the highest microbial abundance ( $121 \cdot 10^3$  CFU/g) and dominance of ammonifying bacteria were specific to the native *A. sibirica* exclusively in autumn. Winter and summer biotic conditions led to equalization in both total microbial loads on the needles of all studied species and a gradual convergence in population structure between ammonifiers and micromycetes. Notably, micromycetes abundance on *A. sibirica* and *A. koreana* increased during winter compared to autumn. A distinctive indicator was observed in the *Pseudotsuga menziesii* – the abundance of micromycetes in winter period decreased by two times compared to the autumn value. This result is probably due to the increased polyphenolic compounds content in this plant. There is a significant decrease in epiphytic microbiota abundance on *A. sibirica* and *A. koreana* in summer compared to the autumn and winter, while the total microbial number of *P. menziesii* slightly exceeded quantitative indicator fixed in January 2025. According to the biochemical analysis, the maximum polyphenolic compounds content is typical for summer and coincides with the lowest microbiological indicators for the epiphytic microorganism abundance, which suggests an indirect relationship between these processes.

**Keywords:** epiphytic microbiota, ammonifying bacteria, micromycetes, introduced plants, exometabolites.

Изучение поверхностной микробиоты растений имеет, в первую очередь, большое значение для сельского хозяйства, в частности, для сохранения урожая. В связи с этим, большинство научных работ в этой области посвящено определению эпифитной и ризосферной микробиоты злаковых, овощных, плодовых и технических культур. Так, установлено, что численность поверхностных микроорганизмов изменяется в процессе роста и развития растений [1], зависит от вида растения [2], от влажности, температуры, освещённости [3], типа и агрохимического состава почв (для ризосферных микроорганизмов) [4], а также меняется в динамике в течение нескольких лет и сезонов.

Благодаря возможности идентификации некоторых изолятов, выделенных с поверхности растения-хозяина, активно ведутся научно-исследовательские работы с теми микробами, которые имеют потенциально полезные свойства для агробиотехнологии: защита от фитопатогенов, вредных химикатов, ростстимуляция, повышение урожайности и др. [5, 6].

Однако гораздо меньшее внимание уделяют изучению эпифитной и ризосферной микробиоты хвойных и лиственных пород, несмотря на то, что около 20% лесов всего мира приходится на долю России. Среди этих исследований в основном проводится изучение фитопатогенных грибов, опасных для сеянцев и саженцев хвойных пород [7–10]. Полученные данные представляют большой интерес для интродуцированных растений, поскольку смена климатических условий при интродукции может привести к стрессу самого растения, а также к изменению качественного и количественного микробного состава на их поверхности. Кроме того, численность и групповой состав микробиомов как аборигенных растений, так и растений-интродуцентов может свидетельствовать о влиянии выделяемых

ими продуктов метаболизма, которые оказывают влияние на ограничение роста фитопатогенов, участвующих в адаптации к местным условиям среды. Однако к интродукции любых растений надо относиться очень осторожно, так как в некоторых случаях это становится причиной агрессивной инвазии, угрожающей местной флоре и фауне (например, случай с борщевиком Сосновского).

Среди хвойных растений подобных инвазивных растений отмечено не было. Любые хвойные растения являются основой природных фитоценозов и рукотворных ландшафтов.

Было показано, что при интродукции некоторых хвойных в Кировской области, растения подвергаются воздействию абиотических и биотических факторов, которые сказываются на численном и групповом составе поверхностных микробиомов, а также на изменении некоторых биохимических показателей пород [11]. Для того, чтобы расширить ассортимент хвойных растений, пригодных для выращивания в условиях Северо-Востока Европейской части России, необходимо более детальное изучение и сравнительный анализ эпифитных микроорганизмов аборигенных и интродуцированных хвойных растений.

Целью работы является изучение сезонной динамики численности и структуры микробных комплексов, некоторых биохимических показателей аборигенных и интродуцированных хвойных растений.

### Объекты и методы исследования

В качестве объектов исследований были выбраны три вида хвойных растений из семейства сосновых, произрастающих в одинаковых экологических условиях на территории одного из садовых участков в деревне Сергеево (окрестность г. Кирова): абориген пихта

сибирская (*Abies sibirica*) и интродуценты – пихта корейская (*Abies koreana*), псевдотсуга Мензиса (*Pseudotsuga menziesii*).

Отбор хвои для анализа выполняли с молодых побегов первого года жизни с высоты в пределах от 150 до 170 см в октябре 2024 г., январе и июне 2025 г. При этом учитывали ориентацию объекта и отбирали среднюю пробу хвои со всех экспозиций для получения достоверных результатов при дальнейших исследованиях. В лабораторию пробы доставляли в стерильных пакетах в течение первых двух часов с соответствующими этикетками с указанием видового названия растения, даты, погодных условий [12].

Для изучения эпифитной микробиоты, населяющей поверхность хвои, на первом этапе проводили процедуру сепарации: отделение поверхностных микроорганизмов от субстрата посредством смывов с применением перемешивающего устройства ЛАБ-ПУ-02 (Россия). Микробиологический анализ осуществляли при помощи чашечного метода Коха путём приготовления ряда последовательных разведений с последующим высевом на селективные питательные среды в чашки Петри глубинным способом: ГРМ-агар для аммонификаторов и Чапека – для микромицетов. Посев на каждую питательную среду проведён в трёхкратной повторности. Подсчёт выросших колоний после инкубации вели на 5–7 сутки [13].

Концентрацию хлорофилла *a*, хлорофилла *b* [14] и полифенолов (стандарт – галловая кислота) [15] определяли на спектрофотометре СФ-102 (ООО «НПО Аквилон», Россия),

используя для пигментов ацетоновую вытяжку. Хлорофилл *a* определяли при  $\lambda=662$  нм, хлорофилл *b* – при  $\lambda=644$  нм.

Для определения суммы антиоксидантов использовали метод инверсионной вольтамперометрии, где в качестве окислителя использовали пероксид водорода (стандарт – галловая кислота), на анализаторе «Экотест-ВА» с модулем ЕМ-04 («ООО «Эконикс-Эксперт», Россия).

Статистическую обработку результатов проводили в программе Microsoft Excel. В таблицах и на рисунках, представленных в работе, указаны средние значения и стандартные отклонения.

### Результаты и обсуждение

Изучение сезонной динамики развития эпифитных микроорганизмов показало, что в осенний период (октябрь 2024 г.) численное микробное превосходство характерно для представителя аборигенной флоры – пихты сибирской – по сравнению с интродуцированными растениями (табл. 1) [16]. Предполагается, что заселение местными микроорганизмами происходит гораздо медленнее, вследствие их чувствительности к нетипичным для них летучим вторичным метаболитам интродуцируемых растений: пихты корейской и псевдотсуги Мензиса.

Исследования, проведённые в зимний период (январь 2025 г.), показали, что значительное снижение численности эпифитных микроорганизмов по сравнению с показателями осеннего сезона наблюдается только

**Таблица 1 / Table 1**  
Изменение численности эпифитной микробиоты хвойных растений ( $\text{КОЕ}/\text{г}\cdot 10^3$ ) в процессе смены времён года (осень–зима–лето) / Changes in the epiphytic microbiota abundance ( $\text{CFU}/\text{g}\cdot 10^3$ ) on coniferous plants during seasonal transitions (autumn–winter–summer)

Вариант Variant	Октябрь 2024 October 2024			Январь 2025 January 2025			Июнь 2025 June 2025		
	Амм. Amm.	Мсм. Mcm.	Всего Total	Амм. Amm.	Мсм. Mcm.	Всего Total	Амм. Amm.	Мсм. Mcm.	Всего Total
<i>Abies sibirica</i>	112,0 ±0,6	9,7 ±0,2	121,7 ±0,8	16,2 ±1,2	5,8 ±2,3	22,0 ±3,5	3,3 ±0,5	2,25 ±0,5	5,5 ±1,0
<i>Abies koreana</i>	39,3 ±0,5	5,2 ±0,3	44,5 ±0,8	17,3 ±2,3	11,0 ±0,8	28,3 ±3,1	3,5 ±1,0	4,0 ±1,0	7,5 ±2,0
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	4,0 ±0,8	3,1 ±0,9	7,1 ±1,7	3,0 ±0,4	0,7 ±0,1	3,7 ±0,5	1,8 ±0,5	2,5 ±0,5	4,3 ±1,0

Примечание: здесь и в таблице 2: Амм. – аммонификаторы, Мсм. – микромицеты;  $\text{НСР}_{0,95}$  – наименьшая существенная разница при 95%-ном уровне вероятности,  $p \leq 0,05$ .

Note: here and in the Table 2: Амм. – ammonifiers, Мсм. – micromycetes;  $\text{LSD}_{0,95}$  – the least significant difference at the 95% probability level,  $p \leq 0,05$ .

Таблица 2 / Table 2

Динамика долевого соотношения различных микробных группировок хвойных растений в процессе смены времени года (осень–зима–лето), %  
Dynamics of microbial community composition shifts in coniferous plants across seasonal transitions (autumn–winter–summer), %

Вариант Variant	Октябрь 2024 October 2024		Январь 2025 January 2025		Июль 2025 June 2025	
	Амм.	Мсм.	Амм.	Мсм.	Амм.	Мсм.
<i>Abies sibirica</i>	<b>92,0</b>	8,0	73,6	26,4	<b>59,1</b>	40,9
<i>Abies korena</i>	88,2	11,8	61,1	<b>38,9</b>	46,7	53,3
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	56,6	<b>43,4</b>	<b>81,71</b>	18,3	41,2	<b>58,8</b>

Примечание: наибольшие значения обозначены жирным шрифтом.  
Note: the highest values are in bold.

у аборигенной пихты сибирской (табл. 1): численность бактерий уменьшилась в 7 раз, а микромицетов – в 2 раза.

Таким образом, сравнение результатов зимнего и осеннего исследований показало разницу в количественных показателях поверхностных микроорганизмов аборигенного и интродуцированных растений. При этом микробиота аборигенной пихты сибирской оказалась более чувствительной к действию низких температур и снежного покрова на хвое по сравнению с микробиотой интродуцентов. Ещё более поразительные результаты оказались при определении численности микробов на листьях летом. Практически суммарная численность бактерий и грибов на всех видах растений была одинаковая, существенно ниже, чем в предыдущие сроки наблюдения. Возможно, снижение микробного обилия свидетельствует об активности летучих метаболитов хвойных в период активной вегетации и влияния летней инсоляции.

Изучение структуры эпифитных микробных популяций показывает, что в осенний и зимний периоды наблюдений доминирующей группировкой являются прокариоты (бактерии-аммонификаторы), при этом их вклад в структуру может составлять до 92% у пихты сибирской (табл. 2).

Однако летом практически у всех изучаемых растений наблюдается паритет между бактериями и грибами, что, вероятно, свидетельствует о большей устойчивости микромицетов к совокупности абиотических факторов.

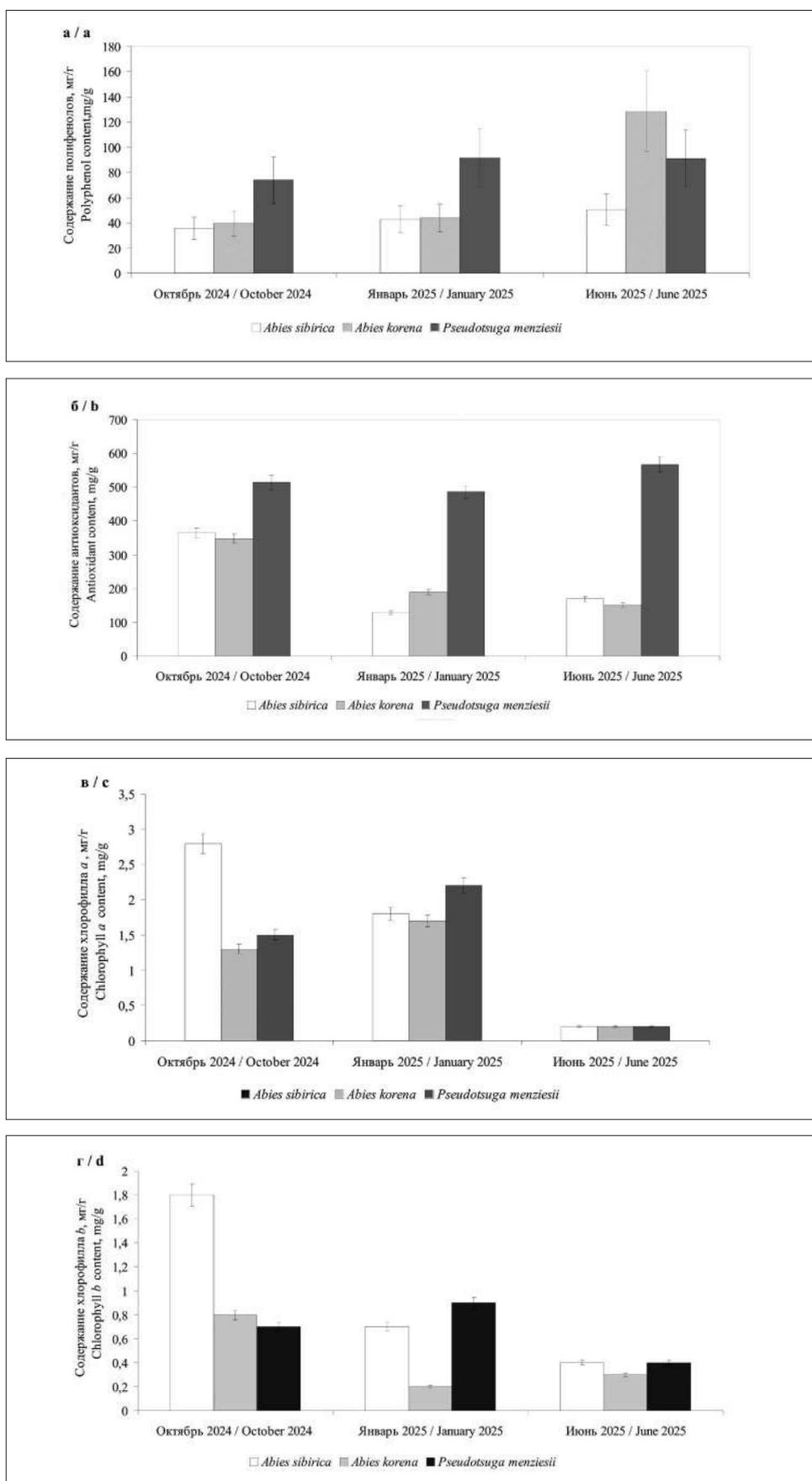
Таким образом, изучение динамики численности эпифитных микроорганизмов и структурных особенностей микробных популяций показывает, что максимальная численность микроорганизмов и доминирование аммонификаторов характерно для абориген-

ной пихты сибирской только в осенний период. Погодные условия зимы и лета приводят к выравниванию как общей численности микробов на хвое всех изучаемых растений, так и к постепенному сближению в структуре популяций доли аммонификаторов и микромицетов.

В процентном соотношении между двумя группировками микроорганизмов (аммонификаторы/микромицеты) процент микромицетов в вариантах с пихтой сибирской и корейской в зимний период оказался выше, чем осенью, что, возможно, объясняется нетипичными для зимнего периода тёплыми погодными условиями, благоприятно повлиявшими на рост микроскопических грибов (температура воздуха до +2 °С, высокая влажность) (табл. 2). В варианте с псевдотсугой Мензиса процентное содержание микромицетов в зимний период снизилось в 2 раза в сравнении с осенним показателем. Такой результат, вероятно, связан с повышенным содержанием в растении полифенольных соединений (рис.).

В летний период наблюдалось максимальное процентное значение микромицетов у всех трёх хвойных растений, так как погодные условия в этот период оказываются благоприятными для роста и развития грибов.

Понижение температуры в зимний период, сокращение светового дня и колебания влажности сказались не только на снижении общей численности эпифитных микроорганизмов, снизилось и содержание хлорофиллов в хвое пихт. Существенно меньшее количество пигментов, по сравнению с осенним и зимним периодами, обнаружено в образцах, отобранных в июне. Известно, что формирование пигментного фонда зависит от многих факторов: от вида, возраста растения и экологических условий. Подавление синтеза хлорофилла в листьях связано с действием продуктов ана-



**Рис.** Динамика биохимических показателей в образцах хвойных растений: содержание полифенолов (а), суммы антиоксидантов (б), хлорофилла а (в), хлорофилла b (г) (мг/г, в пересчёте на сухое вещество) / **Fig.** Biochemical indicators dynamics in coniferous needles: polyphenols (a), antioxidants (b), chlorophyll a (c), chlorophyll b (d) content (mg/g, DW)

эробриоза. Перенасыщенность листьев влагой затрудняет транспирацию и соответственно доступ  $\text{CO}_2$  к центрам карбоксилирования [17]. В работе [18] отмечена циклическая изменчивость содержания пигментов в течение года в хвое ели: основной тенденцией в динамике пигментов является сезонная цикличность, выражающаяся в возрастании их количества в середине вегетационного периода, по мере отрастания побегов, и последующем снижении в осенне-зимнее время. Низкое содержание пигментов в начале вегетационного периода (рис.) как раз связано с появлением новых побегов, что подтверждает данные, полученные в нашем исследовании.

Январские и июньские пробы хвои пихты помимо снижения содержания пигментов характеризуются и уменьшением суммы антиоксидантов, но не полифенольной природы. Содержание полифенолов даже несколько возрастает с октября 2024 г. к июню 2025 г. у данных растений. У псевдотсуги Мензиса не наблюдается достоверных отличий между сезонами. При этом по количеству полифенолов и антиоксидантов псевдотсуга Мензиса занимает ведущую позицию по сравнению с пихтами. Снижение уровня антиоксидантов может быть связано с теми же причинами, по которым падает уровень хлорофиллов.

Повышение уровня полифенолов в июне может быть связано с тем, что некоторые вещества хвойных (смоляные кислоты, флавоноиды и т. д.) могут вырабатываться, как защитный механизм при УФ-облучении в течение длинного светового дня и на действие микроорганизмов [19].

### Заключение

Таким образом, в ходе сравнительного анализа были выявлены специфические различия в сезонной динамике развития эпифитной микробиоты у интродуцируемых хвойных растений по сравнению с аборигенным видом.

На количественные и структурные изменения эпифитной микробиоты помимо местных абиотических факторов оказывают влияние и биохимические особенности хвойных растений. Так, в осенний период при снижении содержания полифенольных веществ у всех трёх видов хвойных растений наблюдается тенденция роста численности эпифитных микроорганизмов. По мере снижения температуры, сокращения светового дня и колебания влажности зимой было выявлено снижение содержания хлорофиллов и суммы

антиоксидантов и повышение полифенольных веществ, что, в совокупности, сказалось и на общей численности эпифитной микробиоты хвойных. В летний период повышение уровня полифенольных соединений и снижение суммы хлорофиллов отразилось на количественном составе микроорганизмов: численность эпифитной микробиоты оказалась меньше, чем в предыдущие сезоны. Отличными были преобладающие показатели содержания полифенолов и суммы антиоксидантов у псевдотсуги Мензиса: при высоких значениях биохимических показателей результаты количественного учёта эпифитной микробиоты были сниженными во всех сезонах.

Полученные данные могут быть полезны для дальнейшего расширения ассортимента хвойных растений, пригодных для выращивания в условиях Северо-востока Европейской части России. За адаптацией интродуцируемых растений возможно наблюдать не только благодаря изменениям биохимических показателей растений, но и посредством изменения качественного и количественного микробного состава на их поверхности, поскольку смена климатических условий при интродукции может приводить к стрессу самого растения.

*Работа выполнена в рамках государственного задания ИБ ФИЦ Коми НЦ УрО РАН по теме «Оценка состояния трансформированных экосистем подзоны южной тайги, методические подходы к их биоремедиации», номер государственной регистрации в ЕГИСУ № 125021402208-5.*

### Литература

1. Гордеева Т.Х., Масленникова С.Н., Гажеева Т.П. Формирование микробно-растительных сообществ ризосферы в онтогенезе зерновых культур // Научный журнал КубГАУ. 2012. № 81. С. 611–620.
2. Nunan N., Daniell T.J., Singh B.K., Papert A., McNicol J.W., Prosser J.I. Links between plant and rhizoplane bacterial communities in grassland soils, characterized using molecular techniques // Appl. Environ. Microbiol. 2005. V. 71. No. 11. P. 6784–6792. doi: 10.1128/AEM.71.11.6784-6792.2005
3. Arshad R., Farooq S., Azam F. Rhizospheric bacterial diversity: Is it partly responsible for water deficiency tolerance in wheat? // Pak. J. Bot. 2006. V. 38. No. 5. P. 1751–1758.
4. Dey R., Pal K.K., Tilak K.V.B.R. Influence of soil and plant types on diversity of rhizobacteria // Proc. Natl. Acad. Sci., India, Sect. B: Biol. Sci. 2012. V. 82. P. 341–352. doi: 10.1007/s40011-012-0030-4

5. Aachath R.S., Rupawalla Z.H. Epiphytic bacteria and their uses in sustainable agriculture: a review // *Curr. Agri. Res.* 2025. V. 13. No. 1. P. 38–53. doi: 10.12944/CARJ.13.1.04

6. Nazar M., Ullah M.W., Wang S., Zhao J., Dong Z., Li J., Kaka N.A., Shao T. Exploring the epiphytic microbial community structure of forage crops: their adaptation and contribution to the fermentation quality of forage sorghum during ensiling // *Bioengineering*. 2022. V. 9. No. 9. Article No. 428. doi: 10.3390/bioengineering9090428

7. Nguyen N.H., Bruns T.D. The microbiome of *Pinus muricata* ectomycorrhizae: community assemblages, fungal species effects, and *Burkholderia* as important bacteria in multipartnered symbioses // *Microb. Ecol.* 2015. V. 69. P. 914–921. doi: 10.1007/s00248-015-0574-y

8. Monteiro P., Gonçalves M.F.M., Pinto G., Silva B., Martín-García J., Javier Diez J., Alves A. Three novel species of fungi associated with pine species showing needle blight-like disease symptoms // *Eur. J. Plant Pathol.* 2022. V. 162. P. 183–202. doi: 10.1007/s10658-021-02395-5

9. Шухин Д.И., Сурина Т.А. Разнообразие грибов-возбудителей болезней хвои сосен Приморского края // *Plantae & Fungi: сб. тезисов III молодёжной всеросс. науч. конф. с междунар. участием.* Владивосток: БСИ ДВО РАН, 2023. С. 86. doi: 10.17581/paf2023.65

10. Сенашова В.А. Болезни хвои, вызванные фитопатогенными грибами, в Средней Сибири // *Известия Санкт-Петербургской лесотехнической академии.* 2012. № 200. С. 275–284.

11. Домрачева Л.И., Фокина А.И., Киреева А.Р., Козачок С.С., Коротких А.И., Ковина А.Л., Трефилова Л.В. Специфика эпифитных микроорганизмов и экзометаболитов трех видов растений семейства кипарисовые // *Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы II Международной научно-практической конференции.* Книга 2. Киров: Вятский государственный университет, 2025. С. 182–186.

12. Rautio P., Fürst A., Stefan K., Raitio H., Bartels U. Sampling and analysis of needles and leaves // *Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests.* Part XII. Eberswalde: Thünen Institute of Forest Ecosystems, 2016. 19 p.

13. Бакулин М.К., Лещенко А.А., Чеботарев Е.В. *Микробиология.* Киров: ВятГУ, 2005. 200 с.

14. Шлык А.А. Определение хлорофиллов и каротиноидов в экстрактах зелёных листьев // *Биохимические методы в физиологии растений / Отв. ред. О.А. Павлинова.* М.: Наука, 1971. С. 154–171.

15. Фокина А.И., Скугорева С.Г., Трефилова Л.В., Даровских Л.В. Определение показателей окислительного стресса в мелisse лекарственной при действии микромицета *Fusarium culmorum* и его антагонистов // *Теоретическая и прикладная экология.* 2022. № 2. С. 77–83. doi: 10.25750/1995-4301-2022-2-077-083

16. Домрачева Л.И., Фокина А.И., Киреева А.Р., Козачок С.С., Ковина А.Л., Трефилова Л.В. Эпифит-

ная микробиота листьев интродуцируемых хвойных и лиственных растений // *Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем: материалы XXII Всероссийской научно-практической конференции с международным участием.* Киров: Вятский государственный университет, 2024. С. 158–163.

17. Куренкова С.В. Пигментная система культурных растений в условиях подзоны средней тайги европейского Северо-Востока. Екатеринбург: УрО РАН, 1998. 114 с.

18. Кулькова А.В., Бессчетнова Н.Н., Бессчетнов В.П. Сезонные изменения пигментного состава хвои представителей рода ель в Нижегородской области // *Известия Санкт-Петербургской лесотехнической академии.* 2021. № 235. С. 22–39. doi: 10.21266/2079-4304.2021.235.22-39

19. Sleptsov I.V., Rozhina S.M., Mikhailov V.V., Chikidov I.I. Impact of a diamond mining industry on metabolites in *Larix gmelinii* // *Biochem. Syst. Ecol.* 2021. V. 99. Article No. 104349. doi: 10.1016/j.bse.2021.104349

## References

1. Gordeeva T.Kh., Maslennikova S.N., Gazheeva T.P. Formation of microbial-plant consortiums of the rhizosphere in ontogenesis of grain crops // *Scientific Journal of KubSAU.* 2012. No. 81. P. 611–620 (in Russian).

2. Nunan N., Daniell T.J., Singh B.K., Papert A., McNicol J.W., Prosser J.I. Links between plant and rhizoplane bacterial communities in grassland soils, characterized using molecular techniques // *Appl. Environ. Microbiol.* 2005. V. 71. No. 11. P. 6784–6792. doi: 10.1128/AEM.71.11.6784-6792.2005

3. Arshad R., Farooq S., Azam F. Rhizospheric bacterial diversity: Is it partly responsible for water deficiency tolerance in wheat? // *Pak. J. Bot.* 2006. V. 38. P. 1751–1758.

4. Dey R., Pal K.K., Tilak K.V.B.R. Influence of soil and plant types on diversity of rhizobacteria // *Proc. Natl. Acad. Sci., India, Sect. B: Biol. Sci.* 2012. V. 82. P. 341–352. doi: 10.1007/s40011-012-0030-4

5. Aachath R.S., Rupawalla Z.H. Epiphytic bacteria and their uses in sustainable agriculture: a review // *Curr. Agri. Res.* 2025. V. 13. No. 1. P. 38–53. doi: 10.12944/CARJ.13.1.04

6. Nazar M., Ullah M.W., Wang S., Zhao J., Dong Z., Li J., Kaka N.A., Shao T. Exploring the epiphytic microbial community structure of forage crops: their adaptation and contribution to the fermentation quality of forage sorghum during ensiling // *Bioengineering.* 2022. V. 9. No. 9. Article No. 428. doi: 10.3390/bioengineering9090428

7. Nguyen N.H., Bruns T.D. The microbiome of *Pinus muricata* ectomycorrhizae: community assemblages, fungal species effects, and *Burkholderia* as important bacteria in multipartnered symbioses // *Microb. Ecol.* 2015. V. 69. P. 914–921. doi: 10.1007/s00248-015-0574-y

8. Monteiro P., Gonçalves M.F.M., Pinto G., Silva B., Martín-García J., Javier Diez J., Alves A. Three novel spe-

cies of fungi associated with pine species showing needle blight-like disease symptoms // *Eur. J. Plant Pathol.* 2022. V. 162. P. 183–202. doi: 10.1007/s10658-021-02395-5

9. Shukhin D.I., Surina T.A. Diversity of fungal pathogens of pine needles in Primorsky krai // *Plantae & Fungi: sbornik tezisov III molodezhnoy vserossiyskoy nauchnoy konferentsii s mezhdunarodnym uchastiem.* Vladivostok: BSI DVO RAN, 2023. P. 86 (in Russian). doi: 10.17581/paf2023.65

10. Senashova V.A. Needle diseases caused by phytopathogenic fungi in the Middle Siberia // *Izvestia Sankt-Peterburgskoj lesotekhnicheskoy akademii.* 2012. No. 200. P. 275–284 (in Russian).

11. Domracheva L.I., Fokina A.I., Kireeva A.R., Kozachok S.S., Korotkikh A.I., Kovina A.L., Trefilova L.V. Specificity of epiphytic microorganisms and exometabolites of three Cupressaceae species // *Home country ecology: problems and solutions home country ecology: problems and solutions: proceedings of the II International scientific & practical conference.* Chapter 2. Kirov: Vyatka State University, 2025. P. 182–186 (in Russian).

12. Rautio P., Fürst A., Stefan K., Raitio H., Bartels U. Sampling and analysis of needles and leaves // *Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests.* Part XII. Eberswalde: Thünen Institute of Forest Ecosystems, 2016. 19 p.

13. Bakulin M.K., Leshchenko A.A., Chebotarev E.V. *Microbiology.* Kirov: Vyatka State University, 2005. 200 p. (in Russian).

14. Shlyk A.A. Determination of chlorophylls and carotenoids in extracts of green leaves // *Biochemical methods in plant physiology* / Ed. O. A. Pavlinova. Moskva: Nauka, 1971. P. 154–171 (in Russian).

15. Fokina A.I., Skugoreva S.G., Trefilova L.V., Darovskikh L.V. Determination of oxidative stress indicators in *Melissa officinalis* under the action of micromycete *Fusarium culmorum* and its antagonists // *Theoretical and Applied Ecology.* 2022. No. 2. P. 77–83 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2022-2-077-083

16. Domracheva L.I., Fokina A.I., Kireeva A.R., Kozachok S.S., Kovina A.L., Trefilova L.V. Epiphytic microbiota on leaves of introduced coniferous and deciduous plants // *Biodiagnostics of natural and technogenic systems: materialy XXII Vserossiyskoy nauchno-prakticheskoy konferentsii s mezhdunarodnym uchastiem.* Kirov: Vyatka State University, 2024. P. 158–163 (in Russian).

17. Kurenkova S.V. The pigment system of cultivated plants in the middle taiga subzone of the European North-east. Yekaterinburg: Ural branch of the RAS, 1998. 114 p. (in Russian).

18. Kulkova A.V., Besschetnova N.N., Besschetnov V.P. Seasonal changes in the pigment composition of needles of representatives of the genus spruce in the Nizhny Novgorod region // *Izvestia Sankt-Peterburgskoj lesotekhnicheskoy akademii.* 2021. V. 235. P. 22–39 (in Russian). doi: 10.21266/2079-4304.2021.235.22-39

19. Sleptsov I.V., Rozhina S.M., Mikhailov V.V., Chikidov I.I. Impact of a diamond mining industry on metabolites in *Larix gmelinii* // *Biochem. Syst. Ecol.* 2021. V. 99. Article No. 104349. doi: 10.1016/j.bse.2021.104349

## Эколого-биогеохимическая оценка аккумуляции селена в растениях яровой пшеницы в условиях микровегетационного опыта

© 2025. А. В. Синдирева, д. б. н., зав. кафедрой,  
М. Д. Айтбаев, магистрант, Н. Е. Гурьев, аспирант,  
Тюменский государственный университет,  
625002, Россия, г. Тюмень, ул. Осипенко, д. 2,  
e-mail: a.v.sindireva@utmn.ru, stud0000227716@study.utmn.ru,  
nikitka.gurev.1996@mail.ru

В статье представлены результаты по оценке действия селенита и селената натрия на начальные показатели роста и развития яровой мягкой пшеницы (*Triticum aestivum*), выращенной на почвах, типичных для юга Тюменской области. Содержание селена в пшенице зависит от многих факторов: обеспеченности почв микроэлементами, их физико-химических свойств, форм и доз применяемого селена в качестве микроудобрения. Установлена прямая зависимость (коэффициенты корреляции от 0,88 до 0,99) между дозами вносимого удобрения и содержанием селена в почве. Наибольшее содержание селена при внесении селенита натрия отмечается при дозе 2 ПДК и составляет в среднем 12,3 мг/кг в темно-серой лесной почве, а при внесении селената натрия – в лугово-чернозёмной почве (среднее значение 20,0 мг/кг). Содержание селена в растениях в зависимости от доз и форм применяемого селена изменяется от 1,0 до 15,0 мг/кг. Отмечается сложный характер взаимодействия между селеном и кадмием, медью, никелем, свинцом, цинком, калием и фосфором, который зависит от ряда факторов: физиологических свойств элементов, формы применяемого селена, типа почв, на которой проращивали растения яровой мягкой пшеницы. Внесение селеносодержащих удобрений может оказать как благоприятный, так и угнетающий эффект, в зависимости от дозы и формы соединений селена. По показателям лабораторной всхожести, высоты ростков, массы сухого вещества яровой мягкой пшеницы установлена фитотоксичность почвы в условиях обогащения селенитом и селенатом натрия. При внесении селенита натрия отмечается стимулирующий эффект, при этом содержание селена в почве составляет от 0,5 до 12,3 мг/кг. Однако при применении селената натрия токсический эффект отмечается, начиная с содержания 1,15 мг/кг на темно-серой лесной почве, 1,73 мг/кг – на чернозёме выщелоченном и 3,7 мг/кг – на лугово-чернозёмной почве. Эффективность применения селеносодержащих удобрений под яровую мягкую пшеницу зависит от типа почв, формы соединений, дозы элемента.

**Ключевые слова:** селен, почвы, яровая мягкая пшеница, макро- и микроэлементы, Тюменская область.

## Ecological and biogeochemical assessment of selenium accumulation in spring wheat plants under conditions of micro-vegetative experience

© 2025. A. V. Sindireva ORCID: 0000-0001-8596-7584,  
M. D. Aitbayev ORCID: 0009-0000-0395-1408, N. E. Guryev ORCID: 0009-0004-0602-1969,  
Tyumen State University,  
2, Osipenko St., Tyumen, Russia, 625002,  
e-mail: a.v.sindireva@utmn.ru, stud0000227716@study.utmn.ru,  
nikitka.gurev.1996@mail.ru

The article presents the results of evaluating the sodium selenite/selenate effect on the initial growth and development of spring soft wheat (*Triticum aestivum*) on typical soils of the south Tyumen. The selenium content in wheat depends on many factors: soil physical and chemical properties, soil availability in trace elements, as well as compounds and doses of selenium applied as a microfertilizer. We establish a direct relationship (correlation coefficients from 0.88 to 0.99) between the applied fertilizer doses and the selenium content in the soil. The highest selenium content when applying sodium selenite is noted at 2 MPC Se dose and averages 12.3 mg/kg in dark gray forest soil, and when applying sodium selenate – in meadow chernozem (average value 20 mg/kg). The selenium content in plants varies from 1.0 to 15.0 mg/kg depending on the applied selenium doses and compounds. The complex nature of the interaction between selenium and cadmium, copper, nickel, lead, zinc, potassium and phosphorus is noted. It depends on a number of factors: the physiological properties of the elements, the form of selenium used, and the type of soil on which spring soft wheat plants were germinated. The application of selenium-containing fertilizers can have both a beneficial and depressing effect depending on the selenium compounds and dose.

A stimulating effect of sodium selenite application is noted, while the selenium content in the soil ranges from 0.5 to 12.3 mg/kg. However, when using sodium selenate, the toxic effect is noted starting with 1.15 mg/kg in dark gray forest soil, 1.73 mg/kg in leached chernozem, 3.7 mg/kg in meadow chernozem. The effectiveness of selenium-containing fertilizers application for spring soft wheat depends on the type of soil, the shape of the compounds, and the dose of the element.

**Keywords:** selenium, soils, spring soft wheat, macro- and microelements, Tyumen region.

Селен относится к первой группе эссенциальных микроэлементов, которые необходимы для живых организмов. Этот элемент входит в значительное количество белков, к которым относится, в частности, глутатионпероксидаза – фермент, участвующий в антиоксидантной защите животных и человека. При избыточном содержании селена отмечается его прооксидантное действие. Таким образом, избыток или недостаток селена в организме животных и человека оказывает негативное действие на их рост и развитие [1–5].

Содержание селена в живых организмах зависит от его концентрации в объектах окружающей среды. Так, аккумуляция селена в системе почва-растение-животное (человек) зависит от его количества и мобильности в почве. Содержание селена в почвах неоднородно и может находиться в интервале от 10 до 1000 мкг/кг и более в зависимости от типа почв, условий их формирования, а также геохимических особенностей территории [6–9].

Уровень селена в зональных почвах юга Тюменской области варьирует в интервале от 0,04 до 0,08 мг/кг, что позволяет их отнести к категории селенодефицитных. Это является причиной низкого содержания микроэлемента в растениях [10].

С учётом того, что территорию юга Тюменской области, как и многие регионы России и мира, можно отнести к категории селенодефицитной, необходима разработка ряда мероприятий, направленных на оптимизацию уровня селена на данной территории. Последнее может быть осуществлено за счёт производства функциональных продуктов питания с высоким содержанием селена, направленных на увеличение продолжительности жизни человека и снижение смертности [8, 10]. В этом отношении агрохимическая биофортификация селеном растений считается весьма выгодной [7]. Поскольку зерновые культуры играют важную роль в питании животных и человека, объектом исследования послужила яровая мягкая пшеница. Однако внедрение в сельскохозяйственную практику методов биофортификации требует большого количества экспериментальных исследований для установления оптимальных и, самое главное,

безопасных для природной среды и человека доз и форм селена.

Цель исследования – эколого-биогеохимическая оценка аккумуляции селена в яровой мягкой пшенице, выращенной на различных типах почв юга Тюменской области.

### Материалы и методы исследования

Объектами исследования являлись почвы юга Тюменской области (чернозём выщелоченный, лугово-чернозёмная и тёмно-серая лесная почва) и растения яровой мягкой пшеницы сорта Памяти Азиева.

Для оценки в системе «почва – растение» аккумуляции и действия селена, внесённого в почву в различных дозах и соединениях, проведены в течение 2022–2023 гг. микровегетационные опыты в лаборатории экологического мониторинга Тюменского государственного университета по следующей схеме: контроль, 0,5 ПДК селена (5 мг/кг), 1 ПДК (10 мг/кг), 2 ПДК (20 мг/кг). Предельно допустимая концентрация для расчёта доз принята по [11]. Такие расчётные дозы вносимых элементов являются «опорной» точкой для моделирования действия химических элементов и для определения нормативов их действия для экологических и агрохимических целей. Селен вносили в виде селената и селенита натрия в различные почвы (чернозём выщелоченный, тёмно-серая лесная, лугово-чернозёмная почвы). Все опыты заложены в шестикратной повторности. На удобренной почве проращивали растения яровой мягкой пшеницы сорта Памяти Азиева в течение трёх недель в соответствии с требованиями к вегетационному опыту [12]. В течение эксперимента поддерживали оптимальные условия увлажнения почвы (60% от наименьшей влагоёмкости почвы), для опыта использовали пластиковые сосуды, искусственный дренаж. Масса почвы в каждом сосуде составляла 1 кг, микроудобрения (селенат и селенит натрия) вносили в виде сухих солей до посева, после их внесения осуществляли посев семян яровой мягкой пшеницы (двадцать семян на сосуд). По окончании исследования определяли показатели роста и развития яровой мягкой пшеницы: лабораторную всхожесть, массу растений,

содержание сухого вещества, высоту надземной части растений.

Для вегетационного опыта использовалась типичная почва агроландшафтов юга Тюменской области [13]. Участки отбора проб почв (слой 0–30 см) для эксперимента расположены на территории опытного поля ФГБОУ ВО ГАУ Северного Зауралья г. Тюмени общей площадью не менее 3,2 км<sup>2</sup>. Было выделено 3 типа почв, информация о которых представлена в таблице 1. Отбор проб почв в границах одного опытного поля объясняется идентичностью геологического строения, экзогенных процессов на территории, условиями формирования почвенных горизонтов, а также факторов, оказывающих влияние на геохимические условия территории. По схеме физико-географического районирования юга Тюменской области территория исследования относится к Тавдинской провинции, Туринской подпровинции, Тюменского района лесной равнинной широтно-зональной области. Для данной территории характерна пестрота

почвенного покрова, что и объясняет различие в типах почв в пределах границ опытного участка [13].

Согласно данным таблицы 1, в исследуемых почвах не отмечено достоверного отличия в содержании гумуса, рН, калия. Все исследуемые почвы можно отнести к высоко гумусовым, по кислотности – близкие к нейтральным. Отмечены существенные отличия по содержанию нитрат-иона, фосфора и ряда микроэлементов. Наибольшее количество нитратного азота и подвижных форм фосфора отмечено в чернозёме выщелоченном. Содержание подвижных форм тяжёлых металлов во всех почвах не превышало установленных ПДК. Достоверных отличий по содержанию селена в почвах не отмечено. Содержание селена варьировало в диапазоне от 0,04 до 0,08 мг/кг, что классифицируется как очень низкое [14].

По результатам проведённого эксперимента по методике [15] установлена фитотоксичность исследуемых почв по показателям роста и развития яровой мягкой пшеницы.

Таблица 1 / Table 1

Агрохимическая характеристика почв, используемых в опыте  
Agrochemical characteristics of soils used in the experiment

Показатели Indicators	Среднее содержание в почвах ±Δ, мг/кг Average content in soils ±Δ, mg/kg		
	лугово-чернозёмная meadow chernozem	чернозём выщелоченный leached chernozem	тёмно-серая лесная dark gray forest
Географические координаты участков отбора проб Geographical coordinates of sampling sites	N57°09'32,1233" E65°20'19,9568"	N57°09'36,0266" E65°20'40,4269"	N57°09'25,9109" E65°20'33,3972"
Органическое вещество, % Organic substance, %	13,0±1,3	12,2±1,3	10,0±1,0
рН <sub>ксл</sub>	5,7±0,3	5,6±0,4	5,8±0,6
Селен, валовое содержание, мг/кг Selenium, gross content, mg/kg	0,05±0,01	0,04±0,01	0,08±0,01
Нитрат-ион, мг/кг Nitrate-ion, mg/kg	144±22	306±46	107±17
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> , подвижная форма, мг/кг P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> , mobile form, mg/kg	112±22	267±53	65±13
K <sub>2</sub> O, подвижная форма, мг/кг K <sub>2</sub> O, mobile form, mg/kg	202±31	221±34	190±29
Кадмий, подвижная форма, мг/кг Cadmium, mobile form, mg/kg	0,034±0,004	0,040±0,003	0,030±0,008
Медь, подвижная форма, мг/кг Copper, mobile form, mg/kg	0,077±0,005	0,095±0,008	0,102±0,01
Никель, подвижная форма, мг/кг Nickel, mobile form, mg/kg	0,76±0,23	1,08±0,27	1,53±0,39
Свинец, подвижная форма, мг/кг Lead, mobile form, mg/kg	0,30±0,07	0,35±0,07	0,42±0,07
Цинк, подвижная форма, мг/кг Zinc, mobile form, mg/kg	0,86±0,11	1,05±0,27	0,86±0,11

Шкала токсичности почв / Soil toxicity scale

Величина ИТФ / ITF value	Класс токсичности / Toxicity class
>1,10	VI – стимуляция / VI – stimulation
0,91–1,10	V – норма / V – the norm
0,71–0,90	IV – низкая токсичность / IV – low toxicity
0,50–0,70	III – средняя токсичность / III – medium toxicity
<0,50	II – высокая токсичность / II – highly toxicity
Среда непригодна для жизни тест-объекта The environment is unsuitable for the test object life	I – сверхвысокая токсичность, вызывающая гибель тест-объекта / I – ultra-high toxicity, causing test-object' death

Примечание: ИТФ – индекс токсичности фактора.  
Note: ITF – factor toxicity index.

Оценка фитотоксичности почв определялась по формуле:

$$ИТФ = ТФ_0 / ТФ_к, \quad (1)$$

где ИТФ – индекс токсичности фактора; ТФ<sub>0</sub> – среднее значение показателя в опыте; ТФ<sub>к</sub> – среднее значение этого показателя в контроле.

Оценка полученных результатов проводилась по шкале токсичности почв (табл. 2) [15].

Определение содержания селена, макро- и микроэлементов в почвах и растениях проводили в аккредитованной испытательной лаборатории ФГБУ «ЦЛАТИ по УФО» по Тюменской области методом спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой.

Оценка аккумуляции селена в системе «почва-растение» проводилась по коэффициенту биологического поглощения ( $K_0$ ), который рассчитывается, как отношение содержания селена в золе растения к его содержанию в почве.

Статистическая обработка полученных результатов проводилась с помощью пакета программ Microsoft Excel, STATISTICA. При обработке полученного материала использованы следующие статистические показатели: определение средних величин, оценка достоверности различий по критерию Стьюдента; корреляционный анализ. Взаимосвязи между параметрами оценивали при помощи метода ранговых корреляций Спирмена. Коэффициенты корреляции оценивались следующим образом: менее 0,3 – слабая связь, от 0,3 до 0,5 – умеренная, от 0,5 до 0,7 – значительная, от 0,7 до 0,9 – сильная и более 0,9 – очень сильная. Во всех процедурах статистического анализа рассчитывали достигнутый уровень значимости ( $p$ ), при этом критическим уровнем значимости принимали  $p \leq 0,05$ .

## Результаты и обсуждение

На доступность растениям различных форм селена, содержащихся в почве, оказывает влияние множество факторов, а именно: вид и сорт растения, петрографический, минеральный, механический, химический состав почв, в первую очередь, уровень кислотности, количество органического вещества, полуторных оксидов [15–18].

На рисунке 1 представлены зависимости валового содержания селена в почвах от доз внесения селенита и селената натрия в почвы, характерные для юга Тюменской области.

Анализируя данные рисунка 1 и рассчитанные уравнения прямой зависимости между дозой селена в форме селената и селенита натрия и содержанием селена в исследуемых почвах, можно сделать вывод о том, что с повышением дозы внесения селена его валовое содержание увеличивается во всех типах почв. Коэффициент корреляции для обоих соединений селена во всех случаях находится в интервале от 0,88 до 0,99.

При этом валовое содержание селена в почве выше при применении селената, чем при внесении селенита натрия. Наибольшее содержание селена при внесении селенита натрия отмечается при дозе 2 ПДК и составляет в среднем 12,3 мг/кг в тёмно-серой лесной почве, а при внесении селената натрия – в лугово-чернозёмной почве (среднее значение 20,0 мг/кг).

Согласно классификации, предложенной в работе [14], исследуемые почвы по содержанию селена можно отнести к следующим категориям. Почва контрольного варианта – к категории селенодефицитной (менее 125 мкг/кг). При применении селенита натрия: почвы варианта 0,5 ПДК Se – оптимальное содержание (175–3000 мкг/кг), а почвы вариантов 1 ПДК Se и 2 ПДК Se относятся к категории избыточ-

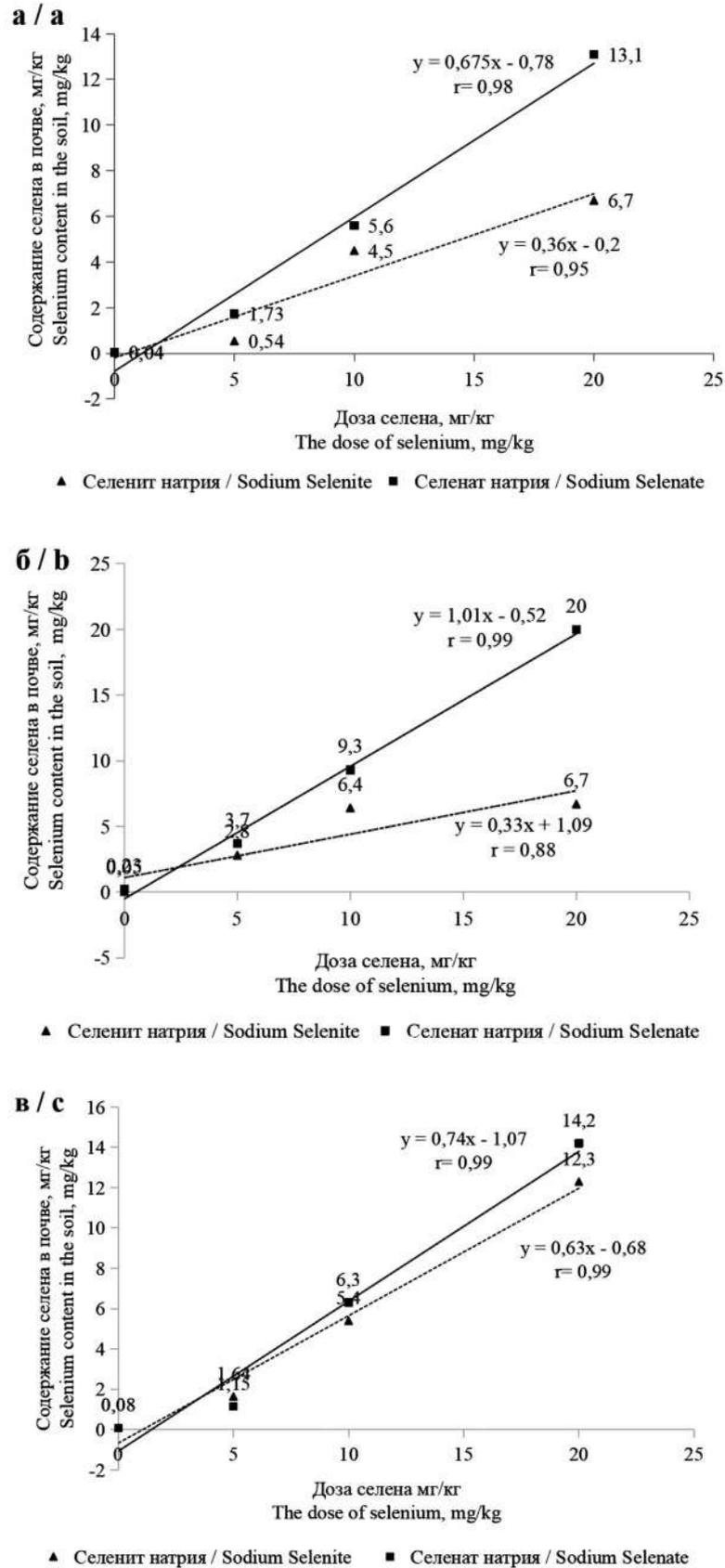


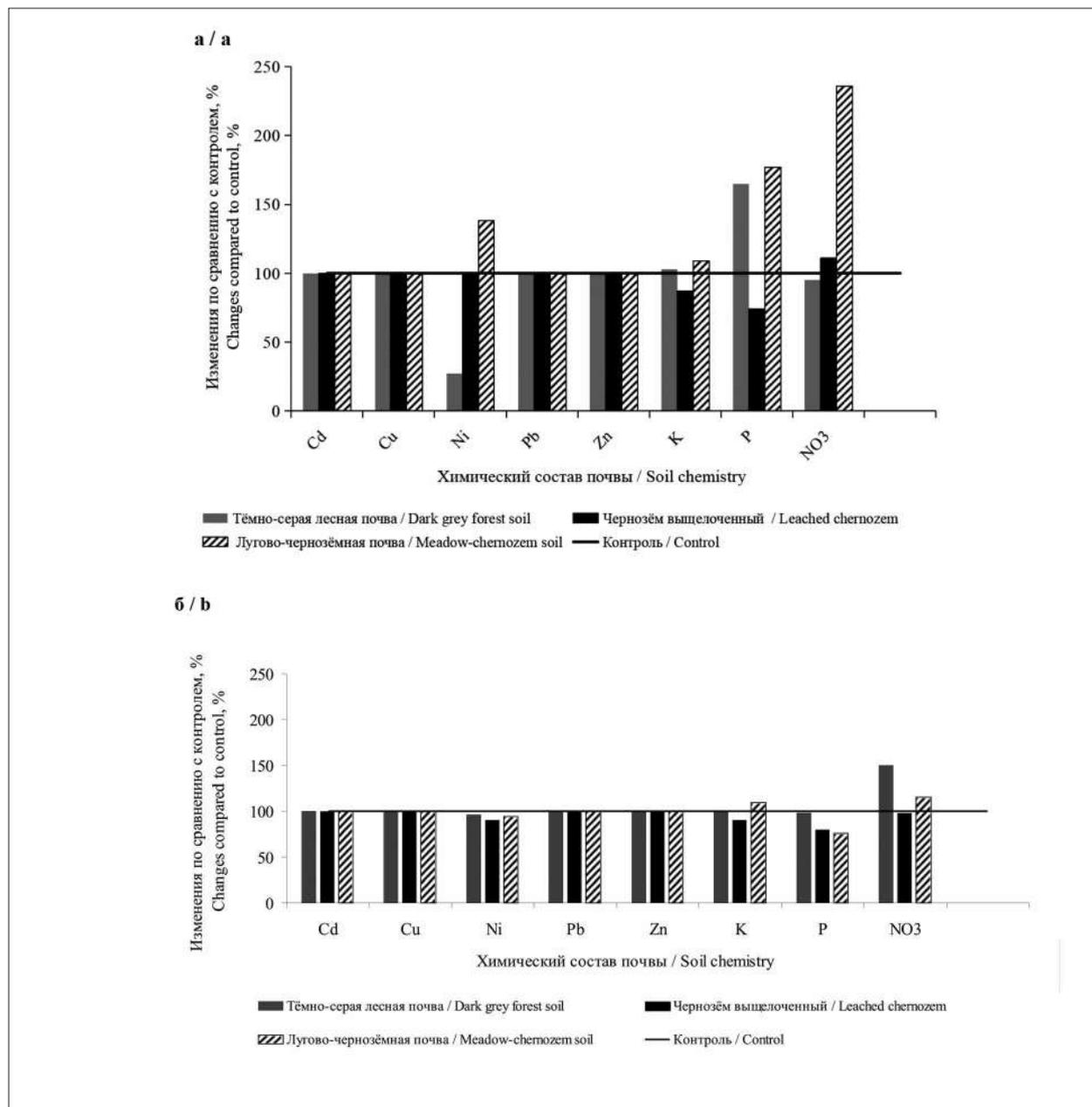
Рис. 1. Зависимость валового содержания селена от доз применения селенита и селената натрия в чернозёме выщелоченном (а), лугово-чернозёмной (б), тёмно-серой лесной почве (в)  
Fig. 1. Dependence of gross selenium content on the doses of two forms of selenium compounds application in leached chernozem (a), meadow chernozem (b), dark gray forest soil (c)

ного (более 3000 мкг/кг). В почвах с применением селената натрия повышение уровня валового содержания селена до категории избыточного наблюдается уже при внесении дозы 0,5 ПДК Se.

Изучение взаимодействия макро- и микроэлементов с селеном в почве в зависимости от ландшафта, типа и подтипа почв и природных условий является актуальным и, в настоящее время, малоизученным направлением. Ряд авторов утверждает [17, 18,

20], что поступившие в почву микроэлементы способны влиять на мобильность других химических элементов. Возможно, это связано с образованием более прочных органоминеральных комплексов или, напротив, с их разрушением.

На рисунке 2 представлено изменение содержания подвижных форм макро- и микроэлементов в почвах юга Тюменской области на варианте с максимальной дозой селена 2 ПДК по сравнению с контролем.



**Рис. 2.** Изменение содержания подвижных форм макро- и микроэлементов в исследуемых почвах при внесении селенита (а) и селената (б) натрия (доза селена 2 ПДК) по сравнению с контролем. Горизонтальной чертой на уровне 100% обозначен контрольный образец

**Fig. 2.** Changes in the mobile forms of macro- and microelements in the studied soils after sodium selenite (a) and sodium selenate (b) (2 MPC selenium) application compared to the control. The horizontal line at 100% indicates the control sample

Согласно представленным на рисунке 2 данным, применение селенита натрия способствовало как увеличению, так и снижению подвижности никеля. Наибольшее превышение по сравнению с контролем отмечается в лугово-чернозёмной почве, выше уровня контроля на 38% ( $p \leq 0,05$ ); наименьшее – в тёмно-серой лесной почве, при этом содержание элемента составляет от уровня контроля всего 26,8% ( $p \leq 0,05$ ). Среди макроэлементов при высоких дозах селенита изменяется уровень подвижного фосфора. При этом превышение по сравнению с контролем отмечается в опытах на лугово-чернозёмной и тёмно-серой лесной почвах, соответственно, на 77 и 65% ( $p \leq 0,05$ ). Однако на чернозёме выщелоченном отмечается противоположный эффект – уровень подвижного фосфора снижается на 26% ( $p \leq 0,05$ ). Отмечается тенденция к изменению содержания нитрат-иона во всех почвах, но достоверно ( $p \leq 0,05$ ) – для лугово-чернозёмной почвы – на 136%.

Аналогичные закономерности отмечаются и при применении селената натрия (2 ПДК Se) – установлена тенденция к изменению содержания подвижных форм калия, фосфора, нитратов, никеля в почвах различного ряда (рис. 2). Наибольшее изменение уровня  $\text{NO}_3^-$  установлено в опытах на тёмно-серой лесной почве – увеличение на 43% ( $p \leq 0,05$ ).

Таким образом, исследования показали, что при поступлении дополнительных количеств селена в почву наблюдаются явления антагонизма и синергизма между ионами, находящимися в почве, что, очевидно, объясняется рядом причин: ионообменными и окислительно-восстановительными реакциями, хелатообразованием, влиянием элемента на микробиоту [20].

Известно, что повышенное содержание селена в почве, как и его недостаток, в целом нежелательно для растений [7, 8, 19]. Поэтому представляет интерес изучение закономерностей аккумуляции микроэлемента в растениях в зависимости от разных факторов. Содержание химических элементов в растениях выше в начальные этапы онтогенеза, нежели в период физиологической спелости [8, 20].

На рисунке 3 представлено содержание селена в яровой мягкой пшенице в зависимости от дозы соединений микроэлемента, вносимых в различные почвы.

Полученные данные позволяют сделать вывод о том, что аккумуляция селена в яровой мягкой пшенице зависит от типа почв, на которых выращивалась данная зерновая культура.

Наибольшее содержание селена ( $14,8 \pm 0,5$  мг/кг) отмечается в яровой мягкой пшенице, выращенной на чернозёме выщелоченном при применении селенита с дозой селена 2 ПДК. Такое содержание микроэлемента в пшенице является самым высоким в условиях опыта.

В целом, можно сделать вывод о том, что во всех образцах, вне зависимости от типа почв и формы селена, наблюдается увеличение содержания данного микроэлемента в яровой мягкой пшенице. Установлена прямо пропорциональная зависимость между дозами селена, внесённого в виде селенита и селената натрия, и содержанием его в растениях, коэффициенты корреляции варьируют в интервале от 0,81 до 0,99 ( $p \leq 0,05$ ). Исходя из рассчитанных уравнений зависимости, установлены нормативные коэффициенты  $b$  интенсивности действия селенита и селената натрия на накопление селена в растениях яровой мягкой пшеницы (табл. 3). Данный коэффициент рассчитывается по формуле:

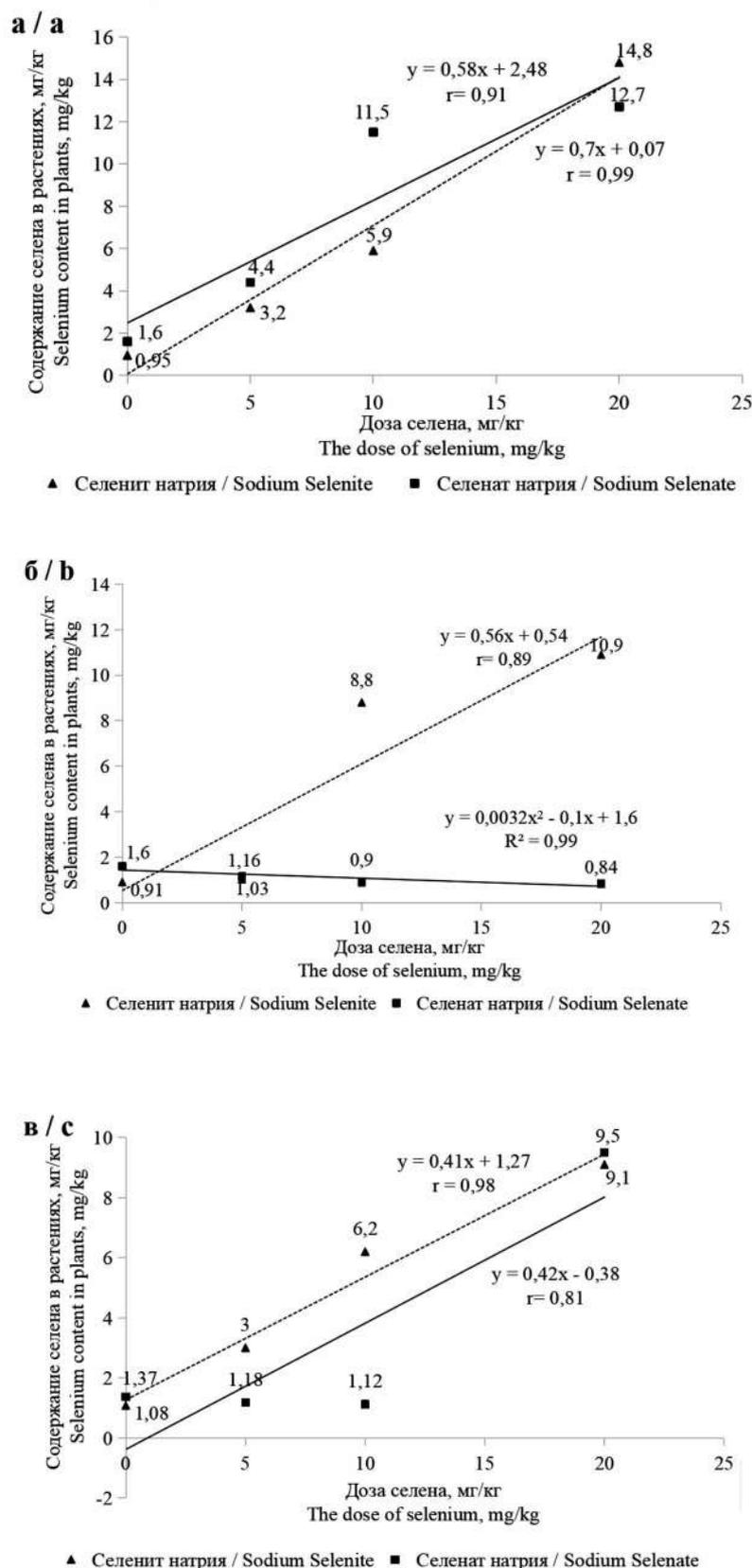
$$b = \frac{\sum xy - n\bar{x}\bar{y}}{\sum x^2 - n\bar{x}^2} [20], \quad (2)$$

где  $b$  – коэффициент интенсивности действия селенита и селената натрия на накопление селена в растениях яровой мягкой пшеницы;  $y$  – содержание селена в растениях яровой пшеницы, мг/кг;  $x$  – доза химического элемента, мг/кг.

Величина коэффициента интенсивности действия селенита и селената натрия на накопление селена в растениях яровой мягкой пшеницы ( $b$ ) показывает, насколько увеличивается содержание селена в растениях с повышением дозы внесённого микроэлемента в составе селенита и селената натрия на 1 мг/кг. Полученные данные (табл. 3) позволяют прогнозировать содержание селена в яровой мягкой пшенице на начальных этапах онтогенеза.

Одним из важных показателей, характеризующих аккумуляцию химического элемента в системе «почва – растение», является  $K_6$ . По результатам исследования проведён расчёт  $K_6$  селена растениями яровой мягкой пшеницы, выращенной на различных почвах (табл. 4).

Рассчитанные  $K_6$  свидетельствуют о том, что с повышением содержания селена в почве способность растений поглощать микроэлемент значительно снижается, что, очевидно, свидетельствует о защитной реакции растений при высоких концентрациях микроэлемента в среде [8, 20].



**Рис. 3.** Зависимость содержания селена в яровой мягкой пшенице от доз применения селенита и селената натрия в чернозёме выщелоченном (а), лугово-чернозёмной (б) и тёмно-серой лесной почве (в)  
**Fig. 3.** Dependence of selenium content in spring soft wheat on the doses of two forms of selenium compounds application in leached chernozem (a), meadow chernozem (b) and dark gray forest soil (c)

Таблица 3 / Table 3

Коэффициенты интенсивности действия селенита и селената натрия на накопление селена в растениях яровой мягкой пшеницы, выращенной на различных типах почв (b)  
Coefficients of intensity of action of selenite and sodium selenate on selenium accumulation in spring soft wheat plants on different soil types (b)

Соединения селена Selenium compounds	Коэффициент <i>b</i> в различных типах почв Coefficient "b" in different soil types		
	чернозём выщелоченный leached chernozem	лугово-чернозёмная meadow chernozem	тёмно-серая лесная dark gray forest soil
Na <sub>2</sub> SeO <sub>3</sub>	0,70	0,56	0,41
Na <sub>2</sub> SeO <sub>4</sub>	0,58	–	0,42

Примечание: прочерк обозначает, что коэффициент «b» невозможно рассчитать.  
Note: the dash indicates that it is impossible to calculate the coefficient "b".

Таблица 4 / Table 4

Коэффициент биологического поглощения в зависимости от вносимой дозы селена на различных типах почв / Biological uptake coefficient depending on the applied dose of selenium in different soil types

Почва / Soil	Доза Se, мг/кг / Se dose, mg/kg			
	Контроль Control	5	10	20
Чернозём выщелоченный Leached chernozem	<u>32,5</u> 32,5	<u>5,92</u> 2,54	<u>1,3</u> 2,05	<u>2,20</u> 0,96
Лугово-чернозёмная Meadow chernozem	<u>9,28</u> 9,28	<u>0,36</u> 0,31	<u>1,37</u> 0,09	<u>1,62</u> 0,04
Тёмно-серая лесная Dark gray forest	<u>15,25</u> 15,25	<u>1,8</u> 1,02	<u>1,14</u> 0,1	<u>0,7</u> 0,6

Примечание: в числителе – для селенита, в знаменателе – для селената.  
Note: the numerator is for selenite, the denominator is for selenate.

При оценке влияния микроэлементов на химический состав растений особое внимание необходимо уделять взаимодействию ионов при поступлении в растения. В ряде исследований указывается, что селен снижает содержание тяжёлых металлов, проявляющих токсическое действие в живых организмах при повышенных количествах [20, 21]. В связи с этим в процессе исследований мы особое внимание уделили влиянию селена на накопление других макро- и микроэлементов в растениях пшеницы. Результаты представлены на рисунке 4.

Согласно данным, представленным на рисунке 4, при внесении селенита натрия в лугово-чернозёмную почву отмечается достоверное ( $p \leq 0,05$ ) увеличение содержания в растениях меди, цинка и калия, однако между селеном и кадмием, селеном и свинцом установлен антагонизм. Напротив, при выращивании пшеницы на чернозёме выщелоченном применение селенита способствовало увеличению содержания Cd, Pb ( $p \leq 0,05$ ). В растениях, выращиваемых на тёмно-серой лесной почве, наблюдается повышение содержания изучаемых макро- и микроэлементов при обогащении селенитом натрия.

Характер взаимоотношения между ионами при поступлении в растения пшеницы отличается от указанных выше закономерностей при внесении селената натрия (рис. 4).

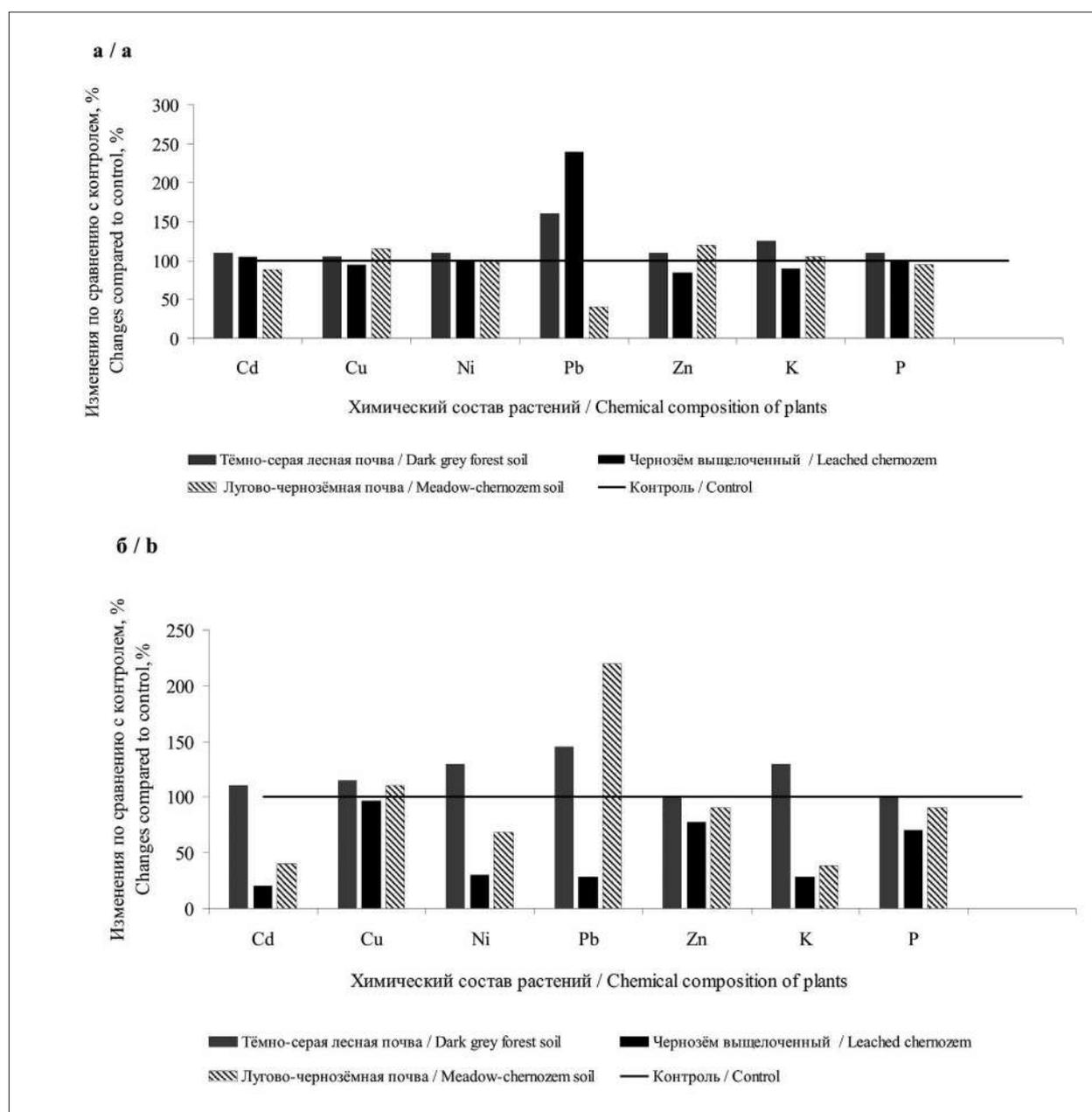
Интересно отметить, что в опытах на тёмно-серой лесной почве отмечается увеличение содержания изучаемых макро- и микроэлементов при внесении в почву селената натрия. Однако в опытах, проводимых на чернозёме выщелоченном, отмечаются противоположные закономерности. При выращивании пшеницы на лугово-чернозёмной почве установлена положительная связь между дозами вносимого селена в форме селената натрия и Cu, Pb, отрицательная – между селеном и Cd, Ni, K, P.

Таким образом, отмечается сложный характер взаимодействия между селеном и химическими элементами, который зависит от ряда факторов: физиологических свойств элементов, формы применяемого селена, типа почв, на которой проращивали растения яровой мягкой пшеницы [14, 16, 17]. В таблице 5 обобщены данные о взаимодействиях химических элементов в питании пшеницы на основе опытных данных.

Выявленные закономерности дают возможность оптимизировать поступление микроэлементов в растения с помощью использования разработанных нормативных параметров, и, тем самым, управлять процессом роста и развития, а в дальнейшем – формированием величины и качества урожая выращиваемых культур и установить градации и соотношения химических элементов в почве и растении с учётом агрономического и санитарно-гигиенического аспектов [20].

Для установления оптимальных и критических уровней селена в системе «почва –

растение» проанализированы показатели роста и развития яровой мягкой пшеницы в условиях вегетационного опыта. По показателям лабораторной всхожести, высоты ростков, массы сухого вещества яровой мягкой пшеницы установлена фитотоксичность почвы в условиях обогащения селенитом и селенатом натрия (табл. 6). Метод фитотестирования [15] позволяет установить нормативы предельно допустимых концентраций селена для конкретного типа почв в условиях территории юга Тюменской области.



**Рис. 4.** Изменение содержания химических элементов в растениях яровой мягкой пшеницы при внесении селенита (а) и селената (б) натрия (доза селена 2 ПДК) в различные типы почв по сравнению с контролем  
**Fig. 4.** Changes in the spring soft wheat plants chemical composition at application of sodium selenite (a) and sodium selenate (b) (2 MPC selenium) on different soil types in comparison with the control

Таблица 5 / Table 5

Характер взаимодействия между селеном и химическими элементами в растениях яровой мягкой пшеницы / The nature of the interaction between selenium and chemical elements in spring wheat plants

Соединения селена Selenium compounds	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	K	P
Чернозём выщелоченный / Leached chernozem							
Na <sub>2</sub> SeO <sub>3</sub>	↑	–	–	↑	–	–	–
Na <sub>2</sub> SeO <sub>4</sub>	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓
Лугово-чернозёмная / Meadow chernozem							
Na <sub>2</sub> SeO <sub>3</sub>	↓	↑	–	↓	↑	↑	–
Na <sub>2</sub> SeO <sub>4</sub>	↓	↑	↓	↑	–	↓	↓
Тёмно-серая лесная / Dark gray forest							
Na <sub>2</sub> SeO <sub>3</sub>	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑
Na <sub>2</sub> SeO <sub>4</sub>	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑

Примечание: ↓ – антагонизм между ионами, ↑ – синергизм между ионами, прочерк – зависимости нет.  
Note: ↓ – antagonism between ions, ↑ – synergism between ions, a dash – no dependence.

Таблица 6 / Table 6

Индекс токсичности почв, обогащённых селеном, по показателям роста и развития яровой мягкой пшеницы  
Toxicity index of soils enriched with selenium in terms of growth and development of spring soft wheat

Тип почвы Soil type	Доза селена, мг/кг Selenium dose, mg/kg	Среднее валовое содержание Se в почве, мг/кг Average gross Se content in soil, mg/kg	Индекс (ИТФ) / класс токсичности фактора по показателям / Index (ITF) / class of toxicity factor as measured by		
			лабораторной всхожести laboratory germination	высоты растений plant height	массы сухого вещества dry weight
Селенит натрия / Sodium selenite					
Чернозём выщелоченный Leached chernozem	5	0,54	0,85 / IV*	1,04/V	0,91 / V
	10	4,5	0,77 / IV	1,08/V	1 / V
	20	6,7	0,97 / V	1,02/V	1,08 / V
Лугово-чернозёмная Meadow chernozem	5	2,8	1,02 / V	1,01/V	1 / V
	10	6,4	1,02 / V	1,14/VI	1,16 / VI
	20	6,7	1,11 / VI	1,10/V	1,33 / VI
Тёмно-серая лесная Dark gray forest soil	5	1,64	1 / V	1,05/V	1,23 / VI
	10	5,4	0,84 / IV	1,01 / V	1,23 / VI
	20	12,3	1,05 / V	1,10 / V	1,23 / VI
Селенат натрия / Sodium selenate					
Чернозём выщелоченный Leached chernozem	5	1,73	0,91 / V	0,59 / III	0,83 / IV
	10	5,6	1,08 / V	0,34 / II	0,83 / IV
	20	13,1	1,05 / V	0,27 / II	0,75 / IV
Лугово-чернозёмная Meadow chernozem	5	3,7	1,11 / VI	0,52 / II	1,08 / V
	10	9,3	1,25 / VI	0,36 / II	0,91 / V
	20	20	1,15 / VI	0,24 / II	0,75 / IV
Тёмно-серая лесная Dark gray forest soil	5	1,15	1,15 / VI	0,48 / II	1 / V
	10	6,3	1,02 / V	0,33 / II	0,8 / IV
	20	14,2	1,05 / V	0,27 / II	0,69 / III

Примечание: \* классы токсичности: I – сверхвысокая, II – высокая, III – средняя, IV – низкая, V – норма, VI – стимуляция.  
Note: \* toxicity classes: I – ultra-high, II – high, III – medium, IV – low, V – normal, VI – stimulation.

Согласно обобщённым данным таблицы 6, наблюдается неоднозначный эффект от применения селена с позиции рассчитанного индекса токсичности. Биометрические параметры растений по-разному свидетельствуют о токсичности микроэлемента. На сегодняшний день необходимость селена для растений не доказана. В ряде работ показано, что применение селенсодержащих удобрений способствует стимулированию процессов роста, развития растений [7, 8]. Таким образом, можно сделать прогноз о влиянии разных форм и доз селена на показатели роста и развития растений и, тем самым, выявить оптимальное и токсическое содержание селена в системе «почва – растение» на начальном этапе онтогенеза растений. Однако окончательный вывод об эффективности применения селенсодержащих удобрений можно сделать на основе данных об урожайности культурных растений.

### Заключение

Исследования, посвящённые эколого-биогеохимической оценке аккумуляции селена в яровой мягкой пшенице, выращенной на почвах различного типа юга Тюменской области, позволили установить:

1. Внесение селена в виде селената и селенита натрия в дозах от 5 до 20 мг/кг способствует увеличению его валового содержания во всех типах почв. Селен наиболее интенсивно накапливается при применении селената натрия в лугово-чернозёмной почве: от 0,08 мг/кг (в контроле) до 20 мг/кг (при внесении дозы 20 мг/кг).

2. Содержание селена в растениях пшеницы в зависимости от доз и форм применяемого Se составляет от 1 до 15 мг/кг. Установлена прямо пропорциональная зависимость между дозами Se, внесённого в форме селенита и селената натрия, и содержанием селена в растениях, коэффициенты корреляции варьируют в интервале от 0,81 до 0,99 ( $p \leq 0,05$ ).

3. Отмечается сложный характер взаимодействия между селеном и изученными химическими элементами (Cd, K, Cu, Ni, Pb, Zn, P) в почве и растениях, который зависит от ряда факторов: физиологических свойств элементов, формы применяемого селена, типа почв, на которой проращивали растения яровой мягкой пшеницы.

4. Внесение селенсодержащих удобрений может оказать как благоприятный, так и угнетающий эффект, в зависимости от формы и дозы соединений селена. При внесении селенита натрия отмечается стимулирующий

эффект, при этом содержание селена в почве составляет от 0,5 до 12,3 мг/кг. Однако при применении селената натрия токсический эффект отмечается начиная с содержания 1,15 мг/кг на тёмно-серой лесной почве, 1,73 мг/кг на чернозёме выщелоченном, 3,7 мг/кг на лугово-чернозёмной почве.

*Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ и МОКНСМ в рамках научного проекта № 20-55-44028.*

### Литература

1. Авцын А.А., Жаворонков А.А., Риш М.А., Строчкова Л.С. Микроэлементозы человека. М.: Медицина, 1991. 496 с.
2. Manojlović M., Lončarić Z. Selenium deficiency in regional soils affecting animal and human health in Balkan and other European countries // The nexus of soils, plants, animals and human health / Eds. B.R. Singh, M.J. McLaughlin, E.C. Brevik. Stuttgart: Catena-Schweizerbart, 2017. V. 7. P. 87–98. doi: 10.1016/j.envint.2017.12.035
3. Tangjaidee P., Swedlund P., Xiang J., Yin H., Quek S.Y. Selenium-enriched plant foods: selenium accumulation, speciation, and health functionality // Front. Nutr. 2023. V. 9. Article No. 962312. doi: 10.3389/fnut.2022.962312
4. Genchi G., Lauria G., Catalano A., Sinicropi M.S., Carocci A. Biological activity of selenium and its impact on human health // Int. J. Mol. Sci. 2023. V. 24. No. 3. Article No. 2633. doi: 10.3390/ijms24032633
5. Pham-Huy L.A., He H., Pham-Huy C. Free radicals, antioxidants in disease and health // Int. J. Biomed. Sci. 2008. V. 4. No. 2. P. 89–96.
6. Bügel S., Larsen E.H., Sloth J.J., Flytlie K., Overvad K., Steenberg L.C., Moesgaard S. Absorption, excretion, and retention of selenium from a high selenium yeast in men with a high intake of selenium // Food Nutr. Res. 2008. V. 52. Article No. 1642. doi: 10.3402/fnr.v52i0.1642
7. Голубкина Н.А., Папазян Т.Т. Селен в питании. Растения, животные, человек. М.: Печатный город, 2006. 250 с.
8. Голубкина Н.А., Полуобяринов П.А., Синдирева А.В. Селен в продуктах растительного происхождения // Вопросы питания. 2017. Т. 86. № 2. С. 63–69.
9. Синдирева А.В., Голубкина Н.А. Оценка селенового статуса территории Омской области // Омский научный вестник. 2011. № 1 (104). С. 192–196.
10. Синдирева А.В., Котченко С.Г., Гурьев Н.Е. Геохимическая оценка содержания селена в основных типах почв Тюменской области // Проблемы региональной экологии. 2021. № 3. С. 32–38. doi: 10.24412/1728-323X-2021-3-32-38
11. Kloke A. Richtwerte'80. Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden // Mitt. VDLUFA. 1980. V. 2. No. 3. P. 9–11.

12. Юдин Ф.А. Методика агрохимических исследований. М.: Колос, 1980. 363 с.
13. Каретин Л.Н. Почвы Тюменской области. Новосибирск: Наука. Сиб. отд-ние, 1990. 286 с.
14. Tan J., Zhu W., Wang W., Li R., Hou S., Wang D., Yang L. Selenium in soil and endemic diseases in China // *Sci. Total Environ.* 2002. V. 284. No. 1–3. P. 227–235. doi: 10.1016/s0048-9697(01)00889-0
15. Минеев В.Г., Ремпе Е.Х., Воронина Л.П., Коваленко Л.В. Определение суммарной токсичности почвы, корневой системы и конечной продукции при применении химических средств защиты растений: методика и результаты // *Вестник сельскохозяйственной науки.* 1991. № 6. С. 63–71.
16. Капитальчук М.В., Капитальчук И.П., Голубкина Н.А. Аккумуляция и миграция селена в компонентах биогеохимической цепи «почва – растения – человек» в условиях Молдавии // *Поволжский экологический журнал.* 2011. № 3. С. 323–335.
17. Сысо А.И. Закономерности распределения химических элементов в почвообразующих породах и почвах Западной Сибири. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2007. 277 с.
18. Ермаков В.В., Ковальский В.В. Биологическое значение селена. М.: Наука, 1974. 300 с.
19. Debnath S., Agarwal A., Kumar N.R., Bedi A. Selenium-based drug development for antioxidant and anticancer activity // *Future Pharmacol.* 2022. V. 2. No. 4. P. 595–607. doi: 10.3390/futurepharmacol2040036
20. Синдирева А.В. Локальные биогеохимические циклы микроэлементов в агроэкосистемах Западной Сибири // *Геохимия.* 2023. № 68. № 10. С. 1045–1058. doi: 10.31857/S0016752523100126
21. Скугорева С.Г., Ашихмина Т.Я., Фокина А.И., Лялина Е.И. Химические основы токсического действия тяжёлых металлов (обзор) // *Теоретическая и прикладная экология.* 2016. № 1. С. 4–13. doi: 10.25750/1995-4301-2016-1-014-013
6. Bügel S., Larsen E.H., Sloth J.J., Flytjie K., Overvad K., Steenberg L.C., Moesgaard S. Absorption, excretion, and retention of selenium from a high selenium yeast in men with a high intake of selenium // *Food Nutr. Res.* 2008. V. 52. Article No. 1642. doi: 10.3402/fnr.v52i0.1642
7. Golubkina N.A., Papazyan T.T. Selenium in nutrition. Plants, animals, humans. Moskva: Pechatnyy gorod, 2006. 250 p. (in Russian).
8. Golubkina N.A., Poluboyarinov P.A., Sindireva A.V. Selenium in food crops // *Voprosy pitaniya.* 2017. V. 86. No. 2. P. 63–69 (in Russian).
9. Sindireva A.V., Golubkina N.A. Evaluation of selenium status of the territory of Omsk region // *Omsk Scientific Bulletin.* 2011. No. 1 (104). P. 192–196 (in Russian).
10. Sindireva A.V., Kotchenko S.G., Guriev N.E. Geochemical assessment of selenium content in the main types of soils of the Tyumen region // *Problemy regional'noj ekologii.* 2021. No. 3. P. 32–38 (in Russian). doi: 10.24412/1728-323X-2021-3-32-38
11. Kloke A. Richtwerte'80. Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden // *Mitt. VDLUFA.* 1980. V. 2. No. 3. P. 9–11.
12. Yudin F.A. Methods of agrochemical research. Moskva: Kolos, 1980. 363 p. (in Russian).
13. Karetin L.N. Soils of Tyumen region. Novosibirsk: Nauka. Sibirskoe otdelenie, 1990. 286 p. (in Russian).
14. Tan J., Zhu W., Wang W., Li R., Hou S., Wang D., Yang L. Selenium in soil and endemic diseases in China // *Sci. Total Environ.* 2002. V. 284. No. 1–3. P. 227–235. doi: 10.1016/s0048-9697(01)00889-0
15. Mineev V.G., Rempe E.H., Voronina L.P., Kovalenko L.V. Determination of total toxicity of soil, root system and final products during application of chemical plant protection products: methodology and results // *Vestnik sel'skokhozyaystvennoy nauki.* 1991. No. 6. P. 63–71 (in Russian).
16. Kapitalchuk M.V., Kapitalchuk I.P., Golubkina N.A. selenium Accumulation and migration in components of the biogeochemical soil – plants – man food chain in Moldova // *Povolzhskiy Journal of Ecology.* 2011. No. 3. P. 323–335 (in Russian).
17. Syso A.I. Regularities of chemical elements distribution in soil-forming rocks and soils of Western Siberia. Novosibirsk: Izdatelstvo SO RAN, 2007. 277 p. (in Russian).
18. Ermakov V.V., Kovalskiy V.V. Selenium biological significance. Moskva: Nauka, 1974. 300 p. (in Russian).
19. Debnath S., Agarwal A., Kumar N.R., Bedi A. Selenium-based drug development for antioxidant and anticancer activity // *Future Pharmacol.* 2022. V. 2. No. 4. P. 595–607. doi: 10.3390/futurepharmacol2040036
20. Sindireva A.V. Local biogeochemical cycles of trace elements in agroecosystems of Western Siberia // *Geochemistry.* 2023. V. 68. No. 10. P. 1045–1058 (in Russian). doi: 10.31857/S0016752523100126
21. Skugoreva S.G., Ashihmina T.Ya., Fokina A.I., Lyalina E.I. Chemical grounds of toxic effect of heavy metals (review) // *Theoretical and Applied Ecology.* 2016. No. 1. P. 4–13 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2016-1-014-013

## References

1. Avtsyn A.A., Zhavoronkov A.A., Rish M.A., Strokova L.S. Human microelementoses. Moskva: Meditsina, 1991. 496 p. (in Russian).

2. Manojlović M., Lončarić Z. Selenium deficiency in regional soils affecting animal and human health in Balkan and other European countries // *The nexus of soils, plants, animals and human health* / Eds. B.R. Singh, M.J. McLaughlin, E.C. Brevik. Stuttgart: Catena-Schweizerbart, 2017. V. 7. P. 87–98. doi: 10.1016/j.envint.2017.12.035

3. Tangjaidee P., Swedlund P., Xiang J., Yin H., Quek S.Y. Selenium-enriched plant foods: selenium accumulation, speciation, and health functionality // *Front. Nutr.* 2023. V. 9. Article No. 962312. doi: 10.3389/fnut.2022.962312

4. Genchi G., Lauria G., Catalano A., Sinicropi M.S., Carocci A. Biological activity of selenium and its impact on human health // *Int. J. Mol. Sci.* 2023. V. 24. No. 3. Article No. 2633. doi: 10.3390/ijms24032633

5. Pham-Huy L.A., He H., Pham-Huy C. Free radicals, antioxidants in disease and health // *Int. J. Biomed. Sci.* 2008. V. 4. No. 2. P. 89–96.

## Dye wastewater treatment using lignin from durian rind (*Durio zibethinus* Rumph. ex Murray)

© 2025. Tran Y Doan Trang<sup>1</sup> ORCID: 0000-0003-3945-7748, Lai Hong Dzung<sup>2</sup> ORCID: 0000-0002-2696-0099,  
Do Thi Cam Van<sup>1</sup> ORCID: 0000-0002-6564-3934, Ta Thi Huong<sup>1</sup> ORCID: 0000-0002-1627-4124,  
Nguyen Quang Tung<sup>1</sup> ORCID: 0000-0002-0962-0332, Thi-Dung Ha<sup>1</sup> ORCID: 0009-0004-6599-6475,  
Do Thi Hanh<sup>1</sup> ORCID: 0000-0002-1051-836X, Vu Phuong Lan<sup>1</sup> ORCID: 0009-0005-9451-4698,  
<sup>1</sup>Hanoi University of Industry,  
298, Cau Dien St., Hanoi, Vietnam, 11900,  
<sup>2</sup>Kazan National Research Technological University,  
68, Karl Marx St., Kazan, Russia, 420015,  
e-mail: tydtrang@gmail.com, tydtrang@hau.edu.vn

The agricultural sector is generating increasing amounts of solid waste, leading to a growing trend of reusing or recycling these waste materials into valuable resources. This study evaluated the potential of lignin extracted from durian rind (DR) to remove methylene blue (MB) dye from wastewater. Lignin samples were characterized using Fourier transform infrared spectroscopy, optical microscopy, scanning electron microscopy, and thermal analysis. The impact of different factors, including pH, initial MB concentration, adsorbent dosage, and contact time, was evaluated in the batch adsorption experiments. The data showed that the maximum adsorption capacity of the lignin from DR occurred at pH of 5, with an adsorbent dosage of 10 g·L<sup>-1</sup> and a contact time of 60 minutes. Kinetic studies showed that the adsorption process was well described by a pseudo-second-order kinetic model with a high adsorption capacity of 40.16 mg·g<sup>-1</sup>. Additionally, the adsorption isotherm results aligned well with the Langmuir equation, indicating monolayer adsorption on a homogeneous surface. The physical adsorption mechanism was proposed to involve electrostatic interactions,  $\pi$  interactions, and hydrogen bonding between the adsorbate and the adsorbent. In conclusion, this study highlights the potential for agricultural waste, such as durian rind, to be repurposed into effective adsorbent materials for treating dye contamination in water environments.

**Keywords:** lignin, durian rind, methylene blue, isotherm, kinetic, adsorption.

УДК 628.34, 674.8, 627.4

## Очистка сточных вод от красителей с использованием лигнина из кожуры дуриана (*Durio zibethinus* Rumph. ex Murray)

© 2025. Чан И Доан Чанг<sup>1</sup>, к. т. н., преподаватель, Лай Хонг Зунг<sup>2</sup>, аспирант,  
До Тхи Кам Ван<sup>1</sup>, к. т. н., преподаватель, Та Тхи Хыонг<sup>1</sup>, к. т. н., преподаватель,  
Нгуен Куанг Тунг<sup>1</sup>, к. т. н., доцент, Тхи-Зунг Ха<sup>1</sup>, к. т. н., преподаватель,  
До Тхи Хань<sup>1</sup>, к. т. н., преподаватель, Ву Фьонг Лан<sup>1</sup>, к. т. н., преподаватель,  
<sup>1</sup>Ханойский промышленный университет,  
11900, Вьетнам, г. Ханой, ул. Каудьен, д. 298,  
<sup>2</sup>Казанский национальный исследовательский  
технологический университет,  
420015, Россия, г. Казань, ул. Карла Маркса, д. 68,  
e-mail: tydtrang@gmail.com, tydtrang@hau.edu.vn

Сельскохозяйственный сектор производит всё большее количество твёрдых отходов, в связи с этим возникает вопрос о повторном использовании или переработке этих отходов в ценные ресурсы. В данном исследовании оценивался потенциал лигнина, извлечённого из кожуры дуриана *Durio zibethinus* Rumph. ex Murray, для удаления красителя метиленового синего из сточных вод. Образцы лигнина были изучены методами инфракрасной Фурье-спектроскопии, оптической микроскопии, сканирующей электронной микроскопии и термического анализа. В экспериментах по адсорбции было оценено влияние различных факторов, включая pH, начальную концентрацию метиленового синего, дозировку адсорбента и время контакта. Результаты показали, что максимальная адсорбционная способность лигнина из дуриана наблюдалась при pH 5, дозировке адсорбента 10 г/л и времени контакта 60 минут. Кинетические исследования показали, что процесс адсорбции подчинялся кинетической модели псевдоторого

порядка с высокой адсорбционной способностью 40,16 мг/г. Результаты адсорбционной изотермы хорошо согласовывались с уравнением Лэнгмюра, указывая на мономолекулярную адсорбцию на однородной поверхности. Было предположено, что механизм физической адсорбции включает электростатические взаимодействия,  $\pi$ -взаимодействия и водородные связи между адсорбатом и адсорбентом. Это исследование подчёркивает потенциал сельскохозяйственных отходов, таких как кожура дуриана, для преобразования в эффективные адсорбционные материалы для очистки промышленных сточных вод от загрязнения красителями.

**Ключевые слова:** лигнин, кожура дуриана, метиленовый синий, изотерма, кинетика, адсорбция.

Dyes are extensively utilized across various industries, including textiles, cosmetics, printing, paints, plastics, food, pharmaceuticals, and photography [1–3]. During the dyeing process, approximately 10–15% of the dye content enters the environment following production and processing [1, 3–5]. However, dye molecules are known for their colourfastness and high resistance to degradation due to their complex chemical properties [1, 3]. Textile dye wastewater often contains high levels of colour and salinity, elevated temperatures, varying pH levels, and high levels of chemical oxygen demand. Pollution from dye-containing wastewater is a significant concern as it negatively impacts the aesthetic qualities, water clarity, and gas solubility in aquatic environments. This affects marine life and presents numerous environmental challenges [4]. Most synthetic dyes are toxic, mutagenic, carcinogenic, and posing severe health risks to humans [4]. Even concentrations of dyes lower than 1 mg/L can be visibly observed and harm human health. For example, methylene blue (MB) dye, commonly used for dyeing cotton, wood, fabrics, fibres, plastics, and other materials, is hazardous and can potentially cause increased heart rate, nausea, shock, skin discolouration, anaemia, eye irritation, paralysis, tissue necrosis, methemoglobinemia, confusion, carcinogenesis, and mutagenesis [1, 6–12]. The dyes presence in water also disrupts light penetration, reduces photosynthesis, disrupts natural food chains, and increases overall chemical oxygen demand, leading to eutrophication, chemical pollution, disturbance of aquatic life, and environmental degradation [3, 13]. Therefore, the urgent removal of dyes from wastewater is imperative.

There are numerous methods for removing dyes from wastewater, including biological processes, chemical precipitation, advanced oxidation processes, photocatalytic degradation, reverse osmosis, nanofiltration, membrane separation, electrocoagulation, and ion exchange [2, 3, 14–18]. However, these modern techniques require significant energy, chemical consumption, operational costs, large initial investments, high capital expenditure, and skilled technological

expertise [4]. In contrast, adsorption methods are simple, cost-effective, highly efficient, easy to design, and environmentally friendly [3, 4, 19–22].

In recent years, a significant focus has been given to developing adsorbents from agricultural and industrial waste, which are by-products of lignocellulosic biomass sources. These materials have gained attention due to their low cost and easy availability. Various adsorbents derived from agricultural waste have been researched for their effectiveness in removing MB from wastewater. These include activated carbons from agricultural waste [4], sawdust biochars [3], adsorbents derived from carboxylate-modified agro-forestry residues [18], nanocrystalline cellulose from waste paper [17], and adsorbents derived from agricultural waste such as wheat straw [14] and sisal fibre [12]. This trend helps manage solid waste sources and leads to developing practical products for various applications.

Agricultural biomass is a valuable natural resource, but it also poses challenges regarding secondary pollution and the sheer volume of waste generated. One notable example of agricultural waste impacting the environment is durian rind. *Durian zibethinus* Rumph. ex Murray, renowned for its high nutritional value and distinctive flavour, enjoys global popularity, resulting in a considerable increase in rind waste production [23]. It is estimated that approximately 480 thousand tons of this waste are generated annually [23, 24]. Durian rind (DR), comprising cellulose, pectin, lignin, polyphenols, and flavonoids, holds promise as a renewable resource for addressing waste management issues and extracting valuable components. Lignin, constituting 10–15% of DR and currently discarded into the environment, contributes to complex wastewater challenges. Recent studies demonstrate that lignin's porous structure enables effective use in wastewater treatment through adsorption mechanisms. Moreover, lignin's aromatic ring structure and functional groups like ethers and hydroxyls enhance its ability to absorb heavy metal ions, dyes, and organic pollutants effectively [25–29]. Therefore, lignin emerges as a promising adsorbent mate-

rial, highlighting the potential loss of valuable lignin resources due to the annual disposal of significant agricultural waste.

This study uses lignin recovered from DR to adsorb MB dye in water. The properties of the recovered lignin were evaluated using infrared spectroscopy (FTIR), optical microscopy, surface morphology analysis by scanning electron microscopy (SEM), and thermal analysis (TG/DTG). Various experimental parameters such as pH, initial dye concentration, contact time, and adsorbent dosage were carefully studied. The adsorption mechanism was analyzed using kinetic models, including first-order and second-order kinetics, intraparticle diffusion, the Boyd equation, and equilibrium data fitted to Langmuir, Freundlich, Temkin, and Dubinin-Radushkevich isotherm models.

### Material and methods

Durian rind was utilized for lignin extraction. The durian rinds were obtained from Hanoi, Vietnam. The raw material was then cleaned, cut into small pieces, and dried to a constant weight using a vacuum oven. After drying, the durian rinds were ground into a powder with a particle size of 250  $\mu\text{m}$  and stored in low-moisture, low-light conditions at the room temperature. In this study, various chemicals were used, including sodium hydroxide (Vietnam), sulfuric acid (China), and methylene blue (purity >99%, Germany).

**Extraction of lignin from DR.** The lignin extraction process was performed as described by Sabe et al. [3]. Initially, DR powder was heated in a 15% (w/v) NaOH solution with a solvent ratio of 20:1 mL/g at 100 °C for 2 hours. After heating, the mixture was filtered, and the liquid portion, known as black liquor, was collected. Concentrated  $\text{H}_2\text{SO}_4$  was added to the black liquor until the pH 1. The mixture was left to stand for 24 hours, followed by filtration and washing with distilled water until a neutral pH was achieved. The solid residue on the filter paper was dried to a constant weight to obtain lignin in the powder form.

**Fourier-transform infrared spectroscopy (FTIR).** The FTIR was utilized to analyze the functional groups present in lignin extracted from DR. The sample was pelletized with KBr and analyzed using a spectrometer Nicolet 5700 (Thermo Fisher Scientific, USA). Spectral analysis covered the wavelength range from 400  $\text{cm}^{-1}$  to 4000  $\text{cm}^{-1}$  with a resolution of 4  $\text{cm}^{-1}$ .

**The SEM surface morphology and optical microscopy images.** The SEM (JSM-6500, JEOL, USA) was used to analyze the surface morphology of lignin with an acceleration voltage of 20 kV. Furthermore, optical microscopy images of lignin were observed using a trinocular optical microscope (Leica DM750, Olympus, Japan), at magnifications ranging from  $\times 50$  to  $\times 1000$ .

**TG and DTG.** The thermal analysis was performed using a TG/DTG instrument (STA6000, PerkinElmer, USA) with a temperature range of 30 to 600 °C, a heating rate of 3 °C/min, under a nitrogen ( $\text{N}_2$ ) atmosphere. The sample mass was approximately 2.5 mg, and a dynamic atmosphere of synthetic air (50 mL/min) was maintained.

**Adsorption methylene blue (MB).** A stock solution of MB was prepared at an initial concentration of 2000 mg/L. Batch adsorption experiments were conducted by adding lignin powder to the MB solution at adsorbent dosages ranging from 2 to 20 g/L, MB concentrations varying between 250 mg/L and 2000 mg/L, pH levels ranging from 3.0 to 9.0, and contact times from 5 to 180 minutes at room temperature. pH adjustments were made using 1M NaOH or 1M HCl solutions. The mixtures were continuously stirred during the adsorption process and subsequently filtered using filter paper. The remaining MB concentration was determined at a wavelength of 664 nm using a spectrophotometer UV-VIS nano (Nabi, MicroDigital, Korea). The adsorption capacity ( $q_e$ , mg/g) was calculated using equation (1), and the removal efficiency ( $R$ , %) was determined using equation (2) [3, 30–34]:

$$q_e = \frac{(C_0 - C_t) \cdot V}{m} \quad (1)$$

$$R = \frac{C_0 - C_t}{C_0} \quad (2)$$

where  $q_e$  – the adsorption capacity, mg/g;  $C_0$  and  $C_t$  – the initial and remaining MB concentration, respectively, mg/mL;  $m$  – adsorbent weight, g;  $V$  – MB solution volume, L.

**Equilibrium models.** The Langmuir adsorption isotherm, represented by equation (3), was a widely used model in adsorption studies. It was assumed that adsorption occurs on a homogeneous surface, forming a monolayer with no interaction between adsorbed molecules [32, 33].

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_m \cdot K_L} + \frac{C_e}{q_m} \quad (3)$$

where  $C_e$  – the equilibrium adsorbate concentration, mg/mL;  $q_e$  – the adsorption capacity, mg/g;  $q_m$  – maximum adsorption capacity, mg/g;  $K_L$  – the Langmuir constant, L/mg;

According to the Langmuir model, the dimensionless separation factor constant  $R_L$  was calculated using equation (4):

$$R_L = \frac{1}{1 + K_L \cdot C_e} \quad (4)$$

The Freundlich adsorption isotherm model characterizes multilayer adsorption, where heat and adsorption affinity are uneven across a heterogeneous surface, as represented by equation (5) [1, 34]. According to the Freundlich model, the adsorption energy at different active sites is different [3, 34, 35].

$$\ln q_e = \ln K_F + \frac{1}{n} \ln C_e \quad (5)$$

where  $K_F$  – the Freundlich constant related to adsorption capacity, mg/g;  $1/n$  – the parameter related to adsorption intensity.

The Dubinin-Radushkevich model (D-R) was studied to provide information on whether the nature of the adsorption was physical or chemical by evaluating the adsorption energy  $E$  from equation (6) [33, 36]:

$$\ln q_e = \ln q_m - \left( \frac{RT}{E} \right)^2 \ln \left( \frac{C_s}{C_e} \right)^2 \quad (6)$$

where  $C_s$  – the initial sorbate concentration, mg/mL;  $T$  – the temperature of the system, K;  $R$  – the universal gas constant ( $R = 8.314 \cdot 10^{-3}$  kJ/mol);  $E$  – the adsorption energy, kJ/mol.

The Temkin model was represented by equation (7) [3, 32, 33, 37]:

$$q_e = \frac{R \cdot T}{b_{TE}} \ln a_{TE} + \frac{R \cdot T}{b_{TE}} \ln C_e \quad (7)$$

where  $a_{TE}$  – the binding constant at equilibrium (sorption equilibrium constant) corresponding to the maximum binding energy;  $b_{TE}$  – the Temkin constant.

**Kinetic models.** The kinetics of MB adsorption onto lignin extracted from DR were evaluated using the pseudo-first-order, pseudo-second-order, intraparticle diffusion models, and the Boyd equation.

The pseudo-first-order model was described by equation (8) [31, 38]:

$$q_t = q_e (1 - e^{-k_1 \cdot t}), \quad (8)$$

where  $q_e$  and  $q_t$  are the adsorption capacity at equilibrium status and time  $t$ , mg/g;  $k_1$  – the rate constant for the pseudo-first-order kinetic model,  $\text{min}^{-1}$ .

The pseudo-second-order kinetic model could be described by equation (9) [31, 39]:

$$q_t = \frac{k_2 q_e^2 t}{1 + k_2 q_e t} \quad (9)$$

where  $k_2$  – the rate constant for the pseudo-second-order kinetic model,  $\text{g/g} \cdot \text{min}$ ;

The initial adsorption rate was expressed as equation (10):

$$h = k_2 q_e^2 \quad (10)$$

where  $h$  – the initial adsorption rate,  $\text{mg/g} \cdot \text{min}$ .

The linear of the intraparticle diffusion model was expressed by the equation (11) [3, 31, 32, 40]:

$$q_t = k_p \cdot t^{0.5} + C \quad (11)$$

where  $k_p$  – the intraparticle diffusion rate constant,  $\text{mg/g} \cdot \text{min}$ ;  $C$  – a constant related to the bounding layer thickness.

The Boyd equation was expressed by equation (12) [3, 37].

$$\ln(1 - F) = -\gamma \cdot t \quad (12)$$

where  $F$  – the degree of equilibrium in the system, which is calculated by the formula  $F = q_t / q_e$ ;  $\gamma$  – the unitless constant;  $B_t$  – the dimensionless Boyd parameter, which is determined from  $F$ ,  $\text{cm}^2/\text{s}$ , as equations (13) and (14):

for  $F \leq 0.85$ :

$$B_t = \left( \sqrt{\pi} - \sqrt{\pi - \left( \frac{\pi^2 F}{3} \right)} \right)^2, \quad (13)$$

for  $F > 0.85$ :

$$B_t = -0.498 - \ln(1 - F). \quad (14)$$

**Data analysis.** The experimental data was analysed using Microsoft Excel. The adsorption kinetic and isotherm models were analysed through linear regression using the least squares method in Microsoft Excel to estimate the model parameters from the linear equations directly. Each experiment was performed three times.

## Results and discussion

**FTIR.** The chemical structure of lignin obtained from DR is depicted in the FTIR spectrum results shown in Figure 1. The peak at  $3348.34\text{ cm}^{-1}$  is characteristic of OH stretching bonds in phenolic and aliphatic hydroxyl groups [25, 30, 41]. Absorption at  $2925.07\text{ cm}^{-1}$  indicates symmetric and asymmetric C–H stretching of the  $-\text{CH}_3$  group [25]. The  $-\text{C}=\text{O}$  stretching vibration of the carboxylic groups in lignin appears at  $1710.38\text{ cm}^{-1}$ . Peaks at  $1632.95\text{ cm}^{-1}$  are attributed to aromatic skeletal vibrations within the lignin structure [25, 42, 43]. The band at  $1429.81\text{ cm}^{-1}$  represents  $-\text{CH}_2$  group stretching [25, 41, 44]. The peak at  $1044.01\text{ cm}^{-1}$  signifies aromatic C–H in-plane deformation. Peaks at  $605.57$  and  $897.19\text{ cm}^{-1}$  indicate the presence of guaiacyl (G), and hydro-phenyl (H) [25, 45, 46]. The spectrum of the obtained lignin is comparable to FTIR spectra of organosolv lignin from rice straw [1], lignin recovered from the formic acid process [47], eucalyptus wood powder [48], and lignin obtained from various plants [49], as well as lignin from Moroccan thuya wood [50] and softwood kraft lignin nanoparticles [41], lignin from sugarcane bagasse [30], lignin extracted from native *Leucaena leucocephala* bark [51].

**Optical microscopy image and surface morphology.** The optical microscopy image of lignin at  $\times 100$  magnification clearly shows that the lignin particles obtained from DR are granular in form. These lignin particles tend to aggregate strongly. Similar aggregation of lignin particles has been reported for organosolv lignin from rice

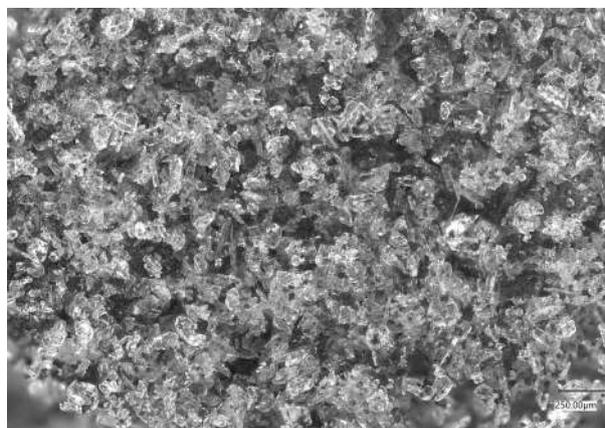


Fig. 2. Optical microscopic image of lignin from durian rind

straw [25] and for ethanol-based lignin [52]. The structure of lignin contains many carbonyl, phenolic, and aliphatic hydroxyl groups, which can form hydrogen bonds with each other. This results in the occurrence of mutual solid attraction forces between the lignin particles, leading to aggregation, as shown in Figure 2.

The surface morphology SEM images of lignin isolated from DR, depicted in Figure 3, vividly illustrate the morphological characteristics of the lignin particles. The DR lignin structure consists of predominantly compact and relatively uniform interconnected particles that tend to aggregate into large conglomerates [53]. The surface of the lignin mass appears rough and uneven, marked by microscopic pores. This irregular pattern is attributed to the complex, amorphous nature of lignin polymer chains [41], which enhances the contact area between the

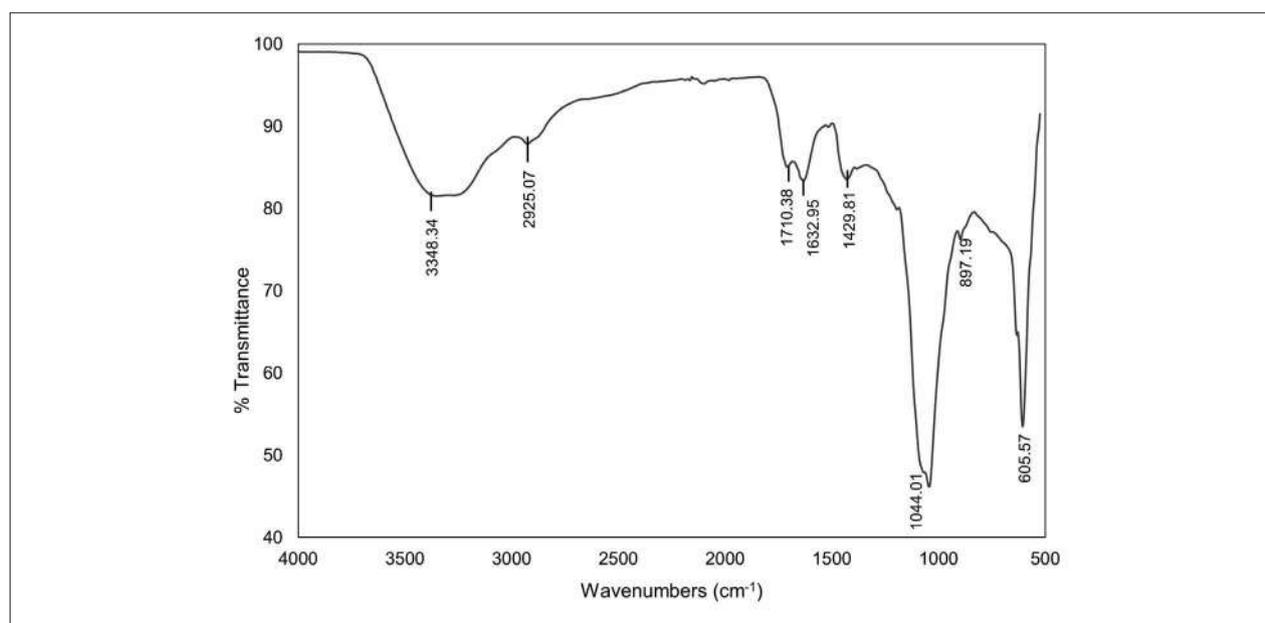


Fig. 1. FTIR spectrum of functional groups in lignin from durian rind

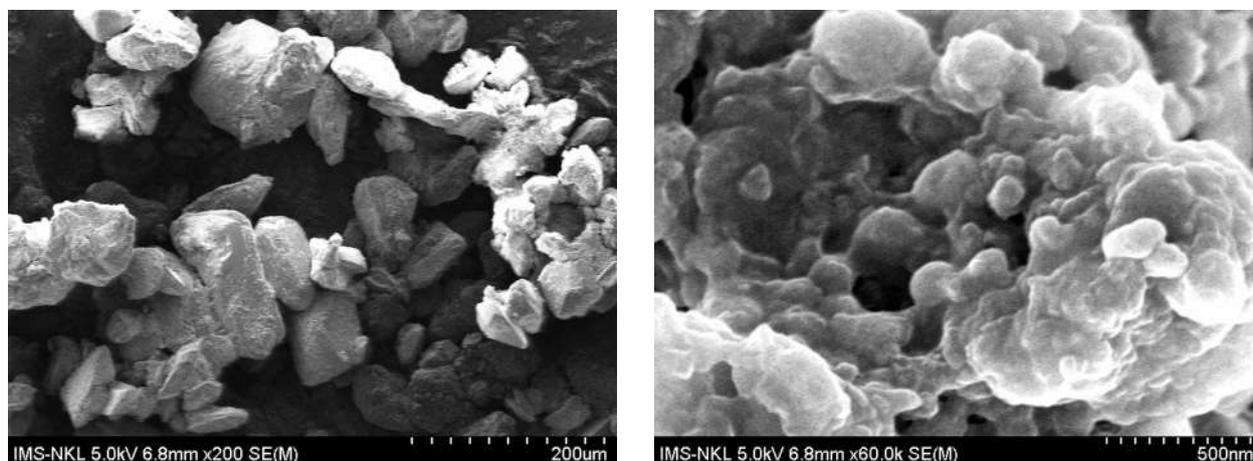


Fig. 3. SEM images of lignin from durian rind

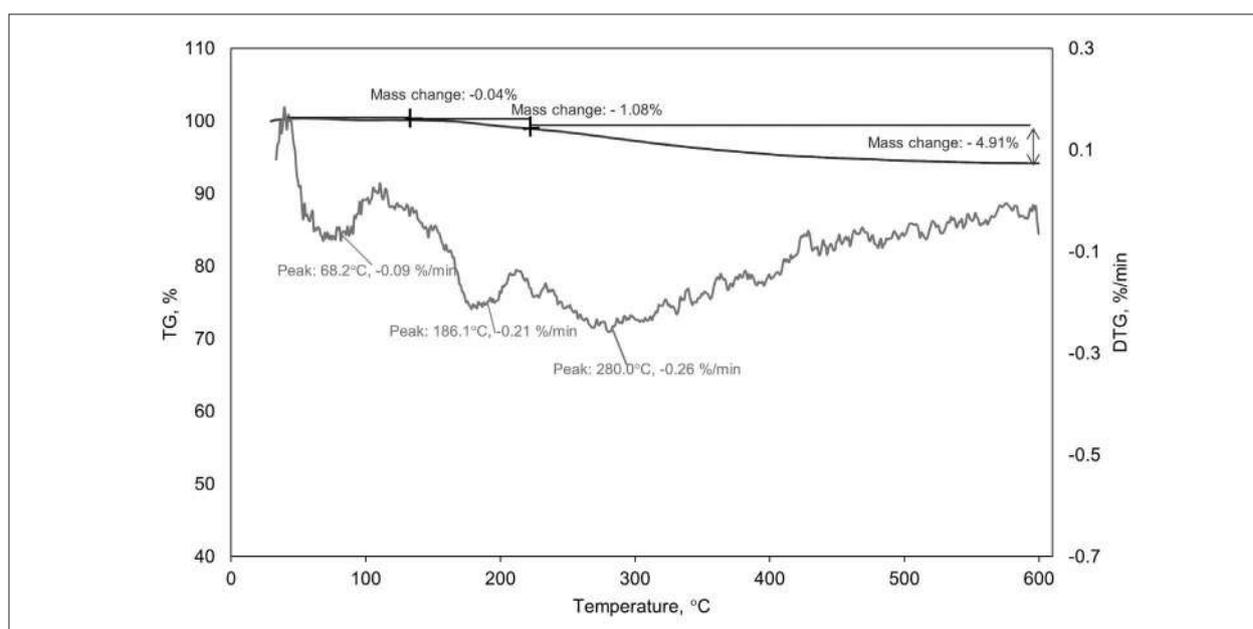


Fig. 4. TG and DTG plots of lignin from durian rind

adsorbent and the adsorbed substances, thereby facilitating their diffusion into the adsorbent material [50]. Similar structural features have been observed in lignin derived from rice husk [53, 54], Moroccan thuya [50], softwood kraft lignin nanoparticles [41], acetylated lignin [55], industrial lignin [56], lignin from sugarcane bagasse [30], and lignin extracted from native *Leucaena leucocephala* bark [51].

**TG and DTG.** Thermal analysis was conducted up to a temperature of 600 °C. The TGA curve in Figure 4 indicates that the thermal decomposition of lignin from DR is relatively low, with a maximum weight loss of approximately 5.84 % at 600 °C. This weight loss is distributed across three main regions: 30–100 °C, associated with the evaporation of moisture in the material [30, 57]; 180–220 °C, linked to the degradation

of residual hemicellulose impurities [58]; and 240–360 °C, related to the decomposition of the lignin structure [30, 59]. The low weight loss of lignin suggests that it can be used under high temperature conditions without compromising the integrity of the adsorbent material.

**Adsorption of MB by lignin from DR. Effect of pH.** The ionization level of dye molecules and the surface charge of adsorbents were significantly impacted by the pH of the solution [30]. Therefore, pH played a crucial role in the adsorbent and adsorbate interaction. Thus, it was essential to investigate pH to determine the optimal conditions for the efficient performance of the adsorbent.

To evaluate the effect of pH in aqueous environments on adsorption capacity, experiments were conducted with pH values ranging

from 3 to 9, an initial MB concentration of 500 mg/L, an adsorbent dose of 10 g/L, and an adsorption time of 60 minutes. The results in Figure 5a showed that as the pH increased from 3 to 5, the adsorption of MB also rose. The highest adsorption capacity of MB by lignin occurred at pH 5. However, when the pH was further grew beyond 5, the efficiency of MB adsorption by lignin decreased.

In highly acidic conditions (pH 3), generating more H<sup>+</sup> ions led to competitive adsorption with MB<sup>+</sup> cations at lower pH levels [60]. As the pH level increased, the reduction in H<sup>+</sup> ions resulted in decreased competitive adsorption and increased adsorption efficiency [30]. Moreover, an increase in pH led to the deprotonation of carboxyl groups on the surface, increasing the negative charge and enhancing electrostatic attraction between MB molecules and lignin [61]. In an alkaline environment (pH≥7), the lignin surface was surrounded by OH<sup>-</sup> groups, which made it more challenging for MB molecules to contact the lignin, thereby reducing

adsorption efficiency and effectiveness [60]. Similar findings showed that the highest MB adsorption capacity using modified sugarcane bagasse occurred at pH 5 [30]. Therefore, lignin from DR demonstrated the best MB adsorption performance under mildly acidic conditions. For industrial wastewater treatment involving lignin under acidic or alkaline conditions, it is necessary to neutralize the water to a pH of 5 for the adsorbent to operate more effectively.

**Effect of adsorbent dosage.** The adsorbent dosage increased the adsorption capacity; however, using an excessive amount of adsorbent failed to enhance adsorption efficiency and resulted in wastage [31]. Therefore, it was essential to determine and select an appropriate adsorbent dosage. The study results on the effect of adsorbent dosage, conducted under conditions of pH 5, initial MB concentration of 500 mg/L, and an adsorption time of 60 minutes, shown in Figure 5b, indicated that when the adsorbent dosage was increased from 2 g/L to 10 g/L, both adsorption efficiency and MB removal efficiency

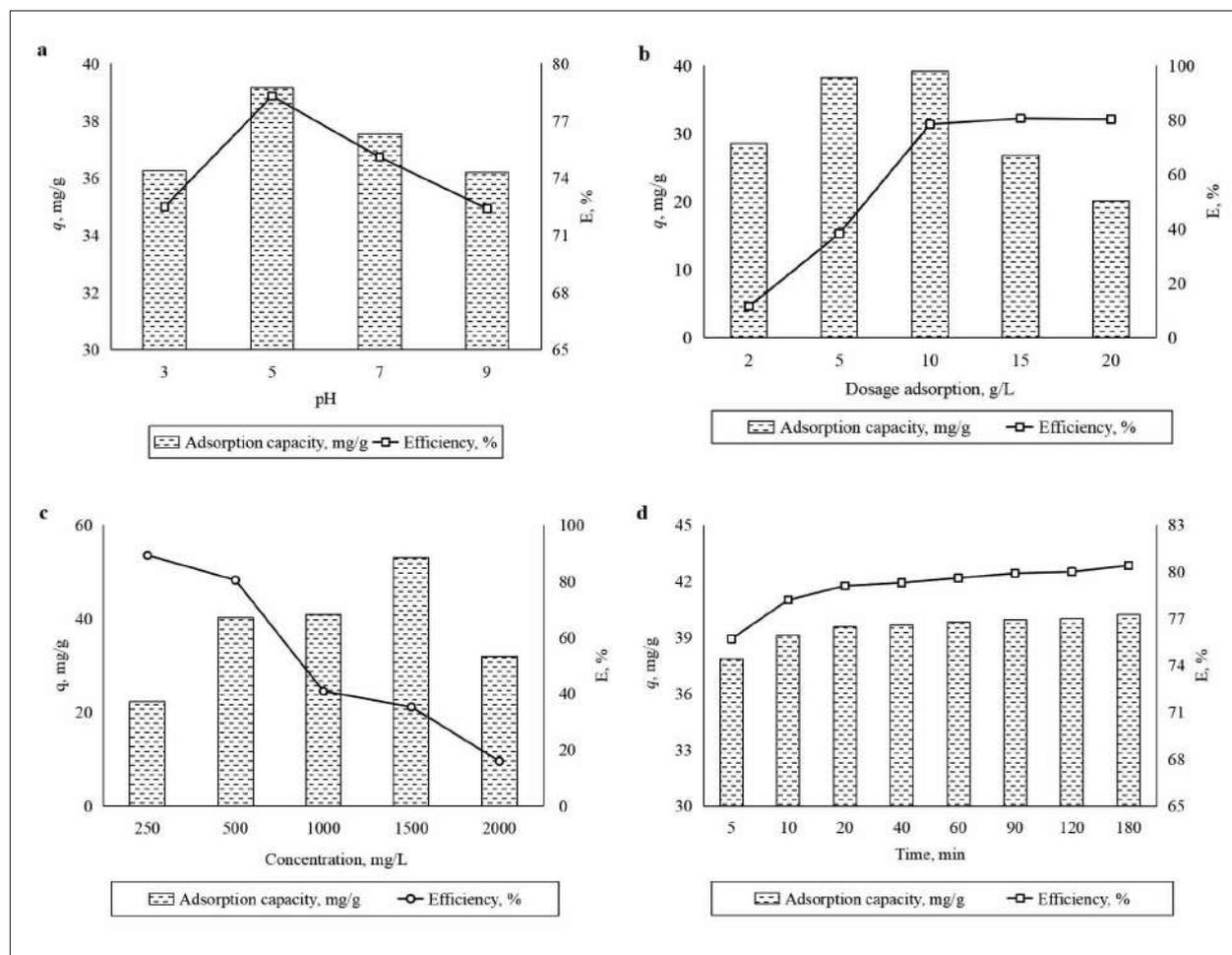


Fig. 5. Effect of pH (a), adsorbent dosage (b), time (c), and initial methylene blue (MB) concentration (d) on the efficiency of MB removal and MB adsorption capacity by lignin from durian rind

significantly improved. However, further increasing the lignin dosage to 15 g/L and 20 g/L decreased adsorption efficiency, and MB removal efficiency reached equilibrium. This could be attributed to the increased surface area for interaction between the adsorbate and the adsorbent, thereby enhancing adsorption efficiency [31, 62, 63]. Even with the adsorbent dosage exceeding 10 g/L, the incremental increase in pollutant removal efficiency became negligible and led to wastage, making the process economically inefficient. Therefore, the optimal adsorbent dosage was 10 g/L.

**Effect of initial MB concentration.** The initial concentration of the contaminant significantly affected the adsorption efficiency of the adsorbent. This study investigated initial MB concentrations ranging from 250 to 2000 mg/L under conditions of pH 5, an adsorption time of 60 minutes, and an adsorbent dose of 10 g/L. The results shown in Figure 5c indicated that increasing the initial MB concentration from 250 to 1500 mg/L significantly stimulated the adsorption efficiency. However, when the MB concentration exceeded 1500 mg/L, the adsorption efficiency decreased.

At low initial MB concentrations, MB<sup>+</sup> cations moved freely and were easily “captured” by lignin particles in the solution, resulting in higher adsorption efficiency than at higher initial MB concentrations [30, 60]. When the initial contaminant concentration was too high, a gradient layer formed around the adsorbent particles, hindering the penetration of the adsorbate into the pores or voids of the adsorbent. Thus, increasing the initial MB concentration from 1500 to 2000 mg/L decreased the adsorption efficiency [32, 64].

However, higher initial MB concentrations in the solution led to significantly reduced MB removal efficiency by lignin. When the MB concentration in the solution was below 500 mg/L, DR lignin could remove MB relatively efficiently, with removal efficiency reaching up to 89.2%. When the initial MB concentration was 1000 mg/L, the removal efficiency dropped below 40%. Therefore, dilution of the wastewater or multiple adsorption processes could be carried out for wastewater containing high concentrations of contaminants until the required contaminant concentration was achieved.

**Effect of contact time.** The influence of contact time on the adsorption efficiency and removal of MB dye in water was illustrated in Figure 5d. The MB adsorption process on DR lignin unfolded in three distinct stages: initially,

the adsorption was notably rapid within the first 20 minutes. From minute 20 to 60, MB adsorption onto DR lignin particles decelerated as most adsorption sites on the adsorbent surface became occupied. Beyond 60 minutes, the adsorption reached equilibrium.

This phenomenon could be elucidated as follows: during the initial stage of the adsorption process, vacant adsorption sites on the adsorbent surface facilitated easy interaction and occupation by adsorbate molecules, resulting in rapid adsorption. As the process entered its second stage, the diminishing number of available adsorption sites made it progressively challenging for adsorbate molecules to find unoccupied sites, slowing the adsorption rate. By the third stage, nearly all accessible adsorption sites had been occupied, leading to an equilibrium where no substantial increase in efficiency was observed. Similar mechanisms have been reported in MB adsorption studies utilizing hybrid materials from technical lignins [32], activated carbon–clay composite [65], and polyurethane materials combined with chitin for oil adsorption [31].

Based on the data from Figure 5d, it was evident that the MB adsorption onto DR lignin reached equilibrium at 60 minutes, achieving an MB removal efficiency of 79.6%. The highest MB removal efficiency with DR lignin in water was 80.4 % after 180 minutes. Notably, within 20 minutes of adsorption, DR lignin effectively removed between 75.7% and 79.1% of the initial MB concentration. This performance was comparable to MB treatment efficiencies achieved using hybrid materials from technical lignins (80%) [64], surpassing those using ZnO nanoparticles (72%) [66] and periodiated modified nanocellulose (78%) [67].

**Kinetic adsorption.** The adsorption kinetics were studied to determine the rate, adsorption time, and mechanism of MB adsorption on lignin from DR [3, 30–32, 40]. pseudo-first-order, pseudo-second-order, intraparticle diffusion models and the Boyd equation were examined based on experimental data. The study established adsorption kinetics at pH 5, with an adsorbent dose of 10 g/L, an initial MB concentration of 500 mg/L, and contact times ranging from 5 to 180 minutes. The results and model fittings are shown in Figure 6 and Table 1.

From Figure 6a, it was observed that the plot of  $\ln(q_e - q_t)$  against  $t$  was nonlinear, with a correlation coefficient  $R^2$  of 0.8466, which was relatively low. Additionally, there was a significant difference between the experimental adsorption capacity ( $q_{e,exp} = 40.2$  mg/g) and the

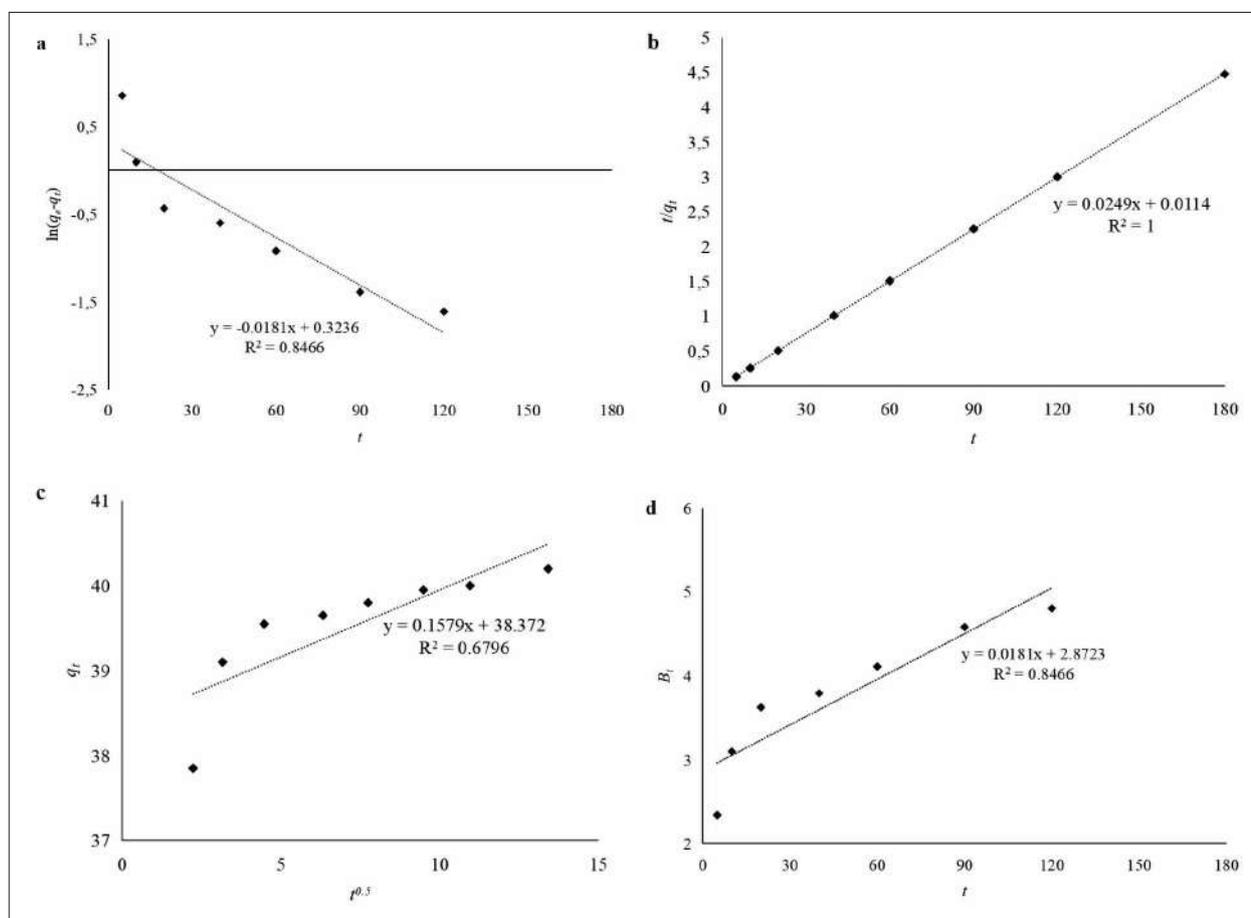


Fig. 6. Kinetic models of methylene blue adsorption by lignin from durian rind following the models: a – pseudo-first-order, b – pseudo-second-order, c – intraparticle diffusion, d – Boyd equation

Table 1

Kinetic parameters for the methylene blue adsorption by lignin from durian rind

Type of kinetic model	Parameters, unit	Value
Pseudo-first-order	$q_{e, exp}$ , $mg \cdot g^{-1}$	40.2
	$q_{e, cal}$ , $mg \cdot g^{-1}$	1.3821
	$k_p$ , $l \cdot min^{-1}$	0.0181
	$R^2$	0.8466
Pseudo-second-order	$q_{e, exp}$ , $mg \cdot g^{-1}$	40.2
	$q_{e, cal}$ , $mg \cdot g^{-1}$	40.1606
	$k_2$ , $g \cdot mg^{-1} \cdot min^{-1}$	0.0555
	$h$ , $mg \cdot g^{-1} \cdot min^{-1}$	87.7193
	$R^2$	1.0
Intraparticle diffusion	$k_p$ , $mg \cdot g^{-1} \cdot min^{-0.5}$	0.1579
	$C$	38.372
	$R^2$	0.6796
Boyd equation	$R^2$	0.8466

calculated capacity ( $q_{e, cal} = 1.3821$  mg/g) based on the model. This discrepancy indicated that the experimental results of MB adsorption on lignin did not fit well with the pseudo-first-order model.

The relationship between  $t/q_t$  and  $t$  in Figure 6b showed a linear correlation with a relatively high correlation coefficient ( $R^2=1$ ), indicating that the Pseudo-second-order model best described the MB adsorption process on

DR lignin. Furthermore, the experimental adsorption capacity values ( $q_{e,exp}=40.2$  mg/g) and the calculated values ( $q_{e,cal}=40.1606$  mg/g) in Table 1 were nearly identical, confirming that the Pseudo-second-order model was suitable for predicting the maximum adsorption capacity of MB on DR lignin. Adhering to the Pseudo-second-order model implies that MB adsorption on DR lignin occurred through chemical interaction between MB and DR lignin [31, 39]. The initial adsorption rate value  $h$  for MB on DR lignin was 87.7193 mg/g·min, indicating that the adsorption rates of MB on DR lignin occurred relatively rapidly.

The intraparticle diffusion model was investigated to identify the diffusion type controlling the mass transfer rate based on the relationship between  $q_t$  and  $t^{0.5}$ . It was assumed that this relationship was nonlinear; two or more simultaneous adsorption mechanisms occurred, where boundary layer diffusion controlled the mass transfer rate [3, 32, 64, 68]. If the  $q_t$  versus  $t^{0.5}$  plot was linear and passed through the origin, particle diffusion controlled the mass transfer rate [3, 31, 40, 64, 68]. In cases where the  $q_t$  versus  $t^{0.5}$  plot was linear but did not pass through the origin, intraparticle diffusion occurred. Still, diffusion within the particle did not control the mass transfer rate [3, 64, 68]. Figure 6c demonstrated that the  $q_t$  versus  $t^{0.5}$  plot was nonlinear and did not pass through the origin, confirming that diffusion controlled the mass transfer rate and that the MB adsorption process on DR lignin involved multiple adsorption mechanisms such as surface diffusion, pore diffusion, and surface interaction at active sites on the adsorbent [3, 32, 64, 68]. The higher the constant  $C$  was, the greater the influence of the boundary layer on the adsorption rate was observed [68]. The constant  $C$  obtained from Table 1 was 38.372, indicating that boundary layer diffusion influenced MB adsorption on DR lignin significantly [68].

The Boyd equation was studied to provide insights into the rate-limiting step of adsorption [3]. If the plot of  $B_t$  versus  $t$  was nonlinear or linear but did not pass through the origin, external film diffusion or boundary layer diffusion would be the rate-limiting step of adsorption; conversely, if the relationship  $B_t - t$  was linear and passed through the origin, pore diffusion would be the rate-limiting step of adsorption [3, 38, 69]. Figure 6d showed that the relationship between  $B_t$  and  $t$  was nonlinear ( $R^2=0.8466$ ) and did not pass through the origin, implying that MB adsorption on DR lignin was limited by external film diffusion [3, 38, 69]. The results

of the isotherm study using the Boyd equation were consistent with the analysis based on the intraparticle model.

**Isotherm adsorption.** The adsorption isotherm represents an equilibrium relationship describing how pollutants interact with an adsorbent material. Isothermal studies provide information about adsorption parameters, mechanisms, surface properties, and affinity between adsorbent and adsorbate [3, 4, 70]. The Langmuir, Freundlich, Dubinin-Radushkevich, and Temkin isotherm models are commonly used to characterize the interaction between adsorbents and adsorbates [3, 4]. Linear plots and parameters of the MB adsorption isotherm models on DR lignin were presented in Figure 7 and Table 2 under the conditions of pH 5, adsorbent dose of 10 g/L, adsorption time of 60 minutes, and initial MB concentration of 500 mg/L.

The experimental data in Figure 7 showed that the highest correlation coefficient  $R^2$  was observed with the Langmuir model,  $R^2=0.9878$ . It confirmed that the experimental process of MB adsorption on DR lignin best fitted the mathematical description of the Langmuir model, characteristic of monolayer adsorption on a homogeneous surface without interaction between MB molecules [3, 32]. Additionally, the Langmuir model implied that the MB adsorption process on DR lignin occurred across the entire surface of the material with uniform adsorption energy [3, 71]. When MB molecules occupied the active sites on the adsorbent, other MB molecules could not occupy the same adsorption sites [3, 33]. The maximum adsorption capacity of MB on DR lignin was predicted to be 55.5556 mg/g. A higher value  $K_L$  of the Langmuir model indicated lower free energy of adsorption and stronger affinity between the adsorbate and adsorbent [3]. For the MB adsorption process on DR lignin,  $K_L$  was found to be 12.8571, indicating strong binding between MB and DR lignin during adsorption. The value  $R_L$  of  $0 < R_L=0.2839 < 1$  indicated favourable dye adsorption on the material surface under study [17, 37, 70, 72].

For the Freundlich isotherm model, the correlation coefficient between the experimental data and the model was lower,  $R^2=0.8457$ , indicating that the Freundlich model was unsuitable for describing the MB adsorption process on DR lignin. The Freundlich constant ( $K_F$ ), which relates to the adsorption capacity of the adsorbent material, was relatively low at 5.4915 mg/g, indicating a high demand for free energy in the MB adsorption process on DR lignin. The value of the Freundlich parameter  $0 < 1/n=0.1909$

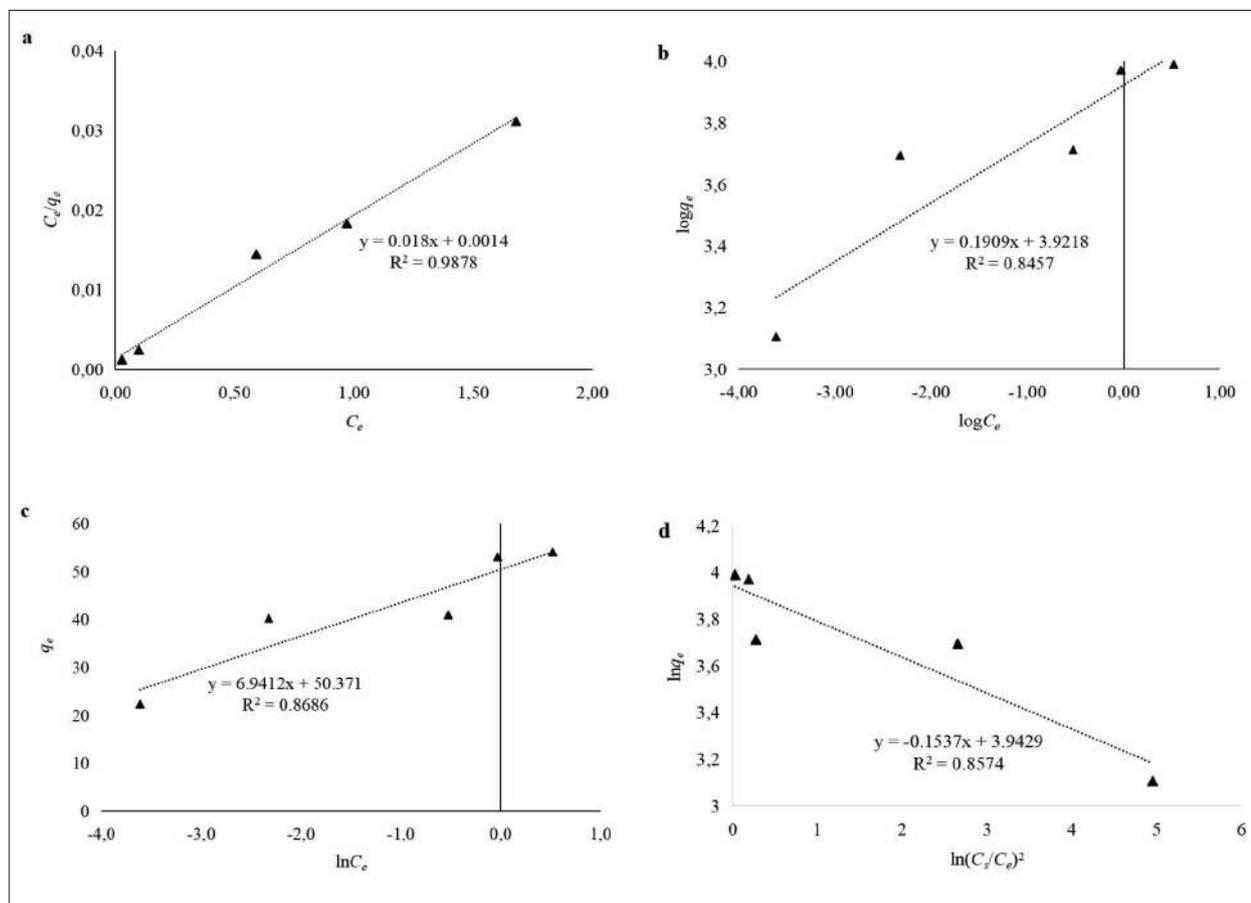


Fig. 7. Langmuir (a), Freundlich (b), Temkin (c) and Dubinin-Radushkevich (d) isotherm graphical plot for methylene blue removal by lignin from durian rind

Table 2

Parameters of adsorption isotherm models of methylene blue onto lignin from durian rind

Type of isotherm model	Parameters, unit	Value
Langmuir	$q_m$ , $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$	55.5556
	$K_L$ , $\text{L}\cdot\text{mg}^{-1}$	12.8571
	$R_L$	0.2839
	$R^2$	0.9878
Freundlich	$K_F$ , $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$	5.4915
	$n$	5.2383
	$1/n$	0.1909
	$R^2$	0.8457
Temkin	$a_{TE}$ , $\text{L}\cdot\text{g}^{-1}$	1.1477
	$b_{TE}$ , $\text{kJ}\cdot\text{mol}^{-1}$	0.3569
	$R^2$	0.8686
Dubinin-Radushkevich	$E$ , $\text{kJ}\cdot\text{mol}^{-1}$	4.0149
	$q_m$ , $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$	0.3569
	$R^2$	0.8574

$< 1$  suggested favorable conditions for the MB adsorption process on DR lignin [17, 33]. The value of  $n=5.2383 > 1$  indicated that the adsorption sites with the highest binding energies were utilized first on less heterogeneous surfaces, followed by weaker sites on more heterogeneous surfaces [3].

The energy parameter obtained from the D-R model indicated that the adsorption energy of MB on DR lignin was 4.0149 kJ/mol ( $< 8$  kJ/mol), suggesting that the MB adsorption process on DR lignin was predominantly physical adsorption [3, 37, 72]. It affirmed that the adsorption of MB on DR lignin primarily stemmed from electrostatic interactions and Van-der-Waals forces [37, 72].

Evaluation of the Temkin isotherm model provided information about the heat of adsorption of MB onto the adsorbent [72]. The value of the Temkin constant  $b_{TE}$  from the model was 0.3569 kJ/mol ( $> 0$ ), indicating that the adsorption of MB on DR lignin was an endothermic process and not spontaneous [17, 72, 73].

Based on the kinetic and adsorption isotherm studies, the interaction mechanism between MB and DR lignin is proposed. The primary mechanism for MB adsorption onto DR lignin involves electrostatic interactions between the positively charged nitrogen atoms in the MB molecule and the carboxyl and hydroxyl groups in the lignin molecule. Additionally, the interaction between MB and DR lignin may occur through hydrogen bonding and  $\pi$ -interactions.

### Conclusion

This study aimed to recover lignin from agricultural waste durian rind to remove MB dye from water environments. The surface properties of DR lignin demonstrated its effective adsorption capability as a natural material. The conditions for MB adsorption by DR lignin were optimized at pH 5, an adsorbent dose of 10 g/L, and a contact time of 60 minutes. The maximum MB adsorption capacity of DR lignin reached 53 mg/g with a removal efficiency of up to 80.2%. The MB adsorption process on DR lignin followed pseudo-second-order kinetics and the Langmuir adsorption isotherm model, indicating monolayer adsorption on a homogeneous surface with chemical interactions between MB molecules and DR lignin. Investigation using the intraparticle diffusion model and Boyd equation suggested that MB adsorption on DR lignin was significantly influenced by boundary layer diffusion and primarily limited by film diffusion.

The process involved multiple simultaneous adsorption mechanisms, including electrostatic interactions, hydrogen bonding, and  $\pi$ - $\pi$  interactions during MB adsorption on DR lignin. Overall, lignin recovered from DR and agricultural waste generally shows promise as an economical adsorbent material for dye treatment in wastewater. This approach addresses the challenge posed by vast amounts of agricultural waste, produces economically valuable products, and provides potential adsorbents for industrial dye treatment in aqueous environments.

*The authors would like to thank to HaUI Institute of Technology (HIT) and Hanoi University of Industry (HaUI, Hanoi, Vietnam) for providing the necessary laboratory support to gather data for this research article.*

### References

1. Oladoye P.O., Ajiboye T.O., Omotola E.O., Oyewola O.J. Methylene blue dye: Toxicity and potential elimination technology from wastewater // Results Eng. 2022. V. 16. Article No. 100678. doi: 10.1016/j.rineng.2022.100678
2. Eldeeb T.M., Aigbe U.O., Ukhurebor K.E., Onyancha R.B., El-Nemr M.A., Hassaan M.A., Ragab S., Osibote O.A., El Nemr A. Adsorption of methylene blue (MB) dye on ozone, purified and sonicated sawdust biochars // Biomass Conv. Bioref. 2024. V. 14. No. 8. P. 9361–9383. doi: 10.1007/s13399-022-03015-w
3. Trang T.Y.D., Zenitova L.A., Quynh P.H., Huong T.T., Dung L.H. Adsorption kinetic and isotherm of the oil spill onto adsorbents based on polyurethane foam grafted chitin and its modifications // Environment and Ecology Research. 2023. V. 11. No. 3. P. 513–526. doi: 10.13189/eer.2023.110311
4. Fito J., Abrham S., Angassa K. Adsorption of methylene blue from textile industrial wastewater onto activated carbon of *Parthenium hysterophorus* // Int. J. Environ. Res. 2020. V. 14. No. 5. P. 501–511. doi: 10.1007/s41742-020-00273-2
5. Hassaan M.A., El Nemr A. Pesticides pollution: Classifications, human health impact, extraction and treatment techniques // Egypt J. Aquat. Res. 2020. V. 46. No. 3. P. 207–220. doi: 10.1016/j.ejar.2020.08.007
6. Al-Ghouthi M.A., Al-Absi R.S. Mechanistic understanding of the adsorption and thermodynamic aspects of cationic methylene blue dye onto cellulosic olive stones biomass from wastewater // Sci. Rep. 2020. V. 10. No. 1. Article No. 15928. doi: 10.1038/s41598-020-72996-3
7. Santoso E., Ediati R., Kusumawati Y., Bahruji H., Sulistiono D.O., Prasetyoko D. Review on recent advances of carbon based adsorbent for methylene blue removal from waste water // Mater. Today Chem. 2020. V. 16. Article No. 100233. doi: 10.1016/j.mtchem.2019.100233

8. Ye J.W., Nyobe D., Tang B., Bin L.Y., Li P., Huang S.S., Fu F.L., Cai Y.H., Guan G.Q., Hao X.G. Facilely synthesized recyclable mesoporous magnetic silica composite for highly efficient and fast adsorption of methylene blue from wastewater: Thermodynamic mechanism and kinetics study // *J. Mol. Liq.* 2020. V. 303. Article No. 112656. doi: 10.1016/j.molliq.2020.112656
9. Jawad A.H., Abdulhameed A.S., Reghioua A., Yaseen Z.M. Zwitterion composite chitosan-epichlorohydrin/zeolite for adsorption of methylene blue and reactive red 120 dyes // *Int. J. Biol. Macromol.* 2020. V. 163. P. 756–765. doi: 10.1016/j.ijbiomac.2020.07.014
10. Titchou F.E., Akbour R.A., Assabbane A., Hamdani M. Removal of cationic dye from aqueous solution using Moroccan pozzolana as adsorbent: Isotherms, kinetic studies, and application on real textile wastewater treatment // *Groundwater Sustainable Dev.* 2020. V. 11. Article No. 100405. doi: 10.1016/j.gsd.2020.100405
11. Temel F., Turkyilmaz M., Kucukcongar S. Removal of methylene blue from aqueous solutions by silica gel supported calyx[4]arene cage: Investigation of adsorption properties // *Eur. Polym. J.* 2020. V. 125. Article No. 109540. doi: 10.1016/j.eurpolymj.2020.109540
12. Vargas V.H., Pavoglio R.R., Pauletto P. de S., Salau N.P.G., Dotto L.G. Sisal fiber as an alternative and cost-effective adsorbent for the removal of methylene blue and reactive black 5 dyes from aqueous solutions // *Chem. Eng. Commun.* 2020. V. 207. No. 4. P. 523–536. doi: 10.1080/00986445.2019.1605362
13. Khattab T.A., Abdelrahman M.S., Rehan M. Textile dyeing industry: environmental impacts and remediation // *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 2020. V. 27. No. 4. P. 3803–3818. doi: 10.1007/s11356-019-07137-z
14. Lin Q., Wang K., Gao M., Bai Y., Chen L., Ma H. Effectively removal of cationic and anionic dyes by pH-sensitive amphoteric adsorbent derived from agricultural waste-wheat straw // *J. Taiwan Inst. Chem. Eng.* 2017. V. 76. P. 65–72. doi: 10.1016/j.jtice.2017.04.010
15. Tsade H., Anshebo S.T., Sabir F.K. Preparation and characterization of functionalized cellulose nanomaterials (CNMs) for Pb(II) ions removal from wastewater // *J. Chem.* 2021. V. 2021. No. 1. Article No. 5514853. doi: 10.1155/2021/5514853
16. Ama O.M., Wilson A.W., Ray S.S. Photoelectrochemical degradation of methylene blue dye under visible light irradiation using EG/Ag-ZrO<sub>2</sub> nanocomposite electrodes // *Int. J. Electrochem. Sci.* 2019. V. 14. No. 10. P. 9982–10001. doi: 10.20964/2019.10.41
17. Putro J.N., Santoso S.P., Soetaredjo F.E., Ismadi S., Ju Y.-H. Nanocrystalline cellulose from waste paper: Adsorbent for azo dyes removal // *Environ. Nanotechnol. Monit. Manage.* 2019. V. 12. Article No. 100260. doi: 10.1016/j.enmm.2019.100260
18. Tang Y., Lin T., Jiang C., Zhao Y., Ai S. Renewable adsorbents from carboxylate-modified agro-forestry residues for efficient removal of methylene blue dye // *J. Phys. Chem. Solids.* 2021. V. 149. Article No. 109811. doi: 10.1016/j.jpcs.2020.109811
19. Kang Z., Jia X., Zhang Y., Kang X., Ge M., Liu D., Wang C., He Z. A Review on application of biochar in the removal of pharmaceutical pollutants through adsorption and persulfate-based AOPs // *Sustainability.* 2022. V. 14. No. 16. Article No. 10128. doi: 10.3390/su141610128
20. Moges A., Nkambule T.T.I., Fito J. The application of GO-Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> nanocomposite for chromium adsorption from tannery industry wastewater // *J. Environ. Manage.* 2022. V. 305. Article No. 114369. doi: 10.1016/j.jenvman.2021.114369
21. Bedada D., Angassa K., Tiruneh A., Kloos H., Fito J. Chromium removal from tannery wastewater through activated carbon produced from *Parthenium hysterophorus* weed // *Energy Ecol. Environ.* 2020. V. 5. No. 3. P. 184–195. doi: 10.1007/s40974-020-00160-8
22. Tebeje A., Worku Z., Nkambule T.T.I., Fito J. Adsorption of chemical oxygen demand from textile industrial wastewater through locally prepared bentonite adsorbent // *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 2022. V. 19. No. 3. P. 1893–1906. doi: 10.1007/s13762-021-03230-4
23. Trang T.Y.D., Pham H.Q., Huong T.T., Hanh D.T., Dzung H.T., Lan V.P. Application of response surface methodology for statistical optimization of the pectin recovery from durian peel // *Food Sci. Technol.* 2024. V. 12. No. 2. P. 128–146. doi: 10.13189/fst.2024.120202
24. Bhat R., Paliyath G. Fruits of tropical climates: Biodiversity and dietary importance // *Encycl. Food Health.* 2016. P. 138–143. doi: 10.1016/B978-0-12-384947-2.00337-8
25. Zhang S., Wang Z., Zhang Y., Pan H., Tao L. Adsorption of methylene blue on organosolv lignin from rice straw // *Procedia Environ. Sci.* 2016. V. 31. P. 3–11. doi: 10.1016/j.proenv.2016.02.001
26. Wang T., Jiang M., Yu X., Niu N., Chen L. Application of lignin adsorbent in wastewater treatment: A review // *Sep. Purif. Technol.* 2022. V. 302. Article No. 122116. doi: 10.1016/j.seppur.2022.122116
27. Zhang J., Lin X., Luo X., Zhang C., Zhu H. A modified lignin adsorbent for the removal of 2,4,6-trinitrotoluene // *Chem. Eng. J.* 2011. V. 168. No. 3. P. 1055–1063. doi: 10.1016/j.cej.2011.01.083
28. Saad R., Radovic-Hrapovic Z., Ahvazi B., Thiboutot S., Ampleman G., Hawari J. Sorption of 2,4-dinitroanisole (DNAN) on lignin // *J. Environ. Sci.* 2012. V. 24. No. 5. P. 808–813. doi: 10.1016/S1001-0742(11)60863-2
29. Zhang Z., Chen Y., Wang D., Yu D., Wu C. Lignin-based adsorbents for heavy metals // *Ind. Crops Prod.* 2023. V. 193. Article No. 116119. doi: 10.1016/j.indcrop.2022.116119
30. Nguyen-Thi N.Y., Nguyen C.Q., Le Dang Q., De Tran Q., Do-Thi T.N., Vu Thanh L.H. Extracting lignin from sugarcane bagasse for methylene blue and hexavalent chromium adsorption in textile wastewater: a facile, green, and sustainable approach // *RSC Adv.* 2024. V. 14. No. 7. P. 4533–4542. doi: 10.1039/D3RA08007B

31. Trang T.Y.D., Zenitova L.A. Study on the sorption capacity of the adsorbent based on polyurethane and chitin to remove oil spills // PNRPU Bulletin. Chemical Technology and Biotechnology. 2019. No. 2. P. 33–47 (in Russian). doi: 10.15593/2224-9400/2019.2.03
32. Budnyak T.M., Aminzadeh S., Pylypchuk I.V., Sternik D., Tertykh V.A., Lindström M.E., Sevastyanova O. Methylene blue dye sorption by hybrid materials from technical lignins // J. Environ. Chem. Eng. 2018. V. 6. No. 4. P. 4997–5007. doi: 10.1016/j.jece.2018.07.041
33. Huong T.T., Trang T.Y.D. Removal of lead ions from aqueous media using rice husk modified with manganese oxide // Environ. Ecol. Res. 2023. V. 11. No. 2. P. 340–361. doi: 10.13189/eer.2023.110209
34. Tonk S., Rápó E. Linear and nonlinear regression analysis for the adsorption of remazol dye by Romanian brewery waste by-product, *Saccharomyces cerevisiae* // Int. J. Mol. Sci. 2022. V. 23. No. 19. Article No. 11827. doi: 10.3390/ijms231911827
35. Lv N., Wang X., Peng S., Zhang H., Luo L. Study of the kinetics and equilibrium of the adsorption of oils onto hydrophobic jute fiber modified via the sol-gel method // Int. J. Environ. Res. Public Health. 2018. V. 15. No. 5. Article No. 969. doi: 10.3390/ijerph15050969
36. Gunatilake S.K. Methods of removing heavy metals from industrial wastewater // J. Multidiscip. Eng. Sci. Studies. 2015. V. 1. No. 1. P. 12–18.
37. Galimova R.Z., Shaikhiev I.G., Svergzova S.V. Processing the results of the study of adsorption processes using Microsoft Excel software. Kazan: Kazanskiy nationalny issledovatel'skiy tekhnologicheskiiy universitet; Belgorod: BGTU im. V.G. Shukhova, 2017. 60 p. (in Russian).
38. Khalifa R.E., Omer A.M., Tamer T.M., Ali A.A., Ammar Y.A., Mohy Eldin M.S. Efficient eco-friendly crude oil adsorptive chitosan derivatives: kinetics, equilibrium and thermodynamic studies // Desalin. Water Treat. 2019. V. 159. P. 269–281. doi: 10.5004/dwt.2019.24166
39. Hao X., Liu H., Zhang G., Zou H., Zhang Y., Zhou M., Gu Y. Magnetic field assisted adsorption of methyl blue onto organo-bentonite // Appl. Clay Sci. 2012. V. 55. P. 177–180. doi: 10.1016/j.clay.2011.11.019
40. Vinhal J.O., Nege K.K., Lage M.R., de M. Carneiro J.W., Lima C.F., Cassella R.J. Adsorption of the herbicides diquat and difenzoquat on polyurethane foam: Kinetic, equilibrium and computational studies // Ecotoxicol Environ. Saf. 2017. V. 145. P. 597–604. doi: 10.1016/j.ecoenv.2017.08.005
41. Pourbaba R., Abdulkhani A., Rashidi A., Ashori A. Lignin nanoparticles as a highly efficient adsorbent for the removal of methylene blue from aqueous media // Sci. Rep. 2024. V. 14. No. 1. Article No. 9039. doi: 10.1038/s41598-024-59612-4
42. Jahan M.S., Chowdhury D.A.N., Islam M.K., Moeiz S.M.I. Characterization of lignin isolated from some nonwood available in Bangladesh // Bioresour. Technol. 2007. V. 98. No. 2. P. 465–469. doi: 10.1016/j.biortech.2006.01.005
43. Xu F., Geng Z.C., Liu C.F., Ren J.L., Sun J.X., Sun R.C. Structural characterization of residual lignins isolated with cyanamide activated hydrogen peroxide from various organosolvs pretreated wheat straw // J. Appl. Polym. Sci. 2008. V. 109. No. 1. P. 555–564. doi: 10.1002/app.25156
44. Xiao L.P., Shi Z.J., Xu F., Sun R.C., Mohanty A.K. Structural characterization of lignins isolated from *Caragana sinica* using FT-IR and NMR spectroscopy // Guang Pu Xue Yu Guang Pu Fen Xi. 2011. V. 31. No. 9. P. 2369–2376.
45. Cai Y., Li G., Nie J., Lin Y., Nie F., Zhang J., Xu Y. Study of the structure and biosynthetic pathway of lignin in stone cells of pear // Sci. Hortic. 2010. V. 125. No. 3. P. 374–379. doi: 10.1016/j.scienta.2010.04.029
46. Tejado A., Peña C., Labidi J., Echeverria J.M., Mondragon I. Physico-chemical characterization of lignins from different sources for use in phenol-formaldehyde resin synthesis // Bioresour. Technol. 2007. V. 98. No. 8. P. 1655–1663. doi: 10.1016/j.biortech.2006.05.042
47. Rashid T., Kait C.F., Murugesan T. A “Fourier Transformed Infrared” compound study of lignin recovered from a formic acid process // Procedia Eng. 2016. V. 148. P. 1312–1319. doi: 10.1016/j.proeng.2016.06.547
48. Zhang Q., Li H., Guo Z., Xu F. High purity and low molecular weight lignin nano-particles extracted from acid-assisted MIBK pretreatment // Polymers (Basel). 2020. V. 12. No. 2. Article No. 378. doi: 10.3390/polym12020378
49. Faix O. Classification of lignins from different botanical origins by FT-IR spectroscopy // Holzforschung. 1991. V. 45. No. S1. P. 21–28. doi: 10.1515/hfsg.1991.45.s1.21
50. Saber M., El Hamdaoui L., El Moussaouiti M., Tabyaoui M. Extraction and characterization of lignin from Moroccan Thuya. Its application as adsorbent of methylene blue from aqueous solution // Cellul. Chem. Technol. 2022. V. 56. No. 1-2. P. 69–81. doi: 10.35812/CelluloseChem-Technol.2022.56.06
51. Md Salim R., Asik J., Sarjadi M.S. Chemical functional groups of extractives, cellulose and lignin extracted from native *Leucaena leucocephala* bark // Wood Sci. Technol. 2021. V. 55. No. 2. P. 295–313. doi: 10.1007/s00226-020-01258-2
52. Xu Y., Li K., Zhang M. Lignin precipitation on the pulp fibers in the ethanol-based organosolv pulping // Colloids Surf., A. 2007. V. 301. No. 1–3. P. 255–263. doi: 10.1016/j.colsurfa.2006.12.078
53. Marcelo P. da R., Paulo H.B., Daniele G.M., Juliana B.M., Jessica S. da S., Ana M.M.D. Extraction of organosolv lignin from rice husk under reflux conditions // Biological and Chemical Research. 2017. V. 2017. P. 87–98.
54. Shweta K., Jha H. Rice husk extracted lignin-TEOS biocomposites: Effects of acetylation and silane surface treatments for application in nickel removal // Biotechnol. Rep. 2015. V. 7. P. 95–106. doi: 10.1016/j.btre.2015.05.003

55. Harahap M., Perangin-Angin Y.A., Purwandari V., Goei R., Tok A.L.Y., Gea S. Acetylated lignin from oil palm empty fruit bunches and its electrospun nanofibres with PVA: potential carbon fibre precursor // *Heliyon*. 2023. V. 9. No. 3. Article No. e14556. doi: 10.1016/j.heliyon.2023.e14556
56. Qian H., Wang J., Yan L. Synthesis of lignin-poly(N-methylaniline)-reduced graphene oxide hydrogel for organic dye and lead ions removal // *J. Bioresour. Bioprod.* 2020. V. 5. No. 3. P. 204–240. doi: 10.1016/j.jobab.2020.07.006
57. Poletto M. Assessment of the thermal behavior of lignins from softwood and hardwood species // *Maderas Cienc. Tecnol.* 2017. V. 19. No. 1. P. 63–74. doi: 10.4067/S0718-221X2017005000006
58. Yan Q., Zhang H., Ketelboeter T., Peng Y., Wan C., Cai Z. Tuning thermal and graphitization behaviors of lignin *via* complexation with transition metal ions for the synthesis of multilayer graphene-based materials // *RSC Adv.* 2024. V. 14. No. 11. P. 7592–7600. doi: 10.1039/D3RA05881F
59. Yan Q., Li J., Zhang X., Zhang J., Cai Z. Synthetic bio-graphene based nanomaterials through different iron catalysts // *Nanomaterials*. 2018. V. 8. No. 10. Article No. 840. doi: 10.3390/nano8100840
60. Cao L.N.H., Luong H.V.T., Dang H.G., Pham M.H., Ly T.H.T., Ha T.T. The use of synthetic material Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>/lignin for the processing of methylene blue // *Can Tho University J. Sci.* 2022. V. 58. No. 1. P. 1–16 (in Vietnamese). doi: 10.22144/ctu.jvn.2022.001
61. Utomo H.D., Phoon R.Y.N., Shen Z., Ng L.H., Lim Z.B. Removal of methylene blue using chemically modified sugarcane bagasse // *Nat. Resour.* 2015. V. 6. No. 4. P. 209–220. doi: 10.4236/nr.2015.64019
62. Saputra E., Saputra R., Nugraha M.W., Irianty R.S., Utama P.S. Removal of methylene blue from aqueous solution using spent bleaching earth // *IOP Conf. Ser.: Mater. Sci. Eng.* 2018. V. 345. Article No. 012008. doi: 10.1088/1757-899X/345/1/012008
63. Jin Y., Zeng C., L. Q.-F., Yu Y. Efficient adsorption of methylene blue and lead ions in aqueous solutions by 5-sulfosalicylic acid modified lignin // *Int. J. Biol. Macromol.* 2019. V. 123. P. 50–58. doi: 10.1016/j.ijbiomac.2018.10.213
64. Piperopoulos E., Calabrese L., Mastronardo E., Abdul Rahim S.H., Proverbio E., Milone C. Assessment of sorption kinetics of carbon nanotube based composite foams for oil recovery application // *J. Appl. Polym. Sci.* 2019. V. 136. No. 14. Article No. 47374. doi: 10.1002/app.47374
65. Marrakchi F., Bouaziz M., Hameed B.H. Activated carbon–clay composite as an effective adsorbent from the spent bleaching sorbent of olive pomace oil: Process optimization and adsorption of acid blue 29 and methylene blue // *Chem. Eng. Res. Des.* 2017. V. 128. P. 221–230. doi: 10.1016/j.cherd.2017.10.015
66. Kahsay M.H. Synthesis and characterization of ZnO nanoparticles using aqueous extract of *Becium grandiflorum* for antimicrobial activity and adsorption of methylene blue // *Appl. Water Sci.* 2021. V. 11. No. 2. Article No. 45. doi: 10.1007/s13201-021-01373-w
67. Tsade Kara H., Anshebo S.T., Sabir F.K., Adam Workineh G. Removal of methylene blue dye from wastewater using periodiated modified nanocellulose // *Int. J. Chem. Eng.* 2021. V. 2021. Article No. 9965452. doi: 10.1155/2021/9965452
68. Sutherland C., Venkobachar C. A diffusion-chemisorption kinetic model for simulating biosorption using forest macro-fungus, *Fomes fasciatus* // *Int. Res. J. Plant Sci.* 2010. V. 1. No. 4. P. 107–117. doi: 10.6084/m9.figshare.6197030.v1
69. Hu Q., Liu Y., Feng C., Zhang Z., Lei Z., Shimizu K. Predicting equilibrium time by adsorption kinetic equations and modifying Langmuir isotherm by fractal-like approach // *J. Mol. Liq.* 2018. V. 268. P. 728–733. doi: 10.1016/j.molliq.2018.07.113
70. Nwadiogbu J.O., Ajiwe V.I.E., Okoye P.A.C. Removal of crude oil from aqueous medium by sorption on hydrophobic corncobs: Equilibrium and kinetic studies // *J. Taibah Univ. Sci.* 2016. V. 10. No. 1. P. 56–63. doi: 10.1016/j.jtusci.2015.03.014
71. Trang T.Y.D., Zenitova L.A. Polymer composite material based on polyurethane and chitin – the sorbent of heavy metal ions // *Herald of Technological University.* 2021. V. 24. No. 1. P. 26–31.
72. Hilma Siregar S., Wijaya K., Sri Kunarti E., Syoufian A., Suyanta. Kinetics adsorption of heavy oil spills in rivers on magnetite-(CTAB-montmorillonite) adsorbent // *IOP Conf. Ser.: Mater. Sci. Eng.* 2019. V. 509. Article No. 012136. doi: 10.1088/1757-899X/509/1/012136
73. Moughaoui F., Ouaket A., Eddebbagh M., Bennamara A., Abourriche A., Anbaoui Z., Berrada M. Study of adsorption isotherms and kinetic models of methylene blue adsorption on moroccan bagasse waste // *ICABES-2017: proceedings of the 7th Int. Conf. on Innovation in Chemical, Agricultural, Biological and Environmental Sciences.* London, 2017. P. 59–65. doi: 10.15242/HEAIG.H1217238

## Сорбент для очистки сточных вод от фенолов, нефтепродуктов и тяжёлых металлов на основе термоокисленного сапропеля

© 2025. И. В. Зыкова<sup>1</sup>, д. х. н., профессор,  
В. А. Исаков<sup>2</sup>, к. х. н., доцент,  
Н. М. Мишина<sup>1</sup>, ассистент,

<sup>1</sup>Санкт-Петербургский государственный университет  
промышленных технологий и дизайна,

191186, Россия, г. Санкт-Петербург, ул. Большая Морская, д. 18,

<sup>2</sup>Новгородский государственный университет имени Ярослава Мудрого,  
173003, Россия, г. Великий Новгород, ул. Большая Санкт-Петербургская, д. 41,

e-mail: zykova-irina@yandex.ru

Изучение адсорбции водных растворов нефтепродуктов с концентрациями от 10 до 150 мг/дм<sup>3</sup>, фенолов с концентрациями от 0,01 до 1,0 ммоль/дм<sup>3</sup> и тяжёлых металлов с концентрациями от 0,1 до 100 ммоль/дм<sup>3</sup> проводили на термообработанном в окислительной среде при температуре 600 °С сапропеле в статических условиях при соотношении 1 г сорбента на 200 см<sup>3</sup> раствора. Обработка экспериментальных данных согласно кинетическим моделям Бойда и Морриса-Вебера показала, что адсорбция ионов меди (II) термоокисленным сапропелем имеет смешанно-диффузионный характер. Зависимость величины адсорбции ионов меди (II) термоокисленным сапропелем от времени контакта удовлетворительно описывается кинетическими моделями как Лагергрена, так и Хо и Маккея. Термодинамические величины адсорбции ионов меди (II) из модельного раствора термоокисленным сапропелем рассчитаны по кинетической модели Хо и Маккея, учитывающей химическое взаимодействие между ионом меди (II) и функциональными группами адсорбента. Однако разделить вклад химического взаимодействия и диффузии на основании применения формальных кинетических уравнений достаточно сложно. Установлено, что адсорбция резорцина описывается уравнением Дубинина-Радужкевича, адсорбция нефтепродуктов и ионов меди (II) – уравнением полимолекулярной адсорбции Брунауэра-Эммета-Теллера (БЭТ). Рассчитанные количественные характеристики адсорбции термообработанного при 600 °С сапропеля в окислительной среде по резорцину, ионам меди (II) и нефтепродуктам показали, что термообработанный сапропель может быть использован в качестве сорбента для очистки сточных вод от нефтепродуктов, фенолов и тяжёлых металлов.

**Ключевые слова:** адсорбция, термоокисленный сапропель, фенолы, нефтепродукты, тяжёлые металлы.

## Sorbent based on thermally oxidized sapropel for wastewater treatment from phenols, oil products and heavy metals

© 2025. I. V. Zykova<sup>1</sup> ORCID: 0000-0002-4914-7761, V. A. Isakov<sup>2</sup> ORCID: 0000-0001-5669-7079,  
N. M. Mishina<sup>1</sup> ORCID: 0009-0005-2144-5150

<sup>1</sup>Saint Petersburg State University of Industrial Technologies and Design,  
18, Bolshaya Morskaya St., Saint Petersburg, Russia, 191186,

<sup>2</sup>Yaroslav-the-Wise Novgorod State University,  
41, B. St. Peterburgskaya St., Veliky Novgorod, Russia, 173003,  
e-mail: zykova-irina@yandex.ru

The adsorption of solutions of petroleum products with concentrations from 10 to 150 mg/dm<sup>3</sup>, phenols with concentrations from 0.01 to 1.0 mmol/dm<sup>3</sup> and heavy metals with concentrations from 0.1 to 100 mmol/dm<sup>3</sup> was studied. Sapropel, heat-treated at 600 °C in an oxidizing medium (TOS), was used as a sorbent. The assessment was carried out under static conditions at 1 g of sorbent per 200 cm<sup>3</sup> of solution. Processing of experimental data according to the Boyd and Morris-Weber kinetic models showed that copper(II) ions adsorption by TOS has a mixed-diffusion character. The dependence of the copper(II) ions adsorption by TOS on the contact time is satisfactorily described by both Lagergren and Ho and McKay kinetic models. The thermodynamic values of the adsorption of copper(II) ions from a model solution by TOS were calculated using Ho and McKay kinetic model, taking into account the chemical interaction between the copper(II) ion and the functional groups of the adsorbent. However, it is quite difficult to determine the proportion of chemical interaction and diffusion based on formal kinetic equations. It was established that resorcinol adsorption is

described by the Dubinin-Radushkevich equation, while the oil products and copper(II) ions adsorption is described by the Brunauer-Emmett-Teller polymolecular adsorption equation (BET). The calculated quantitative characteristics of resorcinol, copper(II) ions and oil products adsorption by TOS showed that TOS can be used as a sorbent for wastewater treatment from oil products, phenols and heavy metals.

**Keywords:** adsorption, thermally oxidized sapropel, phenols, petroleum products, heavy metals.

В настоящее время большое внимание уделяется созданию углеродминеральных сорбентов (УМС) в связи с тем, что они сочетают в себе как свойства активированных углей, признанных одними из самых эффективных сорбционных материалов, так и минеральных сорбентов, таких как силикагели, алюмосиликаты [1–3].

Для очистки воды от ионов тяжёлых металлов (ТМ) применяют синтетические ионообменные материалы, природные неорганические сорбенты: глинистые минералы, каолинит и монтмориллонит, органические композиционные сорбенты, такие как модифицированный активированный уголь, способные по донорно-акцепторному взаимодействию удерживать катионы металлов, модифицированные целлюлозные материалы, модифицированные аминокарбоксильными группами синтетические волокна, органо-минеральные композиционные материалы, модифицированный силикагель и др. Однако, несмотря на большое количество разработанных композиционных сорбентов, включая и наноструктурированные композиционные сорбенты, механизмы взаимодействия ТМ с ними, а также термодинамика и кинетика процесса теоретически до конца не проработаны. Кроме того, существуют большие трудности с получением предложенных материалов в промышленных масштабах [4–8].

В настоящее время для удаления токсиантов из водных сред большое внимание уделяется разработке сорбентов на основе принципов «зелёной химии», подразумевающей использование возобновляемого природного сырья [9–11].

Потенциальным сырьём для получения дешёвого и эффективного сорбента могут быть сапропели – возобновляемое природное органическое сырьё. На территории России сапропель встречается практически повсеместно, суммарные запасы составляют около 300 млрд м<sup>3</sup>. Только в Ленинградской и Новгородской областях ежегодно образуется до 1 млн м<sup>3</sup> сапропели. В настоящее время сапропель не находит квалифицированного применения. Возрастание объёмов сапропели приводит к заболачиванию озёр, наносящему урон окружающей природной среде [12–15].

Продукт термоокисления сапропели, в силу исходного органо-минерального состава сырья, будет содержать как углеродную часть (продукты карбонизации органических веществ), так и минеральную часть. В настоящее время данные по изучению физико-химических закономерностей сорбционных процессов на термоокисленных сапропелях для ионов металлов и органических веществ, как из индивидуальных растворов, так и из многокомпонентных, содержащих одновременно вещества различной природы, отсутствуют. В связи с этим возникает необходимость в изучении закономерностей поглощения различных веществ сорбентом, обладающим сложной химической природой поверхности.

Целью исследования явилось получение сорбента на основе сапропели путём термоокисления и изучение адсорбции из модельных растворов сточных вод тяжёлых металлов на примере меди(II), фенолов на примере резорцина и нефтепродуктов на примере водорастворимой фракции бензина.

### Объекты и методы исследования

В качестве объекта для получения углеродминерального природного адсорбента использовали сапропель озера Липово Новгородской области с массовой долей органических веществ 69–70% [16], имеющий влажность 96%, высушенный до воздушно-сухого состояния при температуре 105 °С. В озёрах Новгородской области по предварительным данным учёных СПб ФИЦ РАН находится более 3 млн м<sup>3</sup> сапропели [17].

Для получения сорбента на основе термоокисленного сапропели использовали высушенный при 105 °С до постоянной массы сапропель, который затем прокачивали в муфельной печи при температуре 600 °С до постоянной массы.

Нефтепродукты, фенолы и тяжёлые металлы входят в перечень приоритетных загрязняющих веществ, согласованный странами ООН для мероприятий по улучшению и охране окружающей среды. Нефтепродукты имеют длительный период полураспада, а продукты

их разложения также являются загрязнителями. Фенолы являются одними из самых токсичных веществ. Среди тяжёлых металлов приоритетными загрязнителями по данным Европейской экономической комиссии ООН являются Pb, Cd, Hg, Ni, Co, Cr, Cu, Zn [18].

Изучение адсорбции нефтепродуктов, фенолов и ТМ проводили при температуре 20 °С на термообработанном в окислительной среде при 600 °С сапропеле в статических условиях из модельных водных растворов, содержащих один загрязнитель, при соотношении 1 г сорбента на 200 см<sup>3</sup> раствора. Для приготовления модельных растворов загрязнителей использовали сверхчистую воду (система очистки воды Best-S15 UV). В качестве модельных растворов нефтепродуктов, фенолов и ТМ использовали соответственно: водорастворимую фракцию бензина марки АИ-95, представляющую собой смесь моно- и полициклических ароматических углеводородов, с концентрациями 10; 25; 50; 100; 150 мг/дм<sup>3</sup>, растворы резорцина с концентрациями 0,10; 0,15; 0,25; 0,50; 1,00 ммоль/дм<sup>3</sup>, растворы меди(II) с концентрациями 1,0; 10,0; 25,0; 50,0; 75,0; 100,0 ммоль/дм<sup>3</sup>. Диапазон выбранных концентраций загрязнителей превышает ПДК для вод водоёмов санитарно-бытового водопользования в 10 и более раз.

Для определения энергии активации адсорбции ионов меди(II) термоокисленным сапропелем изучали адсорбцию ионов меди(II) при температуре 40 °С.

Концентрации резорцина и водорастворимой фракции нефтепродуктов в модельных растворах определяли на анализаторе «ФЛЮОРАТ 02-2М», концентрацию ионов меди(II) в модельных растворах – потенциометрическим методом с использованием Cu-селективного электрода.

Эксперименты проводили в пятикратной повторности, статистическую обработку результатов проводили с использованием программного обеспечения Microsoft Office Excel 2010.

### Результаты и обсуждение

Кинетические кривые адсорбции ионов меди(II) термоокисленным сапропелем на примере модельного раствора ионов меди(II) с концентрацией 1 ммоль/дм<sup>3</sup> представлены на рисунке 1.

Экспериментальные данные адсорбции ионов меди(II) термоокисленным сапропелем во времени обработаны с использованием кинетических моделей Бойда, Морриса-Вебера, Лагергрена, Хо и Маккея (рис. 2) [19, 20].

Прямолинейная зависимость кривых адсорбции ионов меди(II) термоокисленным сапропелем согласно кинетической модели Бойда (рис. 2а) позволяет говорить о том, что межфазный перенос лимитируется внутренней диффузией, однако, наличие излома на кривых адсорбции ионов меди(II) термоокисленным сапропелем согласно кинетической модели Морриса-Вебера (рис. 2б) указывает

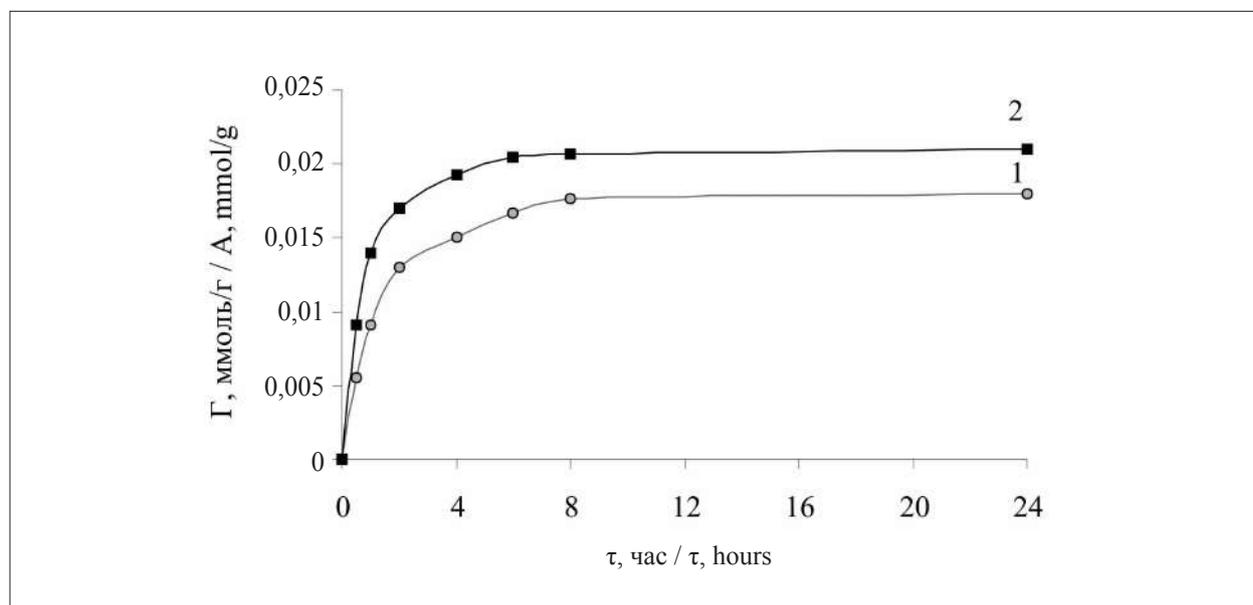
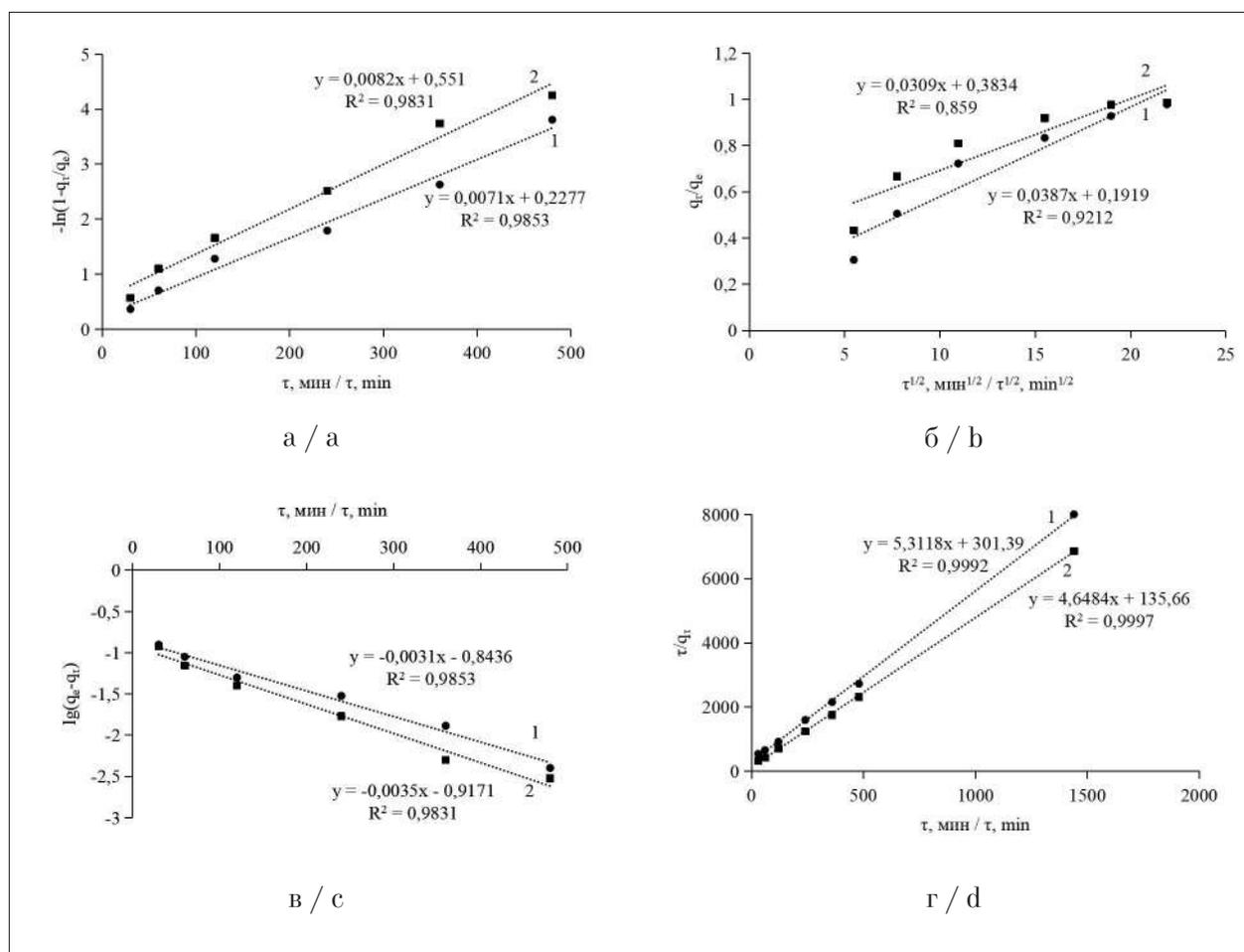


Рис. 1. Изменения адсорбции (Г, ммоль/г) ионов меди(II) термоокисленным сапропелем во времени (τ, ч) при температуре 20 °С (1) и 40 °С (2)

Fig. 1. Changes in the copper(II) ions adsorption (A, mmol/g) by thermally oxidized sapropel at 20 °С (1) and 40 °С (2) over time (τ, hours)



**Рис. 2.** Адсорбция ионов меди(II) термоокисленным сапропелем при температурах 20 °С (1) и 40 °С (2) во времени в линейных координатах кинетических моделей Бойда (а), Морриса-Вебера (б), Лагергрена (в), Хо и Маккея (г)

**Fig. 2.** Adsorption of copper(II) ions by thermally oxidized sapropel at 20 °C (1) and 40 °C (2) in time in linear coordinates of the kinetic models of Boyd (а), Morris-Weber (б), Lagergren (в), Ho and McKay (г)

на смешанно-диффузионный характер адсорбции.

Установлено, что зависимость величины адсорбции ионов меди(II) термоокисленным сапропелем от времени контакта удовлетворительно описывается кинетическими моделями как Лагергрена (рис. 2в), так и Хо и Маккея (рис. 2г). Для кинетической модели Хо и Маккея коэффициент детерминации оказался выше. Вследствие этого термодинамические величины адсорбции ионов меди(II) из модельного раствора термоокисленным сапропелем рассчитаны по кинетической модели Хо и Маккея, учитывающей химическое взаимодействие между ионом меди(II) и функциональными группами адсорбента (табл. 1).

Однако разделить вклад химического взаимодействия и диффузии на основании применения формальных кинетических уравнений достаточно сложно.

Изотермы адсорбции нефтепродуктов, резорцина и ионов меди(II) термоокисленным сапропелем представлены на рисунке 3.

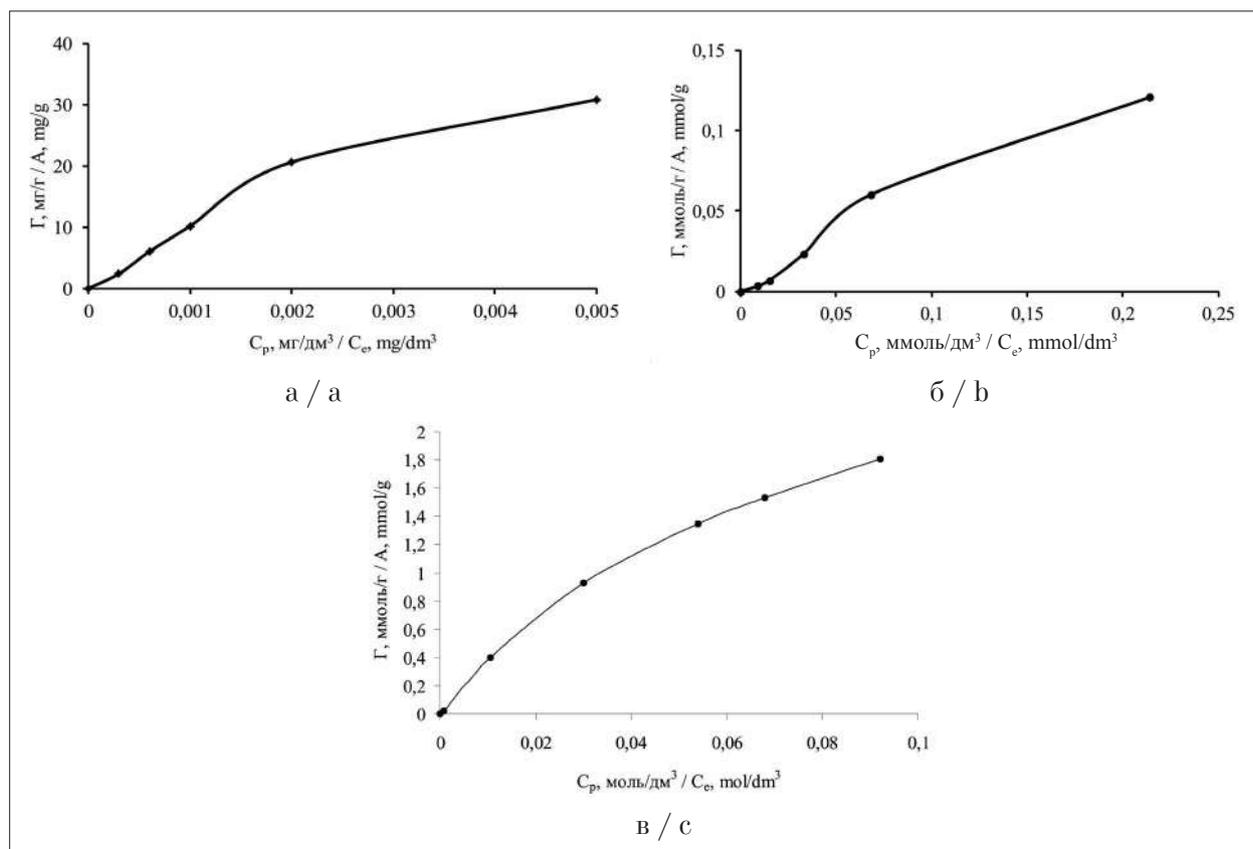
Степень очистки водных растворов загрязнителей термообработанным в окислительной среде при 600 °С сапропелем составляет 50–99% в зависимости от природы и концентрации загрязнителя.

Для описания процесса адсорбции резорцина наиболее применимо уравнение Дубинина-Радушкевича. Согласно теории Дубинина-Радушкевича адсорбция резорцина происходит в микропорах путём их объёмного заполнения (рис. 4). Для описания процессов адсорбции нефтепродуктов и ионов меди(II) наиболее применимо уравнение Брунауэра-Эммета-Теллера (БЭТ). Согласно теории полимолекулярной адсорбции БЭТ адсорбция нефтепродуктов и ионов меди(II) происходит на поверхности сорбента (рис. 5).

Таблица 1 / Table 1

Термодинамические величины адсорбции ионов меди(II) термоокисленным сапропелем  
Thermodynamic values of copper(II) ions adsorption by thermally oxidized sapropel

Параметр / Parameter	Температура, °C / Temperature, °C	
	20	40
Константа скорости, г·ммоль <sup>-1</sup> ·мин <sup>-1</sup> The speed constant, g·mmol <sup>-1</sup> ·min <sup>-1</sup>	0,0936±0,0029	0,1593±0,0411
Энергия активации, кДж/моль Activation energy, kJ/mol	20,26±0,25	



**Рис. 3.** Изотерма адсорбции нефтепродуктов (а), резорцина (б), ионов меди(II) (в) на термообработанном при 600 °C сапропеле в окислительной среде. Обозначения:  $\Gamma$ , мг/г (ммоль/г) – величина адсорбции;  $C_p$ , мг/дм<sup>3</sup> (ммоль/дм<sup>3</sup>, моль/дм<sup>3</sup>) – равновесная концентрация загрязнителя / **Fig. 3.** Isotherm of petroleum products (a), resorcinol (b), copper(II) ions (c) adsorption on sapropel heat-treated at 600 °C in an oxidizing medium. Legend:  $\Gamma$ , mg/g (mmol/g) – the value of adsorption;  $C_p$ , mg/dm<sup>3</sup> (mmol/dm<sup>3</sup>, mol/dm<sup>3</sup>) – the equilibrium concentration of the pollutant

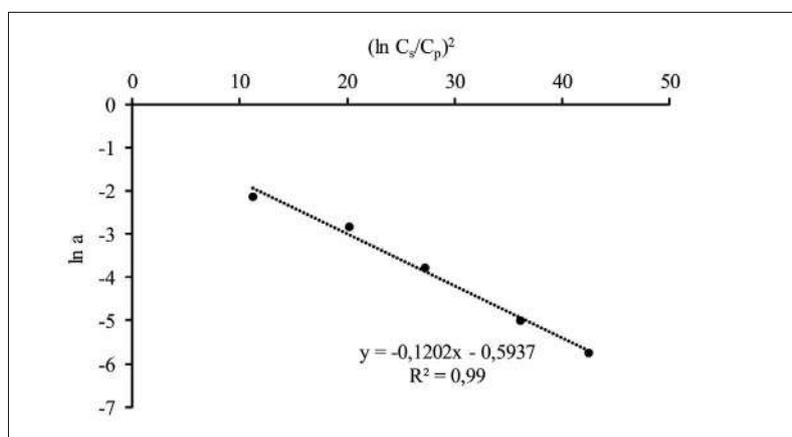
Количественные характеристики адсорбции в системах модельный раствор–сорбент представлены в таблице 2.

Согласно полученным данным (табл. 2), термообработанный сапропель эффективен для адсорбции из сточных вод нефтепродуктов, фенолов и ионов меди(II).

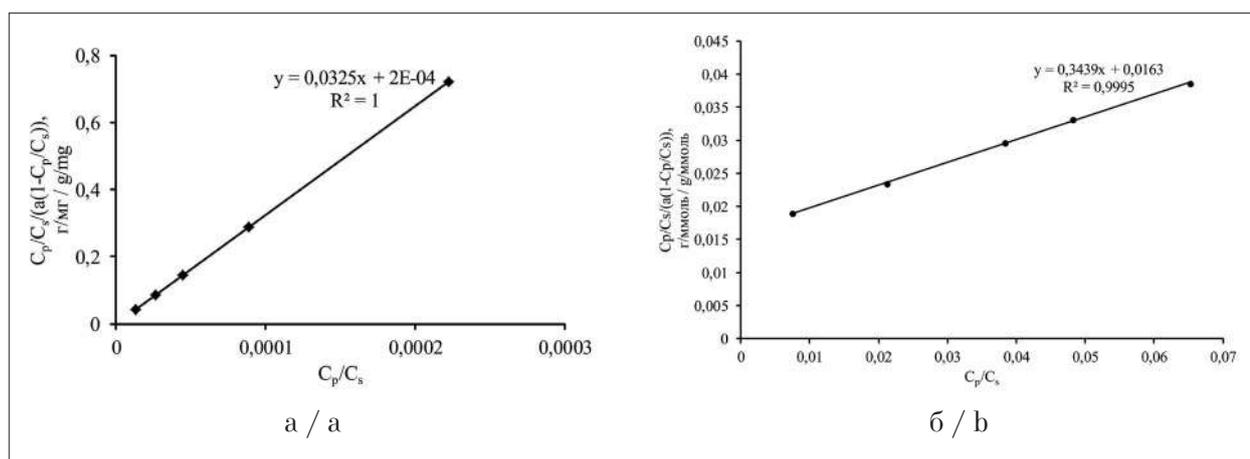
### Закключение

Обработка экспериментальных данных согласно кинетическим моделям Бойда и Морриса-Вебера показала, что адсорбция

ионов меди(II) термоокисленным сапропелем имеет смешанно-диффузионный характер. Зависимость величины адсорбции ионов меди(II) термоокисленным сапропелем от времени контакта удовлетворительно описывается кинетическими моделями как Лагергрена, так и Хо и Маккея. Термодинамические величины адсорбции ионов меди(II) из модельного раствора термоокисленным сапропелем рассчитаны по кинетической модели Хо и Маккея, учитывающей химическое взаимодействие между ионом меди(II) и функциональными группами адсорбента. Однако, разделить вклад



**Рис. 4.** Изотерма адсорбции резорцина на термообработанном при 600 °С сапропеле в окислительной среде в линейных координатах уравнения Дубинина-Радушкевича  
**Fig. 4.** Isotherm of resorcinol adsorption on sapropel heat-treated at 600 °C in an oxidizing medium in linear coordinates of the Dubinin-Radostkevich equation



**Рис. 5.** Изотерма адсорбции нефтепродуктов (а) и ионов меди(II) (б) на термообработанном при 600 °С сапропеле в окислительной среде в линейных координатах уравнения БЭТ  
**Fig. 5.** Isotherm of petroleum products (a) and copper(II) ions (b) adsorption on sapropel heat-treated at 600 °C in an oxidizing medium in linear coordinates of the BET equation

**Таблица 2 / Table 2**

Количественные характеристики адсорбции загрязнителей термоокисленным сапропелем  
 Quantitative characteristics of pollutants' adsorption by thermally oxidized sapropel

Загрязнитель Pollutant	Характеристическая энергия адсорбции, кДж Characteristic adsorption energy, kJ	Предельная величина адсорбции, ммоль/г Adsorption maximum value, mmol/g	Константа адсорбционного равновесия Adsorption equilibrium constant	Удельная поверхность адсорбента, м <sup>2</sup> /г Adsorbent specific surface area, m <sup>2</sup> /g	Объём микропор адсорбента, см <sup>3</sup> /г Adsorbent micropores volume, cm <sup>3</sup> /g
Нефтепродукты* Oil products*	–	162,6±6,3	307,5±14,2	–	–
Резорцин Resorcinol	7,140±0,321	0,552±0,026	–	–	0,048±0,002
Медь(II) Copper(II)	–	2,78±0,12	22,07±1,05	210±9	–

Примечание: «–» – не рассчитывалось для данной теории адсорбции; \* – предельная величина адсорбции нефтепродуктов рассчитывалась в мг/г.

Note: “–” was not calculated for this adsorption theory; \* – the maximum value of the oil products adsorption was calculated in mg/g.

химического взаимодействия и диффузии на основании применения формальных кинетических уравнений достаточно сложно.

Изучение адсорбции нефтепродуктов, фенолов и ионов меди(II), проведённое на сапропеле, термообработанном в окислительной среде при 600 °С, показало, что адсорбция нефтепродуктов и ионов меди(II) из модельных растворов термоокисленным сапропелем в статических условиях наиболее полно описывается уравнением полимолекулярной адсорбции БЭТ, резорцина – уравнением Дубинина-Радускевича. Рассчитанные количественные характеристики адсорбции термообработанного при 600 °С сапропеля в окислительной среде по резорцину, ионам меди(II) и нефтепродуктам показали, что термообработанный сапропель может быть использован в качестве сорбента для очистки сточных вод от нефтепродуктов, фенолов и тяжёлых металлов.

### Литература

1. Ушакова Е.С., Соловьева Л.В., Ушаков А.Г. Упрочнение углеродных сорбентов введением минеральных присадок // Теоретическая и прикладная экология. 2022. № 1. С. 129–133. doi: 10.25750/1995-4301-2022-1-129-133
2. Gallios G.P., Tolkou A.K., Katsoyiannis I.A., Stefusova K., Vaclavikova M., Deliyanni E.A. Adsorption of arsenate by nano scaled activated carbon modified by iron and manganese oxides // Sustainability. 2017. V. 9. No. 10. Article No. 1684. doi: 10.3390/su9101684
3. Нистратов А.В., Скарюкин А.С., Клушин В.Н. Получение и исследование пористой структуры минерально-углеродных адсорбентов на основе силикагеля и полимерных отходов // Сорбционные и хроматографические процессы. 2019. Т. 19. № 2. С. 200–208. doi: 10.17308/sorpchrom.2019.19/739
4. Вайсман Я.И., Глушанкова И.С., Ширинкина Е.С., Давлетова С.Ф. Способ переработки лигнин-содержащих отходов целлюлозно-бумажной промышленности с получением сорбентов для очистки сточных вод // Теоретическая и прикладная экология. 2018. № 3. С. 93–99. doi: 10.25750/1995-4301-2018-3-093-099
5. Abit K.E., Carlsen L., Nurzhanova A.A., Nauryzbaev M.K. Activated carbons from *Miscanthus* straw for cleaning water bodies in Kazakhstan // Eurasian Chemical-Technological Journal. 2019. V. 21. No. 3. P. 259–267. doi:10.18324/ectj867
6. Ushakova E., Kvashevaya E., Ushakov A. Innovative environment-saving technology using magnetic sorbents based on carbon-containing waste from coal // E3S Web Conf.: 3rd International Innovative Mining

Symposium. V. 41. Kemerovo: EDP Sciences, 2018. Article No. 02004. doi: 10.1051/e3sconf/20184102004

7. Rogovskii I.L., Kalivoshko O.M., Maksimovich K.Yu., Maksimovich E.Yu. Research of mixed carbon sorbents for removal of oil products from water and soil for preservation of environmental infrastructure // IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci. V. 720. Vladivostok, 2021. Article No. 012108. doi: 10.1088/1755-1315/720/1/012108

8. Иканина Е.В., Марков В.Ф., Каляева М.И. Композиционные сорбенты для извлечения тяжёлых металлов – итоги последних лет // Бутлеровские сообщения. 2016. Т. 48. № 11. С. 101–113.

9. Родинков О.В., Вагнер Е.А., Бугайченко А.С., Москвин Л.Н. Сравнение эффективности углеродных сорбентов для концентрирования легколетучих органических веществ из влажных газовых сред для последующего газохроматографического определения // Журнал аналитической химии. 2019. Т. 74. № 9. С. 678–678. doi: 10.1134/S0044450219090081

10. Sabzehmeidani M.M., Mahnaee S., Ghaedi M., Heidari H., Roy V.A.L. Carbon based materials: a review of adsorbents for inorganic and organic compounds // Mater. Adv. 2021. V. 2. P. 598–627. doi: 10.1039/D0MA00087F

11. Mukhin V.M., Burakov A.Ye., Burakova I.V. Active carbon as nanoporous material for solving environmental problems // Advanced Materials & Technologies. 2017. No. 2. P. 50–56. doi: 10.17277/amt.2017.02

12. Сазанова М.Л., Сазанов А.В., Жуйкова И.А., Тугаринов Л.В. Химический состав и сорбционная активность сапропелей (обзор) // Теоретическая и прикладная экология. 2024. № 4. С. 26–36. doi: 10.25750/1995-4301-2024-4-026-036

13. Платонова Д.С., Масоров М.С., Адеева Л.Н. Сорбция меди гуминовыми кислотами из сапропеля Омской области // Вестник Омского университета. 2014. № 3. С. 47–50.

14. Krivonos O.I., Belskaya O.B. A new waste-free integrated approach for sapropel processing using supercritical fluid extraction // J Supercrit. Fluid. 2020. V. 166. Article No. 104991. doi: 10.1016/j.supflu.2020.104991

15. Успенская О.Н., Васючков И.Ю. Микроэлементы в сапропелях – природном материале на удобрение для органического земледелия // Агрохимия. 2019. № 10. С. 52–57. doi: 10.1134/S0002188119100132

16. Zyкова I.V., Isakov V.A. Preparation and study of carbon-mineral sorbents based on Novgorod sapropel. Part 1 // Fibre Chem. 2019. V. 50. No 5. P. 408–413. doi: 10.1007/s10692-019-09999-y

17. Loskutov S., Puhalsky Y., Mityukov A., Rybakin V., Ignatieva N. Effects of ultradisperse humic sapropel suspension on exudation of organic acids in different families of plants // Agriculture digitalization and organic production. Smart innovation, systems and technologies: proceedings of the 1st International Conference. V. 245. Singapore: Springer, 2022. P. 195–206. doi: 10.1007/978-981-16-3349-2\_17

18. Батын А.Н., Фруммин Г.Т., Базылев В.Н. Основы общей и экологической токсикологии. СПб.: СпецЛит, 2009. 352 с.

19. Чугунов А.Д., Филатова Е.Г., Пожидаев Ю.Н., Адамович С.Н., Оборина Е.Н., Ушаков И.А. Кинетика адсорбции ионов никеля(II) цеолитом с иммобилизованным тиосемикарбазидом // Журн. Сиб. федер. ун-та. Химия. 2023. Т. 16. № 2. С. 244–254. doi: 10.31857/S0044185622700097

20. Маслова М.В., Иваненко В.И., Герасимова Л.Г. Влияние температуры на кинетику сорбции катионов стронция сорбентом на основе фосфата титана // Журнал физической химии. 2019. Т. 93. № 7. С. 1002–1008. doi: 10.1134/S0044453719060219

## References

1. Ushakova E.S., Solovyova L.V., Ushakov A.G. Strengthening of carbon sorbents by the introduction of mineral additives // Theoretical and Applied Ecology. 2022. No. 1. P. 129–133 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2022-1-129-133

2. Gallios G.P., Tolkou A.K., Katsoyiannis I.A., Stefusova K., Vaclavikova M., Deliyanni E.A. Adsorption of arsenate by nano scaled activated carbon modified by iron and manganese oxides // Sustainability. 2017. V. 9. No. 10. Article No. 1684. doi: 10.3390/su9101684

3. Nistratov A.V., Skaryukin A.S., Klushin V.N. Production and investigation of porous structure of mineral-carbon adsorbents based on silica-gel and polymer wastes // Sorption and chromatography processes. 2019. V. 19. No. 2. P. 200–208 (in Russian). doi: 10.17308/sorpchrom.2019.19/739

4. Vaysman Ya.I., Glushankova I.S., Shirinkina E.S., Davletova S.F. Method for processing lignin-containing wastes from the paper industry to produce sorbents for wastewater treatment // Theoretical and Applied Ecology. 2018. No. 3. P. 93–99 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2018-3-093-099

5. Abit K.E., Carlsen L., Nurzhanova A.A., Nauryzbaev M.K. Activated carbons from miscanthus straw for cleaning water bodies in Kazakhstan // Eurasian Chemico-Technological Journal. 2019. V. 21. No. 3. P. 259–267. doi: 10.18321/ectj367

6. Ushakova E., Kvashevaya E., Ushakov A. Innovative environment-saving technology using magnetic sorbents based on carbon-containing waste from coal // E3S Web Conf.: 3rd International Innovative Mining Symposium. V. 41. Kemerovo: EDP Sciences, 2018. Article No. 02004. doi: 10.1051/e3sconf/20184102004

7. Rogovskii I.L., Kalivoshko O.M., Maksimovich K.Yu., Maksimovich E.Yu. Research of mixed carbon sorbents for removal of oil products from water and soil for preservation of environmental infrastructure // IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci. V. 720. Vladivostok, 2021. Article No. 012108. doi: 10.1088/1755-1315/720/1/012108

8. Ikanina E.V., Markov V.F., Kalyaeva M.I. Composite sorbents for recovery of heavy metals: the results of recent years. 2016. V. 48. No. 11. P. 101–113 (in Russian)

9. Rodinkov O.V., Wagner E.A., Bugaichenko A.S., Moskvina L.N. Comparison of the efficiencies of carbon sorbents for the preconcentration of highly volatile organic substances from wet gas atmospheres for the subsequent gas-chromatographic determination // Journal of Analytical Chemistry. 2019. V. 74. No. 9. P. 678–678 (in Russian). doi: 10.1134/S0044450219090081

10. Sabzehmeidani M.M., Mahnaee S., Ghaedi M., Heidari H., Roy V.A.L. Carbon based materials: a review of adsorbents for inorganic and organic compounds // Mater. Adv. 2021. V. 2. P. 598–627. doi: 10.1039/D0MA00087F

11. Mukhin V.M., Burakov A.Ye., Burakova I.V. Active carbon as nanoporous material for solving environmental problems // Advanced Materials & Technologies. 2017. No. 2. P. 50–56. doi: 10.17277/amt.2017.02

12. Sazanova M.L., Sazanov A.V., Zhuikova I.A., Tugarinov L.V. Chemical composition and sorption activity of sapropels: a review // Theoretical and Applied Ecology. 2024. No. 4. P. 26–36 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2024-4-026-036

13. Platonova D.S., Masorov M.S., Adeeva L.N. Copper sorption with humic acids from sapropel of Omsk region // Herald of Omsk University. 2014. No. 3. P. 47–50 (in Russian).

14. Krivonos O.I., Belskaya O.B. A new waste-free integrated approach for sapropel processing using supercritical fluid extraction // J Supercrit. Fluid. 2020. V. 166. Article No. 104991. doi: 10.1016/j.supflu.2020.104991

15. Uspenskaya O.N., Vasyuchkov I.Yu. Trace elements in sapropel – natural fertilizer material for organic farming // Agrochemistry. 2019. No. 10. P. 52–57 (in Russian). doi: 10.1134/S0002188119100132

16. Zykova I.V., Isakov V.A. Preparation and study of carbon-mineral sorbents based on Novgorod sapropel. Part 1 // Fibre Chem. 2019. V. 50. No 5. P. 408–413. doi: 10.1007/s10692-019-09999-y

17. Loskutov S., Puhalsky Ya., Mityukov A., Rybakina V., Ignatieva N. Effects of ultradisperse humic sapropel suspension on exudation of organic acids in different families of plants // Agriculture digitalization and organic production. Smart innovation, systems and technologies: proceedings of the 1st International Conference. V. 245. Singapore: Springer, 2022. P. 195–206. doi: 10.1007/978-981-16-3349-2\_17

18. Батын А.Н., Фруммин Г.Т., Базылев В.Н. Fundamentals of general and environmental toxicology. Sankt-Peterburg: SpecLit, 2009. 352 p. (in Russian).

19. Chugunov A.D., Filatova E.G., Pozhidaev Yu.N., Adamovich S.N., Oborina E.N., Ushakov I.A. Kinetics of adsorption of nickel(II) ions by zeolite with immobilized thiocarbamide // J. Sib. Fed. Univ. Chem. 2023. V. 16. No. 2. P. 244–254 (in Russian). doi: 10.31857/S0044185622700097

20. Maslova M.V., Ivanenko V.I., Gerasimova L.G. Effect of temperature on the kinetics of the sorption of strontium cations by a sorbent based on titanium phosphate // Journal of Physical Chemistry. 2019. V. 93. No. 7. P. 1002–1008 (in Russian). doi: 10.1134/S0044453719060219

## Влияние погодных условий на физиологические особенности развития культуры *Lupinus angustifolius* L. при использовании биопрепаратов

© 2025. А. П. Кислицына, к. с.-х. н., с. н. с.,  
А. Ю. Софронова, м. н. с., аспирант,  
Федеральный аграрный научный центр  
Северо-Востока имени Н. В. Рудницкого,  
610007, Россия, г. Киров, ул. Ленина, д. 166а,  
e-mail: zemltdel\_niish@mail.ru

На культуре люпина узколистного (*Lupinus angustifolius* L.) проведена оценка влияния климатического фактора на действие ряда технологических приёмов: инокуляции семян препаратом клубеньковых бактерий Ризоверм, а также обработки семян и посевов комплексным ростостимулирующим препаратом Полимин™ Бор-Молибден. Эксперимент проводился в течение 2-х лет, резко различающихся по количеству выпавших осадков и температурному режиму. Первый год эксперимента (2023 г.) характеризовался как умеренно увлажнённый, гидротермический коэффициент вегетационного периода (ГТК) – 1,29, но осадки в течение летнего сезона выпадали крайне неравномерно, второй год (2024 г.) был засушливым (ГТК – 0,68). Количество пигментов в листьях в фазе массового цветения люпина узколистного в зависимости от условий года различалось. При благоприятном водно-температурном режиме этот показатель имел тесную связь с накоплением сухого вещества фитомассой растений в фазе сизо-зелёных бобов ( $r=0,96$ ). В условиях засухи уровень связи характеризовался средним значением,  $r=0,43$  ( $p\leq 0,05$ ). Вследствие вегетативного израстания растений люпина узколистного при тёплой и дождливой погоде (в июле 2023 г. осадков выпало 227% от климатической нормы) в период цветения и формирования семян урожайность семян в разных вариантах опыта составила от 0,8 до 0,93 т/га, против 0,6 т/га в контроле. Инокуляция семян препаратом Ризоверм с обработкой посевов в период вегетации (фаза бутонизации) препаратом Полимин™ Бор-Молибден были наиболее эффективным приёмом и обеспечили прибавку урожая семян 55% к контролю (+0,33 т/га). В 2024 г., в условиях атмосферной и почвенной засухи, не было отмечено достоверного действия регулятора роста, как и инокуляции семян и их совместного применения, на содержание пигментов в листьях и продуктивность люпина. Урожайность семян люпина узколистного по вариантам опыта составила 0,82–0,87 т/га.

**Ключевые слова:** люпин узколистный, пигменты, каротиноиды, хлорофилл, урожайность семян, сухое вещество, стимуляторы роста.

## Weather conditions affect the physiological features of the *Lupinus angustifolius* L. development when using biological products

© 2025. А. П. Kislitsyna ORCID: 0000-0001-7474-7359,  
А. Ю. Sofronova ORCID: 0000-0001-7153-7970,  
Federal Agricultural Research Center of North-East named N.V. Rudnitsky,  
166a, Lenin St., Kirov, Russia, 610007,  
e-mail: zemltdel\_niish@mail.ru

We assessed the climatic factor effect on the manifestation of two agricultural practices for the *Lupinus angustifolius*. The first was inoculation of lupine seeds with a Rhizoverm preparation of nodule bacteria. The second one was treatment of seeds and crops with a complex growth-stimulating preparation Polymin™ Boron-Molybdenum. The experiment was conducted for 2 years varied considerably in the precipitation amount and temperature conditions. The weather in 2023 was moderately humid (moisture index – 1.29), but precipitation during the summer season was extremely uneven. The weather in 2024 was arid (moisture index – 0.68). The leaves pigments' amount (LPA) during the mass flowering phase in lupine varied in different years. The LPA closely related to the accumulation of dry matter by the phytomass in the phase of gray-green beans ( $r=0.96$ ) in favorable water-temperature conditions. The level of the above-mentioned relationship corresponded to the average values,  $r=0.43$  ( $p\leq 0.05$ ) in drought conditions. There was 227% precipitation from the climatic norm in July 2023. Due to vegetative overgrowth of *L. angustifolius* plants in warm and rainy weather during flowering and seed formation, the seed yield was 0.8–0.93 t/ha, versus 0.6 t/ha in the control. Seeds inoculation with Rizoverm combined with the crops treatment with Polymin™ Boron-Molybdenum during the

growing season (the budding phase) was the most effective method that provided 55% increase in seed yield compared to the control (+0.33 t/ha). In atmospheric and soil drought in 2024, there was no reliable effect of the growth regulator, as well as the inoculation of seeds or their combined use on the pigment content in leaves and the productivity. The *L. angustifolius* seeds yield according to the experimental variations was 0.82–0.87 t/ha.

**Keywords:** *Lupinus angustifolius*, pigments, carotenoids, chlorophyll, seed yield, dry matter, growth stimulants.

В решении проблемы производства полноценного растительного белка для животноводства люпин узколистный (*Lupinus angustifolius* L.) является одной из перспективных зернобобовых культур. Зерно люпина занимает лидирующее положение среди бобовых культур по содержанию сырого протеина (до 38–40%) [1, 2], сбалансированности самых ценных аминокислот, а также содержит витамины, полиненасыщенные жирные кислоты, макро- и микроэлементы [3]. Согласно международным стандартам по переваримости белок люпина близок к белку сои и практически не содержит ингибиторов трипсина и химо трипсина [4]. Кроме того, благодаря уникальным биологическим особенностям люпин узколистный способствует повышению плодородия почвы с одновременным улучшением её физического, агрохимического и фитосанитарного состояния. Культура характеризуется практически полным симбиотрофным азотным питанием и может накапливать до 200 кг/га атмосферного азота [5, 6]. Благодаря мощной корневой системе продуктивность люпина узколистного в минимальной степени зависит от применения удобрений [7]. При благоприятных почвенно-климатических условиях люпин способен формировать урожайность семян на уровне 3–4 т/га.

В условиях потепления климата люпин узколистный чувствует себя недостаточно комфортно в южной зоне Центрального региона из-за высоких температур в критические периоды роста и развития. Превышение необходимой суммы положительных температур уменьшает количество и степень развития репродуктивных органов. Продвижение посевов люпина узколистного в области с более низкими летними температурами в большей мере соответствует его биологическим потребностям [8, 9]. Появление новых скороспелых сортов и потепление климата позволяют возделывать его в районах с более коротким вегетационным периодом [8].

На северо-востоке европейской части России, в частности в Кировской области, люпин узколистный остаётся малораспространённой культурой, так как не всегда обеспечивает стабильную по годам урожайность семян,

что обусловлено рядом причин, главные из которых – почвенно-климатические условия. Для люпина узколистного наиболее благоприятные условия для получения высокого урожая семян складываются при среднесуточной температуре 16–17 °С и 200–250 мм осадков от всходов до созревания [3, 8], что при участившихся проявлениях засушливых явлений бывает не всегда. В связи с этим, оценка влияния погодных условий на эффективность возделывания люпина узколистного является актуальной.

Современная концепция развития сельского хозяйства предусматривает использование регуляторов роста для повышения урожайности культурных растений. Биоорганические удобрения, стимуляторы роста способствуют усилению роста и развитию растений, повышают их устойчивость к различным внешним факторам [10]. Регуляторы роста действуют, прежде всего, на ферментативные системы растений, ускоряют течение биохимических реакций, и, тем самым, увеличивают скорость формирования синтезируемого в процессе фотосинтеза органического вещества, что способствует повышению урожайности культуры [11]. В настоящее время активно ведутся исследования по разработке новых препаратов комплексного действия, включающих стимуляторы роста и микроэлементы. Задача состоит в разработке комплексных приёмов использования данных препаратов в сочетании с другими средствами биологизации и химизации сельскохозяйственного производства [12].

Цель исследования – изучить влияние погодных условий на эффективность инокуляции семян люпина узколистного сорта Брянский кормовой бактериальным препаратом Ризоверм, с одновременной обработкой семян и посевов биоорганическим комплексом Полимин™ Бор-Молибден.

### Материалы и методы исследований

Объект исследования – люпин узколистный, сорт Брянский кормовой селекции ФГБНУ ФНЦ ВИК им. В.Р. Вильямса (ВНИИ люпина, г. Брянск). Сорт универсального ис-

пользования. В наших исследованиях 2020–2022 гг. на сильнокислой легкосуглинистой дерново-подзолистой почве сорт Брянский кормовой отличался высокой урожайностью (более 2,0 т/га) и устойчивостью к неблагоприятным факторам среды [13].

Исследования проводились на опытном поле ФАНЦ Северо-Востока им. Н.В. Рудницкого в 2023 и 2024 гг. Для инокуляции семян использовали препарат Ризоверм, содержащий комплекс симбиотических азотфиксирующих бактерий *Rhizobium lupine* (L.) и *Braderhizobium* sp. Препарат получен от ООО «Ризобиотики – Вятка», титр бактерий составлял  $2 \cdot 10^9$  кл./г препарата. Обработку семян и посевов проводили биоорганическим комплексом Полимин™ Бор-Молибден, созданным на основе биостимуляторов природного происхождения (гуминовые и терпеновые кислоты) с добавлением микроэлементов бора и молибдена в хелатной форме. Концентрации бора и молибдена в препарате составляют по 15 г/л. В качестве хелатирующего агента используется оксиэтилидендифосфоновая кислота (ОЭДФ), которая сама является активным регулятором роста растений, обладает антимикробными (включая антивирусные) свойствами.

Обработку семян проводили в рекомендованной производителем дозе препарата (0,4 л/т). Внекорневую обработку травостоев люпина узколистного (по схеме опыта) осуществляли в фазу бутонизации. Доза препарата – 0,2 л/га, расход рабочей жидкости 200 л/га.

Почва опытного участка дерново-подзолистая среднесуглинистая, среднекислая с повышенным содержанием подвижного фосфора ( $P_2O_5$ ) и обменного калия ( $K_2O$ ) (по Кирсанову), низким содержанием гумуса – 1,50–1,67%, средней обеспеченностью бором – 0,4 мг/кг, низкой – молибденом – 0,09 мг/кг почвы.

Общая площадь делянки 15 м<sup>2</sup>, повторность четырёхкратная. Всего было заложено 6 вариантов опыта:

- 1) фон (контроль) – фосфорно-калийные удобрения в дозе  $P_{30}K_{60}$ ;
- 2) фон + азотные удобрения ( $N_{30}$ ) в форме аммиачной селитры;
- 3) фон + инокуляция бактериальным препаратом Ризоверм;
- 4) фон + Полимин™ Бор-Молибден (обработка семян);
- 5) фон + инокуляция Ризовермом + Полимин™ Бор-Молибден (обработка семян);

6) фон + инокуляция Ризовермом + Полимин™ Бор-Молибден (в период вегетации).

Предшественник люпина – яровая пшеница. Посев узкорядный, проводился сеялкой точного высева при достижении оптимальной температуры почвы.

Норма высева семян – 1,3 млн. всхожих зёрен на гектар.

Все полевые исследования и наблюдения были проведены в соответствии с методическими указаниями [14].

Для определения содержания пигментов растения отбирали в фазу массового цветения люпина. Содержание хлорофилла и каротиноидов в листьях осуществляли в ацетоновых вытяжках на спектрофотометре UVmini-1240 (SHIMADZU Corporation, Япония) согласно методике [15].

Статистическую обработку результатов проводили путём дисперсионного анализа с помощью пакета программ «AGROS», версия 2.07.

## Результаты и обсуждение

Погодные условия в годы исследований существенно отличались по температурному режиму и распределению осадков по месяцам в период вегетации люпина от среднемноголетних показателей (табл. 1).

Вегетационный период 2023 г. характеризовался как умеренно увлажнённый, гидротермический коэффициент (ГТК) – 1,29, но в июне (фазы ветвления и бутонизации) количество осадков составило всего 38% от среднемноголетних показателей. Запасы продуктивной влаги в почве в этот период оценивались как низкие – 8,38 мм [16] и в фазу «начало цветения» достигали 9,88 мм, что отрицательно сказалось на развитии симбиотической системы люпина и растений в целом. В первой пятидневке июля на центральном стебле растений образовались бобы. Обильные дожди, начавшиеся с 7 июля (за месяц выпало 227% от климатической нормы), способствовали нарастанию вегетативной массы, боковому ветвлению, с последующим цветением и бобообразованием. Затянувшееся созревание семян на боковых побегах увеличило сроки вегетации до 112 дней и привело к потере семян при уборке.

Рост и развитие растений в 2024 г. проходили в условиях жаркой и сухой погоды. Гидротермический коэффициент сезона составил 0,68, что характеризует его как засушливый. Резкое потепление после прохладной погоды

Таблица 1 / Table 1

Метеорологические условия вегетационного периода 2023–2024 гг.  
 Meteorological conditions of the 2023–2024 growing season

Год исследования Research year	Месяц / Month				
	май May	июнь June	июль July	август August	сентябрь September
Средняя температура воздуха за месяц, °C / Average monthly air temperatures, °C					
2023	13,8	14,1	18,6	17,4	13,0
2024	7,5	18,8	19,8	16,2	
Средняя многолетняя Long-term mean	11,9	16,4	18,9	15,9	9,2
Количество осадков за месяц, мм / Monthly precipitation, mm					
2023	45,0	30,0	177,0	15,0	12,4
2024	65,0	31,0	40,0	30,0	22,0
Среднее многолетнее Long-term mean	52,5	78,2	77,4	71,4	62,1

мая и последующая жаркая и сухая погода способствовали быстрому прохождению фаз онтогенеза (период от посева до полной зрелости семян составил 91 день). Запасы влаги в почве в фазу ветвления 10 июня составляли 25,7 мм (средняя обеспеченность), что было достаточно для роста растений на первых этапах развития, но к фазе цветения–бобообразования влажность почвы в слое 0–20 см была ниже оптимальных показателей.

Обработка семян и посевов ростостимулирующим препаратом не повлияла существенно на длину межфазных периодов, в большей мере они зависели от температурного и водного режима. Внесение N<sub>30</sub> в виде аммиачной селитры под культивацию в условиях обильных осадков июля 2024 г. сказалось на длительности фаз цветения и созревания семян, они наступали позже на 2–3 дня относительно других вариантов опыта.

Количественное содержание пигментов и их соотношение в тканях растений являются фактором, определяющим физиологическое состояние растения [17]. От содержания фотосинтетических пигментов – хлорофиллов зависит эффективность функционирования фотосинтетического аппарата и биологическая продуктивность растений [18].

В зависимости от погодных условий года и применяемой технологии содержание пигментов в листьях люпина узколистного в фазу массового цветения люпина различалось. В условиях жёсткой засухи в конце июня и июле 2024 г. количественное содержание основного зелёного пигмента хлорофилла *a* (Chl *a*), который отвечает за продуктивность, было в среднем по опыту на 15,7% ниже, чем в 2023 г. (табл. 2, 3).

Такая же закономерность наблюдалась в отношении хлорофилла *b* (Chl *b*), который

является облигатным компонентом фотосинтетического аппарата высших растений и регулятором процесса биосинтеза и деградации светособирающих антенных комплексов, концентрация его снизилась на 6,7%. Снижение содержания или отсутствие Chl *b* вызывает задержку цветения и преждевременный запуск программ онтогенетического и индуцированного старения растения [19].

Каротиноиды – обязательные компоненты пигментных систем. Они выполняют защитную функцию, предохраняя хлорофилл от фотоокисления, тем самым стабилизируют его содержание. Содержание их в условиях жаркой и сухой погоды 2024 г. в среднем было ниже на 16,9%, чем в 2023 г.

В 2023 г. все изучаемые агроприёмы достоверно способствовали повышению содержания пигментов в листьях люпина узколистного относительно контрольного варианта (табл. 2). Инокуляция семян микробиологическим препаратом Ризоверм повышала содержание Chl *a* на 37,9%, Chl *b* на 34,2%. Содержание каротиноидов возросло при этом в 1,3 раза. Обработка семян только стимулятором роста Полимин™ Бор-Молибден (вариант 4 в табл. 2) увеличивала содержание зелёных пигментов (Chl *a*+Chl *b*) в листьях люпина узколистного по отношению к контролю на 26,9%, но её влияние было ниже действия инокуляции препаратом Ризоверм. Совместная обработка семян стимулятором роста с инокуляцией, как и инокуляция с последующей обработкой комплексным препаратом в период вегетации не повышали концентрацию пигментов в тканях листа относительно одной бактериализации семян.

Вследствие атмосферной засухи вегетационного периода 2024 г. обработка регулятором роста не оказала стимулирующего влияния

Таблица 2 / Table 2

Содержание фотосинтетических пигментов в листьях люпина узколистного в фазу цветения, 2023 г.  
Photosynthetic pigments content in the *Lupinus angustifolius* leaves during the flowering phase, 2023

Варианты Variants	Chl a	Chl b	Каротиноиды Carotenoids	Chl a / Chl b
	мг/г сухого вещества / mg/g of dry matter			
1. P <sub>30</sub> K <sub>60</sub> (фон) контроль 1. P <sub>30</sub> K <sub>60</sub> (background) control	7,79±0,33	3,45±0,37	2,55±0,31	2,36±0,05
2. Фон + N <sub>30</sub> 2. Background + N <sub>30</sub>	11,36±0,19	4,98±0,08	3,54±0,10	2,30±0,01
3. Фон + ИБП 3. Background + IBP	10,99±0,29	4,6±0,5	3,45±0,06	2,57±0,13
4. Фон + ПБМ (обработка семян) 4. Background + PBM (seed treatment)	10,0±0,6	4,51±0,18	3,03±0,19	2,23±0,08
5. Фон + ИБП + ПБМ (обработка семян) 5. Background + IBP + PBM (seed treatment)	10,8±0,6	4,72±0,30	3,32±0,18	2,30±0,04
6. Фон + ИБП + ПБМ (в период вегетации) 6. Background + IBP + PBM (during the growing season)	11,0±0,1	4,83±0,08	3,42±0,03	2,29±0,02
HCP <sub>05</sub> / LSD <sub>05</sub>	0,51	0,75	0,56	–

Примечание к таблицам 2–4: Chl – хлорофилл; ПБМ – Полимин™ Бор-Молибден; ИБП – инокуляция бактериальным препаратом Ризоверм; (±) – ошибка среднего; HCP<sub>05</sub> – это наименьшая существенная разница между значениями при p≤0,05. Проверк обозначает, что расчёты не проводились.

Note to Tables 2–4: Chl – chlorophyll; PBM – Polymin™ Boron-Molybdenum; IBP – inoculation with the Risoverm bacterial preparation; (±) – error of the mean; LSD<sub>05</sub> is the least significant difference between values at p≤0.05. A dash means no calculations performed.

Таблица 3 / Table 3

Содержание фотосинтетических пигментов в листьях люпина узколистного в фазу «цветение» 2024 г.  
Photosynthetic pigments content in the *Lupinus angustifolius* leaves during the flowering phase, 2024

Варианты Variants	Chl a	Chl b	Каротиноиды Carotenoids	Chl a/Chl b
	мг/г сухого вещества / mg/g of dry matter			
1	9,5±0,8	4,62±0,25	2,96±0,35	2,07±0,05
2	8,5±1,1	4,1±0,5	2,7±0,29	2,07±0,02
3	10,3±0,6	4,95±1,1	3,3±0,8	2,40±0,04
4	7,84±0,35	3,73±0,20	2,51±0,01	2,13±0,08
5	7,72±0,26	3,70±0,05	2,5±0,15	2,1±0,05
6	8,3±0,4	4,03±0,24	2,5±0,13	2,07±0,02
HCP <sub>05</sub> / LSD <sub>05</sub>	F <sub>f</sub> ≤F <sub>05</sub>	F <sub>f</sub> ≤F <sub>05</sub>	F <sub>f</sub> ≤F <sub>05</sub>	–

Примечание: названия вариантов указаны в таблице 2. F<sub>f</sub>≤F<sub>05</sub> – полученные значения существенно не отличаются между собой при p<0,05.

Note: the names of the variants see in Table 2. F<sub>f</sub>≤F<sub>05</sub> – the obtained values do not differ significantly from each other at p<0.05.

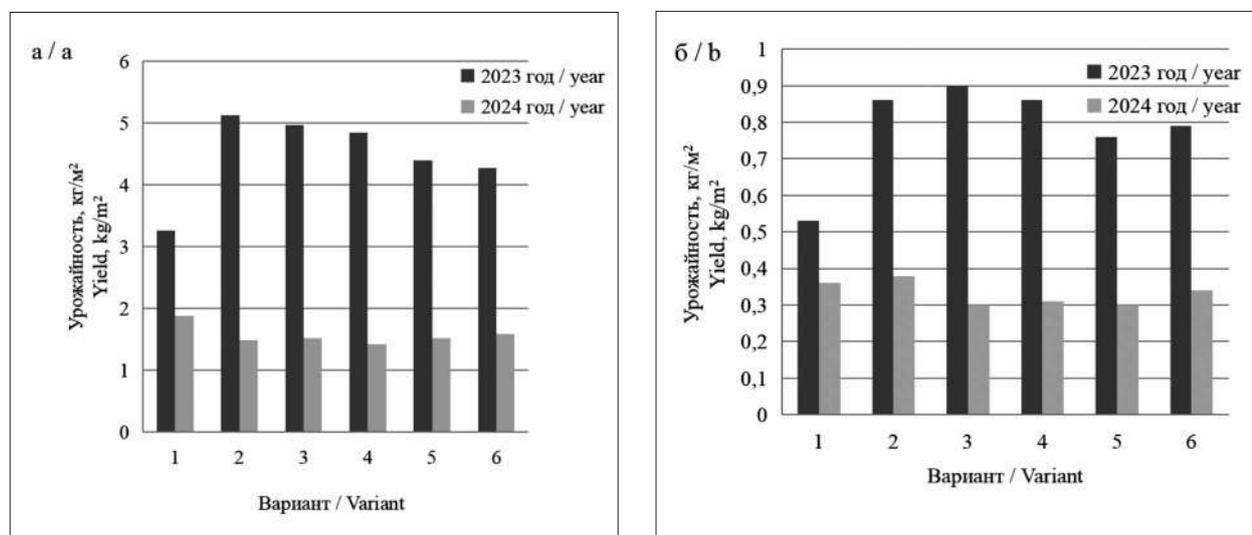
на процесс фотосинтеза. Концентрация хлорофилловых пигментов и каротиноидов в листьях люпина узколистного в этих вариантах опыта была ниже контроля (табл. 3).

Инокуляция семян (вариант 3 в таблице 3) способствовала незначительному накоплению пигментов в листьях по отношению к другим вариантам опыта.

Режим корневого питания азотом оказывает сильное влияние на содержание хлоро-

филла в листьях, от которого зависит полнота поглощения светового потока и интенсивность восстановления CO<sub>2</sub>. Авторы работы [20] отмечают увеличение содержания хлорофилла в листьях люпина при внесении азотных удобрений на 23% по сравнению с вариантом без внесения азота.

В наших исследованиях в зависимости от погодных условий влияние минерального азота на содержание пигментов различалось.



**Рис.** Урожайность зелёной массы (а) и сбор сухого вещества (б) люпина узколистного, кг/м<sup>2</sup> (фаза сизо-зелёного боба) по годам исследований. Названия вариантов указаны в таблице 2  
**Fig.** Yield of *Lupinus angustifolius* green mass and dry matter, kg/m<sup>2</sup> (the blue-green bean phase) in the studies years. The variants names are listed in Table 2

Если в 2023 г. при внесении N<sub>30</sub> содержание Chl *a* возросло по отношению к контролю (P<sub>30</sub>K<sub>60</sub>) на 42,5%, Chl *b* на 44,3%, то в условиях засухи 2024 г. снижалось на 11,0 и 11,3% соответственно.

Одним из информативных показателей, характеризующих работу фотосинтетического аппарата, является соотношение Chl *a*/Chl *b*. Это соотношение связано с активностью главного хлорофилла (Chl *a*), и чем оно больше, тем интенсивнее фотосинтез. В норме этот показатель должен составлять 2,2–3,0 [21, 22]. В 2023 г. при благоприятном водно-температурном режиме в фазу массового цветения люпина это отношение было в пределах нормы (2,23–2,35), что указывало на достаточно хорошую работу фотосинтетического аппарата. В 2024 г. было ниже оптимальных значений (2,07–2,10) по всем вариантам опыта, что свидетельствует об ограничении фотосинтеза у люпина в условиях сухой и жаркой погоды. Соответственно, линейный рост растений и нарастание биомассы было ограничено. Основной рост растений в высоту (80% от высоты растений к концу вегетации) закончился к фазе цветения. В 2023 г. в силу биологических особенностей культуры, в отличие от злаков, нарастание биомассы продолжалось до фазы созревания бобов.

Урожайность зелёной массы и сбор сухого вещества в фазу сизо-зелёных бобов в засушливых погодных условиях (рис.) были в 2,4 раза ниже, чем в 2023 г. по всем вариантам опыта. Если в 2023 г. обработка семян и посевов ростостимулирующими препаратами и

инокуляция семян достоверно увеличивали накопление сухого вещества растениями, то в условиях засухи 2024 г. значимых различий с контролем не отмечено.

В 2023 г. между содержанием пигментов в листьях люпина узколистного в фазу массового цветения и накоплением сухой фитомассы растениями отмечается тесная связь. Коэффициент корреляции сбора сухого вещества с суммарным содержанием хлорофиллов (Chl *a*+Chl *b*), составляет 0,96 при 5% уровне значимости. В 2024 г. эта зависимость достигает только средних значений,  $r=0,43$ .

Прямо пропорциональной зависимости между накоплением сухого вещества растениями люпина и урожайностью семян не отмечено. Если в 2023 г. коэффициент корреляции между накоплением сухого вещества растениями в фазе сизо-зелёных бобов и урожайностью семян составил 0,76, то в условиях засухи, когда наблюдалось опадение листьев, цветков и бобов, только на 11% зависел от накопления сухого вещества (коэффициент детерминации  $R^2=0,11$ ). Коэффициент корреляции ( $r$ ) равнялся 0,33. Хотя между суммой пигментов в листьях и урожайностью семян отмечается более высокий уровень связи, коэффициент корреляции  $r=0,51$ . Урожайность семян в оба года исследований была низкой (табл. 4).

Высокие среднесуточные температуры в период цветения – завязывание семян и дефицит осадков в 2024 г. (дневные температуры достигали 32–34 °C) спровоцировали

Таблица 4 / Table 4

Урожайность семян люпина узколистного по годам исследований, т/га  
Yield of *Lupinus angustifolius* seeds in the studies years, t/ha

Варианты / Variants	2023 г.	2024 г.	Среднее / Average
1	0,60	0,80	0,70
2	0,83	0,82	0,82
3	0,81	0,86	0,84
4	0,82	0,87	0,85
5	0,86	0,84	0,85
6	0,93	0,85	0,89
НС <sub>p05</sub> / LSD <sub>05</sub>	0,122	F <sub>r</sub> ≤ F <sub>05</sub>	–

Примечание: названия вариантов указаны в таблице 2.  
Note: the variants names see in Table 2.

сбрасывание цветков и завязей, что и определило снижение урожайности семян люпина. В 2023 г. невысокая урожайность семян связана с вегетативным израстанием растений. При тёплой и влажной погоде в период после цветения у сортов люпина с обычным неограниченным ветвлением наблюдается длительный вегетативный рост (израстание), что приводит к перераспределению пластических веществ, большая часть которых идёт на поддержание функционирования фотосинтетического аппарата растений, но не на синтез белковых веществ и формирование семян [23, 24]. При таких условиях (перепады температуры, неравномерное распределение осадков, избыточная влажность) урожайность семян люпина может снижаться на 50% и более [25].

Несмотря на вегетативное израстание растений все изучаемые агроприёмы достоверно повысили урожайность семян, но наиболее значимая прибавка к контролю отмечена в варианте опыта с инокуляцией семян и применением комплексного препарата Полимин™ Бор-Молибден в период вегетации 0,33 т/га (55,0%). Вероятно, использование стимулятора роста по вегетирующим растениям увеличивало урожайность за счёт лучшего оттока ассимилянтов в семена. В условиях 2024 г. тенденция сохранилась, но достоверного действия комплексного препарата, как и бактериализации семян, и применения азотных удобрений на семенную продуктивность люпина в сравнении с контролем не проявилось.

### Заключение

Действие погодных условий на эффективность изучаемых агроприёмов на люпине узколистном различалось по годам исследований. В 2023 г. в условиях вегетативного израстания люпина инокуляция семян Ризовермом, обработка семян и посевов регулятором роста По-

лимин™ Бор-Молибден, применение азотных удобрений достоверно повышали концентрацию пигментов в его листьях, способствовали накоплению биомассы и росту урожайности семян относительно контроля. Наиболее значимая прибавка семян к контролю отмечена в варианте опыта с инокуляцией семян и применением комплексного препарата Полимин™ Бор-Молибден в период вегетации (в фазу «бутонизация»), 0,33 т/га (55,0%). В условиях атмосферной и почвенной засухи 2024 г. достоверного действия регулятора роста, инокуляции семян и их совместного применения на содержание пигментов в листьях и продуктивность люпина не проявилось.

Между содержанием зелёных пигментов в листьях и накоплением сухой фитомассы растениями люпина узколистного в фазе сизо-зелёного боба в 2023 г. отмечается тесная связь ( $r=0,96$ ). В 2024 г. эта зависимость достигает только средних значений,  $r=0,43$ .

Вместе с тем урожайность семян люпина не зависела от накопления надземной биомассы растениями. При вегетативном израстании растений в 2023 г. урожайность семян люпина узколистного составила только 9,0–11,8% от накопленного сухого вещества в фазу сизо-зелёного боба. В условиях засухи 2024 г. эта величина достигала 21,6–22,2% и возрастала до 28,0–28,6% в вариантах с инокуляцией семян бактериальным препаратом Ризоверм и обработкой их препаратом Полимин™ Бор-Молибден.

*Работа выполнена в рамках Государственного задания ФГБНУ «Федеральный аграрный научный центр Северо-Востока имени Н.В. Рудницкого» (тема FNWE-2025-0005).*

### Литература

1. Артюхов А.И., Победов А.В. Люпин – важная составляющая часть стратегии самообеспечения России

комплементарным белком // Кормопроизводство. 2012. № 5. С. 3–4.

2. Косолапов В.М., Фицев А.И., Гаганов А.П., Мамаева М.В. Горох, люпин, вика, бобы: оценка и использование в кормлении сельскохозяйственных животных. М.: Угрешская типография, 2009. 373 с.

3. Агеева П.А., Почутина Н.А., Матюхина М.В. Люпин узколистный – источник ценных питательных веществ для использования в кормопроизводстве // Кормопроизводство. 2020. № 10. С. 29–33. doi: 10.25685/krm.2020.11.40.001

4. Федорова З.Н. Энергопротеиновый концентрат на основе экструдированного люпина в кормлении телят // Зернобобовые и крупяные культуры. 2019. № 4. С. 142–148. doi: 10.24411/2309-348X-2019-11146

5. Такунов И.П. Люпин – эффективное средство биологической интенсификации кормопроизводства // Кормопроизводство. 2005. № 6. С. 2–5.

6. Чекмарёв П.А., Артюхов А.И., Юмашев Н.П., Яговенко Л.Л. Роль люпина в формировании плодородия почвы // Достижения науки и техники в АПК. 2011. № 10. С. 17–20.

7. Такунов И.П., Яговенко Л.Л. Удобрение корневых люпинов // Агрехимия. 1996. № 2. С. 107–120.

8. Агеева П.А., Матюхина М.В., Почутина Н.А., Громова О.М. Результаты и перспективы селекции сидеральных сортов узколистного люпина во Всероссийском научно-исследовательском институте люпина // Зернобобовые и крупяные культуры. 2020. № 2 (34). С. 59–63. doi: 10.24411/2309-348X-2020-11170

9. Наумкин В.Н., Наумкин Л.А., Куренская О.Ю., Лукашевич М.И., Агеева П.А. Оценка сортов люпина по урожайности и качеству семян, адаптивности и устойчивости растений к засухе // Инновации в АПК: проблемы и перспективы. 2019. № 1. С. 132–141.

10. Шаповал О.А., Можарова И.П., Коршунов А.А. Регуляторы роста растений в агротехнологиях // Защита и карантин растений. 2014. № 6. С. 16–20.

11. Рябчинская Т.А., Зимина Т.В. Средства, регулирующие рост и развитие растений, в агротехнологиях современного растениеводства // Агрехимия. 2017. № 12. С. 62–92. doi: 10.7868/S0002188417120092

12. Волобуева О.Г., Скоробогатова И.В., Шильникова В.К. Влияние биопрепарата Альбит на содержание фитогормонов в растениях фасоли разных сортов и эффективность симбиоза // Известия Тимирязевской сельскохозяйственной академии. 2010. № 1. С. 105–113.

13. Кислицына А.П., Попов Ф.А., Светлакова Е.А., Софронова А.Ю. Оценка сортов люпина узколистного по урожайности и адаптивности в условиях Кировской области // Аграрная наука Евро-Северо-Востока. 2023. Т. 24. № 2. С. 267–275. doi: 10.30766/2072-9081.2023.24.2.267-275

14. Доспехов Б.А. Методика полевого опыта. М.: Агропромиздат, 1985. 351 с.

15. Lichtenthaler H., Buschmann C. Chlorophylls and carotenoides: measurement and characterization by UV-VIS spectroscopy // Curr. Protoc. Food Anal. Chem. 2001. V. 1. No. 1. P. F4.2.1–F4.2.6. doi: 10.1002/0471142913.faf0403s01

16. Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А. Методы исследования физических свойств почв. М.: Агропромиздат, 1986. 415 с.

17. Головки Т.К., Далькэ И.В., Бачаров Д.С. Мезоструктура и активность фотосинтетического аппарата трёх видов растений сем. *Crassulaceae* в холодном климате // Физиология растений. 2008. Т. 55. № 5. С. 671–680.

18. Никитишен В.И., Терехова Л.М., Личко В.И. Формирование ассимиляционного аппарата и продуктивность фотосинтеза растений в различных условиях минерального питания // Агрехимия. 2007. № 8. С. 35–43.

19. Пютерева Е.В., Дмитриева В.А., Войцеховская О.В. Хлорофилл *b* как источник сигналов, регулирующих развитие и продуктивность растений (обзор) // Сельскохозяйственная биология. 2017. Т. 52. № 5. С. 843–855. doi: 10.15389/agrobiology.2017.5.843rus

20. Кононов А.С., Шкотова О.Н., Шугаев А.В. К вопросу о влиянии азота, биопрепаратов, молибдена, бора и янтарной кислоты на эффективность физиологических процессов одновидовых и бобово-злаковых агроценозов // Ежегодник НИИ фундаментальных и прикладных исследований. 2014. № 1 (5). С. 56–65.

21. Титова М.С., Розломий Н.Г. Динамика фотосинтезирующей активности хвои *Picea ajanensis* и *Picea Smithiana* в условиях зелёной зоны г. Уссурийска // Живые и биокосные системы. 2015. № 12. Статья 4. doi: 10.18522/2308-9709-2015-12-4

22. Лебедева Т.С., Сытник К.М. Пигменты растительного мира. Киев: Наукова думка, 1986. 83 с.

23. Яговенко Л.Л., Мисникова Н.В., Яговенко Г.Л. Зависимость между метеоусловиями вегетационного периода и количеством и качеством урожая семян люпина узколистного в севооборотах // Кормопроизводство. 2012. № 5. С. 13–16.

24. Химия и биохимия бобовых растений / Под ред. М.Н. Запрометова. М.: Агропромиздат, 1986. 336 с.

25. Головина Е.В., Беляева Р.В. Симбиотическая деятельность и формирование урожая люпина узколистного и сои в контрастных погодных условиях // Земледелие. 2022. № 6. С. 31–36. doi: 10.24412/0044-3913-2022-6-31-36

## References

1. Artyukhov A.L., Podobelov A.V. Lupine is the important part of strategy for Russias self-provision with complementary protein // Kormoproizvodstvo. 2012. No. 5. P. 3–4 (in Russian).

2. Kosolapov V.M., Fitsev A.I., Gaganov A.P., Mamaeva M.V. Pea, lupine, vetch, beans: their value and using in

feeding of farm animals. Moskva: Ugreshskaya tipografiya, 2009. 373 p. (in Russian).

3. Ageeva P.A., Pochutina N.A., Matyukhina M.V. Blue lupine – source of valuable nutrients in forage production // *Kormoproizvodstvo*. 2020. No. 10. P. 29–33 (in Russian). doi: 10.25685/krm.2020.11.40.001

4. Fedorova Z.N. Energy-protein concentrate based on extruded lupine for extingual soy in the feeding of calves // *Legumes and groat crops*. 2019. No. 4. P. 142–148 (in Russian). doi: 10.24411/2309-348X-2019-11146

5. Takunov I.P. Lupine is an effective means of biological intensification of forage production // *Kormoproizvodstvo*. 2005. No. 6. P. 2–5 (in Russian).

6. Chekmarev P.A., Artyukhov A.I., Yumashev N.P., Yagovenko L.L. Role of lupine in soil fertility formation // *Achievements of Science and Technology in AIC*. 2011. No. 10. P. 17–20 (in Russian).

7. Takunov I.P., Yagovenko L.L. Fertilization of forage lupines // *Agrokhimia*. 1996. No. 2. P. 107–120 (in Russian).

8. Ageeva P.A., Matyukhina M.V., Pochutina N.A., Gromova O.M. Results and outlook of breeding of sideral narrow-leafed lupin varieties in the Russian Lupin research institute // *Legumes and groat crops*. 2020. No. 2 (34). P. 59–63. (in Russian). doi: 10.24411/2309-348X-2020-11170

9. Naumkin V.N., Naumkin L.A., Kurenskaya O.Y., Lukashovich M.I., Ageeva P.A. Evaluation of lupine varieties for yield and seed quality, adaptability and plant resistance to drought // *Innovations in Agricultural complex: problems and perspectives*. 2019. No. 1. P. 132–141 (in Russian).

10. Shapoval O.A., Mozharova I.P., Korshunov A.A. Plant growth regulators in agrotechnologies // *Plant protection and quarantine*. 2014. No. 6. P. 16–20 (in Russian).

11. Ryabchinskaya T.A., Zimina T.V. Regulators of plant growth and development in modern technologies of crop production // *Agrokhimia*. 2017. No. 12. P. 62–92 (in Russian). doi: 10.7868/S0002188117120092

12. Volobueva O.G., Skorobogatova I.V., Shilnikova V.K. Effect of the Albit biopreparation on the phytohormones content in bean plants of different varieties and the effectiveness of symbiosis // *Izvestiya of Timiryazev Agricultural Academy*. 2010. No. 2. P. 105–113 (in Russian).

13. Kislitsyna A.P., Popov F.A., Svetlakova E.A., Sofronova A.Yu. The assessment of blue lupine varieties according to productivity and adaptability in the conditions of Kirov region // *Agricultural Science Euro-North-East*. 2023. V. 24. No. 2. P. 267–275 (in Russian). doi: 10.30766/2072-9081.2023.24.2.267-275

14. Dospikhov B.A. Methodology of field experiment. Moskva: Agropromizdat, 1985. 351 p. (in Russian).

15. Lichtenthaler H., Buschmann C. Chlorophylls and carotenoides: measurement and characterization by UV-VIS spectroscopy // *Curr. Protoc. Food Anal. Chem*. 2001. V. 1. No. 1. P. F4.2.1–F4.2.6. doi: 10.1002/0471142913.faf0403s01

16. Vadyunina A.F., Korchagina Z.A. Methods of studying the physical properties of soils. Moskva: Agropromizdat, 1986. 415 p. (in Russian).

17. Golovko T.K., Dalke I.V., Bacharov D.S. Mesostucture and activity of photosynthetic apparatus of three Crassulacean species grown in cold climate // *Plant Physiology*. 2008. V. 55. No. 5. P. 671–680 (in Russian).

18. Nikitishen V.I., Terekhova L.M., Lichko V.I. Formation of the assimilation apparatus and photosynthesis productivity of plants in various conditions of mineral nutrition // *Agrokhimia*. 2007. No. 8. P. 35–43 (in Russian).

19. Tyutereva E.V., Dmitrieva V.A., Voitsekhovskaja O.V. Chlorophyll *b* as a source of signals steering plant development (review) // *Agricultural Biology*. 2017. V. 52. No. 5. P. 843–855 (in Russian). doi: 10.15389/agrobiol.2017.5.843rus

20. Kononov A.S., Shkotova O.N., Shugaev A.V. To the question about influence of nitrogen, biological products, molybdenum, boron and succinic acid on the efficiency of physiological processes in single-species and legume-cereal agrocenoses // *Yearbook of the Research Institute of Fundamental and Applied Research*. 2014. No. 1 (5). P. 56–65 (in Russian).

21. Titova M.S., Rozlomi N.G. Features photosynthesizing activity in needles *Picea ajanensis* and *Picea Smithiana* in the town forests in Ussuriisk // *Live and biotic systems*. 2015. No. 12. Article No. 4 (in Russian). doi: 10.18522/2308-9709-2015-12-4

22. Lebedeva T.S., Sytnik K.M. Pigments of the plant world. Kiev: Naukova Dumka. 1986. 83 p.

23. Yagovenko L.L., Misnikova N.V., Yagovenko G.L. Dependence between meteorological conditions of vegetation period and narrow-leafed lupine seed yield quantity and quality in crop rotations // *Kormoproizvodstvo*. 2012. No. 5. P. 13–16 (in Russian).

24. Chemistry and biochemistry of legumes / Ed. M.N. Zaprometov. Moskva: Agropromizdat, 1986. 336 p. (in Russian)

25. Golovina E.V., Belyaeva R.V. Symbiotic activity and crop formation in blue lupine and soybeans under contrasting weather conditions // *Agriculture*. 2022. No. 6. P. 31–36 (in Russian). doi: 10.24412/0044-3913-2022-6-31-36

## Развитие микробных сообществ на поверхности пожнивных остатков

© 2025. М. А. Алёшин<sup>1</sup>, д. б. н., зав. кафедрой, Т. В. Полюдова<sup>2</sup>, к. б. н., доцент,  
А. И. Ботин<sup>2</sup>, студент, А. А. Завалин<sup>3</sup>, академик РАН, зав. лабораторией,

<sup>1</sup>Пермский государственный национальный исследовательский университет,  
614068, Россия, г. Пермь, ул. Букирева, д. 15,

<sup>2</sup>Пермский государственный аграрно-технологический университет  
им. академика Д.Н. Прянишникова,

614990, Россия, г. Пермь, ул. Петропавловская, д. 23,

<sup>3</sup>Всероссийский научно-исследовательский институт агрохимии им. Д.Н. Прянишникова,  
127550, Россия, г. Москва, ул. Прянишникова, д. 31а,  
e-mail: Matvei0704@mail.ru

В рамках лабораторного модельного эксперимента обнаружены микробные сообщества на поверхности соломы зерновых культур, которые формируются в начальный период её разложения в дерново-подзолистой среднесуглинистой почве (*Eutric Albic Retisols (Abruptic, Loamic, Cutanic)*) в виде полимикробных биоплёнок. Метаболическая активность микроорганизмов на поверхности соломы гороха (*Pisum sativum* L.) была выше, чем на соломе пшеницы (*Triticum aestivum* L.) и характеризовалась следующей динамикой: в первые сутки наблюдается значительный прирост биомассы бактерий с высокой метаболической активностью; со 2-х по 15 сутки уровень метаболической активности остаётся неизменным, микроорганизмы пребывают в стадии стационарного роста; после 15 суток начинается фаза отмирания. Сравнительный анализ динамики метаболической активности микроорганизмов на поверхности стерилизованных автоклавированием и нестерильных фрагментов соломы не выявил влияния исходного сапротрофного пула при организации микробного сообщества на поверхности соломы и при её дальнейшем разложении. В соскобах с соломы, инкубируемой в почве 5 и более суток, наблюдалось значительное преобладание количества микробов на соломе гороха. Микробиота была представлена мелкими грамотрицательными и грамположительными палочками, также присутствовали споры бацилл и микромицеты. Солома пшеницы эффективно поддерживала рост и метаболизм микробных сообществ, которые более длительное время сохраняли биологическую стабильность, по сравнению с биоплёнками на поверхности соломы гороха.

**Ключевые слова:** солома, деструкция, микробное сообщество, биоплёнки, метаболическая активность.

## The microbial communities' development on the surface of crop residues

© 2025. М. А. Alyoshin<sup>1</sup> ORCID: 0000-0001-7111-8768, Т. В. Poludova<sup>2</sup> ORCID: 0000-0003-2618-762X<sup>3</sup>

А. И. Botin<sup>2</sup> ORCID: 0009-0008-2162-7730, А. А. Zavalin<sup>3</sup> ORCID: 0000-0001-7717-877X<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Perm State National Research University,  
15, Bukireva St., Perm, Russia, 614068,

<sup>2</sup>Perm State Agro-Technological University named after D.N. Pryanishnikov,  
23, Petropavlovskaya St., Perm, Russia, 614990,

<sup>3</sup>All-Russian Scientific Research Institute of Agrochemistry named after D.N. Pryanishnikov,  
31a, Pryanishnikova St., Moscow, Russia, 127550,  
e-mail: Matvei0704@mail.ru

As part of a laboratory model experiment, microbial communities were found on the surface of grain straw. As polymicrobial biofilms they formed during the initial period of the straw decomposition in sod-podzolic medium loamy soil (*Eutric Albic Retisols (Abruptic, Loamic, Cutanic)*). The metabolic activity of microorganisms on the surface of pea straw (*Pisum sativum* L.) was higher than on wheat straw (*Triticum aestivum* L.). The following dynamics was recorded. On day 1, an exponential growth phase was determined, within which an increase in metabolic activity and a significant increase in bacterial biomass were observed. From 2nd to 15th day there was the phase of stationary growth. From day

15, the phase of microorganism growth was replaced by the phase of death. A comparative analysis of the metabolic activity of microorganism dynamics on the surface of sterilized by autoclaving and non-sterile straw didn't reveal the effect of the initial saprotrophic pool in the organization of microbial community on the surface of straw during its further decomposition. In scrapings from straw incubated in the soil for 5 or more days, a significant predominance of microbes on pea straw was observed. The microbiota was represented by small gram-negative and gram-positive rods, bacillus spores and micromycetes were also present. When straw is introduced into the soil, the gradient of the microbiome density distribution is determined. The study showed that bacteria immobilized on straw have increased viability, higher metabolic activity and contribute to more efficient decomposition of plant substrate. Adding straw to the upper soil layers helps restore and strengthen the soil microbiome.

**Keywords:** straw, destruction, microbial community, biofilms, metabolic activity.

При выращивании сельскохозяйственных культур помимо основной продукции образуется большая масса растительных остатков. На территории РФ образуется более 120 млн т растительных остатков сельскохозяйственных культур, большая часть которых (80%) приходится на солому зерновых культур [1]. Солома является важнейшим источником питательных элементов, служит активным материалом для пополнения запасов органического вещества в почве и повышения её микробиологической активности [2], являясь местом локализации почвенной биоты. Содержание углерода в соломе в 3–4 раза больше, чем в других органических удобрениях, поэтому она выступает в качестве основного трофического и энергетического субстрата для почвенных микроорганизмов [3, 4].

Разложение растительных остатков в почве начинается с формирования на их поверхности сообщества микроорганизмов. Результат разрушения зависит от биохимического состава субстрата и структуры разлагающего его микробного сообщества [5]. Микроорганизмы, участвующие в разрушении растительных остатков, как правило, образуют трофическую цепь, в состав которой входят как внесённые с самими растительными остатками, так и автохтонные микроорганизмы почвы [6, 7]. Изучение закономерностей формирования и изменения структуры микробного сообщества почвы при разложении растительных остатков сельскохозяйственных культур является одним из важнейших направлений современной агрохимической науки [8, 9]. На сегодняшний день наблюдается повышенный интерес к исследованиям биохимических механизмов деградации соломы и её основных компонентов (целлюлозы, клетчатки и т. д.) [3, 6, 10], динамики и таксономической принадлежности составляющих микробного сообщества [7, 11, 12]. Однако, основная доля этих работ посвящена изучению данных процессов на поздних этапах разложения соломы. Поэтому, поле для новых изысканий достаточно обширно. Так, при изучении разложения растительных

остатков, рассматривается микробное сообщество почвы, в свою очередь, оценка степени участия микробного сообщества растительных остатков чаще остаётся вне поля зрения исследователей. Недостаточно подробно изучен процесс колонизации соломы микроорганизмами. Оценка состава микробного сообщества часто приводится только для почвы на момент частичного или полного разложения соломы, что исключает из обзора отдельных представителей микробиома, инициирующих этот процесс. Немногочисленные данные о развитии и составе микробных сообществ на поверхности соломы злаковых культур разных видов получены в работах [11–13], полностью отсутствуют сведения о скорости разложения и динамике развития микробиоты на пожнивных остатках гороха – наиболее распространённой зернобобовой культуры в нашей стране. Немногочисленные данные, полученные секвенированием генов 16S рРНК, позволили раскрыть таксономический состав и динамику микробных сообществ в почве, формирующихся при разложении в ней растительных остатков злаковых культур [11–13]. Вместе с тем, практически отсутствуют простые методики описания микробных пейзажей на поверхности растительных остатков, которые позволяли бы оценивать сукцессионные изменения сообществ микроорганизмов без привлечения дорогостоящих генетических исследований.

Почвенные бактерии, как и микроорганизмы других сред обитания, предпочитают существовать не в виде отдельных клеток и агрегатов, их сообщества преимущественно существуют в виде биоплёнок [14]. Это хорошо организованные структуры, заключённые в самопродуцируемый матрикс, присутствующие в различных нишах агроэкосистем [15, 16]. Биоплёнки почвенных бактерий, привлекаемые корневыми экссудатами, ассоциированные с экто-, эндоризосферой и ризопланой растений, а также с микоризой грибов, хорошо изучены и описаны в научной литературе [13–15]. Несмотря на высокую актуальность исследо-

ваний микробных биоплёнок, практически отсутствует информация относительно их образования почвенными микроорганизмами на поверхности пожнивных остатков. В то же время, интенсивно изучается возможность использования сельскохозяйственных отходов в качестве твёрдых носителей для закрепления и роста микроорганизмов [17]. Твёрдые растительные остатки являются привлекательным носителем для биоплёнок почвенных микробов. Они являются источником углерода, обеспечивают больше возможностей для размножения бактерий и способствуют более высокой плотности их популяции. Пористость структуры пожнивных остатков способствует увеличению площади для прикрепления и роста микроорганизмов [14, 15]. Кроме того, эти сельскохозяйственные отходы длительное время сохраняют стабильную физическую структуру, что связано с их составом, который медленно поддаётся биоразложению, но обеспечивает увеличение пористости структур по мере удаления легкоразлагаемых веществ. Следовательно, сельскохозяйственные отходы в целом и пожнивные остатки, в частности, могут служить носителями для микробных биоплёнок, тем самым способствуют развитию почвенной микробиоты [14–16, 18].

Анализ развития микробных сообществ на соломе разных культур позволяет определить влияние условий среды, биохимического состава субстрата и взаимодействия автохтонных микроорганизмов соломы и почвы на динамику и структуру развития микробного сообщества на поверхностях и на эффективность разложения соломы. Результаты подобных исследований позволяют дополнить обоснование практического использования соломы зерновых культур в качестве удобрения и активатора почвенных микробиоценозов.

Целью работы явилось изучение динамики развития аэробной микробиоты на поверх-

ности соломы пшеницы и гороха в начальные периоды разложения пожнивных остатков для оценки роли автохтонной микробиоты почвы и микробиоты, внесённой вместе с растительными остатками.

### Объекты и методы исследования

Изучение динамики развития микробных сообществ на поверхности соломы зерновых культур на начальном этапе её разложения в почве было проведено в лабораторном модельном эксперименте. Для этого использовались пластиковые сосуды, в которые помещалось 0,25 л дерново-подзолистой среднесуглинистой почвы (*Eutric Albic Retisols (Abruptic, Loamic, Cutanic)*), подробная характеристика которой приведена в таблице 1.

Почва характеризовалась низким содержанием гумуса, средней ёмкостью катионного обмена, высокой степенью насыщенности основаниями. Реакция среды слабокислая, повышенное содержание подвижных форм фосфора и калия.

Элементный состав соломы гороха и пшеницы до закладки эксперимента определяли общепринятыми методами: содержание углерода (С) согласно методу Тюрина в модификации Янишевского с соавторами [19]; содержание азота (N), фосфора (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) и калия (K<sub>2</sub>O) методом Куркаева в модификации Пиневиц [20].

Измельчённую до 2 см солому яровой пшеницы и посевного гороха заделывали в почву из расчёта по 20 шт./сосуд на глубину 5 см. Для установления влияния сапрофитных микроорганизмов соломы на динамические характеристики сапротрофного пула микроорганизмов и формирование его структуры, одна часть соломы подвергалась стерилизации посредством автоклавирования (120 °С при 1,1 атм в течение 1 ч).

Таблица 1 / Table 1

Агрохимическая характеристика дерново-подзолистой среднесуглинистой почвы  
 Agrochemical characteristics of sod-podzolic medium loamy soil

Гумус, % Humus, %	H <sub>г</sub>	S	ЕКО CEC	V, %	рН <sub>KCl</sub>	Подвижные формы элементов питания, мг/кг / Mobile forms for plant nutrition, mg/kg		
	H <sub>у</sub>					N <sub>мин</sub> N <sub>min</sub>	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O
	мг-экв./100 г почвы mg-eq./100 g of soil							
1,20	1,5	16,1	17,6	90,9	5,9	50	154	227

Примечание: H<sub>г</sub> – гидролитическая кислотность, S – сумма обменных оснований, ЕКО – ёмкость катионного обмена, V – степень насыщенности почв основаниями.

Note: H<sub>у</sub> – hydrolytic acidity, S – the amount of exchanged bases, CEC – cation-exchange capacity, V – the degree of soil saturation with bases.

Инкубирование сосудов с почвой и соломой производилось в термостате при постоянной влажности (60% полной полевой влагоёмкости) и температуре ( $25 \pm 2$  °C). Отбор и последующий анализ образцов соломы проводился в 3-х кратной повторности на 1, 2, 5, 15, 20 и 30 сут при разборе сосудов.

После удаления остатков почвы с поверхности соломы, её помещали в 0,1% раствор красителя (2,3,5-трифенил-тетразолий хлористый), приготовленного на 0,2% растворе глюкозы, на 1 час. Затем фрагменты соломы измельчали до частиц 1,0–1,5 мм, которые помещали в пробирки Эппендорфа на 2 мл, заливали 1 мл лизирующего раствора (20% твин-80 на 45% этаноле) для экстракции формазана, образовавшегося под действием ферментов микроорганизмов [21]. Через 24 ч экспозиции с лизирующим раствором производили центрифугирование содержимого пробирок (Microspin 12 «BioSan», Латвия). Интенсивность окрашивания надосадочной жидкости оценивали на планшетном спектрофотометре при  $\lambda=470$  нм (Benchmark plus «BioRad», США).

Изучение микробного пейзажа сообществ, формирующихся на соломе в процессе её разложения, проводилось с помощью микровизора (mVizo-103 «Ломо», Россия). С этой целью проводили соскобы со всей наружной поверхности 3 фрагментов соломы каждого вида (не окрашенных тетразолием) с помощью металлического заострённого шпателя. Соскобы объединяли, суспендировали в 3 мл стерильной воды, затем по 5 мкл наносили на обезжиренное предметное стекло в трёхкратной повторности. Высушивали в асептических условиях, фиксировали в пламени и окрашивали по Граму с помощью набора реактивов «ЭКОлаб». Также готовили препарат типа «раздавленная капля» из 10 мкл полученных суспензий, накрывая покровным стеклом со стороной 18 мм.

Статистическую обработку данных проводили в программе MS Excel 2010, рассчитывая средние значения и их доверительные интервалы, при  $\alpha=0,05$ .

### Результаты и обсуждение

Наличие метаболически активных микроорганизмов на поверхности пожнивных остатков пшеницы и гороха оценивали путём их окрашивания солями тетразолия. При наличии у микроорганизмов метаболической дыхательной активности происходит восстановление бесцветных солей тетразолия до

окрашенного продукта – формазана, который придаёт колониям красный цвет [21]. Следует подчеркнуть, что клетки, окрашенные солью тетразолия, находятся в активном метаболическом состоянии, поэтому количество окрашенных клеток не отражает потенциальную способность перехода микробного сообщества к активному метаболизму при смене условий. По наличию окраски можно судить о начале, скорости и интенсивности метаболизма колониями микробов, адгезированных на соломе и формирующих биоплёнку на внешней и внутренней её поверхности. Интенсивность окраски отражает степень метаболической активности и прямо пропорциональна количеству активных микроорганизмов, колонизирующих поверхность [22].

Перед началом эксперимента на нестерильных и стерилизованных автоклавированием фрагментах соломы пшеницы и гороха метаболическая активность на их поверхностях не была обнаружена. На поверхности соломы не выявлялись окрашенные в красный цвет биообрастания. Это свидетельствовало об отсутствии жизнеспособных форм (стерилизованная солома) или о пребывании микроорганизмов в покоящемся состоянии, когда дыхательная активность резко снижена или отсутствует.

Уже через сутки пребывания соломы в увлажнённой почве на её поверхности были обнаружены метаболически активные сообщества микроорганизмов. Наиболее явно отдельные скопления микроорганизмов выявлялись на поверхности соломы гороха. Наши наблюдения совпадают с уже известным фактом, что начальные элементы микробных биоплёнок могут формироваться (в зависимости от видов бактерий и условий роста) уже в течение первых 2–4 ч инкубации, часто достигая максимальной интенсивности через 24 ч [23].

При инкубировании соломы гороха и пшеницы в почве, уже по истечении 1 сут экспозиции, благодаря восстановлению бесцветных солей тетразолия до окрашенного формазана, было зафиксировано наличие метаболической дыхательной активности микроорганизмов. Площадь окрашенных, т. е. колонизированных микроорганизмами участков на соломе гороха и пшеницы постепенно увеличивалась по мере инкубации. Биоплёночные сообщества микроорганизмов наиболее явно выявлялись на поверхности фрагментов гороха на протяжении всего периода эксперимента. Формирование формазана в биомассе микробных сообществ

на соломе гороха визуализировалось более ярким цветом и чётким контуром колоний. Выявленный факт может свидетельствовать о том, что солома гороха является наиболее привлекательным субстратом с точки зрения обеспеченности элементами питания и их доступности для микробов-деструкторов. В отличие от соломы гороха, окрашенные участки визуальнo фиксировались не на всех фрагментах соломы пшеницы. Со временем площадь окрашенных участков увеличивалась. На 15 сут площади окрашенных участков на соломе пшеницы и гороха в среднем увеличились до 28 и 43%, на 30 сут – до 35 и 54% от всей площади поверхности соломы соответственно.

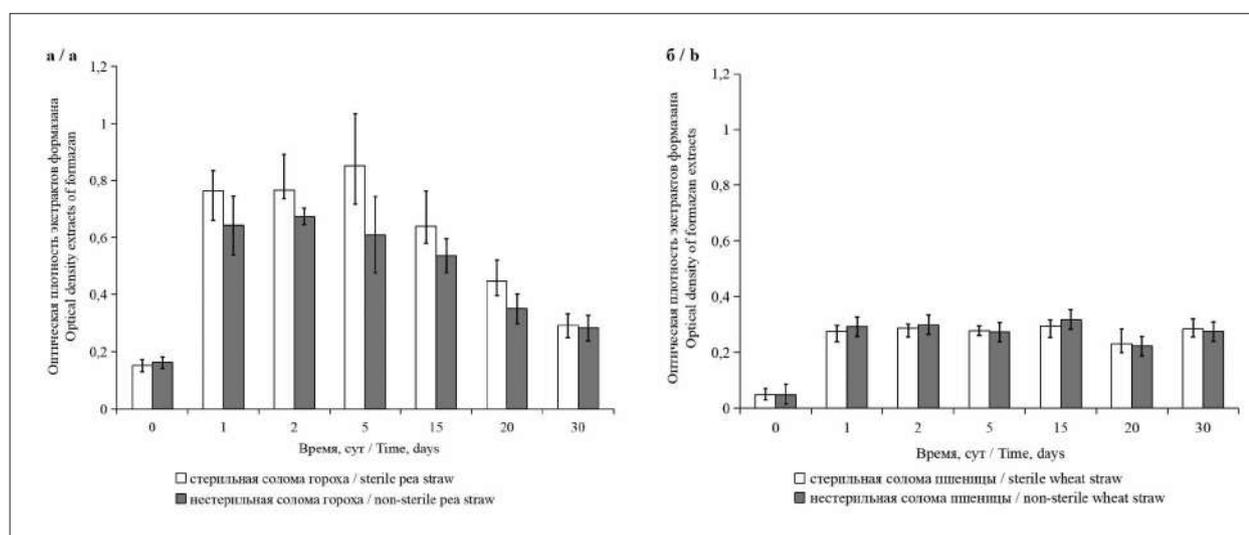
Таким образом, уничтожение микробиоты соломы автоклавированием при 120 °C не приводило к изменению интенсивности формирования биоплёнок на поверхности растительных остатков. Однако, на стерилизованных растительных остатках гороха наблюдалась тенденция к более высокой метаболической активности колонизировавших их микробных сообществ, по сравнению с нестерилизованными фрагментами соломы гороха. Данный факт может быть связан с тем, что при агрессивном воздействии температуры и повышенного давления в процессе автоклавирования произошло частичное разрушение биополимеров в составе соломы гороха. Олигомерные фрагменты более доступны для микроорганизмов, что стимулирует их метаболизм. По сравнению с соломой гороха, пшеница содержит значительно меньшее количество белка и олигосахаров [2]. Для автогидролиза

полимеров соломы пшеницы необходимы более высокие температура и давление [24].

В условиях настоящего эксперимента наблюдалась различная динамика развития микробных сообществ на поверхностях фрагментов гороха и пшеницы. Данные, представленные на рисунке 1, свидетельствуют о том, что интенсивность колонизации нестерильных растительных остатков и предварительно стерилизованных автоклавированием достоверно не отличается на обоих типах растительного субстрата.

Уже через сутки солома, как нативная, так и подвергшаяся стерилизации, активно заселялась микроорганизмами, что позволяет предположить, что микробное сообщество на поверхности растительных фрагментов сформировалось преимущественно благодаря микробиоте почвы. Несмотря на то, что эпифитной микробиоте соломы отводится немало важная роль в её разложении, поскольку она участвует в деструкции растительных остатков [25, 26], в наших экспериментах данный факт не нашёл подтверждения.

Анализ динамики метаболической активности микробного сообщества на соломе гороха позволяет выделить несколько фаз его развития. В течение первых 24 ч происходит адгезия почвенных микробов на поверхности растительных остатков, их закрепление, агрегация и активное размножение быстрорастущих микроорганизмов, что способствует интенсивной колонизации соломы. Резкое возрастание дыхательной активности сообществ на остатках гороха и пшеницы в первые сутки



**Рис. 1.** Метаболическая активность микробных сообществ на поверхности соломы гороха (а) и пшеницы (б), определённая по величине оптической плотности экстрактов формазана при  $\lambda=470$  нм  
**Fig. 1.** Metabolic activity of microbial communities on the pea (a) and wheat (b) straw surface was determined by the optical density of formazan extracts at  $\lambda=470$  nm

эксперимента, вероятно, связано с потреблением легкодоступных моно- и олигомерных органических веществ, которых значительно больше в соломе зернобобовых культур [13, 27]. Известно, что химический состав соломы гороха и пшеницы значительно отличается содержанием клетчатки, гороховая солома богаче протеином, азотом, кальцием и фосфором [10]. Кроме того, в соломе и растительных остатках зерновых культур соотношение С:N, как правило шире (55–114:1), чем у зернобобовых (28–44:1). Растительные остатки с широким отношением С к N не обеспечивают достаточного количества азота для метаболизма микроорганизмов, даже при их высокой активности. Когда быстро метаболизируемые субстраты (простые углеводы) истощаются, лимитирование питания микробов сменяется от азота к углероду [28]. При последующем увеличении соотношения С:N разложение соломы замедляется, наблюдается процесс иммобилизации азота [29]. От исходного содержания азота, отношений С:N и лигнин:N в составе растительного материала также зависит характер деградации, которая осуществляется преимущественно бактериями или грибами [30]. В нашем исследовании также показано, что содержание углерода в соломе гороха несколько выше, чем в соломе пшеницы, содержание азота выше в 3 раза, однако солома пшеницы содержит более чем в 2 раза больше фосфора, по сравнению с соломой гороха (табл. 2). Соотношение С:N в соломе гороха значительно уже (в 2,8 раза), что свидетельствует о большей привлекательности этого органического субстрата для деградации микроорганизмами.

На поверхности растительных остатков гороха к 20 сут наблюдалось снижение метаболической активности биоплёнок. Это может быть связано с различными факторами, такими как уменьшение количества доступных питательных веществ, накопления продуктов метаболизма, изменения локального уровня рН или межвидовой конкуренции. На 30 сут метаболическая активность сообществ на поверхности соломы гороха принимала наименьшие значения за весь период исследова-

ния (рис. 1а). Ожидаемо, что в дальнейшем на данном субстрате произойдут сукцессионные изменения и смена состава микробного сообщества, как это было продемонстрировано в работе [12].

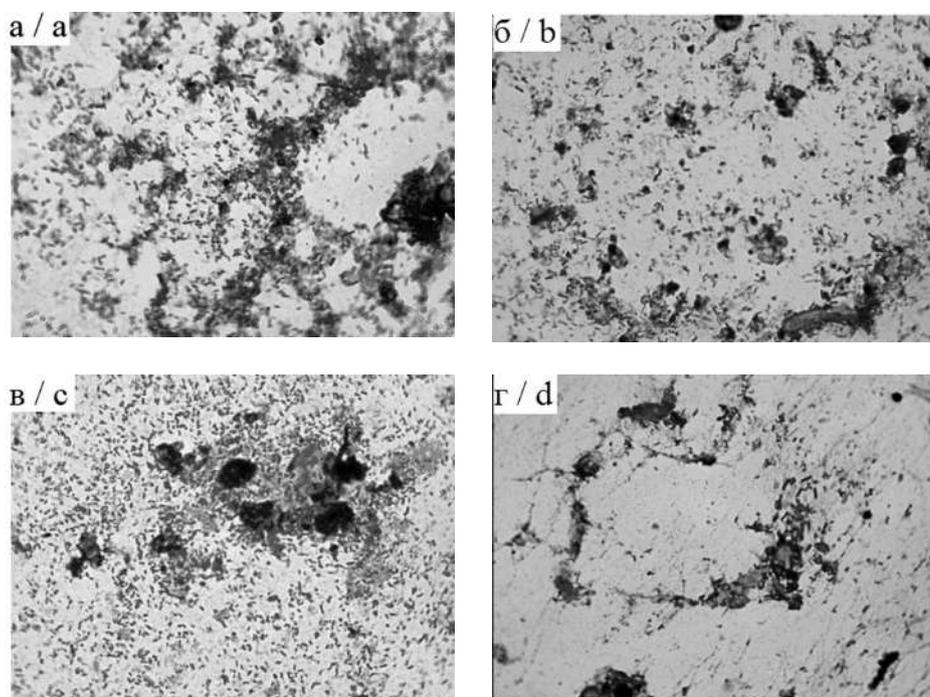
Метаболическая активность бактерий на поверхности соломы пшеницы на протяжении всего эксперимента поддерживалась на более низком уровне, чем на соломе гороха (рис. 1б). За период проведения эксперимента не наблюдалось сукцессионного перехода, а биоплёнка на соломе пшеницы стабильно персистировала. В период персистенции биоплёнок, который может длиться продолжительное время, в них могут формироваться полости и каналы, увеличиваться доля матричных, слизеподобных компонентов [31]. Разложение растительных полимеров является медленным процессом, в результате которого не происходит скачкообразных приростов биомассы микроорганизмов, количество метаболически активных клеток в сообществе остаётся на одном уровне в течение продолжительного времени [13]. Данный факт и был зафиксирован для микробного сообщества на поверхности соломы пшеницы (рис. 1б), доступность компонентов которой значительно ниже, чем у гороха.

При микроскопическом изучении мазков из соскобов с поверхности соломы наблюдалось существенное различие в их плотности в начале и в конце эксперимента. Так, через 5 сут пребывания фрагментов соломы гороха в почве в мазках из соскобов преобладали бактерии палочковидной формы. Бактерии были собраны в скопления, агрегированы между собой (рис. 2а). Явных различий в микробном пейзаже соскобов стерилизованной (рис. 2а, б) и нестерилизованной (рис. 2в, г) соломы гороха, не наблюдалось. Через 15 сут пребывания растительных остатков в увлажнённой почве микробный пейзаж несколько изменился (рис. 2б, г). В мазках наблюдались тяжи и паутинообразные окрашенные структуры, особенно в соскобах со стерилизованной соломы гороха (рис. 2г), которые, вероятно, представляли собой биологические полимеры

Таблица 2 / Table 2

Элементный состав соломы гороха и пшеницы, %  
The elemental composition of pea and wheat straw, %

Растение Plant	Содержание элементов питания Nutrition element content				Соотношение С:N C:N ratio
	C	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	
<i>Pisum sativum</i>	42,4	1,41	0,23	1,26	30:1
<i>Triticum aestivum</i>	39,7	0,47	0,54	1,13	84:1



**Рис. 2.** Соскобы с фрагментов соломы гороха через 5 сут (а, в) и 15 сут (б, г) пребывания в почве: а, б – нестерилизованная солома; в, г – стерилизованная автоклавированием ( $\times 1000$ )  
**Fig. 2.** Scrapings from pea straw fragments after 5 days (a, c) and 15 days (b, d) of residence in soil: a, b – unsterilized straw; c, d – sterilized by autoclaving ( $\times 1000$ )

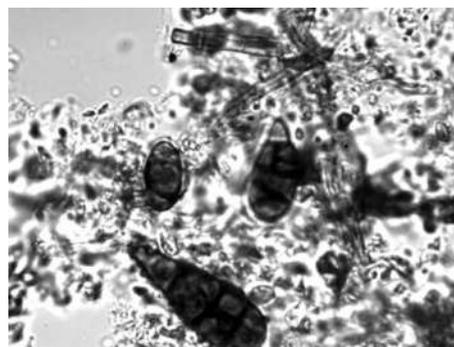
бактерий (экзополисахариды, белки и нуклеиновые кислоты), которые либо являются компонентами матрикса биоплёнок [23], либо результатом разрушения бактериальных клеток. Также в мазках появилось большее количество светопреломляющих микробных клеток (рис. 2б, г), вероятно, спор бацилл. Переход бактерий р. *Bacillus* в покоящееся состояние, как правило, происходит при истощении питательных веществ, при этом один из регуляторных механизмов перехода (PhoP-PhoR) реагирует на недостаток фосфата, содержание которого в соломе гороха снижено (табл. 2) [32].

Помимо однородной бактериальной биоты в мазках из соскобов с соломы гороха присутствовали фрагменты конидий микромицетов, предположительно р. *Alternaria*, которые были выявлены в препарате «раздавленная капля» (рис. 3).

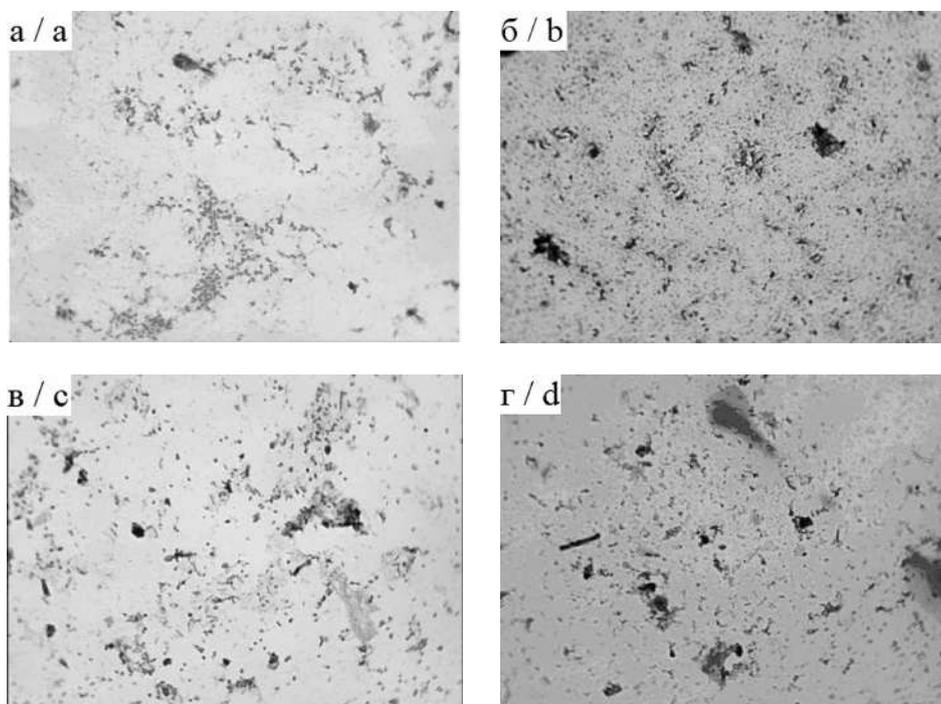
Плотность мазков, приготовленных из соскобов соломы пшеницы, была существенно ниже, чем в препаратах соскобов с соломы гороха, что подтверждает меньшую интенсивность микробной колонизации соломы злака (рис. 4). При сравнении микробного сообщества изначально стерилизованной (рис. 4а, б) и нестерилизованной (рис. 4в, г) соломы пшеницы видно, что микробный пейзаж и плотность микроорганизмов практически

не отличаются при исследовании с помощью светового микроскопа. Это подтверждает и отсутствие разницы в метаболической активности на обоих типах соломы пшеницы, представленной на рисунке 1б.

Во всех препаратах (рис. 3, 4) обращают на себя внимание прокрашенные не клеточные аморфные структуры, зафиксированные на стекле в виде фона, которые могут представлять собой полимеры матрикса, либо фрагменты разрушенных бактериальных клеток и растительного субстрата. Наибольшее



**Рис. 3.** Фрагменты мицелия и споры микромицетов *Alternaria* sp. в соскобах с поверхности соломы гороха через 5 суток инкубации в почве ( $\times 1000$ ) / **Fig. 3.** Mycelium fragments and spores of *Alternaria* sp. micromycetes in scrapings from the pea straw surface after 5 days of incubation in the soil ( $\times 1000$ )



**Рис. 4.** Соскобы с фрагментов соломы пшеницы через 5 сут (а, в) и 15 сут (б, г) пребывания в почве: а, б – нестерилизованная солома; в, г – стерилизованная автоклавированием ( $\times 1000$ )  
**Fig. 4.** Scrapings from wheat straw fragments after 5 days (a, c) and 15 days (b, d) of residence in soil: a, b – unsterilized straw; c, d – sterilized by autoclaving ( $\times 1000$ )

количество фонового детрита наблюдалось в препаратах из соскобов с нестерилизованной соломы пшеницы через 15 сут инкубации в почве (рис. 4б).

Поскольку метаболическая активность биоплёнок на поверхности соломы пшеницы не менялась за весь период наблюдений (рис. 4б), можно предположить, что и общее количество активных микробных клеток было примерно на одном уровне. Отсутствие в мазках соскобов соломы, инкубированной 15 сут, явных клеточных форм микроорганизмов может быть связано с наличием биополимеров в соскобе, которые препятствуют закреплению и удержанию на предметном стекле во время окрашивания даже зафиксированных микробных клеток, способствуя их смыву на этапах окрашивания. Это могло повлиять на результаты микроскопирования и выявления незначительного количества микробных клеток в мазке. Кроме того, в соскобах количество микроорганизмов к 15 сут, действительно, могло быть ниже ввиду того, что по мере размягчения растительных тканей метаболически активные бактерии внедряются в более глубокие слои соломы и прочно удерживаются там [33]. Пшеничная солома, содержащая медленно разлагаемые полимеры, может обеспечить большую поверхность для роста микробов внутри стебля,

формирующего пористую структуру. Диаметры пор на поперечном срезе соломы по мере её разложения могут достигать 25 мкм, что увеличивает площадь, где могут закрепляться микроорганизмы [34].

Полученные изображения подтверждают факт, что трудноразлагаемые растительные полимеры, такие как солома пшеницы, являются хорошим субстратом для иммобилизации почвенных бактерий, который эффективно поддерживает рост и метаболизм микробных сообществ, длительное время сохраняющих биологическую стабильность.

### Заключение

Таким образом, проведённое исследование показало, что началом деструкции растительных остатков можно считать момент формирования на их поверхности сообщества микроорганизмов в виде микробных биоплёнок. Солома гороха заселялась микроорганизмами активнее соломы пшеницы на протяжении всего периода инкубирования. Это свидетельствует о большей привлекательности горохового субстрата с точки зрения обеспеченности элементами питания и доступности легкоразлагаемых компонентов. По истечению 30 сут инкубирования активность микроорганизмов на поверхности соломы гороха снижается до значения метаболической

активности биоплёнки на соломе пшеницы, что может быть связано с исчерпанием легкодоступных питательных веществ в соломе гороха и определённым выравниванием биохимического состава деструктируемого растительного субстрата. Это обстоятельство может служить условием, которое вынуждает микроорганизмы, входящие в состав микробного сообщества, переходить из вегетирующей формы в спорую. Внесение пожнивных остатков в виде соломы способствует иммобилизации на них почвенных микроорганизмов, а не активизации эпифитной микробиоты, что подтверждается применением в данном исследовании стерилизованных фрагментов растительного сырья. Иммобилизованные на соломе бактерии обладают повышенной жизнеспособностью, более высокой метаболической активностью и способствуют более эффективному разложению растительного субстрата. Добавление соломы в верхние слои почвы способствует восстановлению и укреплению почвенного микробиома.

### Литература

1. Русакова И.В. Биопрепараты для разложения растительных остатков в агроэкосистемах // *Juvenis Scientia*. 2018. № 9. С. 4–9. doi: 10.32415/jscientia.2018.09.01
2. Кольбе Г., Штумпе Г. Солома как удобрение. М.: Колос, 1972. 88 с.
3. Русакова И.В., Еськов А.И. Оценка влияния длительного применения соломы на воспроизводство органического вещества дерново-подзолистой почвы // Доклады РАСХН. 2011. № 5. С. 28–31.
4. Семенов В.М., Ходжаева А.К. Агроэкологические функции растительных остатков в почве // *Агрохимия*. 2006. № 7. С. 63–81.
5. Байматов Р.А., Нурузова З.А., Эргашева З.Н. Биоплёнка – как форма существования микроорганизмов // *Re-health journal*. 2019. № 3. С. 58–68.
6. Круглов Ю.В. Микробное сообщество почвы: физиологическое разнообразие и методы исследования // *Сельскохозяйственная биология*. 2016. Т. 51. № 1. С. 46–59. doi: 10.15389/agrobiology.2016.1.46rus
7. Орлова О.В., Чирак Е.Л., Воробьёв Н.И., Свиридова О.В., Лисина Т.О., Андронов Е.Е. Таксономический состав и организация микробного сообщества дерново-подзолистых почв после внесения соломы зерновых культур и использования препарата Баркон // *Сельскохозяйственная биология*. 2019. Т. 54. № 1. С. 47–64. doi: 10.15389/agrobiology.2019.1.47rus
8. Русакова И.В. Эффективность микробных деструкторов послеуборочных остатков в лабораторных и полевых экспериментах // *Владимирский земледелец*. 2021. № 2 (96). С. 34–40. doi: 10.24412/2225-2584-2021-2-34-40
9. Nannipieri P., Ascher J., Ceccherini M.T., Landi L., Pietramellara G., Renella G. Microbial diversity and soil functions // *Eur. J. Soil Sci.* 2003. V. 54. No. 4. P. 655–670. doi: 10.1046/j.1351-0754.2003.0556.x
10. Ерёмин Д.И., Ахтямова А.А. Химический состав растительных остатков сельскохозяйственных культур, выращенных на различном агрофоне в лесостепной зоне Зауралья // *Вестник КрасГАУ*. 2017. № 2. С. 32–38.
11. Орлова О.В., Андронов Е.Е., Воробьёв Н.И., Колодяжный А.Ю., Москалевская Ю.П., Патыка Н.В., Свиридова О.В. Состав и функционирование микробного сообщества при разложении соломы злаковых культур в дерново-подзолистой почве // *Сельскохозяйственная биология*. 2015. Т. 50. № 3. С. 305–314. doi: 10.15389/agrobiology.2015.3.305rus
12. Орлова О.В., Кичко А.А., Першина Е.В., Пинаев А.Г., Андронов Е.Е. Сукцессия бактериальных сообществ при разложении соломы овса в двух разных типах почв // *Почвоведение*. 2020. № 11. С. 1383–1392. doi: 10.31857/S0032180X20090117
13. Чирак Е.Л., Орлова О.В., Аксенова Т.С., Кичко А.А., Чирак Е.Р., Проворов Н.А., Андронов Е.Е. Динамика микробного сообщества типичного чернозёма при биодеградации целлюлозы и соломы ячменя // *Сельскохозяйственная биология*. 2017. Т. 52. № 3. С. 588–596. doi: 10.15389/agrobiology.2017.3.588rus
14. Pandit A., Adholeya A., Cahill D., Brau L., Kochar M. Microbial biofilms in nature: unlocking their potential for agricultural applications // *J. Appl. Microbiol.* 2020. V. 129. No. 2. P. 199–211. doi: 10.1111/jam.14609
15. Rana K.L., Kour D., Yadav A.N., Yadav N., Saxena A.K. Agriculturally important microbial biofilms: biodiversity, ecological significances, and biotechnological applications // *New and future developments in microbial biotechnology and bioengineering: microbial biofilms* / Eds. M.K. Yadav, B.P. Singh. Elsevier, 2020. P. 221–265. doi: 10.1016/B978-0-444-64279-0.00016-5
16. Rossi F. Beneficial biofilms for land rehabilitation and fertilization // *FEMS Microbiol. Lett.* 2020. V. 367. No. 21. Article No. 184. doi: 10.1093/femsle/fnaa184
17. Zhou X., Sun Y., Wang T., Tang L., Ling W., Mosa A., Wang J., Gao Y. Remediation potential of an immobilized microbial consortium with corn straw as a carrier in polycyclic aromatic hydrocarbons contaminated soil // *J. Hazard. Mater.* 2024. V. 469. Article No. 134091. doi: 10.1016/j.jhazmat.2024.134091
18. Sun B., Wang X., Wang F., Jiang Y., Zhang X.X. Assessing the relative effects of geographic location and soil type on microbial communities associated with straw decomposition // *Appl. Environ. Microbiol.* 2013. V. 79. No. 11. P. 3327–3335. doi: 10.1128/AEM.00083-13
19. Янишевский Ф.В., Королева Т.А., Серегин В.В. Модификация метода Тюрина для определения содержания углерода в растительном материале // *Агрохимия*. 2000. № 3. С. 78–80.

20. Куркаев В.Т. Ускорение определение азота, фосфора и калия в растениях из одной навески // Почвоведение. 1959. № 9. С. 114–117.
21. Калинина А.А., Македошин А.С., Гурский Н.В., Соколова Т.Н., Смирнов В.Ф. Кинетическое исследование восстановления иоднитротетразолия хлорида суспензией в физиологическом растворе грамотрицательных бактерий *Pseudomonas aeruginosa* и *Escherichia coli* // Теоретическая и прикладная экология. 2018. № 1. С. 25–32. doi: 10.25750/1995-4304-2018-1-025-032
22. Pyle В.Н., Broadaway S.C., McFeters G.A. Factors affecting the determination of respiratory activity on the basis of cyanoditolyl tetrazolium chloride reduction with membrane filtration // Appl. Environ. Microbiol. 1995. V. 61. No. 12. P. 4304–4309. doi: 10.1128/aem.61.12.4304-4309.1995
23. Романова Ю.М., Гинцбург А.Л. Бактериальные биооплёнки как естественная форма существования бактерий в окружающей среде и организме хозяина // Журнал микробиологии, эпидемиологии и иммунологии. 2011. Т. 88. № 3. С. 99–109.
24. Евстафьев С.Н., Чечикова Е.В. Превращения полисахаридов соломы пшеницы в динамических условиях процесса субкритического автогидролиза // Химия растительного сырья. 2015. № 1. С. 41–49. doi: 10.14258/jcrpm.201501426
25. Васильева Е.Н., Ахтемова Г.А., Жуков В.А., Тихонович И.А. Эндوفитные микроорганизмы в фундаментальных исследованиях и сельском хозяйстве // Экологическая генетика. 2019. Т. 17. № 1. С. 19–32. doi: 10.17816/ecogen17119-32
26. Щербаков А.В., Заплаткин А.Н., Чеботарь В.К. Эндوفитные бактерии, населяющие семена пшеницы, перспективные продуценты микробных препаратов для сельского хозяйства // Достижения науки и техники АПК. 2013. № 7. С. 35–38.
27. Лебедева Т.Б., Надежкин С.М., Арефьева М.В. Трансформация растительного вещества и гумусовое состояние чернозёма выщелоченного при использовании удобрений и известкования // Агрохимия. 2006. № 11. С. 18–24.
28. Семенов В.М. Функции углерода в минерализационно-иммобилизационном обороте азота в почве // Агрохимия. 2020. № 6. С. 78–96. doi: 10.31857/S0002188120060101
29. Дедов А.А., Дедов А.В., Несмеянова М.А. Динамика разложения растительных остатков в чернозёме типичном и продуктивность культур севооборота // Агрохимия. 2016. № 6. С. 3–8.
30. Neely C.L., Beare M.H., Hargrove W.L., Coleman D.C. Relationships between fungal and bacterial substrate-induced respiration, biomass and plant residue decomposition // Soil Biol. Biochem. 1991. V. 23. No. 10. P. 947–954. doi: 10.1016/0038-0717(91)90175-J
31. Николаев Ю.А., Плакунов В.К. Биооплёнка – «город микробов» или аналог многоклеточного организма? // Микробиология. 2007. Т. 76. № 2. С. 149–163.
32. Каюмов А.Р., Шарипова М.Р. Механизмы регуляции синтеза бактериальных субтилаз // Учён. зап. Казан. ун-та. Сер. Естеств. науки. 2005. Т. 147. № 2. С. 89–98.
33. Liu X., Qi Y., Lian J., Song J., Zhang S., Zhang G., Fan J., Zhang N. Construction of actinomycetes complex flora in degrading corn straw and an evaluation of their degradative effects // Biotechnol. Lett. 2022. V. 44. No. 12. P. 1477–1493. doi: 10.1007/s10529-022-03313-3
34. Zhang C., Yang L., Tsapekos P., Zhang Y., Angelidaki I. Immobilization of *Clostridium kluyveri* on wheat straw to alleviate ammonia inhibition during chain elongation for *n*-caproate production // Environ. Int. 2019. V. 127. P. 134–141. doi: 10.1016/j.envint.2019.03.032

## References

- Rusakova I.V. Biopreparations for decomposition of plant residues in agroecosystems // *Juvenis Scientia*. 2018. No. 9. P. 4–9 (in Russian). doi: 10.32415/jscientia.2018.09.01
- Kolbe G., Stumpe G. Straw as fertilizer. Moskva: Kolos, 1972. 88 p. (in Russian).
- Rusakova I.V., Eskov A.I. Assessment of the effect of long-term use of straw on the reproduction of organic matter of sod-podzolic soil // *Russian Agricultural Science*. 2011. No. 5. P. 28–31 (in Russian).
- Semenov V.M., Khodzhaeva A.K. Agroecological functions of plant residues in soil // *Agrokimiya*. 2006. No. 7. P. 63–81 (in Russian).
- Baymatov R.A., Nuruzova Z.A., Ergasheva Z.N. Microbial biofilm as a form of the existence of microorganisms // *Rehealth journal*. 2019. No. 3. P. 58–68 (in Russian).
- Kruglov Yu.V. Microbial community of soil: physiological diversity patterns and assessment // *Agricultural Biology*. 2016. V. 51. No. 1. P. 46–59 (in Russian). doi: 10.15389/agrobiol.2016.1.46rus
- Orlova O.V., Chirak E.L., Vorob'ev N.I., Sviridova O.V., Lisina T.O., Andronov E.E. Taxonomic composition and organization of the microbial community of soddy-podzolic soils after application of straw of cereal crops and using of the Barkon biopreparation // *Agricultural Biology*. 2019. V. 54. No. 1. P. 47–64 (in Russian). doi: 10.15389/agrobiol.2019.1.47rus
- Rusakova I.V. Efficiency of microbial destructors of after harvest residues in laboratory and field experiments // *Vladimirskiy zemledelets*. 2021. No. 2 (96). P. 34–40 (in Russian). doi: 10.24412/2225-2584-2021-2-34-40
- Nannipieri P., Ascher J., Ceccherini M.T., Landi L., Pietramellara G., Renella G. Microbial diversity and soil functions // *Eur. J. Soil Sci*. 2003. V. 54. No. 4. P. 655–670. doi: 10.1046/j.1351-0754.2003.0556.x
- Eryomin D.I., Akhtyamova A.A. Chemical composition of crop residues grown on different soil fertility background in forest-steppe zone of Trans-Urals // *Bulletin of KrasGAU*. 2017. No. 2. P. 32–38 (in Russian).

11. Orlova O.V., Andronov E.E., Vorobyov N.I., Kolodyazhnii A.Yu., Moskalevskaya Yu.P., Patyka N.V., Sviridova O.V. Composition and functioning of microbial communities in the decomposition of straw cereals in sod podzolic soil // *Agricultural Biology*. 2015. V. 50. No. 3. P. 305–314 (in Russian). doi: 10.15389/agrobiol.2015.3.305rus
12. Orlova O.V., Kichko A.A., Pershina E.V., Pinaev A.G., Andronov E.E. Succession of bacterial communities in the decomposition of oats straw in two soils with contrasting properties // *Eurasian Soil Science*. 2020. No. 11. P. 1383–1392 (in Russian). doi: 10.31857/S0032180X20090117
13. Chirak E.L., Orlova O.V., Aksenova T.S., Kichko A.A., Chirak E.R., Provorov N.A., Andronov E.E. Dynamics of chernozem microbial community during biodegradation of cellulose and barley straw // *Agricultural Biology*. 2017. V. 52. No. 3. P. 588–596 (in Russian). doi: 10.15389/agrobiol.2017.3.588rus
14. Pandit A., Adholeya A., Cahill D., Brau L., Kochar M. Microbial biofilms in nature: unlocking their potential for agricultural applications // *J. Appl. Microbiol.* 2020. V. 129. No. 2. P. 199–211. doi: 10.1111/jam.14609.
15. Rana K.L., Kour D., Yadav A.N., Yadav N., Saxena A.K. Agriculturally important microbial biofilms: biodiversity, ecological significances, and biotechnological applications // *New and future developments in microbial biotechnology and bioengineering: microbial biofilms* / Eds. M.K. Yadav, B.P. Singh. Elsevier, 2020. P. 221–265. doi: 10.1016/B978-0-444-64279-0.00016-5
16. Rossi F. Beneficial biofilms for land rehabilitation and fertilization // *FEMS Microbiol. Lett.* 2020. V. 367. No. 21. Article No. 184. doi: 10.1093/femsle/fnaa184
17. Zhou X., Sun Y., Wang T., Tang L., Ling W., Mosa A., Wang J., Gao Y. Remediation potential of an immobilized microbial consortium with corn straw as a carrier in polycyclic aromatic hydrocarbons contaminated soil // *J. Hazard. Mater.* 2024. V. 469. Article No. 134091. doi: 10.1016/j.jhazmat.2024.134091
18. Sun B., Wang X., Wang F., Jiang Y., Zhang X.X. Assessing the relative effects of geographic location and soil type on microbial communities associated with straw decomposition // *Appl. Environ. Microbiol.* 2013. V. 79. No. 11. P. 3327–3335. doi: 10.1128/AEM.00083-13
19. Yanishevskiy F.V., Koroleva T.A., Seregin V.V. Modification of the Tyurin method for determining the carbon content in plant material // *Agrokhimiya*. 2000. No. 3. P. 78–80 (in Russian).
20. Kurkaev V.T. Acceleration of nitrogen, phosphorus and potassium determination in plants from one sample // *Pochvovedenie*. 1959. No. 9. P. 114–117 (in Russian).
21. Kalinina A.A., Makedoshin A.S., Gurskiy N.V., Sokolova T.N., Smirnov V.F. Kinetic study of reduction of iodotetrazolium chloride by suspension of gram-negative bacteria *Pseudomonas aeruginosa* and *Escherichia coli* in a physiological solution // *Theoretical and Applied Ecology*. 2018. No. 1. P. 25–32 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2018-1-025-032
22. Pyle B.H., Broadaway S.C., McFeters G.A. Factors affecting the determination of respiratory activity on the basis of cyanoditolyl tetrazolium chloride reduction with membrane filtration // *Appl. Environ. Microbiol.* 1995. V. 61. No. 12. P. 4304–4309. doi: 10.1128/aem.61.12.4304-4309.1995
23. Romanova Yu.M., Gintsburg A.L. Bacterial biofilms as a natural form of existence of bacteria in the environment and host organism // *Journal of Microbiology, Epidemiology and Immunobiology*. 2011. No. 3. P. 99–109.
24. Evstafev S.N., Chechikova E.V. Transformations of wheat straw polysaccharides in dynamic conditions of subcritical autohydrolysis // *Chemistry of plant raw material*. 2015. No. 1. P. 41–49. doi: 10.14258/jcprm.201501426
25. Vasileva E.N., Akhtemova G.A., Zhukov V.A., Tikhonovich I.A. Endophytic microorganisms in fundamental research and agriculture // *Ecological genetics*. 2019. V. 17. No. 1. P. 19–32. doi: 10.17816/ecogen17119-32
26. Shcherbakov A.V., Zaplatkin A.N., Chebotar V.K. Endophytic bacteria inhabiting wheat seeds as perspective producers of microbial preparations for agriculture // *Dostizheniya nauki i tekhniki APK*. 2013. No. 7. P. 35–38 (in Russian).
27. Lebedeva T.B., Nadezhkin S.M., Arefeva M.V. Transformation of plant matter and humus state of leached chernozem while fertilizers and liming application // *Agrokhimiya*. 2006. No. 11. P. 18–24 (in Russian).
28. Semenov V.M. Functions of carbon in the mineralization–immobilization turnover of nitrogen in soil // *Agrokhimiya*. 2020. No. 6. P. 78–96 (in Russian). doi: 10.31857/S0002188120060101
29. Dedov A.A., Dedov A.V., Nesmeyanova M.A. The dynamics of decomposition of vegetable residues in typical chernozem and the productivity of crop rotation // *Agrokhimiya*. 2016. No. 6. P. 3–8 (in Russian).
30. Neely C.L., Beare M.H., Hargrove W.L., Coleman D.C. Relationships between fungal and bacterial substrate-induced respiration, biomass and plant residue decomposition // *Soil Biol. Biochem.* 1991. V. 23. No. 10. P. 947–954. doi: 10.1016/0038-0717(91)90175-J
31. Nikolaev Yu.A., Plakunov V.K. Biofilm – “city of microbes” or an analogue of a multicellular organism? // *Microbiology*. 2007. V. 76. No. 2. P. 149–163 (in Russian).
32. Kayumov A.R., Sharipova M.R. The mechanisms of regulation of bacterial subtilases synthesis // *Uchenye Zapiski Kazanskogo Universiteta. Seriya Estestvennye Nauki*. 2005. V. 147. No. 2. P. 89–98 (in Russian).
33. Liu X., Qi Y., Lian J., Song J., Zhang S., Zhang G., Fan J., Zhang N. Construction of actinomycetes complex flora in degrading corn straw and an evaluation of their degradative effects // *Biotechnol. Lett.* 2022. V. 44. No. 12. P. 1477–1493. doi: 10.1007/s10529-022-03313-3
34. Zhang C., Yang L., Tsapekos P., Zhang Y., Angelidaki I. Immobilization of *Clostridium kluyveri* on wheat straw to alleviate ammonia inhibition during chain elongation for *n*-caproate production // *Environ. Int.* 2019. V. 127. P. 134–141. doi: 10.1016/j.envint.2019.03.032

## Утилизация отходов спиртовой барды длительного хранения методом аэробного компостирования

© 2025. Д. Н. Шерстобитов, аспирант,  
В. В. Ермаков, к. т. н., доцент, В. В. Пыстин, к. т. н., доцент,  
О. В. Тупицына, д. т. н., доцент, Д. Е. Быков, д. т. н., профессор,  
Самарский государственный технический университет,  
443100, Россия, г. Самара, ул. Молодогвардейская, д. 244,  
e-mail: sherstobitovdn@gmail.com

Объектом исследования являются накопители спиртовой барды, расположенные вблизи села Рождествено Самарской области. Проведена апробация технологии утилизации отходов спиртовой барды длительного хранения (размещение в окружающей среде сроком более 3 лет) методом аэробного компостирования на промышленной площадке. В рамках трёхнедельного цикла компостирования отходов проводились измерения температуры и определение состава компостируемой массы. Объёмные доли в первоначальной компостируемой массе, в том числе отходов спиртовой барды длительного хранения, «незрелого» (рециркуляционного) компоста и древесных опилок составляли 30–35% для каждого из компонентов. В отбираемых пробах контролировались следующие показатели: влажность, водородный показатель (рН), содержание органического вещества, азота нитратного ( $\text{N-NO}_3^-$ ), нитритного ( $\text{N-NO}_2^-$ ) и аммонийного ( $\text{N-NH}_4^+$ ). Определено содержание альдегидов, кетонов, сложных эфиров, высших спиртов, органических (в т. ч. ароматических) кислот. При определении концентрации органических составляющих в пробах, отобранных после второй и третьей недель компостирования, зафиксированы только этановая и бутановая кислоты с незначительной разницей в 0,91 мг/кг. После двух недель компостирования произошло значительное снижение концентрации  $\text{N-NH}_4^+$  и  $\text{N-NO}_2^-$ , а также повышение содержания  $\text{N-NO}_3^-$ . В результате компостирования снизилась доля органического вещества, а также произошла стабилизация рН до значений выше 6,0 единиц. Результаты эксперимента доказали эффективность метода аэробного компостирования для обезвреживания отходов спиртовой барды. Внесение рециркуляционного компоста и древесных опилок способствовало сокращению длительности компостирования с 21 до 14 суток.

**Ключевые слова:** аэробное компостирование, отходы спиртовой барды, утилизация, грунт органоминеральный.

## Waste disposal of long-stored distillery stillage by aerobic composting

© 2025. D. N. Sherstobitov ORCID: 0000-0002-9160-5317  
V. V. Ermakov ORCID: 0000-0001-7720-2418, V. N. Pystin ORCID: 0000-0002-4027-1804  
O. V. Tupitsyna ORCID: 0000-0003-0638-2700, D. E. Bykov ORCID: 0000-0002-4230-2926  
Samara State Technical University,  
244, Molodogvardeyskaya St., Samara, Russia, 443100,  
e-mail: sherstobitovdn@gmail.com

The object of the study is the distillery stillage storage located within the boundaries of the federal protected area “Samarskaya Luka”, near the village of Rozhdestveno in the Samara region. Testing of the technology for utilizing long-term storage distillery waste (stored in the environment for more than 3 years) through aerobic composting at an industrial site has been conducted. During the three-week composting cycle, measurements of temperature and the chemical composition analysis of the composting mass were conducted. The volumetric fractions in the initial compostable mixture, including long-stored distillery stillage, immature (recycled) compost, and sawdust, were 30–35% for each of the components. In the selected samples, the following parameters were monitored: moisture, pH, and the content of organic matter, as well as nitrate ( $\text{N-NO}_3^-$ ), nitrite ( $\text{N-NO}_2^-$ ), and ammonium nitrogen ( $\text{N-NH}_4^+$ ). Aldehydes, ketones, esters, higher alcohols, organic acids (including aromatic) content was also determined. Only acetic and butanoic acids with a slight difference of 0.91 mg/kg were detected when assessing the concentration of organic components in samples taken after the second and third week of composting. There was a significant decrease in the  $\text{N-NH}_4^+$  and  $\text{N-NO}_2^-$  content as well as an increase in  $\text{N-NO}_3^-$  content after two weeks of composting. As a result of composting, the proportion of organic matter decreased, and the pH stabilized to values above 6.0 units. The results of the experiment demonstrated the effectiveness of aerobic composting as a method for the disposal of distillery stillage. The addition of recycled compost and sawdust contributed to reducing the duration of composting from 21 to 14 days.

**Keywords:** aerobic composting, distillery stillage, disposal, organic-mineral soil.

Производство этилового спирта сопровождается образованием значительного объёма отходов. Наиболее крупнотоннажным отходом, образующимся на стадии ректификации, является спиртовая барда: при производстве 1 м<sup>3</sup> этилового спирта образуется не менее 13 м<sup>3</sup> спиртовой барды [1]. Отход представляет собой суспензию светло-коричневого цвета с содержанием сухих веществ 7–9%. Зерновая спиртовая барда содержит клетчатку, углеводы, белки и микроэлементы [2]. Свежая спиртовая барда является ценным и питательным сырьём. С 1 января 2021 г., согласно приказу Росалкогольрегулирования от 17.12.2020 № 400 «Об утверждении порядка полной переработки и утилизации барды (основного отхода спиртового производства), на очистных сооружениях и перечней соответствующего технологического оборудования», производители этилового спирта обязаны проводить полную переработку барды (основного отхода спиртового производства).

Свежая спиртовая барда может быть использована для производства этанола [3, 4], биотоплива [5], удобрений [6], ферментного препарата [7] и корма [8].

Способы утилизации спиртовой барды отражены во множестве патентов, содержащих, в основном, описание микробиологических методов [9–16]. В данных патентах спиртовая барда используется в качестве питательной среды для микроорганизмов. Конечным продуктом жизнедеятельности микроорганизмов является белок, используемый в качестве кормовой базы для сельскохозяйственных животных.

В настоящее время основным продуктом после переработки свежей спиртовой барды является сухая кормовая пшеничная барда (Distiller's Dried Grain with Solubles (DDGS)).

Однако многие спиртовые заводы в Российской Федерации до вступления вышеупомянутого приказа Росалкогольрегулирования не перерабатывали спиртовую барду, а размещали в окружающей среде. Одним из примеров несанкционированного размещения спиртовой барды являются накопители, расположенные недалеко от села Рождественно Самарской области. Несанкционированное размещение спиртовой барды происходило вплоть до полного закрытия спиртового завода в 2012 г. На рисунке 1 представлены последствия несанкционированного размещения отходов спиртовой барды, повлёкшего деградацию биотопа на исследуемом участке.

Согласно представленным космическим снимкам (рис. 1, см. цв. вкладку VIII), на изучаемой территории выделяется несколько очагов наиболее выраженной деградации растительности. Последствия размещения незначительного количества спиртовой барды могут быть устранены при протекании естественных процессов биоремедиации с восстановлением растительности. Между тем, на изучаемом объекте размещено значительное количество отходов, в которых не протекают процессы деструкции, что связано со значительной толщиной слоя отходов. Распространение загрязнений в геосреде составляет до 10 м в глубину, что требует извлечения антропогенного грунта и его обезвреживания.

Специалистами ФГБОУ ВО «СамГТУ» разработан проект рекультивации вышеописанных нарушенных земель с утилизацией размещённой спиртовой барды методом компостирования. Проект является уникальным ввиду того, что до этого момента в России не проводились работы по обезвреживанию отходов спиртовой барды длительного хранения значительного объёма (25 000 м<sup>3</sup>) с применением методов компостирования в границах особо охраняемой природной территории федерального значения ФГБУ «Национальный парк «Самарская Лука» [17].

Целью работы являлось повышение эффективности аэробного компостирования отходов спиртовой барды в результате внесения рециркуляционного компоста, а также анализ динамики химического состава отходов в процессе обезвреживания.

### Объекты и методы исследования

Обезвреживание спиртовой барды проводится в тентовом ангаре, возводимом на месте проведения рекультивационных работ. Длина ангара – 120 м, ширина – 26 м, высота – 9,2 м. Согласно технологии, отходы спиртовой барды экскавируются из мест размещения и перевозятся для формирования буртов длиной 100 м, в виде пирамиды высотой 2 м и основанием 4 м (рис. 2).

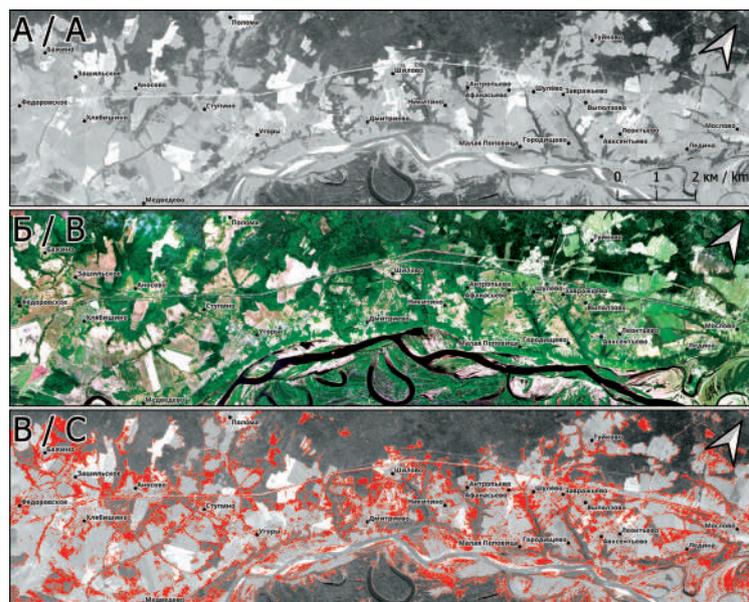
Обезвреживание отходов методом компостирования происходит в результате минерализации органической компоненты и описывается классической теорией биохимической кинетики. Основным этапом обезвреживания проходит во время термофильной стадии компостирования. Поддержание необходимых параметров для перехода с мезофильной на

**Д. Н. Шерстобитов, В. В. Ермаков, В. В. Пыстин,  
О. В. Тупицына, Д. Е. Быков «Утилизация отходов  
спиртовой барды длительного хранения методом  
аэробного компостирования». С. 162.**

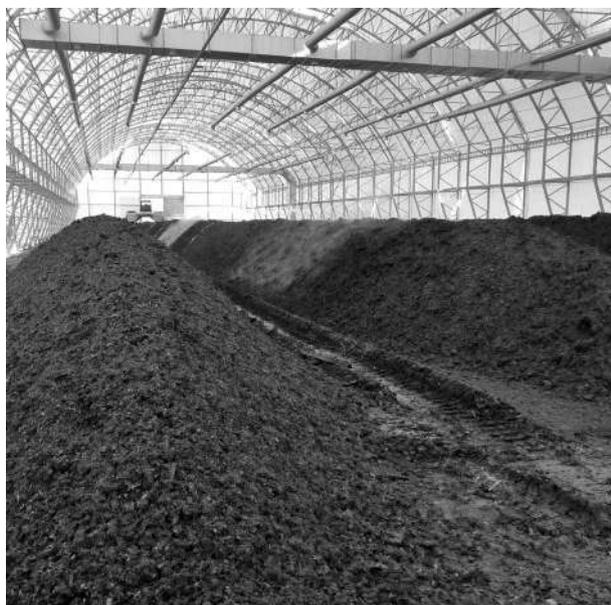


**Рис. 1.** Космические снимки участка размещения спиртовой барды:  
а) 06.09.2009, б) 02.07.2011 (источник – Google Earth)  
**Fig. 1.** Satellite images of the site for the placement of distillery stillage:  
а) 06.09.2009, б) 02.07.2011 (source – Google Earth)

**В. В. Елсаков, Т. А. Мыльникова, А. Ю. Боровлёв, Л. М. Баскин,  
В. М. Щанов «Климатические и постаграрные векторы  
трансформации лесопокрытых территорий  
староосвоенных районов Европейской России». С. 188.**



**Рис. 2.** Участки зарастаний сельскохозяйственных угодий Мантуровского района. Спутниковая съёмка Corona KH-2 от 19.08.1973 (а) и ESRI Imagery от 29.04.2023 (б), результат сравнения изображений (в). Сельскохозяйственные угодья, заросшие лесной/кустарниковой растительностью за период 1973–2023 гг., выделены красным цветом / **Fig. 2.** Overgrowth areas of farmlands in Manturovsky District. Corona KH-2 satellite imagery from 19.08.1973 (a), ESRI Imagery from 29.04.2023 (b), and a result of image comparison (c). Farmlands overgrown with forest/shrub vegetation for 1973–2023 are highlighted in red



**Рис. 2.** Формирование буртов отходов спиртовой барды для обезвреживания  
**Fig. 2.** Piles of waste distillery stillage are forming for disposal

термофильную стадию обеспечивается за счёт аэрации компостируемой массы, внесения поробразующих добавок (древесных опилок) и «незрелого» компоста, а также периодического ворошения. Для более интенсивного развития микробного консорциума в компостируемую массу был внесён биопрепарат-деструктор с микроорганизмами, принадлежащими к родам *Ochrobactrum* и *Acinetobacter*. Объёмные доли отходов спиртовой барды длительного хранения, «незрелого» (рециркуляционного) компоста и древесных опилок в первоначальной компостируемой массе составляют по 30–35%. «Незрелый» (рециркуляционный) компост является материалом после цикла неполного компостирования (от 7 до 10 сут) и вносится в компостируемую массу для ускорения процесса обезвреживания отходов. На термофильной стадии происходит изменение микробного сообщества с мезофильного на термофильное, патогенные бактерии и грибы при этом подавляются [18]. Для обезвреживания отходов на термофильной стадии необходима температура от 55 до 80 °С. В результате компостирования образуется зрелый стабильный компост – органоминеральный грунт.

Длительность эксперимента по обезвреживанию отходов спиртовой барды в промышленных условиях – 3 недели. Для оценки эффективности обезвреживания предусматривался отбор проб с периодичностью 7 сут. Было отобрано в общей сложности пять проб: 1) отход спиртовой барды в исходном состоя-

нии; 2) отход спиртовой барды, смешанный с древесными опилками и рециркуляционным компостом; 3) смесь после 1 недели компостирования, 4) органоминеральный грунт после 2 недель компостирования, 5) органоминеральный грунт после 3 недель компостирования. В течение 3 недель проводился контроль температуры бурта, из которого отбирали пробы. Отобранные пробы отходов, компостной массы и органоминерального грунта анализировали на наличие органических и неорганических компонентов.

Основными показателями для количественного химического анализа были выбраны влажность, водородный показатель (рН), содержание органического вещества, азота нитратного, нитритного и аммонийного. Основным показателем, свидетельствующим об успешном обезвреживании отхода, является снижение содержания органического вещества, ввиду высокого содержания данного компонента в исходном отходе. Изменение концентраций различных форм азота, в свою очередь, позволяет контролировать процессы минерализации органических веществ. Не менее важным является показатель рН, позволяющий оценить изменение кислотности среды в результате жизнедеятельности микроорганизмов. Оптимальным для компостируемых органических отходов является рН 5,0–8,0 [19].

Кроме того, проводился анализ образцов отходов спиртовой барды газохроматографическим методом на хроматографе Agilent Technologies GC 6890N с пламенно-ионизационным детектором. Прибор оснащён капиллярной колонкой с нанесённой жидкой фазой (полиэтиленгликоль, модифицированный нитротерефталевой кислотой) длиной 50 м, внутренним диаметром 0,32 мм, толщиной нанесения жидкой фазы 0,50 мкм. Отобранные пробы были экстрагированы в этиловом спирте класса «Альфа» и проанализированы по методикам аналогичным ГОСТ Р 52363-2005, ГОСТ 31684-2012 и ГОСТ Р 51762-2001 с соблюдением условий проведения измерений. За результат измерений принималось среднеарифметическое значение двух параллельных определений массовой концентрации веществ, полученных в условиях повторяемости, относительные погрешности приняты в соответствии со значениями, указанными в методиках выполнения измерений. Среднее квадратичное отклонение повторяемости измерений составило не более 4% от полученных значений концентраций веществ.

### Результаты и обсуждение

В рамках эксперимента проводился ежедневный контроль температуры в бурте, результаты представлены на рисунке 3.

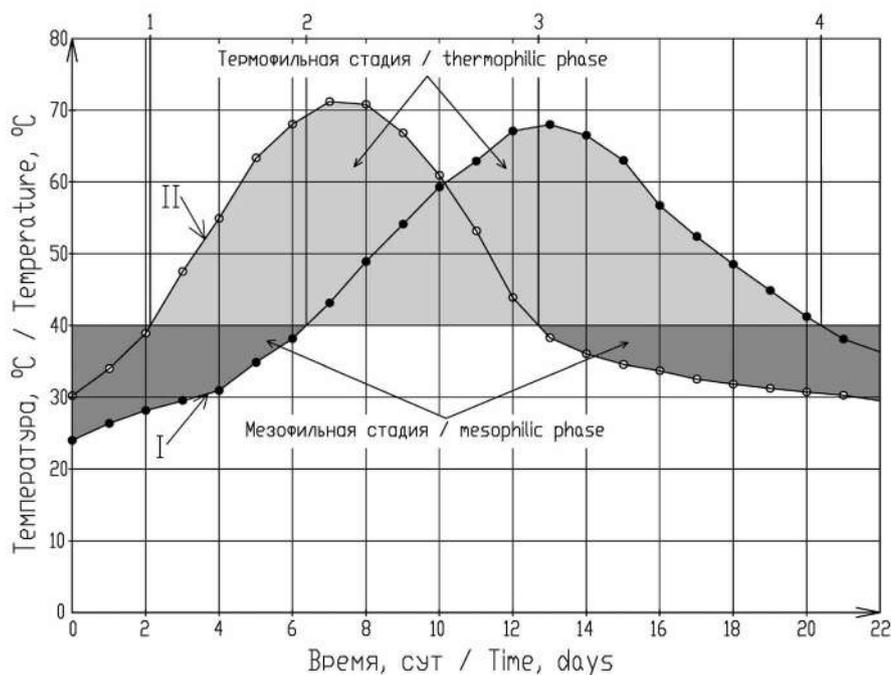
Согласно рисунку 3, внесение рециркуляционного компоста и древесных опилок способствовало более быстрому росту температуры компостируемой массы с сокращением продолжительности мезофильной стадии с 6 до 2 сут. Температура смеси на термофильной стадии ( $>40^{\circ}\text{C}$ ) в бурте № 2 сохранялась в течение 10 сут, с максимумом в  $71^{\circ}\text{C}$  на 7 сут, что является достаточным для разложения токсичных органических веществ, а также ликвидации патогенных микроорганизмов [20, 21].

После начала процесса компостирования из бурта № 2 еженедельно отбирались пробы для отслеживания химических превращений. Результаты хроматографического анализа отходов спиртовой барды, компостируемой массы и органоминерального грунта представлены в таблице 1.

По результатам анализа выявлены высокие концентрации токсичных органических веществ в исходном отходе спиртовой барды. С наибольшими концентрациями детектировались органические кислоты, сложные эфиры (этилдеканат) и высшие спирты (пропан-1-ол) (табл. 1).

После смешения спиртовой барды с древесными опилками и рециркуляционным компостом произошло значительное снижение концентраций изопропилового спирта и органических кислот, а также наблюдалось отсутствие сложных эфиров в анализируемой пробе. Снижение концентрации органического вещества в смеси, направляемой на компостирование, относительно исходного отхода обусловлено внесением компонентов с её меньшим содержанием (рециркуляционный компост, разрыхляющие добавки).

По окончании первой недели компостирования наблюдалось полное отсутствие содержания высших и ароматических спиртов, а также сложных эфиров. Также была от-



**Рис. 3.** Температурно-временная характеристика компостируемой массы:  
 I – бурт № 1 (без внесения рециркуляционного компоста);  
 II – бурт № 2 (с внесением рециркуляционного компоста).  
 1 и 3 – начало и окончание термофильной фазы бурта № 2;  
 2 и 4 – начало и окончание термофильной фазы бурта № 1

**Fig. 3.** Temperature and time characteristics of the composting mass.

I – pile No. 1 (without recirculated compost additive);

II – pile No. 2 (with recirculated compost additive).

1 and 3 – the beginning and the end of the thermophilic phase in pile No. 2;  
 2 and 4 – the beginning and the end of the thermophilic phase in pile No. 1

Таблица 1 / Table 1

Динамика изменения содержания органических веществ в образцах отходов спиртовой барды, компостируемой массы и органоминерального грунта во время 3-недельного цикла компостирования  
Dynamics of organic matter content variation in samples of distillery stillage, composted mass, and organo-mineral substrate during a three-week composting cycle

Вещества Substances	Концентрация в пробах, мг/кг Concentration in the samples, mg/kg				
	1	2	3	4	5
Этаналь / Ethanal	29,2±3,8	8,8±1,3	6,0±0,9	4,0±0,6	5,0±0,8
(2E)-бут-2-еналь / (2E)-but-2-enal	20,1±2,6	–*	–	–	–
<b>Альдегиды / Aldehydes</b>	<b>49,27</b>	<b>8,81</b>	<b>6,00</b>	<b>4,00</b>	<b>4,99</b>
Пропан-2-он / Propan-2-one	5,5±0,8	–	–	–	–
<b>Кетоны / Ketones</b>	<b>5,47</b>	–	–	–	–
Этилформиат / Ethyl formate	–	–	–	–	–
Этилацетат / Ethyl acetate	8,2±1,2	–	–	–	–
Этиллактат / Ethyl lactate	–	–	–	–	–
Изобутилацетат / Isobutyl acetate	–	–	–	–	–
Изоамилацетат / Isoamyl acetate	28,3±3,7	–	–	–	–
Этилоктаноат / Ethyl octanoate	175±23	–	–	–	–
Этилдеcanoат / Ethyl decanoate	2793±363	–	–	–	–
Этиллаурат / Ethyl laurate	1,82±0,27	–	–	–	–
<b>Сложные эфиры / Esters</b>	<b>3006,39</b>	–	–	–	–
Пропан-1-ол / Propan-1-ol	1689±220	51±7	–	–	–
Пропан-2-ол / Propan-2-ol	9,1±1,4	–	–	–	–
Бутан-1-ол / Butan-1-ol	16,4±2,5	1,96±0,29	–	–	–
2-Метилпропанол-1 2-methylpropan-1-ol	–	–	–	–	–
Бутан-2-ол / Butan-2-ol	23,7±3,1	7,8±1,2	–	–	–
3-метил-1-бутанол / 3-methylbutan-1-ol	–	–	–	–	–
<b>Спирты / Alcohols</b>	<b>1738,14</b>	<b>60,66</b>	–	–	–
Этановая кислота / Acetic acid	13672±1641	1808±217	19,0±2,3	18,0±2,2	16,0±1,9
Пропановая кислота / Propanoic acid	10352±1242	2664±320	25,0±3,0	–	–
2-метилпропановая кислота 2-methylpropanoic acid	669±80	299±36	–	–	–
Бутановая кислота / Butanoic acid	16648±1998	4648±558	35±4	11,0±1,3	14,0±1,7
3-метилбутановая кислота / 3-methylbutanoic acid	1652±198	713±86	–	–	–
Пентановая кислота / Pentanoic acid	4051±486	1526±183	15,0±1,8	–	–
<b>Кислоты / Acids</b>	<b>47043,80</b>	<b>11658,92</b>	<b>94,00</b>	<b>29,01</b>	<b>29,92</b>
2-фенилэтанол / 2-phenylethanol	6,4±1,0	–	–	–	–
<b>Ароматические спирты / Aromatic alcohols</b>	<b>6,39</b>	–	–	–	–

Примечание: прочерк означает отсутствие детектируемых веществ. Наименование и сумма концентраций органических веществ, распределённых по классам, выделены жирным. Номера проб см. в тексте.

Note: a dash means the absence of the substances in the samples. The name and sum of organic substances concentrations are marked in bold. Samples (here and in the Table 2): 1 – initial distillery stillary; 2 – distillery stillary mixed with sawdust and recycled compost; 3, 4, 5 – mixture after composting for 1, 2 or 3 weeks, respectively.

мечена полная элиминация изобутановой и изовалериановой кислот.

На 2 неделе компостирования произошло разложение большей части детектируемых ранее органических веществ, в связи с чем в пробе обнаружено менее 0,1% концентрации веществ по сравнению с результатами, полученными после анализа исходного отхода.

На 3 неделе компостирования в пробе не произошло значительного изменения содержания загрязнителей. После 2 и 3 недель компостирования в отобранных пробах детектировали всего 2 кислоты: этановую и бутановую с суммарным их содержанием 29,01 мг/кг после второй недели и 29,92 мг/кг после третьей недели.

Результаты химического анализа отходов спиртовой барды, компостируемой массы и

органоминерального грунта представлены в таблице 2.

Согласно результатам (табл. 2), в исследуемых пробах в процессе компостирования произошло несколько значительных изменений химических показателей. Высокая влажность в исходном отходе, а также в смешанном образце, со значения более 70% в процессе компостирования снизилась до 42,8–48,3%. Также произошло снижение содержания органического вещества с 31,8 до 9,8% по сухому веществу, что является основным показателем эффективности обезвреживания. В ходе эксперимента наблюдалось повышение значения pH с 4,92 в исходном образце до 6,09 в конечной пробе. По результатам изменения концентрации форм азота можно сделать вывод о протекании процесса нитрификации со снижением концентраций нитритного азота и повышением содержания нитратного азота. Разложение аммонийного азота до воды и азота происходило за счёт поддержания высокой температуры 60–70 °С во время термофильной стадии.

В отличие от существующих методов обращения со спиртовой бардой (флокуляция, флотация, адсорбция, обработка бактериями и водорослями), применяемых для жидких отходов [22], предлагаемый способ применим к отходам длительного пребывания в окружающей среде. Применённый метод аэробного компостирования в буртах с применением статического (продувка) и динамического (ворошение) аэрирования

позволил достигнуть температур (>70 °С) и переработать отход, отличающийся низкой влажностью, частичной минерализацией, а также наличием патогенной микробиоты. Использование только статической аэрации не позволяет достигнуть высоких температур и полностью обезвредить отходы спиртовой промышленности от патогенных организмов [23]. Дальнейшее исследование и совершенствование методов компостирования отходов позволит получать грунты и удобрения на основе отходов спиртовой барды, которые в настоящее время в значительном объёме накоплены в окружающей среде и негативно на неё влияют [24].

### Заключение

В результате проведённого эксперимента подтверждена эффективность переработки отходов спиртовой барды длительного хранения методом аэробного компостирования. Внесение древесных опилок в качестве разрыхлителя, а также рециркуляционного компоста для ускорения процесса компостирования позволили сократить продолжительность мезофильной стадии с 6 до 2 сут по сравнению с компостированием массы без соответствующих добавок. Рециркуляционный компост также способствовал быстрому разогреву компостируемой массы и достижению высокой температуры – 71 °С.

Газово-хроматографический анализ проб позволил отследить снижение концентрации

Таблица 2 / Table 2

Динамика изменения содержания соединений азота, влажности, pH и органического вещества в образцах отходов спиртовой барды, компостируемой массы и органоминерального грунта во время 3-недельного цикла компостирования / Dynamics of moisture, pH, organic matter, and nitrogen compounds content in the samples of distillery waste, composted mass, and organo-mineral substrate during a three-week composting cycle

Показатели Parameters	Значение в пробах, мг/кг Value in the samples, mg/kg				
	1	2	3	4	5
Влажность, % Moisture content, %	77±5	73±5	47,2±3,3	48,3±3,4	42,9±3,0
Органическое вещество, % Organic matter, %	31,8±0,8	26,3±0,7	21,6±0,5	11,1±0,3	9,82±0,25
Водородный показатель (pH), ед. pH Hydrogen index (pH), un. pH	4,92±0,10	5,37±0,10	5,63±0,10	6,01±0,10	6,09±0,10
Азот нитратный, мг/кг Nitrate nitrogen, mg/kg	2,6±0,8	2,8±0,9	25±5	49± 11	51±11
Азот нитритный, мг/кг Nitrite nitrogen, mg/kg	34±13	30±12	14±5	2,0±0,8	0,12±0,05
Азот аммонийный, мг/кг Ammonium nitrogen, mg/kg	3865±425	3240±356	2984±328	2813±309	2731±300

основных видов загрязнителей в процессе компостирования. При определении концентрации органических составляющих в пробах, отобранных после второй и третьей недель компостирования, детектировались только этановая и бутановая кислоты с незначительной разницей в 0,91 мг/кг.

Результаты химического анализа нитратного, нитритного и аммонийного азота, органического вещества, рН и влажности в пробах после 2 и 3 недель компостирования не имеют значительных различий.

Согласно проведённому эксперименту доказано, что внесение рециркуляционного компоста и древесных опилок позволяет сократить продолжительность процесса обезвреживания отходов спиртовой барды длительного хранения с 21 до 14 сут.

Полученный органоминеральный грунт после обезвреживания может быть использован для заполнения выемок, образованных при экскавации отходов спиртовой барды.

### Литература

1. Кухаренко А.А., Винаров А.Ю. Безотходная биотехнология этилового спирта. М.: Энергоатомиздат, 2001. 272 с.
2. Дыганова Р.Я., Беляева Ю.С. Разработка методики выбора технологий переработки отходов спиртовой промышленности как инструмента экологического менеджмента // Известия СамНЦ РАН. 2014. № 4 (2). С. 1728–1736.
3. Dien B.S., Ximenes E.A., O'Bryan P.J., Moniruzzaman M., Li X.L., Balan V., Dale B., Cotta M.A. Enzyme characterization for hydrolysis of AFEX and liquid hot-water pretreated distillers' grains and their conversion to ethanol // Bioresour. Technol. 2008. V. 99. No. 12. P. 5216–5225. doi: 10.1016/j.biortech.2007.09.030
4. Liu Y.-H., Wu Z.-Y., Yang J., Yuan Y.-J., Zhang W.-X. Step enzymatic hydrolysis of sodium hydroxide-pretreated Chinese liquor distillers' grains for ethanol production // Prep. Biochem. Biotechnol. 2014. V. 44. No. 5. P. 464–479. doi: 10.1080/10826068.2013.833113
5. Lei H., Ren S., Wang L., Bu Q., Julson J., Holladay J., Ruan R. Microwave pyrolysis of distillers dried grain with solubles (DDGS) for biofuel production // Bioresour. Technol. 2011. V. 102. No. 10. P. 6208–6213. doi: 10.1016/j.biortech.2011.02.050
6. Nelson K.A., Motavalli P.P., Smoot R.L. Utility of dried distillers grain as a fertilizer source for corn // J. Agric. Sci. 2009. V. 141. No. 1. P. 3–12. doi: 10.5539/jas.v1n1p3
7. de Lima A.L.G., do Nascimento R.P., da Silva Bon E.P., Coelho R.R.R. *Streptomyces drozdowiczii* cellulase production using agro-industrial by-products and its potential use in the detergent and textile industries // Enzyme Microb. Technol. 2005. V. 37. No. 2. P. 272–277. doi: 10.1016/j.enzmictec.2005.03.016
8. Lodge S.L., Stock R.A., Klopfenstein T.J., Shain D.H., Herold D.W. Evaluation of corn and sorghum distillers byproducts // J. Anim. Sci. 1997. V. 75. No. 1. P. 37–43. doi: 10.2527/1997.75137x
9. Глинкин Н.Г., Педан Д.Н., Чопик В.И. Способ получения концентрированных кормов из отходов свеклосахарного и спиртового производства // Патент SU 159395 А1. Заявление: 805702/30-15, 30.11.1962. Дата публикации: 12.07.1963. Бюлл. 24.
10. Бабаков Ф.П., Пухилевич Ф.М., Клименко Я.А. Способ получения белково-витаминных добавок из отходов ацетонобутилового и спиртового производства // Патент SU 614784 А1. Заявление: 1458370, 07.07.1970. Дата публикации: 15.07.1978. Бюлл. 26.
11. Винаров А.Ю., Заикина А.И., Захарычев А.П., Зобнина В.П., Сидоренко Т.Е., Ковальский Ю.В., Рогачева Р.А., Зорина Л.В. Способ получения белковой кормовой добавки // Патент RU 2159287 С1. Заявление: 2000107993/13, 03.04.2000. Дата публикации: 20.11.2000.
12. Римарева Л.В., Лозанская Т.И., Худякова Н.М. Способ производства белково-витаминного корма // Патент RU 2203315 С1. Заявление: 2001131620/13, 26.11.2001. Дата публикации: 27.04.2003.
13. Кравченко В.Т., Антоноук А.А., Воропанова Л.А., Головской Э.А., Харебова Т.Я. Способ переработки спиртовой барды // Патент RU 2259394 С2. Заявление: 2003102207/13, 28.01.2003. Дата публикации: 27.08.2005. Бюлл. 24.
14. Доморацкий В.А., Култыгин Е.И., Винокуров В.И. Способ утилизации спиртовой барды из зернового сырья // Патент RU 2590600 С2. Заявление: 2014124628/10, 17.06.2014. Дата публикации: 10.07.2016. Бюлл. 19.
15. Доморацкий В.А., Култыгин Е.И., Винокуров В.И. Способ утилизации спиртовой барды из зернового сырья // Патент RU 2554491 С1. Заявление: 2014123770/10, 06.10.2014. Дата публикации: 27.06.2015. Бюлл. 18.
16. Кабалоев Т.Х., Бекузарова С.А., Калоев Б.С., Томаев Т.О. Способ получения корма на основе утилизированной спиртовой барды // Патент RU 2681295 С1. Заявление: 2018123266, 26.06.2018. Дата публикации: 06.03.2019. Бюлл. 7.
17. Пыстин В.Н., Губарь Е.В., Тупицына О.В., Быков Д.Е., Чертез К.Л. Утилизация отходов и ликвидация объекта накопленного вреда в условиях особо охраняемой природной территории // Экология и промышленность России. 2022. Т. 26. № 5. С. 22–27. doi: 10.18412/1816-0395-2022-5-22-27
18. Дроганова Т.С., Поликарпова Л.В., Севостьянов М.А., Мазуркевич А.А. Оценка применимости почвогрунтов, произведённых из твёрдых отходов для выращивания лекарственных растений // Теоретическая и прикладная экология. 2023. № 4. С. 157–164. doi: 10.25750/1995-4301-2023-4-157-164

19. Бойцова Л.В., Моисеев К.Г., Пищик В.Н., Зинчук Е.Г., Хомяков Ю.В. Исследование и экологическая оценка сложного компоста // Теоретическая и прикладная экология. 2020. № 3. С. 133–139. doi: 10.25750/1995-4301-2020-3-133-139

20. Grewal S.K., Sreevatsan S., Michel F.C. Persistence of *Listeria* and *Salmonella* during swine manure treatment // Compost Sci. Util. 2007. V. 15. No. 1. P. 53–62. doi: 10.1080/1065657X.2007.10702311

21. Zaleski J.Z., Josephson K.L., Gerba C.P., Pepper I.L. Survival, growth, and regrowth of enteric indicator and pathogenic bacteria in biosolids, compost, soil, and land applied biosolids // J. Residuals Sci. Technol. 2005. V. 2. No. 1. P. 49–63.

22. Chowdhary P., Raj A., Bharagava R.N. Environmental pollution and health hazards from distillery wastewater and treatment approaches to combat the environmental threats: a review // Chemosphere. 2018. V. 194. P. 229–246. doi: 10.1016/j.chemosphere.2017.11.163

23. Bustamante M.A., Moral R., Paredes C., Vargas-García M.C., Suárez-Estrella F., Moreno J. Evolution of the pathogen content during co-composting of winery and distillery wastes // Bioresour. Technol. 2008. V. 99. No. 15. P. 7299–7306. doi: 10.1016/j.biortech.2007.12.051

24. Silva L.R.B., Kardos L. Composting of distillery spent wash // Journal of Environmental Geography. 2024. V. 17. No. 1–4. P. 15–28. doi: 10.14232/jengeo-2024-44674

## References

1. Kukharensko A.A., Vinarov A.Yu. Zero-waste biotechnology of ethanol production. Moskva: Energoatomizdat, 2001. 272 p. (in Russian).

2. Dyganova R.Ya., Belyaeva Ju.S. Development of method of selection of technologies of alcohol industry waste treatment as an instrument of ecological management // Izvestia of RAS SamSC. 2014. No. 4 (2). P. 1728–1736 (in Russian).

3. Dien B.S., Ximenes E.A., O'Bryan P.J., Moniruzzaman M., Li X.L., Balan V., Dale B., Cotta M.A. Enzyme characterization for hydrolysis of AFEX and liquid hot-water pretreated distillers' grains and their conversion to ethanol // Bioresour. Technol. 2008. V. 99. No. 12. P. 5216–5225. doi: 10.1016/j.biortech.2007.09.030

4. Liu Y.-H., Wu Z.-Y., Yang J., Yuan Y.-J., Zhang W.-X. Step enzymatic hydrolysis of sodium hydroxide-pretreated Chinese liquor distillers' grains for ethanol production // Prep. Biochem. Biotechnol. 2014. V. 44. No. 5. P. 464–479. doi: 10.1080/10826068.2013.833113

5. Lei H., Ren S., Wang L., Bu Q., Julson J., Holladay J., Ruan R. Microwave pyrolysis of distillers dried grain with solubles (DDGS) for biofuel production // Bioresour. Technol. 2011. V. 102. No. 10. P. 6208–6213. doi: 10.1016/j.biortech.2011.02.050

6. Nelson K.A., Motavalli P.P., Smoot R.L. Utility of dried distillers grain as a fertilizer source for corn //

J. Agric. Sci. 2009. V. 1. No. 1. P. 3–12. doi: 10.5539/jas.v1n1p3

7. De Lima A.L.G., do Nascimento R.P., da Silva Bon E.P., Coelho R.R.R. *Streptomyces drozdowiczii* cellulase production using agro-industrial by-products and its potential use in the detergent and textile industries // Enzyme Microb. Technol. 2005. V. 37. No. 2. P. 272–277. doi: 10.1016/j.enzymictec.2005.03.016

8. Lodge S.L., Stock R.A., Klopfenstein T.J., Shain D.H., Herold D.W. Evaluation of corn and sorghum distillers byproducts // J. Anim. Sci. 1997. V. 75. No. 1. P. 37–43. doi: 10.2527/1997.75137x

9. Glinkin N.G., Pedan D.N., Chopik V.I. Method for obtaining concentrated feeds from waste of sugar beet and distillery production // Patent SU 159395 A1. Application: 805702/30-15, 30.11.1962. Date of publication: 12.07.1963. Bull. 24 (in Russian).

10. Babakov F.P., Pukhilevich F.M., Klimenko Ya.A. Method of obtaining protein-vitamin feed additives from acetone-butyl and alcohol production waste // Patent SU 614784 A1. Application: 1458370, 07.07.1970. Date of publication: 15.07.1978. Bull. 26 (in Russian).

11. Vinarov A.Ju., Zaikina A.I., Zakharychev A.P., Zobnina V.P., Sidorenko T.E., Koval'skiy Ju.V., Rogacheva R.A., Zorina L.V. Protein feed additive production process // Patent RU 2159287 C1. Application: 2000107993/13, 03.04.2000. Date of publication: 20.11.2000 (in Russian).

12. Rimareva L.V., Lozanskaya T.I., Khudyakova N.M. Method of production of protein–vitamin fodder // Patent RU 2203315 C1. Application: 2001131620/13, 26.11.2001. Date of publication: 27.04.2003 (in Russian).

13. Kravchenko V.T., Antonyuk A.A., Voropanova L.A., Golovskoy Eh.A., Kharebova T.Ja. Distillery dregs processing method // Patent RU 2259394 C2. Application: 2003102207/13, 28.01.2003. Date of publication: 27.08.2005. Bull. 24 (in Russian).

14. Domoratskiy V.A., Kultygin E.I., Vinokurov V.I. Method for disposal of distillery stillage from grain raw material // Patent RU 2590600 C2. Application: 2014124628/10, 17.06.2014. Date of publication: 10.07.2016. Bull. 19 (in Russian).

15. Domoratskiy V.A., Kultygin E.I., Vinokurov V.I. Method of recycling distillery stillage from grain material // Patent RU 2554491 C1. Application: 2014123770/10, 06.10.2014. Date of publication: 27.06.2015. Bull. 18 (in Russian).

16. Kabaloev T.Kh., Bekuzarova S.A., Kaloev B.S., Tomaev T.O. Method of obtaining feed on the basis of utilized alcohol bards // Patent RU 2681295 C1. Application: 2018123266, 26.06.2018. Date of publication: 06.03.2019. Bull. 7 (in Russian).

17. Pystin V.N., Gubar E.V., Tupitsyna O.V., Bykov D.E., Chertes K.L. Waste disposal and elimination of the object of accumulated harm in a specially protected natural area // Ecology and Industry of Russia. 2022.

V. 26. No. 5. P. 22–27 (in Russian). doi: 10.18412/1816-0395-2022-5-22-27

18. Droганova T.S., Polikarpova L.V., Sevostyanov M.A., Mazurkevich A.A. Assessment of the possibility of using solid waste compost for growing medicinal plants // *Theoretical and Applied Ecology*. 2023. No. 4. P. 157–164 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2023-4-157-164

19. Boitsova L.V., Moiseev K.G., Pishchik V.N., Zinchuk E.G., Khomyakov Yu.V. Research and environmental assessment of complex yard compost // *Theoretical and Applied Ecology*. 2020. No. 3. P. 133–139 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2020-3-133-139

20. Grewal S.K., Sreevatsan S., Michel F.C. Persistence of listeria and salmonella during swine manure treatment // *Compost Sci. Util.* 2007. V. 15. No. 1. P. 53–62. doi: 10.1080/1065657X.2007.10702311

21. Zaleski J.Z., Josephson K.L., Gerba C.P., Pepper I.L. Survival, growth, and regrowth of enteric indicator and

pathogenic bacteria in biosolids, compost, soil, and land applied biosolids // *J. Residuals Sci. Technol.* 2005. V. 2. No. 1. P. 49–63.

22. Chowdhary P., Raj A., Bharagava R.N. Environmental pollution and health hazards from distillery wastewater and treatment approaches to combat the environmental threats: a review // *Chemosphere*. 2018. V. 194. P. 229–246. doi: 10.1016/j.chemosphere.2017.11.163

23. Bustamante M.A., Moral R., Paredes C., Vargas-García M.C., Suárez-Estrella F., Moreno J. Evolution of the pathogen content during co-composting of winery and distillery wastes // *Bioresour. Technol.* 2008. V. 99. No. 15. P. 7299–7306. doi: 10.1016/j.biortech.2007.12.051

24. Silva L.R.B., Kardos L. Composting of distillery spent wash // *Journal of Environmental Geography*. 2024. V. 17. No. 1–4. P. 15–28. doi: 10.14232/jengeo-2024-44674

## Assessment of the condition and mutagenic potential of arable soils based on the soil-plant system

© 2025. R. E. Avalyan<sup>1</sup> ORCID: 0000-0001-8969-7067, A. L. Atoyants<sup>1</sup> ORCID: 0000-0001-5076-5675,  
A. R. Sukiasyan<sup>2</sup> ORCID: 0000-0001-5549-3146, A. A. Kirakosyan<sup>2</sup> ORCID: 0000-0003-4447-8383,  
P. A. Yesayan<sup>2</sup> ORCID: 0009-0000-6286-7062, R. M. Aroutiounian<sup>1</sup> ORCID: 0000-0003-1020-9513,  
<sup>1</sup>Yerevan State University,  
8, Charents St., Yerevan, Armenia, 0025,  
<sup>2</sup>National Polytechnic University of Armenia,  
105, Teryan St., Yerevan, Armenia, 0009,  
e-mail: re\_avalyan@mail.ru, a.atoyants@mail.ru

Regional soil monitoring of natural ecosystems with multicomponent heavy metals contamination requires both geochemical studies and express-methods for soils' mutagenicity assessment using reliable test systems. We studied the mutagenic potential of arable soils in Armenian agricultural landscapes using *Tradescantia* clone 02 in the soil-plant system. Biotesting was carried out using two main bioassays: *Tradescantia* stamen hairs mutations test (Trad-SHM) and *Tradescantia* micronucleus test (Trad-MN). According to Trad-SHM bioassay, the level of recessive mutations (pink cells – PC) in the studied soil samples significantly increased the conditional background. The maximum PC and genetically undefined mutation (colorless cells – CC) manifestation was in a soil sample from the Hrazdan region, 600 m away from the industrial zone, where the values of the studied parameters exceeded the background level by 28 and 3.4 times, respectively ( $p < 0.001$ ). In terms of stunted stamen hairs the highest value was in the soil variant Martuni-2 and exceeded the control level by 3.7 times. According to Trad-MN, a significant increase in the frequency of both test criteria was also observed in soil samples from the Hrazdan region, located 400 m, 600 m and 800 m away from the industrial zone, as well as in samples from the Gavar region by 1.8–2 times ( $p < 0.05$ ). A correlation analysis of the dependence of the level of genetic effects on the chemical element (V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn) content in the studied soil samples was carried out. To determine the level of soil pollution based on the concentration coefficient, the total pollution coefficient ( $Z_c$ ) and the sanitary-hygienic series were calculated.

**Keywords:** arable soil contamination, agrolandscapes, bioassay, genotoxicity, clastogenicity, *Tradescantia* (clone 02).

УДК 575.224.23

## Оценка состояния и мутагенного потенциала пахотных почв на основе системы почва–растение

© 2025. Р. Э. Авалян<sup>1</sup>, к. б. н., с. н. с., А. Л. Атоянц<sup>1</sup>, к. б. н., с. н. с.,  
А. Р. Сукиасян<sup>2</sup>, д. т. н., доцент, А. А. Киракосян<sup>2</sup>, к. т. н., доцент,  
П. А. Есаян<sup>2</sup>, аспирант, Р. М. Арутюнян<sup>1</sup>, д. б. н., профессор,  
<sup>1</sup>Ереванский государственный университет,  
0025, Армения, г. Ереван, ул. Чаренца, д. 8,  
<sup>2</sup>Национальный политехнический университет Армении,  
0009, Армения, г. Ереван, ул. Теряна, д. 105,  
e-mail: re\_avalyan@mail.ru, a.atoyants@mail.ru

Для регионального почвенного мониторинга природных экосистем при многокомпонентном загрязнении тяжёлыми металлами (ТМ) необходимо проведение не только геохимических исследований, но и применение экспресс-методов оценки мутагенности почв с использованием надёжных тест-систем. В системе генетического мониторинга в качестве чувствительного индикатора уровня мутагенности окружающей среды используется традесканция (клон 02). Проведено исследование мутагенного состояния пахотных почв агроландшафтов Армении с применением клона 02 традесканции в системе почва–растение. Биотестирование проводилось с использованием двух основных биотестов традесканции. По данным биотеста волосков тычиночных нитей традесканции (Трад-ВТН)

показано достоверное повышение уровня соматических мутаций в изученных почвенных образцах по сравнению с условно фоновым вариантом. Максимальное проявление рецессивных мутаций (розовых клеток) и генетически неопределённых мутаций (бесцветных клеток) наблюдалось в почвенном образце из региона Раздан, удалённого от промышленной зоны на 600 м, где значения изученных параметров превысили уровень фона в 28 и 3,4 раза соответственно ( $p < 0,001$ ). По данным микроядерного теста (Трад-МЯ) также наблюдалось достоверное повышение частоты обоих тест-критериев в почвенных образцах региона Раздан, удалённых от промышленной зоны на 400, 600 и 800 м, а также – в образцах региона Гавар в 1,8–2 раза ( $p < 0,05$ ). Проведён корреляционный анализ зависимости уровня генетических эффектов от концентрации химических элементов (V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn) в изученных почвенных образцах. Для определения степени загрязнённости почв были рассчитаны коэффициент концентрации и суммарный коэффициент загрязнения ( $Z_c$ ), а также построены санитарно-гигиенические ряды для каждого почвенного образца.

**Ключевые слова:** загрязнение пахотных почв, агроландшафты, биотестирование, генотоксичность, кластогенность, традесканция (клон 02).

In conditions of increasing anthropogenic load on agrolandscapes, assessing the condition of agricultural lands, especially near technogenic objects, deserves more and more attention. As is known, regional environmental problems of agrocenoses located near industrial infrastructure facilities are largely associated with toxic substances accumulation, especially heavy metals (HMs) in the soil cover [1–3]. As agrolandscape soils are a source of pollution for agricultural products, regional monitoring of soil contamination is an essential part of the ecotoxicological testing system. In this regard, it is necessary to carry out genetic monitoring of the soil environment using express methods for assessing the potential toxicity degree of the studied area [4, 5].

As a result of technogenic factors impact on the Armenian natural landscapes various processes of soil degradation are intensifying. This leads to the emergence of anthropogenically transformed ecosystems. Environmental situation assessment on the territory of natural and anthropogenically transformed landscapes, especially near industrial infrastructure, carried out not active enough in the Republic of Armenia. Along with geochemical studies, it is also necessary to obtain information on the level of soil mutagenic activity. As a rule, bioassay in the soil–plant system carry out using highly informative plant test-objects to determine the degree of the potential toxicity of the studied area [6, 7].

*Tradescantia* (clone 02) is a sensitive indicator of the air, water, and soil pollutants mutagenicity in the genetic monitoring system *in situ*. The frequency of somatic mutations in the stamen hairs (Trad-SHM test) as well as the frequency of the micronuclei appearance in pollen mother cells (Trad-MN test) assessed with the application of this clone. High sensitivity to xenobiotics, the undemanding nature of plants when grown in greenhouse conditions, and the

ability of simultaneous study of mutations in both somatic and sporogenic cells on the same plants is the advantage of this clone as a test-object [8–10].

The purpose of our study was to bioassay the level of genotoxicity and clastogenicity of soil samples from arable lands of some Armenian regions in the soil–plant system using the stamen hairs (Trad-SHM) and the micronucleus (Trad-MN) bioassays of *Tradescantia* clone 02 as model test-object.

### Objects and methods of research

The research material was soil samples from arable lands from three Armenian regions – Hrazdan, Gavar and Martuni. Private agricultural lands with moderate traffic were sampling sites. Landscapes of moderately humid steppe and mountain chernozem soil type dominated in the Hrazdan region. Dry steppes and mountain-chestnut soils prevail in the Gavar and Martuni regions. Soil sampling sites (5) in the Hrazdan region were located at a distance of 200, 400, 600, 800 and 1000 m from the industrial zone, including the Hrazdan Thermal Power Plant (HTPP) and the Hrazdan Cement Plant (HCP). Soil samples in the Gavar (3) and Martuni (2) regions were taken from the arable lands of the Lake Sevan basin and were located at a distance of 30 km from each other. Soil sampling was carried out taking into account the regional wind rose. The soil samples were labeled according to their territorial location: samples from the Hrazdan region – H-1, H-2, H-3, H-4, H-5; as well as from the Gavar region – G-1, G-2, G-3, and from the Martuni region – M-1, M-2.

Soil sampling was carried out according to the methodology for agrochemical soil analysis of agricultural lands [11]. Soil samples were collected in dry weather from a depth of up to 20 cm using the envelope method at a distance of 200 m from each other. In each regional soil

group, at least five samples were taken from one test site to form a combined soil sample in order to more objective assessment of the chemical accumulation degree. The soil samples chemical analysis for the HMs (V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn) content was carried out using a portable X-ray fluorescence analyzer Niton XRF (Thermo Scientific™ Niton™ Analyzers, USA).

*Tradescantia* (clone 02) plants were the object of research. When conducting a vegetation experiment, plants grew in flowerpots with the studied soils in a greenhouse, where was the same vegetation regime: 20–25 °C, 18/6 h day/night cycle. For each soil sample (depending on the region), three vegetation vessels with 300–400 g of soil in each were used, into which 5–7 *Tradescantia* plants at a certain stage of organogenesis were planted. The plants watered with tap water. A soil sample (mountain-chestnut soil type) from the Yerevan State University greenhouse, located 40–50 km from the main study regions, was a conditional background sample.

A test system of *Tradescantia* stamen hairs (Trad-SHM bioassay) was used to determine the genotoxicity level of the studied soil samples. Changes in the stamen hair cells color from blue to pink (recessive point mutations – pink cells (PC)) were taken into account as marker test criteria, as well as the appearance of genetically undefined mutations (colorless cells – CC). Stunted stamen hairs (SSH) and branched stamen hairs (BH) were also recorded as morphological changes during bioassay. In each variant 10–14 thousand of stamen hairs were analyzed. The frequency of mutation events was calculated on average per 1000 hairs according to the generally accepted method [12]. When conducting the micronucleus test (Trad-MN) two main test criteria were taken into account: the frequency of tetrads with MN (Tetr/MN) and the frequency of MN in tetrads (MN/tetr). For each the soil sample 3000 tetrads were examined. Calculations of clastogenic effects were carried out on 100 tetrads according to the generally accepted method [13]. Both bioassays are part of the International Plant Test Program (IPPB) under the auspices of the United Nations Environment Program (UNEP) [14].

For the integral geochemical characteristics of the regions qualitative geochemical series were constructed based on the average of HMs concentration in soil samples by normalizing the components according to the MPC level (as a sanitary and hygienic assessment) (GN 2.1.7.2041-06). The coefficient of concentration

( $K_h$ ) was calculated according to the generally accepted formula:

$$K_h = C / C_{\text{mpc}}, \quad (1)$$

where  $C$  is the gross content of the element in the soil,  $C_{\text{mpc}}$  is the maximum permissible content of the element.

The total pollution index ( $Z_c$ ) was also calculated for each soil option using the formula:

$$Z_c = \sum K_n - (n - 1), \quad (2)$$

where  $K_n$  is the concentration coefficient for each soil option,  $n$  – number of chemical elements.

The level of soil contamination and the degree of danger were determined according to the generally accepted scale [15].

All results were statistically analyzed using the Student's  $t$ -test and the Pearson correlation test using the Statgraphics Centurion 16.2 computer program (StatPoint Technologies, Inc. USA; Warrenton, VA).

## Results and discussion

Qualitative soil analysis by the contamination degree is crucial for solving the problem of the ecological status of the region. The soil cover in our studies is represented mainly by mountain chernozem and mountain chestnut soils. These soils are characterized by the loss of the top fertile layer due to technogenic pollution [16]. Analysis of the gross content of the studied chemical elements in soil samples showed that their content was heterogeneous and for some elements exceeded generally accepted standards (MPC) for soil (Table 1).

Based on the data in Table 1, it should be noted that the high Ni and Cu content in all studied soil samples exceeding the maximum permissible levels. It is especially necessary to highlight the group of soil samples from the Gavar region, where a high Cr, Co and Ni content were observed (exceeded the MPC). In addition, in Martuni soil samples an increased content of Cr, exceeding the permissible levels was found.

Sanitary-hygienic series based on the coefficients of technogenic concentration of HMs were compiled for each soil sample in order to obtain qualitative and quantitative characteristics of the studied soils (Table 2).

At the same time, the dominant pollutants in each soil sample were identified, and the share of each chemical element in the total pollution index was determined depending on the soil-

Table 1

Concentration of some heavy metals in soil samples from different sites

Soil sample / Soil type	Gross concentration, mg/kg							
	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn
H-1 / MMC	135.9	<b>117.0</b>	825.4	32705.3	<b>84.0</b>	<b>71.4</b>	<b>92.8</b>	<b>115.6</b>
H-2 / MMC	119.8	<b>117.6</b>	827.5	28123.3	0.0	<b>72.4</b>	<b>72.6</b>	89.0
H-3 / MMC	128.9	97.8	943.5	31593.3	0.0	<b>57.7</b>	<b>87.3</b>	98.5
H-4 / MMC	140.1	<b>109.2</b>	843.1	29543.8	0.0	<b>70.1</b>	<b>79.9</b>	<b>101.9</b>
H-5 / MMC	109.8	78.4	778.3	24600.7	0.0	<b>56.9</b>	<b>75.2</b>	83.7
G-1 / MCS	129.3	<b>110.9</b>	834.5	<b>40194.2</b>	<b>103.6</b>	<b>85.9</b>	<b>84.2</b>	88.6
G-2 / MCS	142.7	<b>127.3</b>	838.1	39025.8	<b>165.4</b>	<b>86.2</b>	<b>79.2</b>	89.8
G-3 / MCS	131.8	<b>115.7</b>	804.8	36835.8	<b>170.4</b>	<b>75.5</b>	<b>84.6</b>	86.4
M-1 / MCS	114.2	<b>130.0</b>	704.5	30907.4	<b>75.9</b>	<b>60.6</b>	<b>73.8</b>	84.9
M-2 / MCS	118.9	<b>140.6</b>	770.3	32189.5	<b>81.7</b>	<b>53.4</b>	<b>69.8</b>	86.0
Background / MCS	115,3	<b>109,5</b>	803,8	30591,5	<b>60,1</b>	<b>63,4</b>	<b>67,0</b>	76,6
MPC in soils	150	100	1500	40000	20	50	55	100

Note: MMC – mountain-meadow chernozem; MCS – mountain-chestnut soil; values exceeding MPC are highlighted in bold.

Table 2

Sanitary-hygienic series and value of the total pollution index ( $Z_c$ ) for soil samples from different sites

Soil sample	Sanitary-hygienic series*	$Z_c$
H-1	Mn <sub>(0.5)</sub> – Fe <sub>(0.8)</sub> – V <sub>(0.9)</sub> – Zn, Cr <sub>(1.2)</sub> – Ni <sub>(1.4)</sub> – Cu <sub>(1.7)</sub> – Co <sub>(4.2)</sub>	11.9
H-2	Mn <sub>(0.5)</sub> – Fe <sub>(0.7)</sub> – V <sub>(0.8)</sub> – Zn <sub>(0.9)</sub> – Cr <sub>(1.2)</sub> – Cu <sub>(1.3)</sub> – Ni <sub>(1.4)</sub>	6.8
H-3	Mn <sub>(0.6)</sub> – V, Fe <sub>(0.8)</sub> – Zn, Cr <sub>(0.9)</sub> – Ni <sub>(1.2)</sub> – Cu <sub>(1.6)</sub>	6.8
H-4	Mn <sub>(0.6)</sub> – Fe <sub>(0.7)</sub> – V <sub>(0.9)</sub> – Zn <sub>(1.0)</sub> – Cr <sub>(1.1)</sub> – Cu, Ni <sub>(1.4)</sub>	7.1
H-5	Mn <sub>(0.5)</sub> – Fe <sub>(0.6)</sub> – V <sub>(0.7)</sub> – Zn, Cr <sub>(0.8)</sub> – Ni <sub>(1.1)</sub> – Cu <sub>(1.3)</sub>	5.8
G-1	Mn <sub>(0.6)</sub> – V, Zn <sub>(0.9)</sub> – Fe <sub>(1.0)</sub> – Cr <sub>(1.1)</sub> – Cu <sub>(1.5)</sub> – Ni <sub>(1.7)</sub> – Co <sub>(5.2)</sub>	12.9
G-2	Mn <sub>(0.6)</sub> – V, Fe, Zn <sub>(0.9)</sub> – Cr <sub>(1.3)</sub> – Cu <sub>(1.4)</sub> – Ni <sub>(1.7)</sub> – Co <sub>(8.3)</sub>	16.0
G-3	Mn <sub>(0.5)</sub> – V, Fe, Zn <sub>(0.9)</sub> – Cr <sub>(1.2)</sub> – Cu, Ni <sub>(1.5)</sub> – Co <sub>(8.5)</sub>	15.9
M-1	Mn <sub>(0.5)</sub> – V, Fe, Zn <sub>(0.8)</sub> – Ni <sub>(1.2)</sub> – Cr, Cu <sub>(1.3)</sub> – Co <sub>(3.8)</sub>	10.5
M-2	Mn <sub>(0.5)</sub> – V, Fe <sub>(0.8)</sub> – Zn <sub>(0.9)</sub> – Ni <sub>(1.1)</sub> – Cu <sub>(1.2)</sub> – Cr <sub>(1.4)</sub> – Co <sub>(4.1)</sub>	10.8

Note: \* –  $K_h$  value in relation to MPC is in parentheses.

sampling region. Priority pollutants Cu and Ni ( $K_n > 1$ ) were found in the soil samples from the Hrazdan region, excepting the H-1 sample, where the dominant pollutants were Co and Cu ( $K_n > 1$ ). In the soil samples from the Gavar region the priority pollutants were Co and Ni, and in the soil samples from the Martuni region – Co, Cu and Cr ( $K_n > 1$ ). The occurrence of high levels of priority pollutants in these regions may be due to the close proximity of highways. In addition, the processes of HMs migration over long distances may be due to the predominance of the south-west wind rose in these regions. As is known, soil pollution from industrial enterprises is often traced at a significant distance from the source of metal-containing emissions (in this case, from the HTPS and the HCP, located in the Hrazdan industrial zone).

The results of genetic monitoring of soil samples from different regions using *Tradescantia* clone 02 to for accounting somatic mutations based on the Trad-SHM bioassay data showed a significant increase in the frequency of both PC and CC in all studied samples compared to the conditional background sample (Table 3).

The level of frequency of PC appearance in the stamen hairs, depending on the soil sample, exceeded the background level by 1.6–28 times, with a maximum value in the H-3 sample ( $p < 0.001$ ). A high frequency of point mutations was also observed in G-3 and H-4 samples, where the level of mutations was 3–3.5 times higher than the background level ( $p < 0.001$ ) respectively.

The high frequency of CC appearance was especially noted in soil samples from the Hrazdan

industrial region, with the maximum value in the H-2 and H-3 variants, where the background value was exceeded by 3.0–3.4 times, respectively. In soil samples from the Gavar region (G-1 and G-2), as well as in the M-1 sample from the Martuni region, a minimum value of the CC frequency was observed, which was below the background level.

In addition to somatic mutations (pink and colorless cells), the appearance of SSH was also recorded during biotesting. As is known, this type of morphological abnormalities appearance is an additional test for cell survival in the SH of *Tradescantia*. The level of this indicator exceeded the background level by 2.0–3.7 times with the highest value in the M-2 sample ( $p < 0.001$ ), which may indicate the presence of toxic substances with increased genotoxic activity leading to decreased survival of *Tradescantia* stamen hair cells. The minimum level of SSH frequency was observed in the H-5 and G-2 samples, where it was at the background level.

The correlation analysis between the concentration of chemical elements and genetic markers of the Trad-SHM test revealed a significant positive correlation between the level of PC frequency and the Mn concentration ( $r = 0.62, p < 0.05$ ). In addition, the increased level of point mutations observed in H-3 sample corresponded to the highest Mn concentration in this sample compared to other soil samples. A significant positive correlation was shown between the frequency of point mutations (pink cells) and the level of colorless mutations ( $r = 0.63, p < 0.05$ ) (Table 4).

The study of clastogenic effects in sporogenic *Tradescantia* cells based on the Trad-MN bioassay showed an increase in the frequency of both tetrads with MN and MN in tetrads forming in almost all soil samples. The exception is the nearest and the most remote industrial zone samples (H-1 and H-5) of the Hrazdan region, where the MN frequency was at background levels (Fig.).

**Table 3**

Induction of genotoxic effects in *Tradescantia* clone 02 somatic cells in soil samples from different sites

Soil sample	Somatic mutations		Morphological changes
	PC/1000 (pink cells)	CC/1000 (colorless cells)	SSH/1000 (stunted hairs)
H-1	1.29±0.35***	18.3±1.3**	3.89±0.6*
H-2	1.00±0.26***	24.9±1.3***	3.9±0.5*
H-3	12.8±1.1***	27.9±2.5***	4.0±0.6**
H-4	1.51±0.34	19.7±1.2**	4.1±0.6**
H-5	0.68±0.26	9.5±1.0**	1.9±0.4
G-1	0.91±0.27***	4.1±0.6	2.7±0.5*
G-2	1.08±0.33**	7.1±0.8	1.9±0.4
G-3	1.60±0.37	14.4±1.1**	4.0±0.6*
M-1	1.05±0.31	7.6±0.8	2.5±0.5*
M-2	0.77±0.23***	9.4±0.8*	7.1±0.7***
Background	0.46±0.23	8.2±1.0	1.9±0.5

Note: the differences are significant at: \* –  $p < 0.05$ , \*\* –  $p < 0.01$ , \*\*\* –  $p < 0.001$ .

**Table 4**

The correlation coefficient ( $r$ ) between the Trad-SHM and Trad-MN genetic parameters and heavy metals concentration in the soil samples

Chemical elements	Trad-SHM bioassay			Trad-MN	
	PC/1000	CC/1000	SH/1000	MN with tetrads	Tetrads with MN
V	0,1	0,1	-0,11	0,19	0,16
Cr	-0,31	-0,33	-0,02	-0,33	-0,35
Mn	0,62*	0,49	-0,08	0,27	0,26
Fe	-0,08	-0,45	-0,23	0,12	0,07
Co	-0,36	-0,6	-0,51	-0,28	-0,32
Ni	-0,34	-0,3	-0,51	0,17	0,12
Cu	0,34	0,19	-0,25	-0,18	-0,18
Zn	-0,06	-0,04	-0,26	-0,42	-0,43

Note: \* – the differences are significant at  $p < 0.05$ .

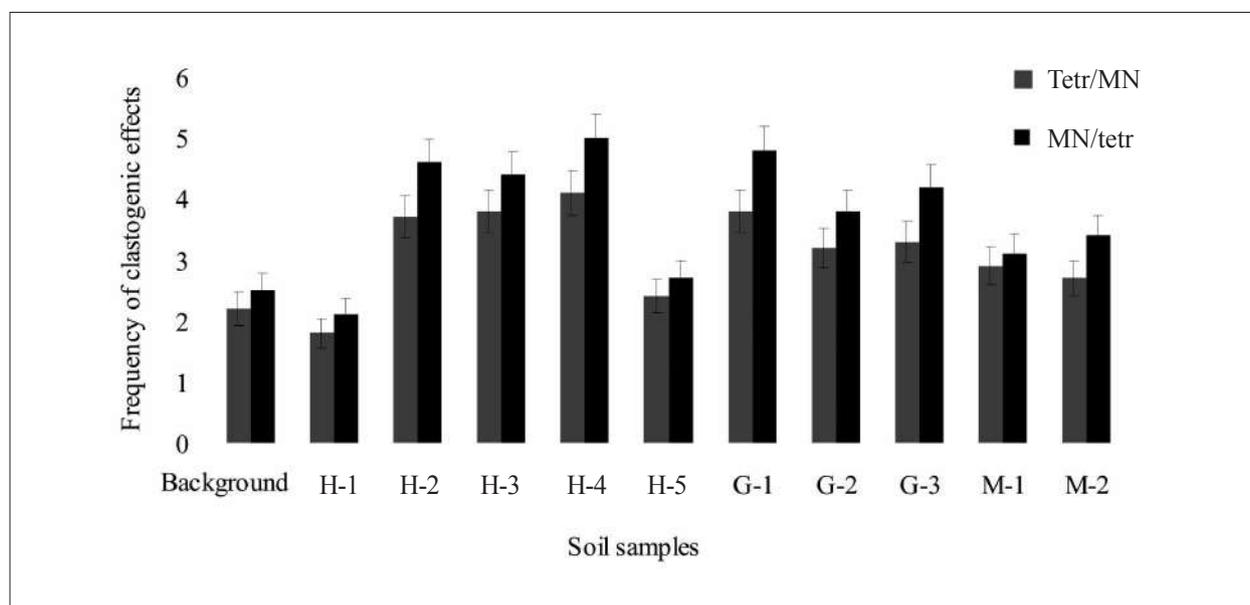


Fig. Frequency of clastogenic effects in *Tradescantia* (clone 02) sporogenous cells. Tetr – the stamen hairs bioassay, MN – micronucleus bioassay

The pronounced clastogenic activity according to both marker criteria was the characteristic for the H-2, H-3, and H-4 samples ( $p < 0.01$ ), where the MN frequency exceeded the background level by 1.8–2.0 times, as well as for G-1 and G-3 samples ( $p < 0.01$ ), where these indicators were almost 2 times higher than the background (Fig.).

### Conclusion

A comparative analysis of soil samples from agricultural landscapes of different Armenian regions and a conditional background sample based on the results of both bioassays of *Tradescantia* clone 02 in the soil-plant system showed the presence of genotoxic and clastogenic effects in the studied groups with varying degrees of manifestation depending on the soil sample. An increase in all marker test indicators is observed in the H-3 sample (the sampling point located 600 m from the industrial zone) according to both Trad-SHM and Trad-MN bioassays. The increased Mn content and the presence of a significant positive correlation between recessive mutations (PC) and this component is also characteristic for H-3 soil sample. Based on the results of the micronucleus test, we fixed a minimal clastogenic effect (at the background level) in samples from the nearby and most distant areas from the Hrazdan industrial zone (H-1 and H-5) compared to other soil samples.

Soil samples from the agricultural landscapes adjacent to the industrial zone were

characterized by a total pollution index ( $Z_c$  in the range of 0–16). The sampling sites located under the atmospheric emissions plume in direction of the wind rose were particularly polluted.

The lack of correlation between mutational events and the HMs concentration in soil samples, apparently, may indicate the overall polymetallic effect of the components in the soil-plant system (additive toxic effect) and their effect on increasing the level of genotoxicity and clastogenicity in *Tradescantia* cells.

These studies on the ecological-genetic assessment of arable soils using *Tradescantia* (clone 02) are being conducted in Armenia for the first time. Based on the biotesting, the possibility of using the Trad-SHM and Trad-MN bioassays for further studies in genetic monitoring of the mutagenic potential of soils in technogenically disturbed agricultural landscapes has been demonstrated.

*The work was supported by the Science Committee of MESCS RA, in the frames of the research project No. 21T-2H216. The authors would like to express their gratitude to Mr. Aslikyan and Mr. Galstyan from the RA NAS “National Bureau of Expertises” SNPO for their technical assistance regarding the use of the Termo Scientific™ Niton™ X-ray fluorescence analyser.*

### References

- Mishra S., Bharagava R.N., More N., Yadav A., Zainith S., Mani S., Chowdhary P. Heavy metal contamina-

tion: an alarming threat to environment and human health // Environmental biotechnology: for sustainable future / Eds. R. Sobti, N. Arora, R. Kothari. Singapore: Springer, 2019. P. 103–125. doi: 10.1007/978-981-10-7284-0\_5

2. Motuzova G.V., Karpova E.A. Chemical contamination of biosphere and its ecological consequences. Moskva: Moscow University Press, 2013. 304 p. (in Russian).

3. Skugoreva S.G., Ashikmina T.Ya., Fokina A.I., Lyalina E.I. Chemical grounds of toxic effect of heavy metals (review) // Theoretical and Applied Ecology. 2016. No. 1. P. 4–13 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2016-1-014-019

4. White P.A., Claxton L.D. Mutagens in contaminated soil: a review // Mutat. Res. 2004. V. 567. No. 2–3. P. 227–345. doi: 10.1016/j.mrrev.2004.09.003

5. Ilyin V.B. Heavy metals and non-metals in the soil-plant system. Novosibirsk: Izdatelstvo Sibirskogo otdeleniya RAN, 2012. 220 p. (in Russian).

6. Sagatelyan A.K. The peculiarities of heavy metals distribution on Armenia's territory. Yerevan: Publishing house of Center for Ecological-Noosphere Studies of NAS RA, 2004. 157 p. (in Russian).

7. Sukiasyan A.R., Kroyan S.Z., Skugoreva S.G., Kirakosyan A.A., Ghazaryan H.Gh. Consequences of the impact of some industrial plants on the content of heavy metals in soils // Theoretical and Applied Ecology. 2021. No. 4. P. 90–97 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2021-4-090-097

8. Rodrigues G.S., Ma T.H., Pimentel D., Weinstein L.H., Ichikawa Dr.S. *Tradescantia* bioassays as monitoring systems for environmental mutagenesis: a review // Crit. Rev. Plant Sci. 1997. V. 16. No. 4. P. 325–359. doi: 10.1080/07352689709701953

9. Majer B.J., Tscherko D., Paschke A., Wennrich R., Kundi M., Kandeler E., Knasmüller S. Effects of heavy metal contamination of soils on micronucleus indication in *Tradescantia* and microbial enzyme activities: a comparative investigation // Mutat. Res. 2002. V. 515. No. 1–2. P. 111–124. doi: 10.1016/s1383-5718(02)00004-9

10. Mišík M., Pichler C., Rainer B., Nersesyan A., Mišíková K., Knasmüller S. Micronucleus assay with tetrad cells of *Tradescantia* // Methods Mol. Biol. 2019. V. 2031. P. 325–335. doi: 10.1007/978-1-4939-9646-9\_18

11. Guidelines for the determination of heavy metals in soils of farmland and crop products. Moskva: TsINAO, 1992. 61 p. (in Russian).

12. Ma T.H., Cabrera G.L., Cebulka-Wasilevska A., Chen R., Loarca F., Vandenberg A.L., Salamone M.F. *Tradescantia* stamen hair mutation bioassay // Mutat. Res. 1994. V. 310. No. 2. P. 211–220. doi: 10.1016/0027-5107(94)90114-7

13. Ma T.H., Cabrera G.L., Chen R., Gill B.S., Sandhu S.S., Vandenberg A.L., Salamone M.F. *Tradescantia* micronucleus bioassay // Mutat. Res. 1994. V. 310. No. 2. P. 221–230. doi: 10.1016/0027-5107(94)90115-5

14. Ma T.H., Cabrera G.L., Owens E. Genotoxic agents detected by plant bioassays // Rev. Environ. Health. 2005. V. 20. No. 1. P. 1–13. doi: 10.1515/revh.2005.20.1.1

15. Perelman A.I., Kasimov N.S. Landscape geochemistry. Moskva: Astreja, 1999. 784 p. (in Russian).

16. Sukiasyan A.R., Kirakosyan A.A. Seasonal aspects of macro, trace, and ultra trace element changes in soils with different anthropogenic loads // Sustainable Development of Mountain Territories. 2024. V. 16. No. 2. P. 789–802. doi: 10.24177/1998-4502-2024-16-2-789-802

## Распространение полупаразита *Arceuthobium oxycedri* (DC.) M. Bieb. и поражённость *Juniperus oblonga* M. Bieb. в Дагестане

© 2025. Г. А. Садыкова, к. б. н., с. н. с.,  
З. М. Асадулаев, д. б. н., г. н. с.,  
М. М. Маллалиев, н. с.,

Горный ботанический сад Дагестанского федерального исследовательского центра  
Российской академии наук,  
367000, Россия, г. Махачкала, ул. М. Гаджиева, д. 45,  
e-mail: sadykova\_gula@mail.ru

Изучено распространение в Дагестане полупаразита арцеутобиума можжевельникового (*Arceuthobium oxycedri* (DC.) M. Bieb.), одного из 42 видов рода *Arceuthobium*, имеющего наиболее широкое распространение и широкий круг хозяев. Полупаразит в зоне исследований распространён спорадически и обладает более узким ареалом по сравнению с ареалом основного хозяина. В большинстве обследованных локалитетов высокий уровень инфицирования отмечается для можжевельника длиннолистного (*Juniperus oblonga* M. Bieb.), единично поражены особи краснокнижного вида – можжевельника многоплодного (*Juniperus polycarpos* C. Koch). Установлен высотный диапазон распространения *A. oxycedri* на кустах можжевельника. Ограничение ареала *A. oxycedri* для ряда популяций *J. oblonga* (Талгинское ущелье, можжевельная роща урочища Сосновка на севере Низменного Дагестана, популяции Южного Дагестана) связано с лимитирующими климатическими факторами. Детальный анализ влияния *A. oxycedri* на кусты *J. oblonga* проведён в деградирующей популяции на южном макросклоне Нукатлинского хребта, напротив селения Чарода, где доля поражённых особей составила 45%. В изученной популяции оценено влияние *A. oxycedri* на особи *J. oblonga* в зависимости от пола, возрастных состояний и условий произрастания. Преобладание биометрических показателей поражённых кустов, наличие полупаразита как на кустах зрелых и поздних генеративных состояний, так и на молодых кустах, преобладание числа поражённых особей среди женских кустов при установленной ранее большей жизнестойкости женских особей, позволяет предположить, что полупаразит *A. oxycedri* заселяется на здоровых кустах можжевельника с высокой жизнестойкостью независимо от их возраста.

**Ключевые слова:** биотические связи, деградация популяций, демутиация, полупаразитарный комплекс, угнетение, экологический потенциал.

## Distribution of the *Arceuthobium oxycedri* (DC.) M. Bieb. semiparasite and attack rate of *Juniperus oblonga* M. Bieb. plants in Dagestan

© 2025. G. A. Sadykova ORCID: 0000-0001-8604-1572,  
Z. M. Asadulaev ORCID: 0000-0001-5370-6611,  
M. M. Mallaliev ORCID: 0000-0001-9851-2976,  
Mountain Botanical Garden

Dagestan Federal Research Center of the Russian Academy of Sciences,  
45, M. Gadzhieva St., Makhachkala, Russia, 367000,  
e-mail: sadykova\_gula@mail.ru

The distribution of the *Arceuthobium oxycedri* (DC.) M. Bieb. semi-parasite in Dagestan was studied. It is one of 42 species of the *Arceuthobium* genus, which has the widest distribution and a wide range of hosts. We found that semiparasite is sporadically distributed in the studied area and has a narrower range compared to the range of the main host. A high level of *Juniperus oblonga* M. Bieb. plants infection was noted in most of the studied localities. *Juniperus polycarpos* C. Koch individuals (the Red Data Book species) were singly parasitized. The altitudinal distribution range of *A. oxycedri* on juniper bushes has been established. The range limitation of *A. oxycedri* for a number of *J. oblonga* populations (Tal-ginskoe gorge, juniper grove of the Sosnovka natural boundary in the north of Lowland Dagestan, Southern Dagestan populations) is associated with limiting climatic factors. A detailed analysis of the *A. oxycedri* effect on *J. oblonga* bushes was carried out in a degrading population on the southern macroslope of the Nukatinsky Range, opposite the Charoda

Village, where the parasitized individuals' proportion was 45%. We assessed the *A. oxycedri* effect on *J. oblonga* individuals depending on sex, age and growing conditions. The predominance of biometric indicators of parasitized bushes, the semiparasite presence both on mature and late generative stages bushes, and on immature ones, the predominance of the number of affected individuals among female bushes with the previously established higher vitality of female individuals, suggests that the *A. oxycedri* semiparasite inhabits healthy juniper bushes with high vitality regardless of their age.

**Keywords:** biotic relationships, population degradation, demutation, semiparasitic complex, oppression, ecological potential.

*Arceuthobium oxycedri* (DC.) M. Bieb. (арцеутобиум можжевельниковый, можжевельноядник) – вечнозелёный кустарничек, полупаразит, один из 42 видов рода *Arceuthobium* из семейства Loranthaceae, имеющий наиболее широкое географическое распространение и широкий круг хозяев [1]. В качестве растений-хозяев для этого вида сообщается о 17 видах *Juniperus* [2], а также о других видах семейства Cupressaceae.

Произрастание *A. oxycedri* подтверждено в 31 стране в широком диапазоне высот, причём с запада на восток границы распространения поднимаются от прилежащих к морю участков в Средиземноморском и Черноморском регионах до 1000 м в Италии, 900 м в Ираке, 2600 м в северной Индии и 3500 м в западном Китае [2]. Ареал *A. oxycedri* простирается с запада на восток почти на 10 тыс. км: от Магриба и Пиренейского полуострова до западного Китая. На юге он достигает горных систем Атласа, Леванта, Курдистана, Эльбурса, Копетдага, Белуджистана, северной Индии. В юго-восточной Европе северная граница ареала проходит через центральные и восточные Балканы (Сербия, Болгария), Крымский полуостров, Краснодарский край и Северный Кавказ (Северная Осетия, Дагестан) [3]. Имеются сведения о находках *A. oxycedri* на территории Азербайджана [4].

На территории Дагестана комплексных исследований по распространению *A. oxycedri* и поражению ими видов можжевельника не проводили. Впервые такие исследования начаты нами в 2016 г. на оползневом известняковом склоне хребта Чакулабек Внутреннегорного Дагестана, где был описан полупаразитарный комплекс *A. oxycedri* – *Juniperus oblonga* M. Bieb. По итогам работы было выявлено, что большинство растений можжевельника длиннолистного находится в угнетённом состоянии. Выдвинуто предположение о том, что деградация популяции можжевельника на данном участке не связана с поражённостью арцеутобиумом, так как поражённые растения в большинстве случаев выглядели не хуже многих непоражённых кустов. Такой причиной могло быть влияние растений сосны

Коча, массово распространившихся здесь в последние десятилетия, а влияние арцеутобиума – явление вторичное.

В настоящее время *A. oxycedri* не имеет на территории Дагестана повсеместного массового распространения, но на основе мнения многих исследователей [5–10] мы можем заключить, что он представляет потенциальную опасность для существования можжевельниковых редколесий, выполняющих важнейшую природоохранную функцию. При этом дальнейшее распространение арцеутобиума может в последующем привести к снижению численности и полной деградации многих популяций можжевельника [11]. В связи с этим изучение состояния популяций можжевельника длиннолистного, имеющего обширный ареал на территории Дагестана, и оценка влияния полупаразита на состояние этих популяций приобретает особую актуальность. При этом значение можжевельниковых редколесий для Дагестана возрастает и в связи с глобальным потеплением климата и возможным расширением территорий, занятых засухо- и термоустойчивыми растениями, возрастом антропогенного воздействия на природные комплексы при хозяйственном использовании территорий и усилением деградационных процессов на горных склонах [12].

Цель работы – определить ареал и высотные пределы распространения *Arceuthobium oxycedri*, а также оценить состояние чародинской популяции можжевельника длиннолистного в связи с его поражённостью арцеутобиумом.

### Объекты и методы исследования

Объектом исследования послужила чародинская популяция можжевельника длиннолистного с поражёнными арцеутобиумом кустами.

Исследования проводились в 2016–2023 гг. на южном макросклоне Нукатлинского хребта по левую сторону реки Карал-ор, напротив селения Чарода.

Основной массив можжевельника сосредоточен здесь на двух микросклонах (вос-

точном и западном) ущелья на высотах от 1550 до 1700 м над уровнем моря (н. у. м.). Это один из крупных массивов произрастания можжевельника в Высокогорном Дагестане. Выше по течению реки Карал-ор за пределами указанного массива можжевельник произрастает единично вдоль южного склона хребта до селения Утлук. На северном макросклоне произрастают смешанные берёзово-сосновые леса и осинники.

По дну указанного выше ущелья и особенно по западному микросклону рассыпаны крупные песчаниковые валуны как результат разрушения нависающих выше скальных массивов. Крутизна склона более 40°. Помимо можжевельника длиннолистного из древесных растений по южному микросклону полосой 50–60 м доминируют спирея с астрагалом обнажённым, выше по склону кустарники не встречаются. На западных и восточных микросклонах единично произрастают разновозрастные деревья сосны Коха, предполагая дальнейшее полное возвращение сюда сосновых лесов, уничтоженных местным населением в недавнем прошлом на хозяйственные нужды. Из других древесных растений по основанию ущелья образуют достаточно плотные заросли алыча, груша, яблоня, абрикос, облепиха, боярышник, барбарис, шиповник, ива козья, малина и др. В верхней части большого макросклона растительность переходит в горные степи, граничащие на перевале Заячьи ворота с Карахским лесным массивом.

Исследованный склон имеет сложный гипсометрический профиль. Для получения более полной информации о состоянии растений можжевельника в связи с условиями произрастания и влияния полупаразита *A. oxycedri* распределение растений можжевельника оценено в зависимости от произрастания на различных элементах террасированного склона (бровка, уступ, площадка, тыловой шов), оценены биоморфологические параметры, пол, виталитет, а также степень поражения полупаразитом. Биоморфологические параметры и состояние учтены также и для *A. oxycedri*.

Возрастные группы *J. oblonga* и их характеристики даны по работе [13] с учётом биологических особенностей вида: v, g1, g2, g3, ss (виргинильные, молодые, зрелые и поздние генеративные и субсенильные, соответственно).

Жизненность особей определена на основе подходов, изложенных в работах [14, 15], по 5-бальной шкале на основе таких характеристик, как хлоротичность, сморщенность

побегов, наличие сухих побегов, паразитов и вредителей, мощность развития, длина годичного прироста, высота и диаметр кустов, наличие шишкочагод. Статистическую обработку результатов проводили с помощью программы Statistica v. 10.

## Результаты и обсуждение

В Дагестане *A. oxycedri* паразитирует на 2 видах можжевельника: *Juniperus oblonga* и *J. polycarpos*.

*Juniperus oblonga* широко распространён на территории Дагестана: от нижних предгорий (от северо-восточного подножия Нарат-Тюбинского хребта у селения Ленинкент) со 100 м н. у. м. до вершин отрогов Нукатлинского, Шалибского, Богосского хребтов по южным склонам единично или массово до 2350 м н. у. м., в средней и северной части Дагестана по ущельям рек Андийского, Аварского, Казикумухского Койсу и Кара-Койсу и их многочисленных притоков [16, 17]. На северо-западе республики можжевельник длиннолистный встречается в местности Сосновка Ногайского района в Бажигано-Тереклинском песчаном массиве Терско-Кумской низменности [18], на юго-востоке – на отрогах Самурского хребта в Рутульском районе в верховьях рек Самур, Кара-Самур и на выходящих в долину этих рек ущельях Главного Кавказского хребта, охватывая территорию около 1,5 млн га, фрагментарно или образуя чистые и смешанные массивы по нижней кромке лесных массивов в зарослях шибляков по всему Предгорному и Внутреннегорному Дагестану. Повсеместно растения можжевельника длиннолистного встречаются здесь под пологом леса и по опушкам преимущественно сосновых лесов, среди скал в условиях пересечённого рельефа, чаще всего на крутых склонах хребтов, сложенных песчаниками, известняками, сланцами и каменисто-щебнистыми почвами [17, 19, 20].

Для учёта состояния растений можжевельника длиннолистного в зависимости от поражённости кустов арцеутобиумом маршрутным методом по всему Дагестану было выделено десять наиболее крупных массивов от предгорий до высокогорий (табл. 1).

Отметим, что *A. oxycedri* не обнаружен повсеместно по ареалу основного хозяина. *Arceuthobium oxycedri* отмечен на двух видах: *J. oblonga* и *J. polycarpos*. В отличие от *J. oblonga*, на растениях *J. polycarpos* полупаразит отмечен единично. Изученные массивы отстоят друг от друга на значительных расстояниях

Таблица 1 / Table 1

Локалитет и обилие полупаразита *Arceuthobium oxycedri* на растениях *Juniperus oblonga* в различных растительных сообществах / Locality and abundance of the *Arceuthobium oxycedri* semiparasite on *Juniperus oblonga* plants in different phytocenosis

Район, местность / село District, locality / village	Географическое положение Geographical location	Высота, м н. у. м. Altitude, m	Обилие Abundance	Растительность (с участием видов) Vegetation (with species)
Гунибский, Куядинская развилка Gunibskiy, Kuядinskaya fork	отроги Нукатлинского хребта Nukatlinskiy Ridge spurs	700	+++	Шибляк (можжевельник, абрикос, сосна) Shibliak* (juniper, apricot, pine)
Карабудахкентский, Ванашимахи Karabudakhkentskiy, Vanashimakhi	хребет Чонкатау Chonkatau Ridge	870	+	Шибляк (можжевельник) Shibliak (juniper)
Левашинский, Цудахар Levashinskiy, Tsudakhar	хребет Чакулабек Chakulabek Ridge	1100	+++	Шибляково-фриганоидная Shibliak-friganoid vegetation
Гунибский, Кулаб Gunibskiy, Kulab	отроги Шалибского хребта Shalib Ridge spurs	1200	+++	Можжевельниковое редколесье (сосна, абрикос) / Juniper woodland (pine, apricot)
Тляратинский, Чадоколоб Tlyaratinskiy, Chadokolob	Богосский хребет Bogossky Ridge	1420	+	Можжевельниковое редколесье Juniper woodland
Бежтинский участок, Гунзиб / Bezhtinskiy section, Gunzib	Богосский хребет, гора Нахада Bogossky Ridge, Nakhada Mountain	1444	+++	Можжевельниковое редколесье Juniper woodland
Цунтинский, Хамаитли Tsuntinskiy, Hamaitli	Богосский хребет, гора Рацитль Bogossky Ridge, Ratsitl Mountain	1500	+	Можжевельниковое редколесье Juniper woodland
Чародинский, Чарода (старое село) Charodinskiy, Charoda (old village)	отроги Нукатлинского хребта Nukatlinskiy Ridge spurs	1525	+++	Можжевельниковое редколесье (спирея) Juniper woodland (spirea)
Чародинский, Чарода (до селения) Charodinskiy, Charoda (before village)	отроги Нукатлинского хребта Nukatlinskiy Ridge spurs	1550	+	Можжевельниковое редколесье (берёза и сосна) / Juniper woodland (birch, pine)
Гунибский, Гунибское плато Gunibskiy, Gunibskoe plateau	отроги Нукатлинского хребта Nukatlinskiy Ridge spurs	1750	+	Можжевельниковое редколесье Juniper woodland

Примечание: «+» – полупаразит встречается единично, «+++» – полупаразит встречается массово.

Note: “+” – semiparasite is found sporadically, “+++” – semiparasite is found en masse; \* Mediterranean-type vegetation consisting of drought-resistant thermophile deciduous shrubs and low trees (the same as biol. sibljak and geogr. shiblyak)

и приурочены к различным склонам хребтов на различных высотных уровнях от 100 до 2350 м н. у. м. В целом поражённость растений *J. oblonga* полупаразитом *A. oxycedri* отмечена здесь на высотах от 150 до 1750 м. На нижних

(от 100 до 150 м) и на верхних (от 1750 до 2350 м) высотах произрастания можжевельника арцеутобиум не обнаружен.

При этом географической, экологической или иной приуроченности распространения

выявить пока не удалось. Не обнаружен арцеутобиум на можжевельнике в благоприятном на наш взгляд для обоих видов высотном диапазоне (150–1750 м) в Талгинском ущелье, не встречается в Южном Дагестане и северном Низменном Дагестане. Отсутствие *A. oxycedri* в Талгинском ущелье мы связываем с изолированностью популяции: ущелье расположено между хребтом Нарат-Тюбе и куполообразной грядой крутых склонов хребта Кукуртау. В южном Дагестане и на севере Низменного Дагестана распространение полупаразита, возможно, лимитируется климатом: высокая температура воздуха, солнечная инсоляция, незначительное количество осадков. Климат Низменного Дагестана, где расположена можжевельниковая роща «Урочище Сосновка», континентальный засушливый, с годовым количеством осадков менее 300 мм. Температура воздуха достигает +43 °С. Лето знойное с суховеями, весна отличается быстрым ростом температур и засушливостью [21]. На территории южного Дагестана среднегодовое количество осадков 400–600 мм, с абсолютным максимумом температур 40 °С [22].

*Arceuthobium oxycedri* единично встречается в Карабудахкентском районе (местность Ванашимахи), Тляратинском районе (с. Чадоколоб), Цунтинском районе (с. Хамаитли), Чародинском районе (между селениями Цуриб и Чарода). Единично арцеутобиум обнаружен и на Гунибском плато, где сосредоточена крупная популяция можжевельника длиннолистного. Наиболее массово поражены можжевельники в Гунибском районе (Куядинская развилка и у селения Кулаб), в Левашинском районе (у селения Цудахар), в Бежтинском участке (у селения Гунзиб), в Чародинском районе (у селения Чарода). Из них две популяции (у селения Цудахар

и у старого селения Чарода) находятся на грани полной деградации. Цудахарская популяция изучена нами ранее [11].

По общей визуальной оценке состояние кустов *J. oblonga* на изученном массиве напротив старого селения Чарода независимо от экспозиции склона и микроусловий произрастания сильно угнетённое; большинство кустов высохшие с оголённой кроной, или с незначительной пожелтевшей хвоей на концах побегов. Нижняя часть крон можжевельников поражена арцеутобиумом в большей степени, чем верхняя.

Состояние кустов, в зависимости от произрастания на разных склонах, различное: в верхней части склона оно несколько лучше, чем в нижней. Высота взрослых кустов колеблется от 3 до 6 м, форма кроны шаровидная.

Общее число поражённых кустов *J. oblonga* достигает 45%, непоражённых – 55%. При сравнении особей двух вышеназванных групп по биометрическим показателям выявлено, что у поражённых кустов высота и диаметр варьируют от 1,6 до 2,1 м, у непоражённых – от 1,4 до 1,9 м (табл. 2), хотя уровень виталитета у поражённых особей более низкий. Средняя высота всех учтённых особей составила 1,5 м (CV 41,9%), диаметр кустов – 1,97 м (CV 42,7%), виталитет – 3,4 балла.

У большей части поражённых особей пол определить не удалось (38%), другую значительную часть составляли особи женского пола (34%), мужских особей оказалось 28%. Среди непоражённых больше мужских особей – 44%, женских – 41%, пол не определился у 15%.

Для оценки распределения особей по онтогенетическому спектру нами учтены также физиогномические особенности, отражающие условия изучаемой популяции. Здоровые особи представлены всеми учтёнными онтоге-

Таблица 2 / Table 2

Биометрические показатели непоражённых и поражённых кустов *Juniperus oblonga*  
Biometric indicators of unparasitized and parasitized *Juniperus oblonga* bushes

Тип / количество кустов Bushes type / amount	Показатели Indicators	Высота, м Height, m	Диаметр, м Diameter, m	Виталитет, балл Vitality, point
Поражённые / 50 Parasitized / 50	X±Sx	1,6±0,09	2,1±0,12	2,9±0,10
	CV,%	42,1	40,8	23,8
	min-max	0,5–3,5	0,7–4,0	2–4
Непоражённые / 61 Unparasitized / 61	X±Sx	1,4±0,08	1,9±0,1	3,9±0,12
	CV,%	41,4	44,0	23,8
	min-max	0,3–3,0	0,5–4,0	1–5
Всего / 111 Total / 111	X±Sx	1,5±0,06	1,97±0,08	3,4±0,09
	CV, %	41,9	42,7	27,6
	min-max	0,3–3,5	0,23–8,00	1–5

Таблица 3 / Table 3

Распределение непоражённых и поражённых арцеутобиумом кустов *Juniperus oblonga* по элементам гипсометрического профиля, % / Distribution of *Juniperus oblonga* bushes unparasitized and parasitized with *Arceuthobium oxycedri* by hypsometric profile elements, %

Тип кустов Bushes type	Террасированный участок Terraced plot				Нетеррасированный участок Nonterraced plot		
	Бровка Edge	Уступ Ledge	Тыловой шов / Inner margin	Площадка Surface	Осыпи Screes	Склон Slope	Лощина Clough
Поражённые Parasitized	7	20	3	1	3	13	3
Непоражённые Unparasitized	7	15	5	4	4	22	4

Таблица 4 / Table 4

Биоморфологические, виталитетные и количественные показатели *Arceuthobium oxycedri* и *Juniperus oblonga* (на поражённых кустах) в зависимости от условий экотопов *Arceuthobium oxycedri* and *Juniperus oblonga* (on parasitized bushes) biomorphological, vital and quantitative indicators depending on ecotope

Экотопы Ecotopes	<i>A. oxycedri</i>				<i>J. oblonga</i>		
	Высота, см Height, cm	Диаметр, см Diameter, cm	Состояние, балл Vitality, point	Число, шт./куст Number per bush	Высота, м Height, m	Диаметр, м Diameter, m	Состояние, балл Vitality, point
Бровка / Edge	4,6	4	2,7	9,3	1,8	2,4	2,7
Уступ / Ledge	4,6	3,7	3,0	12,4	1,5	1,9	2,9
Тыловой шов Inner margin	8,3	7,0	4,3	5,0	2,8	3,7	3,7
Площадка Surface	8,0	8,0	4,0	2,0	2,5	3	4,0
Осыпи / Screes	3,7	3,3	2,3	4,3	1,1	1,5	2,7
Склон / Slope	6,0	5,2	3,4	5,8	1,4	1,9	3,0
Лощина / Clough	5,0	4,0	3,0	5,3	1,2	2,2	2,7

нетическими состояниями, за исключением g3 группы, преобладающее большинство здесь отнесены к молодым (36,0%) и зрелым (11,7%) генеративным возрастным состояниям. Все поражённые особи составляют генеративную часть популяции, среди которых доминируют зрелые генеративные (g2) 18,9%, несколько меньше g3 (15,3%) и g1 (10,8%).

Для сложного микрорельефа участка с экотопами, различающимися по мощности почвы, влажности, аэрации и растительности, установлена зависимость количества особей от элементов гипсометрического профиля. Больше всего кустов произрастает на уступах террасированных участков (в сумме 35%), и на склоне нетеррасированного участка (35%). Распределение кустов по другим элементам гипсометрического профиля террас значительно меньше и, например, по бровке – 14%, по тыловому шву – 8%, по площадке – 5%. Одинаковое число кустов на уступах террас и на склоне не террасированного участка объ-

ясняется сходством условий и экологическими предпочтениями кустов можжевельника. Однако следует отметить некоторое преобладание на склоне непоражённых кустов (табл. 3).

Биоморфологические показатели можжевельника по гипсометрическому профилю склона значительно варьируют. Наибольшие размеры отмечены для растений, произрастающих по тыловому шву, чуть меньше растения на площадке. Большие размеры имеют здесь и растения арцеутобиума. Высокие значения показателей как растения-хозяина, так и полупаразита связаны с микроклиматом, где, видимо, создаются более благоприятные условия по влажности и минеральному питанию в связи с присущими таким участкам террас процессами седиментации. Минимальные значения биометрических показателей и жизнестойкости *A. oxycedri* и *J. oblonga* отмечены для растений на осыпях (табл. 4). На уступе число полупаразита на один куст можжевельника максимальное (12,4), на площадке – минимальное.

Таблица 5 / Table 5

Корреляционные взаимосвязи признаков *Arceuthobium oxycedri* и *Juniperus oblonga*  
Correlation of *Arceuthobium oxycedri* and *Juniperus oblonga* indicators

Признаки Indicators	<i>A. oxycedri</i>			<i>J. oblonga</i>		
	Высота, см Height, cm	Диаметр, см Diameter, cm	Число, шт./куст Number per bush, pcs.	Высота, м Height, m	Диаметр, м Diameter, m	Состояние, балл Vitality, point
Диаметр арцеутобиума, см <i>A. oxycedri</i> diameter, cm	0,97*	–	–	–	–	–
Число арцеутобиума на 1 кусте можжевельника <i>A. oxycedri</i> number per <i>J. oblonga</i> bush, pcs.	-0,47*	-0,42*	–	–	–	–
Высота куста можжевельника, м <i>J. oblonga</i> height, m	0,24	0,24	0,47*	–	–	–
Диаметр куста можжевельника, м <i>J. oblonga</i> diameter, m	0,24	0,25	0,48*	0,90*	–	–
Состояние куста можжевельника, балл <i>J. oblonga</i> vitality, point	0,73*	0,71*	-0,53*	-0,06	-0,12	–
Состояние арцеутобиума, балл <i>A. oxycedri</i> vitality, point	0,84*	0,81*	-0,48*	0,05	0,10	0,78*

Примечание: \* – статистическая достоверность на уровне 0,05; прочерк обозначает, что показатель не имеет смысла.

Note: \* – statistical significance at 0.05 level; a dash means that the indicator is meaningless.

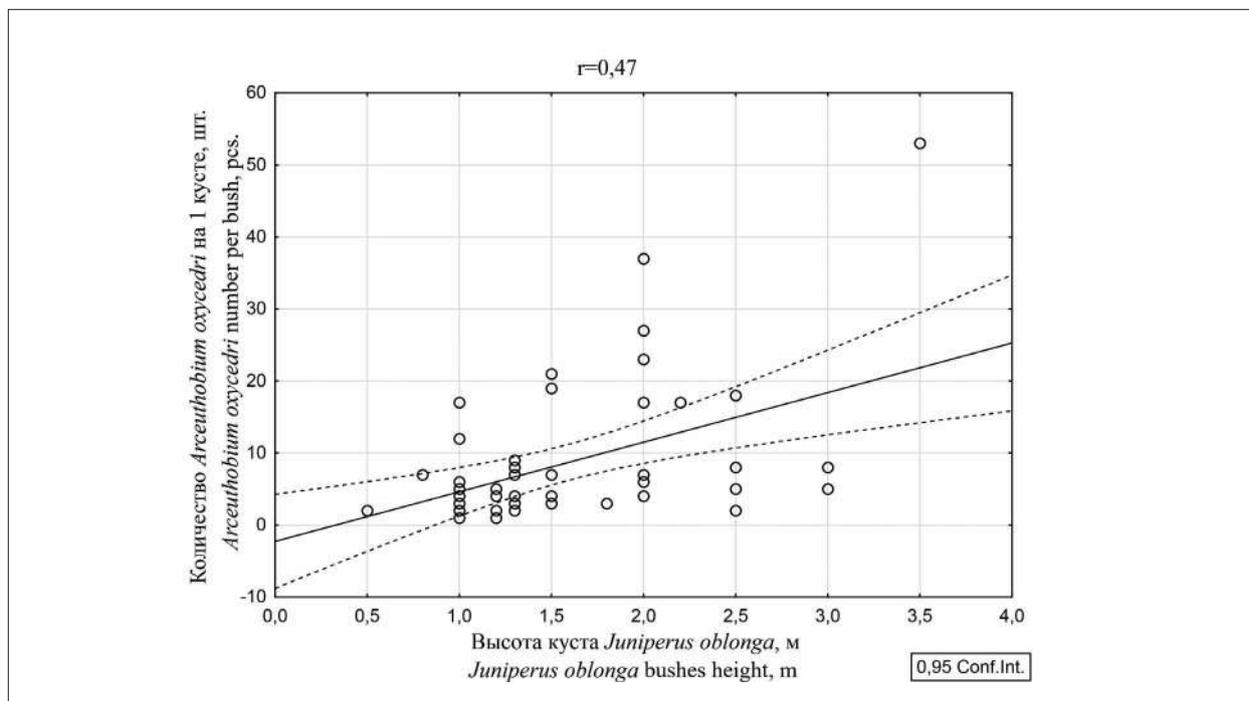


Рис. Количественные показатели обилия растений арцеутобиума в зависимости от высоты кустов можжевельника. Точками обозначены кусты можжевельника с установленным на них количеством растений арцеутобиума, линиями отмечен выявленный тренд

Fig. Quantitative indicators of the *Arceuthobium oxycedri* abundance depending on the *Juniperus oblonga* bushes height. The dots indicate juniper bushes with the established number of *Arzeuthobium* plants on them, the lines indicate the identified trend

Таблица 6 / Table 6

Состояние кустов можжевельника (N=130) на модельном участке, %  
*Juniperus oblonga* (N=130) vitality in the model site, %

Части склона Slope parts	Высохшие Dried out	Полусухие Semi-dry	С зелёной кроной With green crown
Южная / Southern	21,4	14,3	64,3
Средняя / Medium	42,2	22,2	35,5
Северная / Northern	65,0	17,5	17,5

Примечание / Note: N – число кустов / bushes amount.

Что касается корреляционной взаимосвязи и взаимообусловленности признаков арцеутобиума и можжевельника, то, прежде всего, отметим функциональную зависимость биометрических показателей (высоты и диаметра) можжевельника ( $r=0,90^*$ ) и самого арцеутобиума ( $r=0,97^*$ ) (табл. 5). Это ожидаемо, так как любые биометрические изменения происходят синхронно, тем более для арцеутобиума, имеющего шарообразную форму.

На высоком уровне значимости подтверждена корреляционная зависимость между признаками арцеутобиума с состоянием куста можжевельника и самого арцеутобиума, что закономерно в отношениях паразит-хозяин. Высокий уровень жизнеспособности растения-хозяина сопряжён с хорошим состоянием полупаразита. В то же время, увеличение числа растений арцеутобиума на кустах можжевельника приводит к ослаблению последних ( $r_{xy} = -0,53, -0,48$ ) и к общему снижению виталитета полупаразитарного комплекса *A. oxycedri* – *J. oblonga*. Обратная корреляционная связь в данном случае демонстрирует ухудшение состояния куста можжевельника и самого арцеутобиума при увеличении числа последних на кусте. Также обратная корреляционная связь установлена между биометрическими показателями *A. oxycedri* и его количеством на кусте *J. oblonga*.

В целом по всей популяции степень поражённости кустов можжевельника арцеутобиумом имеет линейную положительную зависимость от размеров кустов можжевельника и меньше связана с условиями произрастания последнего (рис.).

Такие закономерности, как преобладание биометрических показателей поражённых кустов, наличие полупаразита как на кустах зрелых и поздних генеративных состояний, так и на молодых кустах, преобладание числа поражённых особей среди женских кустов, при установленной ранее большей жизнеспособности женских особей, позволяет предположить, что полупаразит *A. oxycedri* заселяется

на здоровых кустах можжевельника с высокой жизнеспособностью независимо от их возраста.

Для доказательной аргументации такого предположения нами отобран модельный участок, где параметры рельефа изменяются незначительно, участок представляет собой относительно ровный склон протяжённостью около 150 м по основанию и 70 м по склону (примерно один га) с крутизной около 35°. Склон имеет широковогнутую форму, с различным направлением краёв склона. Здесь комплекс абиотических факторов меняется незначительно, и, соответственно, биоморфологические и виталитетные показатели кустов можжевельника являются следствием биотического взаимодействия *J. oblonga* и *A. oxycedri*.

В средней углублённой части склона можжевельник произрастает со спиреей, по южному «борту» редкостойно – только *J. oblonga*, по северному «борту» *J. oblonga* растёт скученно совместно со спиреей.

В целом в северной части больше число высохших кустов можжевельника – 65%, в южной, напротив, больше здоровых кустов (64,3%) (табл. 6).

### Заключение

В благоприятных условиях северной части склона можжевельник больше подвергся воздействию полупаразита, чем на южном склоне. Такое наше предположение не противоречит выдвинутому нами ранее положению о том, что во Внутреннегорном Дагестане можжевельниковые редколесья являются вторичными образованиями, возникшими на местах произрастания сосновых лесов (в основном), сведённых местным населением для хозяйственных нужд. Снижение жизненного состояния *J. oblonga* в связи с поселением на нём *A. oxycedri* является, на наш взгляд, одним из механизмов демуляции основного растительного покрова – сосновых лесов.

Однако в данной популяции прямого влияния сосновых деревьев на состояние

можжевельника не наблюдается. Например, в нижней части склона, где можжевельник больше угнетён, сосна не растёт, и, напротив, в верхней части склона при наличии *Pinus kochiana*, *J. oblonga* не поражён, и угнетающего воздействия не отмечается. Возможно, полупаразит интенсивнее поражает более развитые кусты можжевельника, которые произрастают в лучших условиях среды (на северных склонах). Так, изученная нами ранее популяция *J. oblonga* произрастает на северо-восточном склоне хребта Чакулабек. Чародинская же популяция с увеличением высоты над уровнем моря до 1600 м переместилась на южный макросклон, но при этом занимает западные, восточные микросклоны Нукатлинского хребта, что вполне согласуется с правилом предварения Алёхина. То есть, в обоих случаях *J. oblonga* произрастает в пределах экологического потенциала вида. При этом однозначно можно утверждать, что на определённом этапе взаимодействия у поражённых арцеутобиумом растений можжевельника происходит снижение общего виталитета, а в дальнейшем и полная деградация всей популяции.

### Литература

- Hawksworth F.G., Wiens D., Geils B.W., Nisley R.G. Dwarf mistletoes: biology, pathology, and systematics. Agricultural handbook No. 709. Washington: DC: USDA Forest Service, 1996. 410 p.
- Ciesla W.M., Geils B.W., Adams R.P. Hosts and geographic distribution of *Arceuthobium oxycedri*. RMRS-RN-11WWW. Fort Collins, CO: USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 2004. 60 p.
- Кукучкин О.В., Доронин И.В., Красиленко Ю.А. Анализ распространения можжевельноядника *Arceuthobium oxycedri* и его основного хозяина *Juniperus deltooides* в Крыму с использованием геоинформационных технологий // Russian Journal of Ecosystem Ecology. 2017. Т. 2. № 1. С. 1–32. doi: 10.21685/2500-0578-2017-1-5
- Arceuthobium oxycedri* (DC.) M. Vieb. (семейство Viscaceae) – Арцеутобиум можжевельниковый [Электронный ресурс] <https://www.plantarium.ru/page/image/id/56258.html> (Дата обращения: 06.09.2023).
- Adams R.P. Systematics of multi-seeded eastern hemisphere *Juniperus* based on leaf essential oils and RAPD DNA fingerprinting // Biochem. Syst. Ecol. 1999. V. 27. P. 709–725. doi: 10.1016/S0305-1978(99)00016-2
- Сухарева А.О., Оскольская О.И. Экологическое состояние и перспективы заповедования природного комплекса Чилтер (Западный Крым) // Экосистемы, их оптимизация и охрана. 2009. № 20. С. 212–223.
- Sarangzai A.M., Khan N., Wahab M., Kakar A. New spread of dwarf mistletoe (*Arceuthobium oxycedri*) in Juniper forests, Ziarat, Balochistan, Pakistan // Pak. J. Bot. 2010. V. 42. No. 6. P. 3709–3714.
- Садиков Х. Х., Дарвозиев М. О распространении *Arceuthobium oxycedri* (DC). М.В. в бассейне реки Искандер // Вестник Таджикского национального университета. 2011. Т. 66. № 2. С. 37–40.
- Kavosi M.R., Faridi F., Hajizaden G. Effects of foliar application herbicides to control semi-parasitic plant *Arceuthobium oxycedri* // Nusantara Bioscience. 2012. V. 4. No. 2. P. 76–80. doi: 10.13057/nusbiosci/n040205
- Wahid H.A., Barosai M.Y.K., Din M. Dwarf mistletoe *Arceuthobium oxycedri* and damage caused by dwarf mistletoe to family Cupressaceae // Pure Appl. Biol. 2015. V. 4. No. 1. P. 15–23. doi: 10.19045/bspab.2015.41003
- Асадулаев З.М., Маллалиев М.М., Садыкова Г.А. Распространение и вредоносность полупаразита арцеутобиума можжевельникового (*Arceuthobium oxycedri* (DC.) Vieb.) на можжевельнике продолговатом (*Juniperus oblonga* Vieb.) в Дагестане // Вестник ДНЦ РАН. 2016. № 62. С. 6–14.
- Асадулаев З.М., Маллалиев М.М., Садыкова Г.А. Флора эродированных склонов и откосов автодорог Горного Дагестана. Махачкала: Издательство ДГУ, 2020. 145 с.
- Работнов Т.А. Жизненный цикл многолетних травянистых растений в луговых ценозах // Тр. БИН АН СССР. Сер. 3. Геоботаника. 1950. № 6. С. 7–204.
- Уранов А.А. Жизненное состояние вида в растительном сообществе // Бюллетень МОИП. Отдел Биологический. 1960. Т. 65. № 3. С. 77–91.
- Злобин Ю.А. Ценопопуляционная диагностика экотопа // Экология. 1980. № 2. С. 22–30.
- Алексеев Б.Д. Изучение распространения и запасов сырья // Растительные ресурсы Дагестана. Ч. 2. Махачкала: Издательство ДГУ, 1979. С. 51–58.
- Алексеев Б.Д. Распространение видов *Juniperus* L. в Дагестане и их химический состав // Растительные ресурсы. 1980. Т. 16. № 2. С. 219–224.
- Язан П.Г. Можжевельник длиннолиственный на Терских песках // Природа. 1954. № 4. С. 113.
- Львов П.Л. Фрагменты арчевого редколесья в предгорьях Дагестана // Научные доклады высшей школы. Биологические науки. 1963. № 1. С. 120–124.
- Асадулаев З.М., Садыкова Г.А. Структурная и ресурсная оценка природных популяций можжевельника продолговатого (*Juniperus oblonga* Vieb.) в Дагестане. Махачкала: Наука ДНЦ, 2011. 216 с.
- Особо охраняемые природные территории Республики Дагестан // Труды Государственного природного биосферного заповедника «Дагестанский». Вып. 16 / Отв. ред. Г.С. Джамирзоев. Махачкала: Алеф, 2020. 368 с.
- Balamirzoev M.A., Mirzoev E.M.R., Usmanov R.Z. Concepts of soil-agroecological zoning of mountain regions using the example of Dagestan // Eurasian Soil Sc. 2008. V. 41. No. 6. P. 586–594. doi: 10.1134/S1064229308060033

References

1. Hawksworth F.G., Wiens D., Geils B.W., Nisley R.G. Dwarf mistletoes: biology, pathology, and systematics. Agricultural handbook No. 709. Washington: DC: USDA Forest Service, 1996. 410 p.
2. Ciesla W.M., Geils B.W., Adams R.P. Hosts and geographic distribution of *Arceuthobium oxycedri*. RMRS-RN-11WWW. Fort Collins, CO: USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 2004. 60 p.
3. Kukushkin O.V., Doronin I.V., Krasnylenko Yu.A. Analysis of dwarf mistletoe *Arceuthobium oxycedri* (DC.) M. Bieb. and its principal host eastern prickly juniper *Juniperus deltoides* R. P. Adams distribution in Crimea using GIS technologies // Russian Journal of Ecosystem Ecology. 2017. V. 2. No. 1. P. 1–32 (in Russian). doi: 10.21685/2500-0578-2017-1-5
4. *Arceuthobium oxycedri* (DC.) M. Bieb. [Internet resource] <https://www.plantarium.ru/page/image/id/56258.html> (Accessed: 06.09.2023).
5. Adams R.P. Systematics of multi-seeded eastern hemisphere *Juniperus* based on leaf essential oils and RAPD DNA fingerprinting // Biochem. Syst. Ecol. 1999. V. 27. P. 709–725. doi: 10.1016/S0305-1978(99)00016-2
6. Sukhareva A.O., Oskolskaya O.I. Ecological state and protection prospects of nature complex Chylter (Western Crimea) // Optimization and protection of ecosystems. 2009. No. 20. P. 212–223 (in Russian).
7. Sarangzai A.M., Khan N., Wahab M., Kakar A. New spread of dwarf mistletoe (*Arceuthobium oxycedri*) in Juniper forests, Ziarat, Balochistan, Pakistan // Pak. J. Bot. 2010. V. 42. No. 6. P. 3709–3714.
8. Sadikov Kh.Kh., Darvoziev M. About distribution *Arceuthobium oxycedri* (DC). M.B. in the Iskander river basin // Vestnik Tadzhikskogo nacionalnogo universiteta. 2011. V. 2. No. 66. P. 37–40 (in Russian).
9. Kavosi M.R., Faridi F., Hajizaden G. Effects of foliar application herbicides to control semi-parasitic plant *Arceuthobium oxycedri* // Nusantara Bioscience. 2012. V. 4. No. 2. P. 76–80. doi: 10.13057/nusbiosci/n040205
10. Wahid H.A., Barosai M.Y.K., Din M. Dwarf mistletoe *Arceuthobium oxycedri* and damage caused by dwarf mistletoe to family Cupressaceae // Pure Appl. Biol. 2015. V. 4. No. 1. P. 15–23. doi: 10.19045/bspab.2015.41003
11. Asadulaev Z.M., Mallaliev M.M., Sadykova G.A. Distribution and harmfulness of the semi-parasite arceuthobium juniper (*Arceuthobium oxycedri* (DC.) Bieb.) on the elongated juniper (*Juniperus oblonga* Bieb.) in Dagestan // Herald of the Dagestan Scientific Center. 2016. V. 62. P. 6–14 (in Russian).
12. Asadulaev Z.M., Mallaliev M.M., Sadykova G.A. Flora of eroded slopes and slopes of highways in Mountainous Dagestan. Makhachkala: DGU Publishing House, 2020. 145 p. (in Russian).
13. Rabotnov T.A. Life cycle of perennial herbaceous plants in meadow cenoses // Trudy BIN AN SSSR. Seriya 3. Geobotanika. 1950. No. 6. P. 7–204 (in Russian).
14. Uranov A.A. Species living conditions in a plant association // Byulleten Moskovskogo obshchestva ispytateley prirody. Otdel biologicheskiiy. 1960. V. 65. No. 3. P. 77–91 (in Russian).
15. Zlobin Yu.A. Cenopopulation diagnostics of ecotope // Ekologiya. 1980. No. 2. P. 22–30 (in Russian).
16. Alekseev B.D. Studying the distribution and stocks of raw materials // Plant resources of Dagestan. Part 2. Makhachkala: DSU Publishing House, 1979. P. 51–58 (in Russian).
17. Alekseev B.D. Distribution of *Juniperus* L. species in Dagestan and their chemical composition // Rastitel'nye resursy. 1980. V. 16. No. 2. P. 219–224 (in Russian).
18. Yazan P.G. Long-leaved juniper on the Terek sands // Priroda. 1954. No. 4. P. 113 (in Russian).
19. Lvov P.L. Fragments of juniper woodlands in the foothills of Dagestan // Nauchnye doklady vysshej shkoly. Biologicheskie nauki. 1963. No. 1. P. 120–124 (in Russian).
20. Asadulaev Z.M., Sadykova G.A. Structural and resource assessment of juniper (*Juniperus oblonga* Bieb.) natural populations in Dagestan. Makhachkala: Nauka DNTs, 2011. 216 p. (in Russian).
21. Specially protected natural areas of the Republic of Dagestan // Proceedings of the Dagestanskiy State Natural Biosphere Reserve / Ed. G.S. Dzhamirzoev. Makhachkala: Alef, 2020. 368 p. (in Russian).
22. Balamirzoev M.A., Mirzoev E.M.R., Usmanov R.Z. Concepts of soil-agroecological zoning of mountain regions using the example of Dagestan // Eurasian Soil Sc. 2008. V. 41. No. 6. P. 586–594. doi: 10.1134/S1064229308060033

## Климатические и постаграрные векторы трансформации лесопокрываемых территорий староосвоенных районов Европейской России

© 2025. В. В. Елсаков<sup>1</sup>, к. б. н., в. н. с., Т. А. Мыльникова<sup>1</sup>, ст. лаборант,  
А. Ю. Боровлёв<sup>1</sup>, инженер, Л. М. Баскин<sup>2</sup>, д. б. н., г. н. с.,  
В. М. Щанов<sup>1</sup>, ведущий инженер-программист,

<sup>1</sup>Институт биологии Коми научного центра  
Уральского отделения Российской академии наук,  
167982, Россия, г. Сыктывкар, ул. Коммунистическая, д. 28,

<sup>2</sup>Национальный исследовательский университет «Высшая школа экономики»,  
101000, Россия, г. Москва, ул. Мясницкая, д. 20,  
e-mail: elsakov@ib.komisc.ru

В работе проведён анализ изменений растительного покрова ряда районов Костромского Заволжья за период 1985–2023 гг. по разновременным спутниковым данным Landsat и MODIS. Для выявления изменений площадей доминирующих классов использованы две тематические карты растительного покрова и земной поверхности, подготовленные по снимкам Landsat (М 1 : 100 000) для 08.08.1985 г. и 10.08.2018 г. На примере отдельных районов показано увеличение доли хвойных лесных сообществ с 32,6 до 43,8%. Доля лиственных сообществ осталась без изменений (39,7–39,9%). Доля «коренных» лесов (на классификации 1985 и 2018 гг. отнесены к одному классу) составила 25,9% для хвойных и 26,2% для лиственных лесов. Сопоставление снимков детального разрешения Corona KH-2 (19.08.1973) и ESRI Imagery (29.04.2023) демонстрирует участки изменений, связанные с зарастаниями залежных земель и заброшенных сельскохозяйственных угодий. Наиболее активное зарастание отмечено на краевых участках, граничащих с лесными фитоценозами. Показатели сомкнутости крон древесного полога, рассчитанные по снежным изображениям Landsat, наиболее полно отражают изменения лесных сообществ. После крупного пожара в 1972 г. (площадь около 870 км<sup>2</sup>) к 2015 г. были восстановлены лесные сообщества с сомкнутостью крон до 80–90%. Для ненарушенных хвойных коренных лесов характерно постепенное (порядка 0,2% в год) снижение значений сомкнутости, что может быть использовано как индикатор малонарушенных лесов. Анализ изменений спектрального индекса EVI (Enhanced Vegetation Index) показывает, что большая часть классов лесных сообществ находится в стабильном состоянии. Значительная протяжённость периода наблюдений по MODIS (24 года) нивелировала рассчитанный линейный тренд для многих участков, даже с крупными изменениями.

**Ключевые слова:** лесные насаждения, спутниковые методы исследований, глобальные трансформации бореальных экосистем.

## Climatic and post-agrarian vectors of transformation of forested areas in old-developed regions of European Russia

© 2025. V. V. Elsakov<sup>1</sup> ORCID: 0000-0001-7111-5161<sup>\*</sup>

T. A. Mylnikova<sup>1</sup> ORCID: 0000-0002-4909-850X<sup>\*</sup> A. Yu. Borovlev<sup>1</sup> ORCID: 0009-0000-9072-2397<sup>\*</sup>

L. M. Baskin<sup>2</sup> ORCID: 0000-0003-0699-642X<sup>\*</sup> V. M. Shechanov<sup>1</sup> ORCID: 0000-0003-4420-4956<sup>\*</sup>

<sup>1</sup>Institute of Biology of Komi Science Centre of the  
Ural Branch of the Russian Academy of Sciences,

28, Kommunisticheskaya St., Syktyvkar, Russia, 167982,

<sup>2</sup>National Research University Higher School of Economics,  
20, Myasnitskaya St., Moscow, Russia, 101000,

e-mail: elsakov@ib.komisc.ru

The article analyses changes in the vegetation cover in several districts of the Kostroma Volga region within 1985–2023 using multi-temporal Landsat and MODIS satellite data. Two thematic maps of vegetation cover and land surface (M 1 : 100 000) were prepared based on Landsat images (for 08.08.1985 and 10.08.2018). The maps were used to identify changes in dominant classes of the region. Case study in some districts show that the share of coniferous forest

communities increased from 32.6 to 43.8%. The share of deciduous communities remained unchanged (39.7–39.9%). The proportion of 'indigenous' forests (classified as one class in 1985 and 2018) was 25.9% for coniferous forests and 26.2% for deciduous forests. Comparison of detailed resolution images of Corona KH-2 (19.08.1973) and ESRI Imagery (29.04.2023) shows that areas of changes are associated with overgrowing fallow lands and agricultural territories. The most active overgrowth can be observed at the edges of plots bordering with forest phytocenoses. The canopy density indices calculated from Landsat winter and early spring images reflect changes in the forest communities most fully. After a conflagration in 1972 forest communities with a canopy density of up to 80–90% were restored by 2015. Undisturbed coniferous native forests are characterized by a gradual decrease (about 0.2% per year) in canopy density values; this fact can be used as an indicator of intact forests. Analysis of changes in the spectral EVI (Enhanced Vegetation Index) shows that most of the forest community classes remain stable. However, the considerable length of the observation period (24 years) leveled out the calculated linear trend for many sites, even with large changes.

**Keywords:** forest stands, satellite research methods, global transformations of boreal ecosystems.

Климатически обусловленные и статистически обоснованные изменения характеристик лесных сообществ отчётливо фиксируются на северных границах распространения лесной растительности [1, 2], на участках экотонных зон в связи с расширением ареала древесных пород [3–6]. Наряду с этим, интерес представляет анализ основных лесопокрываемых и прилегающих к ним территорий, расположенных в оптимальных для развития лесных пород условиях. Лесные массивы староосвоенных районов европейской России – наиболее сильно изменившиеся бореальные экосистемы. Уничтожение и распашка лесных территорий региона сменилась зарастанием полей и восстановлением лесов. К таким территориям относится Костромская область, где лесопокрываемая площадь занимает 86,7%, и наблюдается тренд увеличения площади лесов.

С начала XVII века началось сельскохозяйственное и лесохозяйственное освоение этой территории. Происходило истребление леса и распашка участков, прилегающих к рекам Унже, Велуге, Меже, Вохме, Нее и другим. Максимального населения деревни этого региона достигли к 1915 г. [7]. В советский период отмечено уменьшение числа деревень. Шёл процесс, названный в работе [8] как «сжатие освоенного пространства», связанный с концентрацией населения в некоторых поселениях и исчезновением других. Подтверждение этого процесса дают публикации 1907 г. [9] и статистические документы 2019 г. [10].

Крестьяне осваивали лесные поляны и пустоши для сенокоса. Эти мелкоконтурные участки пашни и сенокосов создали характерный мозаичный ландшафт на удалении до 10 км от поселений. В 1940–1980-х гг. происходила концентрированная рубка лесов на территориях, более удалённых от больших рек. В XX веке становление социалистического сельского хозяйства привело к расширению участков пашни. В 1960–1980-х гг. интенсив-

ная мелиорация (удаление лесов по окраинам полей, осушение увлажнённых участков) ещё более увеличила площади крупных полей, сократила протяжённость опушек.

Крупные изменения ландшафта связаны с лесными пожарами [11]. Выгорели сосновые леса, широко распространённые в изученном регионе, а также ряд торфяных болот. Специального внимания заслуживает гарь 1972 г. на левом берегу р. Унжи в Макарьевском и Мантуровском районах. Подобно тому, как это наблюдал К.К. Калинин [12], на всех обследованных участках гари после пожара наблюдалось успешное естественное возобновление материнской породой – сосной, а также лиственными – берёзой и осинкой. Лишь в сосняках лишайниковых, пройденных слабым низовым пожаром, и брусничных, повреждённых верховым пожаром, возобновление было недостаточным или практически отсутствовало. Этот пожар уничтожил поселения, исключил существовавшую здесь интенсивную вырубку леса. Была уничтожена инфраструктура (дороги, мосты). В настоящее время хвойный лес на месте гари 1972 г., резко выделяющийся на снимках, восстановился, в 2006 г. на участке создана ООПТ Федерального уровня «Кологривский лес». В современных условиях изменение стратегии использования экологического потенциала территории от лесопромышленной эксплуатации к рекреации представляется оправданным.

Социально-экономическая революция 1990-х гг. сопровождалась падением сельского хозяйства и прекращением пахоты. В Костромской области, с благоприятными для роста леса условиями, произошло зарастание окраин больших полей и полей в глубине лесов, использовавшихся для сенокоса.

Выявление трендов изменений коренных лесов в сопоставлении с данными метеорологических наблюдений позволит подойти к вопросу построения долговременного прогноза показателей лесных сообществ при разных

сценариях климатической трансформации [13]. Использование спутниковых изображений разных лет в сочетании с методами математического моделирования даёт предпосылки для статистического обоснования такой оценки. Как было показано для территории Кировской области [14], материалы спутниковой съёмки детального разрешения служат важным источником данных для наблюдения за этапами зарастания сельскохозяйственных залежей.

Цель настоящей работы заключена в анализе изменений лесопокрытых территорий центральной части Костромского Заволжья за период последних десятилетий по спутниковым данным, в том числе, подвергавшихся в течение хозяйственного использования разнонаправленным изменениям в связи с трансформацией сельских сообществ (восстановление леса на заброшенных землях).

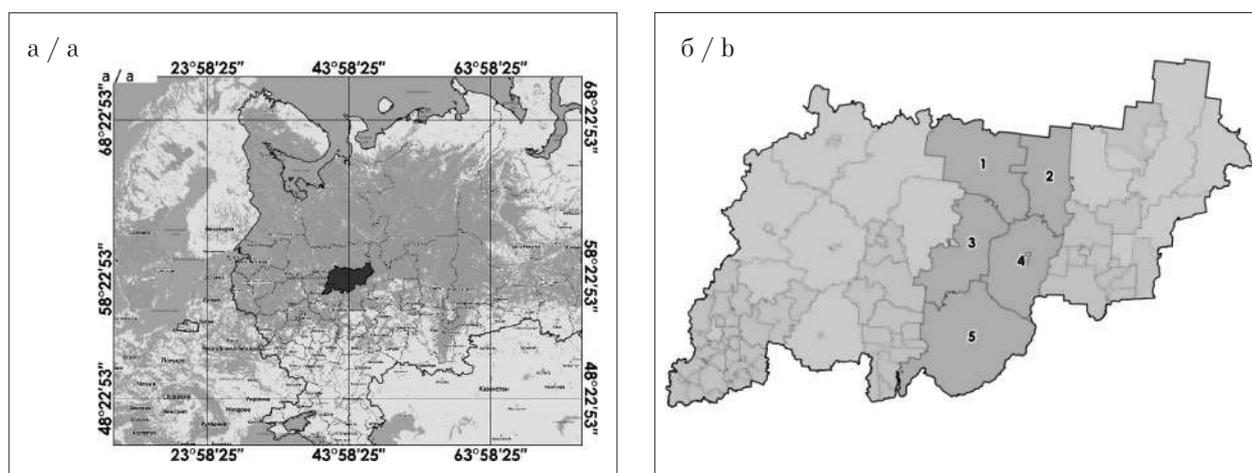
### Объекты и методы исследований

Мы анализировали изменения лесопокрытых территорий районов центральной части Костромского Заволжья (15,7 тыс. км<sup>2</sup>): Кологривский (3,5 тыс. км<sup>2</sup>), Межевский (2,2 тыс. км<sup>2</sup>), Мантуровский (2,7 тыс. км<sup>2</sup>), Макарьевский (4,8 тыс. км<sup>2</sup>), Нейский (2,2 тыс. км<sup>2</sup>) административные районы Костромской области (рис. 1), относимые к южно-таёжной ботанико-географической зоне европейской части РФ (Приказ Министерства природных ресурсов и экологии Российской Федерации № 367 от 18.08.2014). Обработку спутниковых изо-

бражений проводили с использованием программного пакета Erdas Imagine 10.0.

Основой для выявления изменений служат подготовленные управляемые классификации спутниковых изображений (Landsat 4, 5, 7 и 8) двух временных срезов 08.08.1985 г. и 10.08.2018 г. с выделением доминирующих классов растительного покрова. После подбора сезонно сопоставимых сцен, отнесённых к схожему состоянию растительности, атмосферной и радиометрической коррекции, формировали мозаику изображений с последующим разбиением доминирующих фитоценозов и земной поверхности на 7 классов по методу решающих правил. Сопоставление подготовленных тематических карт позволило выявить участки с классами растительного покрова, сохранившиеся или перешедшие в другие группы, существенно изменившие свои площадные характеристики.

Для выявления количественных трендов изменений растительного покрова привлекали временные серии спутниковых сцен сенсоров MODIS (MOD13Q1, источник данных: <https://earthexplorer.usgs.gov>) интервала 2000–2023 гг. с рассчитанными спектральными индексами EVI (Enhanced Vegetation Index). По мнению ряда авторов [15] индекс имеет преимущества в сравнении с широко используемым спектральным индексом NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) из-за меньших атмосферных или почвенных влияний. Для вегетационного периода каждого года отбирали только максимальные показатели, по которым рассчитывали суммарный линейный тренд изменений.



**Рис. 1.** Районы выполненных работ (а). Модельные районы: 1 – Кологривский (3,5 тыс. км<sup>2</sup>), 2 – Межевский (2,2 тыс. км<sup>2</sup>), 3 – Нейский (2,2 тыс. км<sup>2</sup>), 4 – Мантуровский (2,7 тыс. км<sup>2</sup>), 5 – Макарьевский (4,8 тыс. км<sup>2</sup>) (б)

**Fig. 1.** Studied areas (a). Model districts: 1 – Kologrivskiy (3.5 thousand km<sup>2</sup>), 2 – Mezhevskiy (2.2 thousand km<sup>2</sup>), 3 – Neyskiy (2.2 thousand km<sup>2</sup>), 4 – Manturovskiy (2.7 thousand km<sup>2</sup>), 5 – Makarievskiy (4.8 thousand km<sup>2</sup>) (b)

Показатели сомкнутости крон древесного и высокого кустарникового ярусов территории рассчитывали по изображениям Landsat второй половины ранневесеннего периода наблюдений (08.03.1985, 22.03.1996, 27.03.2015). Предварительный анализ показал, что достоверность выявления показателей сомкнутости возрастает при использовании зимних и ранневесенних изображений, что с одной стороны связано с маскированием многих форм микрорельефа земной поверхности снежным покровом [16], с другой – отсутствием листвы и погребением лишайниково-мохового, травяно-кустарничкового и частично кустарникового яруса, что усиливает контрастность исследуемых компонент. При обработке изображений использовали метод декомпозиции спектральных смесей (метод SMA, Spectral Mixed Analysis). В качестве «чистых компонент» привлекали величины, полученные для открытых пологих заснеженных участков (сомкнутость крон менее 0,05) и характеристики участков с максимально сомкнутым древостоем (сомкнутостью крон 0,9–0,95). Итогом обработки изображений стали тематические картосхемы, отражающие показатель сомкнутости древесного яруса (%) и его изменения для отдельных лет наблюдений. Результаты обработки легли в основу оценки интенсивности изменений показателя по рассчитанным временным срезам изображений, представленной в виде линейной функции и приведённой для удобства к 10-ти летнему интервалу наблюдений.

Для отдельных участков привлекали спутниковые изображения детального разрешения ESRI Imagery (источник данных: [www.arcgis.com/home/webscene/viewer.html](http://www.arcgis.com/home/webscene/viewer.html)) и Corona KH-2 (<https://earthexplorer.usgs.gov>) при выявлении природы происходящих изменений. При характеристике климатических трансформаций последних лет использованы данные архива ГУ «ВНИИГМИ-МЦД» по состоянию погоды наиболее приближенной метеорологической станции «Кострома» за временной интервал 1925–2023 гг.

## Результаты и обсуждение

По данным наблюдений метеорологической станции «Кострома» с конца 1990-х гг. на территории рассматриваемого региона отмечен рост средних температур в летний вегетационный период. Превышение зимних и весенних температур наблюдается в те же периоды. С 1980 г. можно наблюдать рост

количества летних (жидких) осадков (отдельные снижения 1985–2000 гг. и 2015–2019 гг.). Сложившиеся условия могут рассматриваться как способствующие росту продуктивности лесов.

По классификации спутниковых снимков 2018 г. леса покрывают 83,4% всей площади рассмотренных районов Костромской области (в 1985 г. показатель составлял 72,5%). В большинстве случаев площади лесопокрытых территорий соответствуют официальным данным. Менее половины площади лесов (43,8%) приходится на хвойные породы (в сравнении – 32,6% в 1985 г.), а 39,7% на лиственные (39,9% в 1985 г.). В 1985 г. в пределах территории отмечена значительная доля молодозрелых лиственных лесов (12,7%), которая к 2018 г. снизилась до 2,6%. Изменение площадей лиственных лесов может рассматриваться как величина, характеризующая интенсивность и направленность одной из стадий сукцессионного восстановления нарушенных территорий. Нарушения лесного покрова вызваны и естественными причинами: только один ветровал июля 2010 г. в Костромской области вызвал нарушения лесного полога на площади более 60 тыс. га, что в 4 раза превосходит среднюю ежегодную площадь сплошных вырубок на территории Костромской области [17].

Участок «свежей» гари за рекой Унжей (площадью около 870 км<sup>2</sup>) отчётливо зафиксирован на снимках Landsat MSS 1973 г. (14.06.1973), на классификации 1985 г. большая его часть отнесена к классу молодых и разреженных лесов, с последующим её восстановлением хвойными лесами. К 2018 г. растительный покров участка можно отнести к поздней стадии сукцессионного восстановления с формированием хвойных и лиственных лесов, следы нарушений не фиксируются спутниковыми методами.

Наибольшая доля хвойных лесов представлена в южной части рассмотренного региона (Макарьевский район до 53,0%), лиственных – в северной (Кологривский район до 56,7%). Статистические показатели изменений площадей классов представлены в таблице. Доля «коренных» лесов (на классификации 1985 и 2018 гг. отнесены к одному классу) составила 25,9% для хвойных и 26,2% для лиственных лесов. На снимках 1985 г. и 2018 г. на водные поверхности приходится 0,6–0,9%, на территории, лишённые растительного покрова, 7,6 и 5,8% соответственно. В охваченный наблюдениями

период фиксировали рост площади хвойных лесов с 32,6 до 43,8%. Доля лиственных лесов осталась почти без изменений – от 39,9 до 39,7%. Отмечено сокращение сельскохозяйственных земель, но увеличение площади класса травяной растительности (с 3,2% в 1985 г. до 5,6% в 2018 г.).

Анализ изменений спектрального индекса EVI, позволяющего количественно оценить запас зелёной фитомассы, показывает, что большая часть выделенных классов растительного покрова находится в стабильном состоянии. Значительная протяжённость периода наблюдений по снимкам MODIS (24 года) часто нивелировала рассчитанный линейный тренд для многих участков, даже с крупными изменениями. Для лесопокрываемых территорий как хвойных, так и лиственных лесов, большая часть отнесена к группе классов со слабыми изменениями (индекс EVI варьировал в пределах от -0,02 до +0,02 за 10 лет). Более детальный анализ с привлечением съёмки высокого пространственного разрешения показывает, что в данный класс попали и участки с «сильными нарушениями» – рубки, приходящиеся на начало и окончание периода наблюдений. За наблюдаемый период они восстанавливались молодозрелым лиственным древостоем с высокими показателями зелёной фитомассы и затем «выпали» при статистическом анализе.

С 1985 по 2018 гг. отмечено активное зарастание и восстановление ранее использованных сельскохозяйственных земель и нарушенных участков (до 14% территории перешло в классы лиственных и хвойных лесов). По оценкам ИКИ РАН (г. Москва),

площадь лесов на заброшенных сельскохозяйственных землях в период с 2001 по 2021 гг. на территории России увеличилась на 5,8 млн га, средние темпы увеличения площади лесов на заброшенных сельскохозяйственных землях около 125 тыс. га/год [18]. Сопоставление разновременных снимков детального разрешения Corona KH-2 (19.08.1973) и ESRI Imagery (29.04.2023) демонстрирует участки наибольших изменений, связанных с зарастанием сельскохозяйственных угодий, небольших сенокосов, лесных просек (рис. 2, см. цв. вкладку VIII). Наиболее активное зарастание можно наблюдать на краевых участках, граничащих с лесными фитоценозами. Субстрат на таких участках обогащён органикой и содержит почвенный банк семян. Отмечено [19], что восстановление растительного покрова нарушенных территорий протекает наиболее интенсивно в зоне аккумуляции веществ.

Рассмотренный временной период характеризуется и ростом сомкнутости крон древесного/кустарникового ярусов (рис. 3, см. обложку) на участках, ранее нарушенных и повреждённых пожаром (отчётливо прослеживается восстановление лесного массива в районе крупного пожара 1972 г.).

Большинство нарушенных до 1985 г. участков к 2015 г. увеличили показатели сомкнутости до 70–80%. На участках гари к 2015 г. сформированы древостои с сомкнутостью крон до 80–90% (рис. 3В). Большинство коренных лесов отнесены к классу незначительных изменений сомкнутости (от -0,2 до 0,2% в год) или имели отрицательные показатели (более -0,2%) (рис. 4, см. обложку), что в целом характерно для коренных старовозрастных

Изменение площадных показателей доминирующих классов, %  
Changes in the dominant classes area, %

Таблица / Table

Категории Categories		1985							Итого Total
		Кл. 1 Cl. 1	Кл. 2 Cl. 2	Кл. 3 Cl. 3	Кл. 4 Cl. 4	Кл. 5 Cl. 5	Кл. 6 Cl. 6	Кл. 7 Cl. 7	
2018	Кл. 1 / Cl. 1	0,4	0,1	0,2	0,1	0,004	0,1	0,1	0,9
	Кл. 2 / Cl. 2	0,1	1,5	1,5	1,0	0,5	0,5	0,6	5,8
	Кл. 3 / Cl. 3	0,1	1,5	25,9	11,4	0,1	0,7	4,1	43,8
	Кл. 4 / Cl. 4	0,01	1,9	4,2	26,2	0,6	0,3	6,4	39,7
	Кл. 5 / Cl. 5	0,03	1,8	0,3	0,5	1,6	0,7	0,7	5,6
	Кл. 6 / Cl. 6	0,01	0,2	0,1	0,2	0,1	0,9	0,1	1,6
	Кл. 7 / Cl. 7	0,01	0,6	0,4	0,5	0,3	0,2	0,6	2,6
	Итого / Total	0,6	7,6	32,6	39,9	3,2	3,3	12,7	100,0

Примечание: Кл. 1 – водные поверхности; Кл. 2 – территории без растительности; Кл. 3 – хвойные леса; Кл. 4 – лиственные леса; Кл. 5 – сельскохозяйственные земли; Кл. 6 – болота; Кл. 7 – молодозрелые лиственные леса.

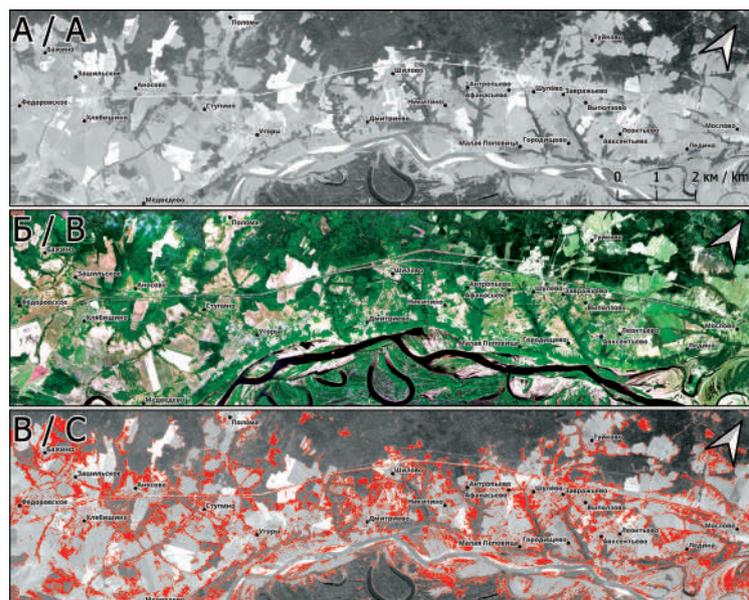
Note: Cl. 1 – water; Cl. 2 – bare ground; Cl. 3 – coniferous forests; Cl. 4 – deciduous forests; Cl. 5 – farmlands; Cl. 6 – swamps; Cl. 7 – young-growth deciduous forests.

**Д. Н. Шерстобитов, В. В. Ермаков, В. В. Пыстин,  
О. В. Тупицына, Д. Е. Быков «Утилизация отходов  
спиртовой барды длительного хранения методом  
аэробного компостирования». С. 162.**



**Рис. 1.** Космические снимки участка размещения спиртовой барды:  
а) 06.09.2009, б) 02.07.2011 (источник – Google Earth)  
**Fig. 1.** Satellite images of the site for the placement of distillery stillage:  
а) 06.09.2009, б) 02.07.2011 (source – Google Earth)

**В. В. Елсаков, Т. А. Мыльникова, А. Ю. Боровлёв, Л. М. Баскин,  
В. М. Щанов «Климатические и постаграрные векторы  
трансформации лесопокрытых территорий  
староосвоенных районов Европейской России». С. 188.**



**Рис. 2.** Участки зарастаний сельскохозяйственных угодий Мантуровского района. Спутниковая съёмка Corona KH-2 от 19.08.1973 (а) и ESRI Imagery от 29.04.2023 (б), результат сравнения изображений (в). Сельскохозяйственные угодья, заросшие лесной/кустарниковой растительностью за период 1973–2023 гг., выделены красным цветом / **Fig. 2.** Overgrowth areas of farmlands in Manturovsky District. Corona KH-2 satellite imagery from 19.08.1973 (a), ESRI Imagery from 29.04.2023 (b), and a result of image comparison (c). Farmlands overgrown with forest/shrub vegetation for 1973–2023 are highlighted in red

лесов, для которых по мере увеличения возраста степень просматриваемости «в глубину» на аэрофотоизображениях возрастает [20]. Изображения разных лет могут быть представлены в виде суммарного тренда изменений показателя (рис. 4).

Согласно результатам, представленным на рисунке 4, выраженные положительные тренды отмечены лишь для 10% ранее нарушенных хвойных лесов.

### Заключение

Анализ спутниковых изображений периода 1985–2023 гг. показал, что основные участки изменений Костромского Заволжья относятся к территориям, восстанавливающимся после хозяйственного использования или пожаров. За 40-летний период наблюдений отмечено восстановление лесного участка, нарушенного крупной гарью в 1972 г. (по величинам индекса EVI, сомкнутости крон), до уровня показателей, эквивалентных прилегающим фоновым участкам.

При выделении лесных «коренных» сообществ информативным критерием является рассчитанный показатель тренда сомкнутости крон древесного/кустарникового покрова. Для хвойных коренных лесов характерно постепенное (порядка 0,2% в год) снижение значений, что может быть использовано как индикатор малонарушенных лесов.

Для освоенных районов территории наблюдается активное зарастание краевых зон сельскохозяйственных угодий лесной и кустарниковой растительностью.

*Статья подготовлена при финансовой поддержке Российского научного фонда (РНФ) в рамках реализуемого на базе НИУ «Высшая школа экономики» проекта № 24-68-00055 «Из прошлого в будущее: сельские сообщества в условиях постаграрного вектора трансформаций».*

### Литература

1. Кравцова В.И., Лошкарева А.Р. Динамика растительности экотона тундра-тайга на Кольском полуострове в связи с климатическими колебаниями // Экология. 2013. № 4. С. 275–283. doi: 10.7868/S0367059713040082
2. Харук В.И., Рэнсон К. Дж., Им С.Т., Наурызбаев М.М. Лиственничники лесотундры и климатические тренды // Экология. 2006. № 5. С. 323–331.
3. Елсаков В.В., Марущак И.О. Спектрзональные спутниковые изображения в выявлении трендов климатических изменений лесных фитоценозов западных

склонов Приполярного Урала // Компьютерная оптика. 2011. Т. 35. № 2. С. 281–286.

4. Мыльникова Т.А., Елсаков В.В. Продвижение верхней границы леса Национального парка Югд Ва под влиянием климатических трансформаций // Лесные экосистемы в условиях изменения климата: биологическая продуктивность и дистанционный мониторинг. 2022. № 8. С. 45–54. doi: 10.25686/2022.84.60.005

5. Шиятов С.Г. Динамика древесной и кустарниковой растительности в горах Полярного Урала под влиянием современных изменений климата. Екатеринбург: УрО РАН, 2009. 215 с.

6. Shiryayev A.G., Moiseev P.A., Peintner U., Devi N.M., Kukarskih V.V., Elsakov V.V. Arctic greening caused by warming contributes to compositional changes of mycobiota at the Polar Urals // Forests. 2019. V. 10. Article No. 1112. doi: 10.3390/f10121112

7. Торопов С.Н. История православных приходов Мантуровской земли. Кострома: ДиАр, 2012. 352 с.

8. Нефёдова Т.Г., Медведев А.А. Сжатие освоенного пространства в центральной России: динамика населения и использование земель в сельской местности // Известия РАН. Серия географическая. 2020. Т. 84. № 5. С. 645–659. doi: 10.31857/S258755662005012X

9. Список населённых мест Костромской губернии (по сведениям 1907 г.). Кострома: тип. Т.П. Андрониковой, 1908. 189 с.

10. Об утверждении реестра населённых пунктов Костромской области. Постановление Администрации Костромской области от 8 апреля 2014 года № 133-а (с изменениями на 17 июня 2019 года) [Электронный ресурс] <https://docs.cntd.ru/document/412301869> (Дата обращения: 03.12.2024).

11. Воробьёв Ю.Л., Акимов В.А., Соколов Ю.И. Лесные пожары на территории России: состояние и проблемы. М.: Дэкс-Пресс, 2004. 312 с.

12. Калинин К.К. Крупные лесные пожары в лесном Среднем Заволжье и система лесохозяйственных мероприятий по ликвидации их последствий. Йошкар-Ола: ПГТУ, 2012. 364 с.

13. Воробьёв О.Н., Лежнин С.А., Курбанов Э.А., Яхьяев А.Б., Дергунов Д.М., Тарасова Л.В., Ястребова А.В. Прогнозный анализ лесного покрова Среднего Поволжья на основе временных рядов и климатических сценариев // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2024. Т. 21. № 4. С. 115–130. doi: 10.21046/2070-7401-2024-21-4-115-130

14. Домнина Е.А., Адамович Т.А., Тимонов А.С., Ашихмина Т.Я. Мониторинг зарастания заброшенных земель сельскохозяйственного назначения по спутниковым снимкам высокого разрешения // Теоретическая и прикладная экология. 2022. № 3. С. 82–89. doi: 10.25750/1995-4301-2022-3-082-089

15. Jin Y., Yang X., Qiu J., Li J., Gao T., Wu Q., Zhao F., Ma H., Yu H., Xu B. Remote sensing-based biomass estimation and its spatio-temporal variations in temperate

grassland, Northern China // *Remote Sens.* 2014. V. 6. P. 1496–1513. doi: 10.3390/rs6021496

16. Алексеенко Н.А., Сваткова Т.Г. Зимние топографические карты // *Вестн. Моск. ун-та. Сер. 5. География.* 2008. № 3. С. 8–11.

17. Петухов И.Н., Немчинова А.В. Ветровальные нарушения лесного покрова в Костромской области и на сопредельных территориях в 1984–2011 гг. // *Лесоведение.* 2014. № 6. С. 17–25.

18. Гичан Д.В., Тебенкова Д.Н. Заращение земель сельскохозяйственного назначения древесной растительностью: масштабы, причины, пути использования. Обзор // *Вопросы лесной науки.* 2023. Т. 6. № 3. Статья № 131. doi: 10.31509/2658-607x-202363-131

19. Сумина О.И. Первичные сукцессии на карьерах как натурная модель для изучения процессов формирования наземных экосистем // *Теоретическая и прикладная экология.* 2014. № 1. С. 40–44. doi: 10.25750/1995-4301-2014-1-040-044

20. Аковецкий В.И. Дешифрирование снимков. М.: Недра, 1983. 374 с.

## References

1. Kravtsova V.I., Loshkareva A.R. Dynamics of vegetation in the tundra-taiga ecotone on the Kola Peninsula depending on climate fluctuations // *Ecologiya.* 2013. No. 4. P. 275–283 (in Russian). doi: 10.7868/S0367059713040082

2. Kharuk V.I., Ranson K.J., Im S.T., Naurzbaev M.M. Forest-tundra larch forests and climatic trends // *Ecologiya.* 2006. No. 5. P. 323–331 (in Russian).

3. Elsakov V.V., Maruschak I.O. Spectrozonally satellite images in estimation of climatic trends of forest vegetation on west slopes of the Subpolar Urals // *Computer Optics Journal.* 2011. V. 35. No. 2. P. 281–286 (in Russian).

4. Mylnikova T.A., Elsakov V.V. The expansion of upper forest boundary in the national park Yugyd Va under climatic impact // *Forest ecosystems under climate change: biological productivity and remote monitoring.* 2022. No. 8. P. 45–54 (in Russian). doi: 10.25686/2022.84.60.005

5. Shiyatov S.G. Dynamics of tree and shrub vegetation in the Polar Urals mountains under the influence of modern climate change. Ekaterinburg: Ural Branch of RAS, 2009. 215 p. (in Russian).

6. Shiryaev A.G., Moiseev P.A., Peintner U., Devi N.M., Kukarskih V.V., Elsakov V.V. Arctic greening caused by warming contributes to compositional changes of mycobiota at the Polar Urals // *Forests.* 2019. V. 10. Article No. 1112. doi: 10.3390/f10121112

7. Toropov S.N. History of Orthodox parishes of the Manturov land. Kostroma: DiAr, 2012. 352 p (in Russian).

8. Nefedova T.G., Medvedev A.A. Shrinkage of Active Space in Central Russia: population dynamics and land use

in countryside // *Izvestiya RAN. Seriya Geograficheskaya.* 2020. V. 84. No. 5. P. 645–659 (in Russian). doi: 10.31857/S258755662005012X

9. List of populated places of Kostroma province (according to 1907). Kostroma: tip. T.P. Andronikovoy, 1908. 189 p. (in Russian).

10. On approval of the register of settlements of the Kostroma region. Resolution of the Administration of the Kostroma region of April 8, 2014 No. 133-a (amended on June 17, 2019) [Internet resource] <https://docs.cntd.ru/document/412301869> (Accessed: 03.12.2024).

11. Vorobyev Y.L. Akimov V.A., Sokolov Y.I. Forest fires on the territory of Russia: status and problems. Moskva: Deks-Press, 2004. 312 p. (in Russian).

12. Kalinin K.K. Large forest fires in the Middle Volga forest region and the system of forestry measures to eliminate their consequences. Yoshkar-Ola: PGTU, 2012. 364 p. (in Russian).

13. Vorobyov O.N., Lezhnin S.A., Kurbanov E.A., Yakhyayev A.B., Dergunov D.M., Tarasova L.V., Yastrebova A.V. Predictive analysis of forest cover in the Middle Volga Region based on time series and climate scenarios // *Current problems in remote sensing of the Earth from space.* 2024. V. 21. No. 4. P. 115–130 (in Russian). doi: 10.21046/2070-7401-2024-21-4-115-130

14. Domnina E.A., Adamovich T.A., Timonov A.S., Ashikhmina T.Ya. Monitoring of overgrowing of abandoned agricultural lands using high-resolution satellite images // *Theoretical and Applied Ecology.* 2022. No. 3. P. 82–89 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2022-3-082-089

15. Jin Y., Yang X., Qiu J., Li J., Gao T., Wu Q., Zhao F., Ma H., Yu H., Xu B. Remote sensing-based biomass estimation and its spatio-temporal variations in temperate grassland, Northern China // *Remote Sens.* 2014. V. 6. No. 2. P. 1496–1513. doi: 10.3390/rs6021496

16. Alekseenko N.A., Svatkova T.G. Winter topographic maps // *Moscow University Bulletin. Series 5. Geography.* 2008. No. 3. P. 8–11 (in Russian).

17. Petukhov I.N., Nemchinova A.V.B. Windthrows in forests of Kostroma oblast and the neighboring lands in 1984–2011 // *Lesovedenie.* 2014. No. 6. P. 17–25 (in Russian).

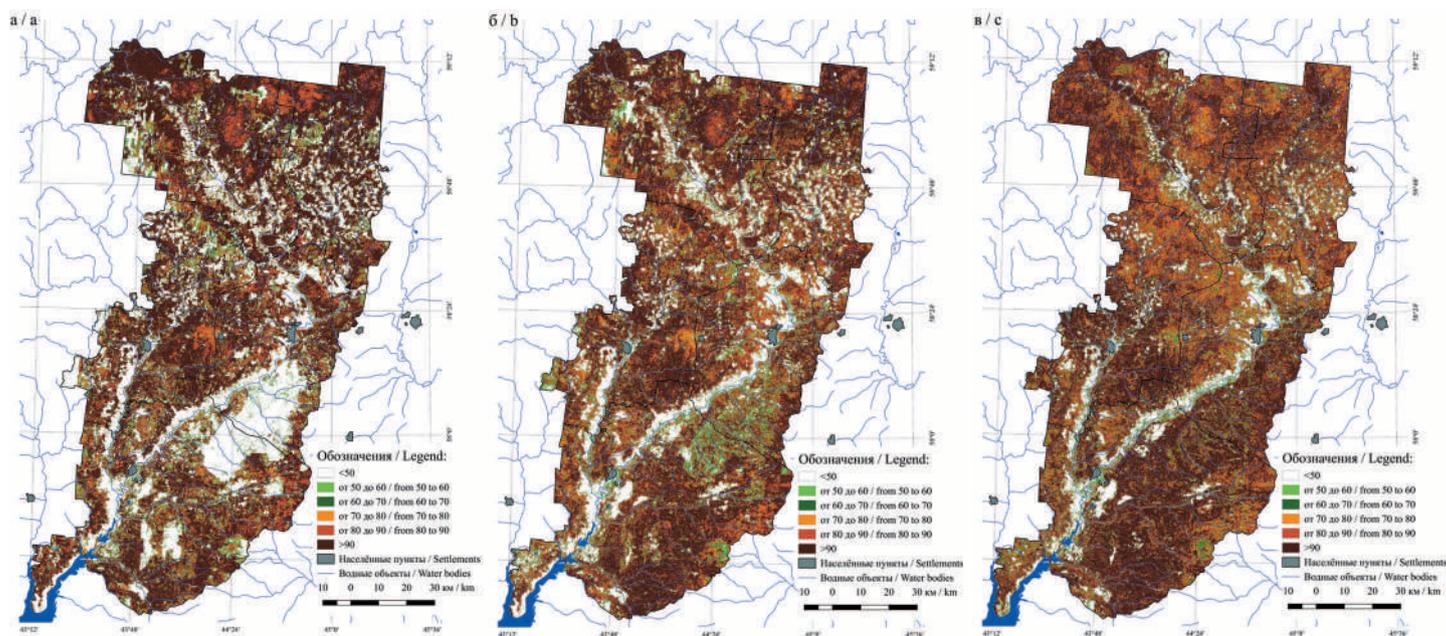
18. Gichan D.V., Tebenkova D.N. Woody plants growth on abandoned agricultural lands: scale, causes of abandonment, ways of use. A review // *Forest Science Issues.* 2023. V. 6. No. 3. Article No. 131 (in Russian). doi: 10.31509/2658-607x-202363-131

19. Sumina O.I. Primary successions on quarries as a full-scale model for study of terrestrial ecosystems development // *Theoretical and Applied Ecology.* 2014. No. 1. P. 40–44 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2014-1-040-044

20. Akovetskiy V.I. Image interpretation. Moskva: Nedra, 1983. 374 p. (in Russian).

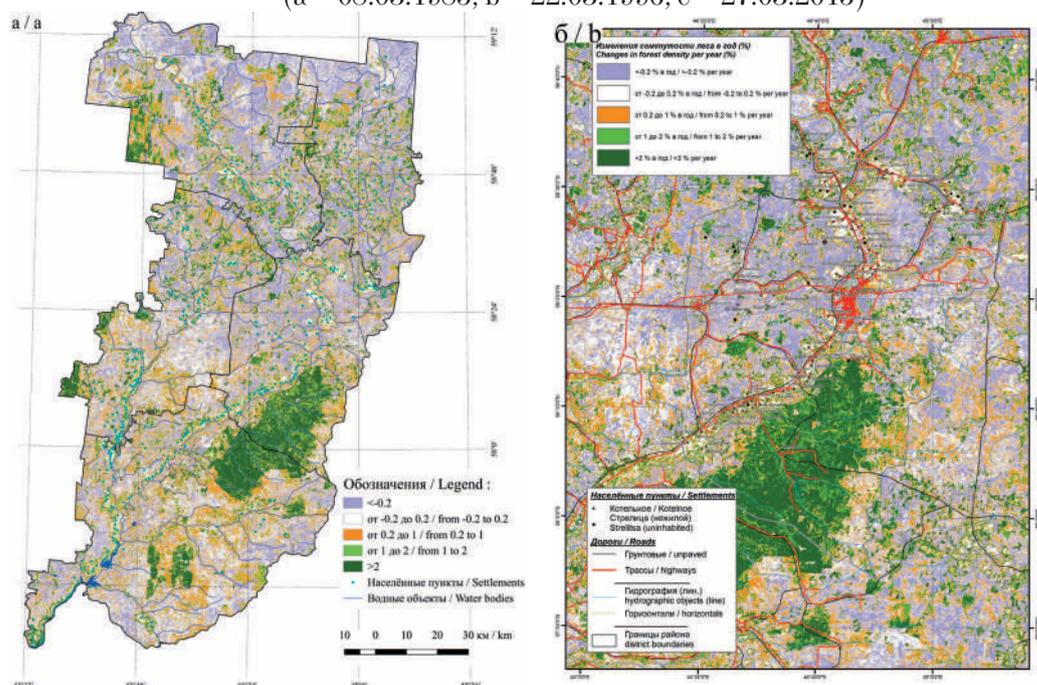
*В. В. Елсаков, Т. А. Мыльникова, А. Ю. Боровлёв,  
Л. М. Баскин, В. М. Щанов*

**«КЛИМАТИЧЕСКИЕ И ПОСТАГРАРНЫЕ ВЕКТОРЫ  
ТРАНСФОРМАЦИИ ЛЕСОПОКРЫТЫХ ТЕРРИТОРИЙ  
СТАРООСВОЕННЫХ РАЙОНОВ ЕВРОПЕЙСКОЙ РОССИИ». С. 188.**



**Рис. 3.** Рассчитанные показатели сомкнутости кроны по съёмкам спутника серии Landsat (а – 08.03.1985, б – 22.03.1996, в – 27.03.2015)

**Fig. 3.** Calculated canopy density indices from Landsat satellite images (a – 08.03.1985, b – 22.03.1996, c – 27.03.2015)



**Рис. 4.** Суммарный тренд изменений сомкнутости кроны по снимкам Landsat за период 1985–2019 гг. Общий вид всей территории (а), участок гари на границе Мантуровского и Макарьевского районов (б)

**Fig. 4.** Cumulative trend of changes in the canopy density according to Landsat images for the period 1985–2019. General view (a) and a fire-site within the border of Manturovskiy and Makarievskiy districts (b)

## The environmental legal narrative of renewable energy sources: legal regulation in the Russian Federation and Canada

© 2025. E. S. Koshcheeva<sup>1</sup> ORCID: 0000-0003-0272-7759, M. A. Smirnov<sup>1,2</sup> ORCID: 0000-0002-2876-1974,  
<sup>1</sup>Volgo-Vyatka Institute (branch)  
of the Kutafin Moscow State Law University (MSAL),  
30, Moskovskaya St., Kirov, Russia, 610000,  
<sup>2</sup>Vyatka State University,  
36, Moskovskaya St., Kirov, Russia, 610000,  
e-mail: koscheeva@yandex.ru, vkkop@yandex.ru

The article analyses normative-legal regulation and public policy system of the renewable energy sources (RES) in the Russian Federation and Canada. The authors analyzed the normative-legal base of RES formation, generation and effect on the development of domestic and foreign policy of the states. An attempt is made to describe and compare environmental and legal approaches to the application and realization of RES and their impact on the development of the Russian Federation and Canada. The article analyzes “green” energy on the basis of state approaches and natural-geographical conditions of the territory of the states at its formation. In the Russian Federation the main RES sectors are solar energy, wind energy, hydropower, energy obtained from biomass and waste processing, biogas, and landfill gas. In Canada, the main clean energy sectors are more province-specific and additionally include geothermal energy, green hydrogen and territorial tidal phenomena. The RES analysis will help to identify the specifics and opportunities for application and formation of new mechanisms of state policy and improvement of the regulatory framework in the Russian Federation. The main difference between the Canadian and Russian approach to legislative regulation is the two-tier regulation: the general directions of sustainable development and the four-year strategy are fixed at the federal level, while the main legislative regulation is carried out at the provincial level, depending on regional priorities in the development of certain RES types. The experience of Canada’s “distributed” regulatory framework can be used to improve Russian legislation, as it will help to take into account regional priorities in the development of certain RES types and implement short-term renewable energy projects.

**Keywords:** renewable energy sources, environmental safety, normative regulation, public policy (public administration).

УДК 349

## Эколого-правовой нарратив возобновляемых источников энергии: правовое регулирование в Российской Федерации и Канаде

© 2025. Е. С. Кошчева<sup>1</sup>, к. ю. н., зав. кафедрой,  
М. А. Смирнов<sup>1,2</sup>, к. и. н., доцент,

<sup>1</sup>Волго-Вятский институт (филиал) Московского государственного юридического университета имени О. Е. Кутафина (МГЮА),  
610000, Россия, г. Киров, ул. Московская, д. 30,  
<sup>2</sup>Вятский государственный университет,  
610000, Россия, г. Киров, ул. Московская, д. 36,  
e-mail: koscheeva@yandex.ru, vkkop@yandex.ru

Статья посвящена анализу нормативно-правового регулирования в области возобновляемых источников энергии (ВИЭ) в Российской Федерации и Канаде. Проанализирована нормативно-правовая база становления, генерации и влияния ВИЭ на развитие внутренней и внешней политики государств. Сделана попытка описания и сравнения эколого-правовых подходов к применению и реализации ВИЭ и их влияния на развитие Российской Федерации и Канады. В статье даётся анализ «зелёной» энергетики, исходя из государственных подходов и естественно-географических условий расположения территории государств при её образовании. В Российской Федерации основными секторами ВИЭ являются энергия солнца, энергия ветра, гидроэнергетика, энергия, получаемая при переработке биомассы и отходов, биогаз, газ, выделяемый отходами на свалках. В Канаде основные секторы «зелёной энергетики» более чётко привязаны к провинциям и дополнительно включают геотермальную энергию,

зелёный водород и территориальные явления природы в виде приливов и отливов. Проведённый анализ ВИЭ может конкретизировать особенности и выявить возможности для применения и формирования новых механизмов государственной политики для совершенствования нормативно-правовой базы в Российской Федерации. Главные отличия канадского от российского подхода в законодательном регулировании состоит в двухуровневом регулировании: общие направления устойчивого развития и стратегия на четыре года закрепляются на уровне федерации, а основное законодательное регулирование осуществляется на уровне провинций в зависимости от региональных приоритетов в развитии отдельных видов ВИЭ. Опыт «распределённого» нормативного регулирования Канады может быть воспринят для совершенствования законодательства России, поскольку поможет учесть региональные приоритеты в развитии отдельных видов ВИЭ и реализовать краткосрочные проекты в сфере возобновляемой энергетики.

**Ключевые слова:** возобновляемые источники энергии, экологическая безопасность, нормативное регулирование, государственная политика (государственное управление).

Representatives of the international community, experts, and scientists consider renewable energy sources (RES) as an obligatory element aimed at solving global problems and a trigger for the transition to sustainable development of mankind in the XXI century [1].

At the One Planet Summit in France on January 11, 2021, United Nations Secretary-General António Guterres focused on building a global coalition to achieve carbon neutrality. The European Union, Great Britain, Japan, South Korea, Canada and more than 110 other countries have pledged to become carbon neutral by 2050, and China by 2060. These countries account for 65% of all harmful emissions and 70% of global GDP [2]. The United Nations sees “making peace with nature” as one of its priorities. A global climate emergency and five key targets: carbon neutrality by 2050; reducing global emissions by 45% by 2030; adapting to climate change; meeting financial commitments; and implementing “transformative strategies”, including phasing out coal and ending fossil fuel subsidies, are an unconditional priority for humanity [3].

At present in Russian Federation (RF), solar and wind energy has the greatest technical potential, while small hydro resources, low-potential heat and geothermal energy have the “maximum recovery rate”. The Energy Strategy of the RF for the period until 2035 was approved by the Russian Government Order No. 1523-r dated 9 June 2020 (hereinafter – the Energy Strategy). Its main provisions note that nuclear power, hydropower and other RES account for a third of the country’s total energy production in the RF fuel and energy complex. The above determines RF’s place among the world’s largest economies as one of the most environmentally friendly (low-carbon) fuel and energy balances.

In Canada, RES are presented in the form of interrelated areas characterized by high environmental efficiency, and the algorithms of implementation are prescribed in various legal

sources, including the Federal Sustainable Development Act (FSDA) and the Federal Sustainable Development Strategy (FSDS). Canada effectively utilizes RES, which, in turn, affect domestic policy and development of provinces and territories. According to [4], renewable energy intensive technologies constitute about 17% of total energy supply and have a share of 65% of total electricity production in Canada.

For the progressive and environmentally safe development of any territory, it is important to analyze the best practices of RES legal regulation. The analysis of RES development in the territories of the RF and Canada is correlated by similar natural-geographical location and relatively identical natural and climatic conditions, as well as territorial structure. The environmental and legal narrative of RES in the RF and Canada is of great interest for the development of green energy [5].

The main aim is to describe and analyze the experience of renewable energy environmental and legal regulation and public policy, case study of the Russian Federation and Canada.

### Objects and methods of research

The object of the study is public relations in renewable energy development of the RF and Canada, arising in the process of development and implementation of state policy measures, which are regulated by normative acts, including program documents of strategic planning of both states. The subject of the study is a set of legal norms in renewable energy development in the RF and Canada.

In this study, a comparative legal analysis was carried out to identify common patterns and differences in the RES state regulation. We used the Russian reference legal systems Consultant-Plus and Garant, as well as search engines of Google scholar, Social Science Research Network, Scopus, Web of science. The period from 1998 to the present was covered. Search and

specification of information in legal reference systems was carried out through the following functions: legal navigator, reference information, search card, search by all documents, advanced search using additional parameters, search by document content, search by document number and date, as well as search by period. When using search engines and international databases of publications, keywords were used: renewable energy sources, RES, environmental safety, environmental law, public environmental policy, Federal Sustainable Development Strategy for Canada, Hydrogen and Bioenergy Strategy, Ontario, Quebec.

## Results and Discussion

**Overview of the Russian Federation legislative regulation in renewable energy sources utilization.** Article 3 of Federal Law “On Electric Power Industry” No. 35-FZ dated 26.06.2003 defines the RES list. Additional normative regulation is established depending on the respective source and energy sector. It should be noted that the “RES” category is legislatively fixed by enumerating sources but not on the basis of a set of attributes.

In the author’s opinion [6], this approach is based on the existence of developed standards in the energy sector and insufficient development in the energy law doctrine. Thus, the development of solar energy in Russia is at the initial stage. In particular, at the end of 2019, solar power plants generated 2.8% of the total global electricity production [7]. At the same time, at the beginning of 2020, solar and wind generation in Russia together accounted for 0.2% of electricity production [8]. The bulk of the power plants are commissioned in 2019–2020, currently involving about 50 companies that supply equipment and carry out installation [7]. The main trend in solar energy development is microgeneration, i.e. the installation of solar panels by private entities for household consumption. In this regard, the main regulatory act was the Federal Law “On Amendments to the Federal Law “On Electric Power Industry” in terms of microgeneration development” No. 471-FZ of 27.12.2019, which actually became applicable from 2021 due to the adoption of the relevant decree of the RF Government [8].

With regard to wind energy as a RES, it is also worth noting the actual absence of its role in the energy balance of the country, and the Russian market is not included in the list of leading wind energy markets [9]. In the structure of the power plants capacity of the Unified Energy

System of the RF (UES) wind energy occupies 0.79%, according to the data for the beginning of 2022 [9]. In the structure of electricity generation (electricity export) in the UES the share of wind power plants for the same period amounted to 0.32% [10]. For comparison, in the world electricity generation in 2021 wind power accounted for 6.6%, according to the Global Electricity Review report [10]. Regulatory control is carried out within general legislative acts; there is no special regulation [7].

Hydropower provides almost 19% of electricity generation in Russia [11]. At present strategic documents assume a slight decrease in the growth rate of the industry up to 2035. The list of regulations governing the considered sphere is very wide: from the RF Water Code to standards of hydraulic structures using.

Geothermal energy is the second most common RES in Russia, but accounts for less than 1% of total energy production. The most accessible geothermal potential is concentrated in Kamchatka and the Kuril Islands. Legal regulation is carried out within federal legislation in the electricity sector.

Bioenergy in Russia is widespread in the heat supply sector, it is carried out on the basis of federal regulation by general normative acts.

Thus, special normative regulation of certain RES is not typical for Russia, it is carried out on the basis of federal legislation in energy.

Based on the literal interpretation of Article 3 of the Federal Law “On Electric Power Industry” the RES list is closed. This fact is noted in the scientific literature in the context of criticism [12], there are also explicit proposals for its expansion [13].

At the same time, the above legislative approach is explained by the availability of appropriate financial support for the renewable energy. In fact it is a question of applying to the relevant facility the legal regime of an energy generating facility using RES [12].

The fundamental normative acts in the sphere of RES utilization are subordinate normative acts, which determine the directions of the state policy in the sphere of increasing the energy efficiency of the electric power industry on the basis of RES up to 2035; the regime of generating facilities operating on the RES utilization; the procedure for their certification [14].

They also include a number of strategic planning program documents [15] in prospective development of the electric power industry [16]; as well as the procedure for their development [17].

Thus, the main direction of normative regulation in RES utilization is the establishment of the legal regime of generating facilities, which determines the possibility of state financial support.

**A review of Canada's renewable energy legislation.** The development of RES in Canada is an urgent agenda, both in the context of achieving carbon neutrality and for "energy self-sufficiency" [18].

Legislative regulation of RES varies across Canada: provinces and territories have very broad powers under Canadian law. The federal government legislates for RES enterprises when they are located on public land plots, as well as in cases of international energy supply.

Since RES regulation is largely adopted at the provincial level, there is no universal definition of "renewable energy" or "green energy" in Canada. However, renewable energy is generally defined as energy derived from sources such as water, wind, solar, geothermal, biomass, biogas, green hydrogen, ocean or tides. For example, British Columbia legislates these types of energy sources. In other provinces, such as Alberta and Ontario, renewable energy is defined more generally as an energy source that occurs naturally or can be replenished naturally, and includes specifically defined renewable energy sources similar to those listed above [18].

Hydroelectricity is the predominant renewable energy form used in Canada, accounts for 60% of all electricity generation [19]. Opportunities to develop different types of renewable energy vary depending on geography, climate and existing infrastructure of each province. Some provinces are more suitable to certain types of renewable energy. For example, a significant portion of the energy market in British Columbia (B. C.), Manitoba and Quebec is hydroelectric. Alberta, Nova Scotia and Ontario are attractive for wind power projects. The solar market is developing in Alberta, Ontario and Saskatchewan. Hydrogen is one RES whose use will increase in Canada. In December 2020, the Government of Canada released the Canadian Hydrogen Strategy, which identified hydrogen as a strategic priority for Canada over the next 30 years.

The Federal Sustainable Development Act has become the main regulatory act in RES at the federal level; in accordance with the above, Canadian government is obliged to develop the Federal Sustainable Development Strategy (FSDS) [20]. It sets the main directions of development for the period from 2022 to 2026.

Since the main RES legislative regulation in Canada is carried out at the provincial level, we will analyze the main regulations of major Canadian provinces.

In 2020 Alberta's Recovery Plan [21] and Natural Gas Vision and Strategy [22] articulated the goal of making clean hydrogen part of Alberta's energy production. In 2021, Alberta released its Hydrogen Roadmap [23]. Alberta is currently the Canadian largest producer of hydrogen, which is mostly produced from natural gas, and is not classified as "renewable". Nevertheless, Alberta plans to transition to clean hydrogen production. Alberta's capacity to produce clean hydrogen is projected to be about 45 million tons per year. However, it is worth noting that there is a critical approach in the literature regarding the compliance of this RES with the green agenda [24]. In August 2022, the province of Alberta finalized the regulatory framework for geothermal energy with the release of Directive 089: Geothermal Resource Development and the Geothermal Resource Development Rules.

In July 2021, the B. C.'s government released its Hydrogen Strategy, which outlines the province's priorities for increasing clean hydrogen production [25]. Since over 98% of B.C.'s electricity is carbon-free and generated from renewable sources, the province intends to use its clean electricity to produce green hydrogen through electrolysis. There are currently 40 hydrogen projects under development in B. C., including water as a renewable energy source [26].

In April 2022, the province of Ontario released the Low-Carbon Hydrogen Strategy [27] as part of its Made-in-Ontario Environment Plan [28]. The Plan identifies eight immediate actions to advance the hydrogen economy, including a hydrogen pilot project in Niagara Falls.

The Quebec government's 2030 Plan for a Green Economy [29] highlights green hydrogen and bioenergy as additional sources of clean energy for Quebec's green economy future. In July 2022, Quebec published its 2030 Green Hydrogen and Bioenergy Strategy [30]. In addition, in the renewable energy sector, Quebec has adopted a number of regulations, including the Quebec Energy Transition, Innovation and Efficiency Master Plan [31].

On June 21, 2022, the Government of Canada published the final version of the Clean Fuel Regulations (CFR) (SOR/2022-140), which replace the current federal Renewable Fuel Regulations. The CFRs require major suppliers (fuel producers or importers) to reduce the carbon intensity of liquid fuels produced, used or imported into

Canada. New regulations are being introduced based on life-cycle carbon intensity, as well as on greenhouse gas emissions measurement. These regulations are intended for low-carbon fuel investments and new low-carbon technologies in Canada.

Based on the above, a number of interim conclusions can be formulated:

1) at the federal level, the main regulatory framework for renewable energy is the FSDA, which is the basis for the approval of the FSDS;

2) the main regulatory framework for renewable energy in Canada is at the provincial level, depending on the regional priority for the development of individual renewable energy sources.

The main renewable energy goal is to have 90% by 2030 and in the long term, 100% of Canada's electricity produced from renewable sources [32].

The implementation strategy for achieving this indicator includes a set of measures.

First of all, implementation and enforcement of regulations and legislation: by 2024, it is planned to adopt RES regulations on the continental shelf within the framework of the Offshore RES Regulation Initiative [33] (tidal energy, wind power).

The second direction is the creation of a new generation grid system: by 2023, complete 22 projects involving next generation smart grid technologies and/or the deployment of integrated smart grid systems.

The third direction is to install RES in indigenous and northern communities: by 2026, install up to 40 megawatts of RES in rural and remote communities and off-grid industrial facilities. Access to efficient sources of electricity is also planned: by 31 March 2026, 11 settlements will have access to more efficient sources of electricity as a result of infrastructure investments under Canada's Arctic Energy Infrastructure Fund.

The fifth direction of the Strategy is support for smart RES: by 2026, the Strategy plans to support new 1 000 megawatt RES projects capable of providing essential grid services.

The federal government is primarily committed to achieving green energy targets, planning to achieve full utilization of green electricity in federal ownership by 2025, including the production or purchase of electricity from renewable sources. Annex 3 to the FSDS 2022–2026 identifies the responsible ministries and departments for achieving the indicators [20].

Accordingly, we can draw conclusions based on the above. This trend is reflected in the

FSDA transformation: from 2021, the FSDA included environmental, economic and social aspects in the agenda of the federal sustainable development concept and expanded the number of organizations involved to 101. The targets of the FSDS 2022–2026 are directly linked to the targets of the 2030 Sustainable Development Goals.

## Conclusion

The RES environmental-legal narrative of the RF and Canada presents complex mechanisms of state management based on the formed legal framework and regular timely adjustment of the sources of law, which is specified by the following features.

1. The RF and Canada are countries with similar geographical and natural-climatic conditions, as well as the presence of abundant natural resources. These features integrate energy efficiency into the energy independence and sustainable development strategy of both countries.

2. The main directions of long-term strategic planning of Russia and Canada in the renewable energy sector are to maximize integration into the global climate agenda in order to achieve the 2030 Sustainable Development Goals defined by the United Nations and to preserve energy security and sovereignty of both countries.

3. It is important to build a general system of sources of law regulating public relations on the RES issue. In the RF and Canada there is a system of normative-legal base of regulation, which includes laws and subordinate normative-legal acts. Laws define the main provisions of regulation, to which further strategies are developed with the possibility of prompt response and flexibility to changing conditions and novelties of the state policy, especially in terms of scientific and technological development.

4. Regulatory and legal regulation of RES in Canada is presented in the form of greater autonomy of provinces and territories, the so-called "decentralized policy". This peculiarity is related to their territorial location, natural and climatic conditions, and differences in the possibilities of utilizing the natural forces of the hydrosphere, lithosphere and atmosphere. The FSDS, adopted in fulfillment of the FSDA for a three-year period, are the main documents of long-term strategic planning. Their provisions also apply to the RES sector. Based on the FSDA, each agency develops and implements its own local sustainable development strategy. This principle can be applied in Russia in general

and in all 89 constituent entities of the Russian Federation in particular. The main measure to support RES consumers can be borrowed “green tariffs” for energy from renewable sources.

5. RES development has a significant impact on positive changes in the sustainable development of states, in particular on social, economic and environmental aspects. RES contributes to the socio-economic development of states, aims to support and implement the main domestic policy programs, e.g. education, social functions of the state, innovation, national projects, etc.

### References

1. Gadzhiev N.G., Konovalenko S.A., Trofimov M.N. Ensuring Russia’s energy security in the context of the transition to a green economy // *Theoretical and Applied Ecology*. 2023. No. 4. P. 208–215 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2023-4-208-215
2. Qin Y., Zhou M., Hao Y., Huang X., Tong D., Huang L., Zhang C., Cheng J., Gu W., Wang L., He X., Zhou D., Chen Q., Ding A., Zhu T. Amplified positive effects on air quality, health, and renewable energy under China’s carbon neutral target // *Nat. Geosci.* 2024. V. 17. No. 5. P. 411–418. doi: 10.1038/s41561-024-01425-1
3. Shafiq A., Duhis M., Kousar A., Rubab M. Climate change mitigation strategies: evaluating the effectiveness of renewable energy policies in urban environments // *Bulletin of Business and Economics*. 2024. V. 13. No. 3. P. 345–353. doi: 10.61506/01.00499
4. Sharif A., Mishra S., Sinha A., Jiao Z., Shahbaz M., Afshan S. The renewable energy consumption-environmental degradation nexus in Top-10 polluted countries: Fresh insights from quantile-on-quantile regression approach // *Renewable Energy*. V. 150. 2020. P. 670–690. doi: 10.1016/j.renene.2019.12.149
5. Petrova A.S. Implementation of environmental projects by Rosatom State Corporation // *Theoretical and Applied Ecology*. 2023. No. 4. P. 28–34 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2023-4-028-034
6. Barannikov A.L., Danilina M.V., Donskova L.I. Common trends in introducing ESG-standards in Russia and abroad // *Vestnik of the Plekhanov Russian University of Economics*. 2024. No. 2. P. 172–181 (in Russian). doi: 10.21686/2413-2829-2024-2-172-181
7. Suslov K., Doroshin A., Kabanov V., Pereverzev D. Analysis of the development of solar energy in Russia // *Energy policy*. 2023. No. 7 (185). P. 26–45 (in Russian).
8. Lanshina T. The non-subsidized solar energy market in Russia: in anticipation of explosive growth. Moskva, 2021. 43 p. [Internet resource] <https://www.eprussia.ru/upload/iblock/50a/50a6a3fa1ebbe63c01344552b77f7d90.pdf?ysclid=lvww222t14297650108> (Accessed: 29.04.2024).
9. Denisov R.S., Elistratov V.V., Gzaenger S. Wind power in Russia: opportunities, barriers and development

- prospects // *St. Petersburg polytechnic university journal of engineering sciences and technology*. 2017. V. 23. No. 2. P. 17–27 (in Russian). doi: 10.18721/JEST.230202
10. Filkin M.E. Review and analysis of the development of wind energy in Russia in the regional energy system (based on the materials of the Rostov region) // *Regional economy and management: electronic scientific journal*. 2022. No. 3 (71). Article No. 7106 (in Russian). doi: 10.24412/1999-2645-2022-371-6
11. Radchenko T., Amiragyan A., Kolobanov S., Monakhova M., Pominova I., Kolobov O. Hydropower engineering in Russia and foreign countries. Moskva: Tsentr strategicheskikh razrabotok, 2022. 96 p. (in Russian).
12. Simvolokov O.A. Legal support for developing renewable energy technologies // *Journal of Russian Law*. 2020. No. 9. P. 53–67 (in Russian). doi: 10.12737/jrl.2020.106
13. Popondopulo V.F., Gorodov O.A., Petrov D.A. Renewable energy sources in the electric power industry // *Energy Law*. 2011. No. 1. P. 23–30 (in Russian).
14. Ryzhenkov A.Ja., Burinova L.D. Development of renewable energy sources and their importance for Russia’s transition to the standards of a “green” economy // *Izvestiya of Saratov University. Economics. Management. Law*. 2022. V. 22. No. 4. P. 432–439 (in Russian). doi: 10.18500/1994-2540-2022-22-4-432-439
15. Koshcheeva E.S., Smirnov M.A. Environmental safety through the prism of legal regulation of renewable energy in Russia // *Theoretical and Applied Ecology*. 2023. No. 4. P. 199–207 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2023-4-199-207
16. Vopilovskiy S.S. Strategic trends in energy development of the northern territories of Russia // *Arctic and North*. 2022. No. 49. P. 23–37 (in Russian). doi: 10.37482/issn2221-2698.2022.49.23
17. Sukhina N.Yu., Starikovskiy V.S. Strategic planning as a formation basis of the effective fuel and energy complex and Russian power safety // *Vestnik Adygeyskogo gosudarstvennogo universiteta. Seriya 5: Ekonomika*. 2012. No. 3 (104). P. 113–117 (in Russian)
18. Sakharov A.G., Andronova I.V. Sustainable development in Canadas Arctic territories: goals and results // *International Organisations Research Journal*. 2020. V. 15. No. 4. P. 140–162 (in Russian). doi: 10.17323/1996-7845-2020-04-07
19. Solarin S.A., Bello M.O., Olabisi O.E. Toward sustainable electricity generation mix: an econometric analysis of the substitutability of nuclear energy and hydropower for fossil fuels in Canada // *Int. J. Green Energy*. 2021. V. 18. No. 8. P. 834–842. doi: 10.1080/15435075.2021.1880917
20. Federal Sustainable Development strategy [Internet resource] <https://laws-lois.justice.gc.ca/eng/acts/F-8.6/page-1.html> (Accessed: 20.02.2024).
21. Seymour S.P., Xie D., Li H.Z., MacKay K. Sources and reliability of reported methane reductions from the oil and gas industry in Alberta, Canada // *Elem. Sci.*

Anth. 2022. V. 10. No. 1. Article No. 73. doi: 10.1525/elementa.2022.00073

22. Hydrogen Roadmap [Internet resource] <https://www.alberta.ca/hydrogen-roadmap.aspx> (Accessed: 20.02.2024).

23. Ströbel R., Jörisen L., Schliermann T., Trapp V., Schütz W., Bohmhammel K., Wolf G., Garcke J. Hydrogen adsorption on carbon materials // *J. Power Sources*. 1999. V. 84. No. 2. P. 221–224. doi: 10.1016/S0378-7753(99)00320-1

24. Majorowicz J.A., Grasby S.E. Heat transition for major communities supported by geothermal energy development of the Alberta Basin, Canada // *Geothermics*. 2020. V. 88. No. 3. Article No. 101883. doi: 10.1016/j.geothermics.2020.101883

25. B. C. Hydrogen Strategy: a sustainable pathway for B.C.'s energy transition [Internet resource] [https://www2.gov.bc.ca/assets/gov/farming-natural-resources-and-industry/electricity-alternative-energy/electricity/bc-hydro-review/bc\\_hydrogen\\_strategy\\_final.pdf](https://www2.gov.bc.ca/assets/gov/farming-natural-resources-and-industry/electricity-alternative-energy/electricity/bc-hydro-review/bc_hydrogen_strategy_final.pdf) (Accessed: 20.11.2024).

26. Bennett J., Duncan P. British Columbia announces hydrogen strategy [Internet resource] <https://www.jdsupra.com/legalnews/british-columbia-announces-hydrogen-6832231/> (Accessed: 20.11.2024).

27. Ontario's low-carbon hydrogen strategy [Internet resource] <https://www.ontario.ca/page/ontarios-low-carbon-hydrogen-strategy> (Accessed: 20.11.2024).

28. A made-in-Ontario environment plan [Internet resource] <https://www.ontario.ca/page/made-in-ontario-environment-plan> (Accessed: 20.11.2024).

29. 2030 Plan for a green economy [Internet resource] <https://cdn-contenu.quebec.ca/cdn-contenu/adm/min/environnement/publications-adm/plan-economie-verte/fiche-synthese-plan-mise-oeuvre-2023-2028-en.pdf> (Accessed: 20.11.2024).

30. Quebec green hydrogen and bioenergy strategy [Internet resource] <https://fuelcellworks.com/news/quebec-green-hydrogen-and-bioenergy-strategy/> (Accessed: 20.11.2024).

31. Energy transition, innovation and efficiency master plan [Internet resource] <https://transitionenergetique.gouv.qc.ca/fileadmin/medias/pdf/plan-directeur/Summary-Energy-Transition-Innovation-Efficiency-Master-Plan-2026.pdf> (Accessed: 20.11.2024).

32. Aghahosseini A., Bogdanov D., Breyer C. A Techno-economic study of an entirely renewable energy-based power supply for North America for 2030 conditions // *Energies*. 2017. V. 10. No. 8. Article No. 1171. doi: 10.3390/en10081171

33. Ivanovskiy B.G. Problems and prospects of transition to green energy: experience of different countries of the world (review) // *Economic and Social Problems of Russia*. 2022. No. 1. P. 58–78 (in Russian). doi: 10.31249/espr/2022.01.04

**Научно-методический анализ реализации механизма  
«окрашенных платежей» в соответствии с изменениями  
в Федеральном законе «Об охране окружающей среды»  
за период 2022–2024 годы**

© 2025. А. С. Саидова<sup>1</sup>, к. полит. н., с. н. с., А. С. Петрова<sup>1</sup>, заместитель директора,  
И. Д. Ардзинба<sup>2</sup>, магистрант, Е. В. Шмыкова<sup>1</sup>, заведующий лабораторией,  
<sup>1</sup>Всероссийский научно-исследовательский институт охраны окружающей среды,  
117628, Россия, г. Москва, 36-й км МКАД, двлд. 1, стр. 4,  
<sup>2</sup>Финансовый университет при Правительстве РФ,  
125167, Россия, г. Москва, Ленинградский пр., д. 49/2,  
e-mail: a.saidova@vniiecolology.ru, a.petrova@vniiecolology.ru, ardz1nba@yandex.ru,  
e.shmykova@vniiecolology.ru

В статье приведены результаты анализа реализации механизма «окрашенных платежей» за период 2022–2024 гг. Рассматриваются возможные причины несогласования Планов мероприятий в соответствии с Постановлением № 1370 «О порядке разработки и согласования плана мероприятий Министерством природных ресурсов и экологии Российской Федерации, указанных в пункте 1 статьи 16.6, пункте 1 статьи 75.1 и пункте 1 статьи 78.2 Федерального закона «Об охране окружающей среды», субъекта РФ». Изучена ситуация нормативно-правового обеспечения в отношении введённых изменений. Проанализированы материалы, поступившие от субъектов Российской Федерации за первые годы реализации в стране данного преобразования в системе экологических платежей. Даны предложения и рекомендации в целях повышения эффективности реализации в субъектах Российской Федерации механизма «окрашенных» экологических платежей и совершенствования нормативно-правовой базы.

**Ключевые слова:** экологические платежи, «окрашенные» платежи, целевой характер денежных средств, ликвидация объектов накопленного вреда, объекты накопленного вреда окружающей среде.

**Scientific and methodological analysis of the “colored payments”  
mechanism implementation in accordance with amendments to the  
Federal Law “On environmental protection” for 2022–2024**

© 2025. A. S. Saidova<sup>1</sup> ORCID: 0009-0002-2206-4796, A. S. Petrova<sup>1</sup> ORCID: 0009-0006-5646-8915,  
I. D. Ardzinba<sup>2</sup> ORCID: 0009-0001-1498-6347, E. V. Shmykova<sup>1</sup> ORCID: 0009-0007-9055-9359

<sup>1</sup>All-Russian Research Institute for Environmental Protection,  
4 build., 1, 36-th km MKAD, Moscow, Russia, 117628,

<sup>2</sup>Financial University under the Government of the Russian Federation,  
49/2, Leningradskiy Ave., Moscow, Russia, 125167,

e-mail: a.saidova@vniiecolology.ru, a.petrova@vniiecolology.ru, ardz1nba@yandex.ru,  
e.shmykova@vniiecolology.ru

The article analyses the implementation of the “colored payments” mechanism for 2022–2024. We consider possible reasons for non-agreement of the Action Plans in accordance with the Resolution No. 1370 “On the procedure for developing and approving the Action Plan by the Ministry of Natural Resources and Ecology of the Russian Federation specified in paragraph 1 of Article 16.6, paragraph 1 of Article 75.1 and paragraph 1 of Article 78.2 of the Federal Law “On Environmental Protection» of the subject of the Russian Federation”. The situation of normative-legal support in relation to the introduced changes is studied. The relevance and novelty of the study lies in the analysis of materials received from the subjects of the Russian Federation during the first years of implementation of this transformation in the system of environmental payments in the Russian Federation. Offers and recommendations in order to increase the efficiency of the implementation of the “colored” ecological payments mechanism in subjects of the Russian Federation and improve the regulatory framework are given.

**Keywords:** ecological payments, colored payments, purpose character of money, liquidation of environmental damage objects, environmental damage objects.

Актуальность данного исследования обусловлена тем, что в сентябре 2022 г. вступили в силу нормы о целевом расходовании денежных средств, поступающих в бюджеты субъектов от уплаты экологических платежей, на экологические нужды. Согласно новым нормам предполагается «окрашивать» (резервировать) данные средства. В связи с этим возникает необходимость раскрытия самого понятия «окрашенности» экологических платежей и механизма расходования этих средств на экологические цели в соответствии с вступившими в силу с 01.09.2022 изменениями, внесёнными в Федеральный закон (ФЗ) от 10.01.2002 № 7-ФЗ «Об охране окружающей среды». До вступления в силу данной нормы закона, исходя из принципа общего совокупного покрытия расходов и доходов бюджета, закреплённого в Бюджетном кодексе РФ, расходы бюджета не могли быть увязаны с определёнными доходами бюджета и источниками финансирования дефицита бюджета. В соответствии с принятыми изменениями, указанными в п. 1 ст. 16.6, п. 1 ст. 75.1 и п. 1 ст. 78.2 ФЗ «Об охране окружающей среды», денежные средства, поступившие от экологических платежей, направляются только на экологические проблемы, носят целевой характер и не могут быть использованы на цели, не предусмотренные соответствующими статьями Закона об охране окружающей среды. Это платежи: по искам о возмещении экологического вреда, а также при добровольной уплате возмещения такого вреда; средства от компенсационного платежа, который уплачивается при невыполнении природопользователем при выводе из эксплуатации объекта мероприятия по предотвращению и ликвидации загрязнения окружающей среды (ОС) в результате эксплуатации отдельного производственного объекта в соответствии с планом мероприятий по предотвращению и ликвидации загрязнения ОС в результате эксплуатации отдельного производственного объекта; административные штрафы за административные правонарушения; плата за негативное воздействие на окружающую среду (НВОС) [1]. Закон об охране окружающей среды предусматривает, что суммы возмещения вреда, зачисленные в федеральный бюджет, идут на организацию работ по ликвидации накопленного вреда ОС и (или) иные мероприятия по предотвращению и (или) снижению НВОС, сохранению и восстановлению природной среды, рациональному использованию и воспроизводству природных ресурсов, обеспечению экологиче-

ской безопасности на основании отдельных решений Правительства РФ с учётом предложений органов государственной власти субъектов РФ, осуществляющих государственное управление в области охраны ОС, территории которых подверглись НВОС вследствие причинения такого вреда. Несмотря на особое внимание государства и принятые изменения в законодательстве, целевое расходование этих средств всё же остаётся приоритетной задачей не только на этапе бюджетного планирования, но и на этапе фактического исполнения [2].

Согласно Бюджетному кодексу РФ, все поступления в бюджет зачисляются на единый счёт, с которого осуществляются все перечисления из бюджета. При этом расходы бюджета не могут быть увязаны с определёнными доходами бюджета. В пункте 5 постановления Правительства Российской Федерации от 02.08.2022 г. № 1370 (далее – Постановление № 1370) указано, что «объём расходов бюджета субъектов РФ, местного бюджета на реализацию плана мероприятий должен быть не менее объёма средств, предусмотренных в прогнозе доходов этих бюджетов». Следовательно, учитывая подзаконные нормы правового акта, закрепление экологических доходов к плану мероприятий, согласно Постановлению № 1370, происходит только на этапе планирования и не закрепляется на этапе фактической реализации. В целом, это означает, что под термином «окрашенность» подразумевается только резервирование суммы денежных средств в бюджете на экологические расходы соразмерно прогнозируемой сумме поступлений по определённым видам доходов. Прямой привязки суммы поступлений платы за НВОС и её расходования на определённые цели в бюджетном законодательстве в настоящее время не предусмотрено.

В соответствии с Постановлением № 1370 субъект РФ должен направлять проекты планов на согласование в Минприроды России не позднее 10 ноября текущего финансового года. При анализе планов, представленных за период 2022–2024 гг., было выявлено, что не все субъекты РФ имеют согласованные с Минприроды планы.

Согласно базе данных ФГБУ «ВНИИ Экология» (лист «Регионы»), в 2024 г. не были согласованы планы 39 субъектов РФ, в 2023 г. – 5, в то время как в 2022 г. все планы были согласованы.

Причинами некоторого ухудшения представления планов могут быть:

– отсутствие чёткого механизма перераспределения оставшихся средств в текущем году на следующий год;

– недостаточный перечень мероприятий, на которые регионы могут направлять «окрашенные» экологические платежи, утверждённый Постановлением № 1370. Например, в данном списке отсутствуют такие мероприятия, как: обустройство и содержание контейнерных площадок, строительство инфраструктуры для обращения с отходами, модернизация очистных сооружений и экологическая реабилитация водоёмов;

– недостаточность средств на ликвидацию крупных объектов накопленного вреда на региональном/муниципальном уровне;

– трудноприменимое прогнозирование объёма поступлений денежных средств на плановый год. Нередки ситуации, когда внутри одного субъекта могут быть перекосы в выделенных денежных средствах: одно муниципальное образование, не имеющее серьёзных экологических проблем, получает крупную сумму, а другое, где имеется крупный объект накопленного вреда окружающей среде (ОНВОС), нуждающийся в скорейшей ликвидации, остаётся без средств.

Со дня вступления в силу Постановления № 1370 субъекты РФ направили на рассмотрение в Минприроды России 283 проекта Планов мероприятий, с учётом неоднократного представления доработанных, в том числе 195 – в 2022 г. и 87 – в 2023 г.

Отказ в согласовании проектов Планов осуществлялся по причине выявления следующих замечаний:

– не включение мероприятий по выявлению, оценке и (или) ликвидации ОНВОС (включённых в Государственный реестр объектов накопленного вреда окружающей среде (ГРОНВОС)) – 89 случаев;

– включение мероприятий, не предусмотренных Перечнем – 67 случаев;

– отсутствие наименования водных объектов – 70 случаев;

– прогноз доходов превышает планируемые расходы субъекта РФ, отсутствие данных прогноза доходов и плана расходов субъекта РФ за один из планируемых периодов финансирования мероприятий или отсутствие данных прогноза доходов и плана расходов по отдельному муниципальному образованию – 116 случаев [3].

Важно отметить, что при включении в проект Плана ОНВОС наименования часто не соответствуют тем, что указаны в ГРОНВОС,

а также многократно встречаются ошибки в указании кодов мероприятий.

Вместе с тем, в адрес Минприроды России направлены отчёты о реализации 27-ми Планов мероприятий за 2022 г. вместо 51-го согласованного Минприроды России и утверждённого субъектами РФ.

Согласно представленным отчётам, помимо обязательных мероприятий по выявлению, оценке и (или) ликвидации ОНВОС, можно выделить иные часто реализуемые мероприятия, связанные с ликвидацией мест несанкционированного размещения отходов, атмосферным воздухом и лесным хозяйством, предусмотренные Перечнем, на которые направлено 1,06 млрд руб., 342,77 млн руб. и 1,25 млрд руб., соответственно.

На основании направленных в 2023 г. на согласование в Минприроды России проектов Планов выделены основные направления расходов за период с 2023 по 2025 гг., а именно: 1609 мероприятий «Ликвидация мест несанкционированного размещения отходов»; 556 мероприятий «Атмосферный воздух»; 188 мероприятий «Лесное хозяйство».

Согласно проведённому анализу представленных материалов субъектами РФ (табл.) было выявлено общее количество мероприятий, соответствующих перечню мероприятий, указанных в п. 1 ст. 16.6, п. 1 ст. 75.1 и п. 1 ст. 78.2 ФЗ «Об охране окружающей среды» на 04.12.2024 г., по субъектам РФ за период 2022–2024 гг. Это мероприятия по выявлению и оценке ОНВОС и (или) организации работ по ликвидации этого вреда в случае наличия на территории субъекта РФ (муниципального образования) подобных объектов (далее – мероприятия по выявлению и оценке объектов накопленного вреда), а в случае их отсутствия – иных мероприятий по предотвращению и (или) снижению НВОС, сохранению и восстановлению природной среды, рациональному использованию и воспроизводству природных ресурсов, обеспечению экологической безопасности (далее – иные мероприятия). Финансирование этих мероприятий планируется за счёт средств бюджетов субъектов РФ и (или) местных бюджетов, поступивших от платы за НВОС, штрафов, установленных Кодексом РФ об административных правонарушениях за административные правонарушения в области охраны ОС и природопользования, административных штрафов, установленных законами субъектов РФ за административные правонарушения в области охраны ОС и природопользования, от платежей по искам о

возмещении вреда, причинённого ОС, в том числе водным объектам, вследствие нарушений обязательных требований, от платежей, уплачиваемых при добровольном возмещении вреда, причинённого ОС, в том числе водным объектам, вследствие нарушений обязательных требований. Таким образом, проводится огромная работа по защите ОС как на федеральном, так и на региональных уровнях, но вместе с тем не все субъекты достаточно эффективно ведут эту работу. Необходимо совершенствование системы «окрашенных» экологических платежей с учётом специфики каждого субъекта, включающее в себя: расширение перечня мероприятий, на которые можно тратить экологические деньги, упрощение согласования и корректировки планов мероприятий, изменение способа расходования экологических платежей, например, целесообразно направлять средства на решение экологических проблем в муниципальных образованиях с низким уровнем доходов, где присутствуют ОНВОЗ. Это, в свою очередь, позволит быстрее ликвидировать ОНВОС и проводить больше различных природоохранных мероприятий в регионах РФ.

В ходе изучения проблемы реализации механизма «окрашенных платежей» за период 2022–2024 гг. в отношении правоприменительной практики для подготовки предложений по совершенствованию нормативных правовых актов (НПА) в области охраны ОС были проанализированы материалы в справочно-информационной системе «Консультант плюс» (включая блок регионального законодательства), в части НПА субъектов РФ, касающихся реализации положений Постановления № 1370. Выявлено, что на конец 2024 г. всего в 9-ти субъектах РФ имелись НПА, касающиеся реализации положений Постановления № 1370: Тверской, Волгоградской, Иркутской, Кировской, Ростовской, Самарской областях, Забайкальском крае, Ямало-Ненецком автономном округе и Удмуртской Республике.

Следует отметить, что на уровне муниципальных образований также принимаются правовые акты. В частности, выявлены НПА муниципальных образований в Еврейской автономной области и Пензенской области.

Следует отметить также, что на уровне муниципальных образований возникают вопросы по порядку расходования средств от платы за НВОС и по предоставлению межбюджетных трансфертов за счёт доходов от возмещения хозяйствующими субъектами НВОС.

Минфин России в своём письме от 27.07.2023 № 06-10-09/70639 дал разъяснения по вопросу «О возможности предоставления из бюджета муниципального района бюджетам поселения иных межбюджетных трансфертов за счёт платы за негативное воздействие на окружающую среду, штрафов и платежей в области охраны окружающей среды на реализацию природоохранных мероприятий в границах поселений».

При анализе НПА следует учитывать, что в Справочно-информационной системе «Консультант плюс» (включая блок регионального законодательства) могут отражаться не все принятые НПА в субъектах РФ, а только размещённые самим субъектом РФ на своих региональных информационных правовых ресурсах.

Для эффективной реализации в субъектах РФ механизма «окрашенных» экологических платежей, на федеральном уровне необходимо расширить Перечень природоохранных мероприятий в Постановлении № 1370, на которые могут быть использованы экоплатежи.

Исходя из вышеизложенного, можно сделать вывод, что большинство субъектов РФ не привели свои правовые акты в соответствие с Постановлением № 1370, но, вместе с тем, можно априори говорить, что те субъекты РФ, которые приняли свои акты на уровне субъекта РФ, организуют данную работу более качественно и эффективно.

В целях недопущения дисбаланса в нормоприменении механизма «окрашивания» экологических платежей в субъектах РФ целесообразно подготовить и направить в субъекты РФ методические рекомендации по совершенствованию НПА субъектов РФ в части реализации положений Постановления № 1370 (по аналогии с Письмом Минприроды России от 27.10.2022 № 19-53/42916 «О направлении методических рекомендаций» (вместе с «Методическими рекомендациями по разработке плана мероприятий, указанных в пункте 1 статьи 16.6, пункте 1 статьи 75.1 и пункте 1 статьи 78.2 Федерального закона «Об охране окружающей среды», субъекта РФ»). В методических рекомендациях следует дать разъяснения по планированию мероприятий как на уровне субъекта РФ, так и на уровне муниципальных образований, с учётом потребностей субъекта/муниципалитета (наличия / отсутствия объектов НВОС).

Для выявления проблемных вопросов и подготовки предложений по совершенствованию НПА в области обеспечения возмещения

**Таблица / Table**

Государственный реестр объектов накопленного вреда окружающей среде (ОНВОС) по состоянию на 31.12.2024 / State register of objects of accumulated environmental damage (OAED) as of 31.12.2024

Субъект РФ Subject of the Russian Federation	Площадь территории/ акватории, занятой ОН- ВОС, га/м Area of ter- ritory/water area occu- pied by the OAED, ha/m	Кол-во населения на территории, которая может быть подвержена воздействию ОН- ВОС, тыс. человек Number of popu- lation in the ter- ritory that may be affected by the OAED, thousand people	Значение <b>обще- го влияния ОН- ВОС на состоя- ние экологиче- ской безопас- ности</b> в регионе The significance of the total im- pact of the OAED facilities on the state of environ- mental safety in the region	Число ОН- ВОС The num- ber of OAED	Число мероприятий по ликвидации ОНВОС за год The number of mea- sures to eliminate OAEDs per year		
					2022	2023	2024
<b>Российская Федерация</b>	14 786	65 159	1,70	1 048	5513	5016	4211
<b>Центральный федеральный округ</b>	1 396	9 022	1,60	148	759	1142	663
Белгородская область	48	505	2,19	5	10	–	–
Брянская область	79	76	1,23	11	43	41	–
Владимирская область	55	374	1,35	10	58	59	53
Воронежская область	73	376	2,25	7	3	312	330
Ивановская область	32	890	1,74	11	43	40	–
Калужская область	57	422	1,72	9	57	89	92
Костромская область	21	8	2,15	1	47	40	–
Курская область	55	203	1,63	8	100	74	50
Липецкая область	80	1 157	1,27	6	44	34	–
Московская область	676	3 189	2,06	43	108	105	–
Орловская область	0	0	0	0	25	35	35
Рязанская область	14	0	0,80	2	42	52	54
Смоленская область	21	352	2,12	4	3	42	–
Тамбовская область	33	37	1,46	5	41	43	–
Тверская область	61	703	1,60	11	57	97	69
Тульская область	43	54	1,32	7	48	48	–
Ярославская область	48	676	1,60	8	60	60	49
г. Москва	0	0	0	0	11	11	–

Субъект РФ Subject of the Russian Federation	Площадь территории/ акватории, занятой ОН- ВОС, га/м Area of ter- ritory/water area occu- pied by the OAED, ha/m	Кол-во населения на территории, которая может быть подвержена воздействию ОН- ВОС, тыс. человек Number of popu- lation in the ter- ritory that may be affected by the OAED, thousand people	Значение обще- го влияния ОН- ВОС на состоя- ние экологиче- ской безопас- ности в регионе The significance of the total im- pact of the OAED facilities on the state of environ- mental safety in the region	Число ОН- ВОС The num- ber of OAED	Число мероприятий по ликвидации ОНВОС за год The number of mea- sures to eliminate OAEDs per year		
					2022	2023	2024
<b>Северо- Западный федеральный округ</b>	980	4 984	1,86	61	587	712	320
Республика Карелия	14	23	1,90	2	21	89	–
Республика Коми	–	–	–	0	91	138	–
Архангельская область	75	1 387	2,44	5	126	143	135
Ненецкий автономный округ	465	8	1,48	3	7	8	5
Вологодская область	35	314	2,31	2	95	107	81
Калинин- градская область	126	1 610	1,85	17	50	56	53
Ленинградская область	84	418	2,03	4	126	128	–
Мурманская область без акваторий	77	863	1,85	12	47	60	–
Новгородская область	27	99	1,35	7	32	40	48
Псковская область	22	20	1,47	4	36	35	
г. Санкт- Петербург	55	241	2,31	5	3	3	6
<b>Южный федеральный округ</b>	915	8 340	1,81	64	219	481	512
Республика Адыгея	9	2	1,75	1	20	14	–
Республика Калмыкия	21	130	1,33	6	11	6	3
Республика Крым	96	784	1,61	14	12	34	–
Краснодарский край	65	610	1,77	7	41	–	108
Астраханская область	81	56	2,11	4	29	25	34

## ИНФОРМАЦИЯ

Субъект РФ Subject of the Russian Federation	Площадь территории/ акватории, занятой ОН- ВОС, га/м Area of ter- ritory/water area occu- pied by the OAED, ha/m	Кол-во населения на территории, которая может быть подвержена воздействию ОН- ВОС, тыс. человек Number of popu- lation in the ter- ritory that may be affected by the OAED, thousand people	Значение обще- го влияния ОН- ВОС на состоя- ние экологиче- ской безопас- ности в регионе The significance of the total im- pact of the OAED facilities on the state of environ- mental safety in the region	Число ОН- ВОС The num- ber of OAED	Число мероприятий по ликвидации ОНВОС за год The number of mea- sures to eliminate OAEDs per year		
					2022	2023	2024
Волгоградская область	404	3 741	2,53	13	13	244	227
Ростовская область	228	1 899	1,39	17	150	142	149
г. Севастополь	10	1 120	2,35	2	13	16	-
<b>Северо-Кавказский федеральный округ</b>	838	3 036	1,93	91	151	216	92
Республика Дагестан	35	227	2,35	4	27	28	-
Республика Ингушетия	82	249	1,76	7	2	6	-
Кабардино-Балкарская Республика	81	367	1,93	12	4	-	-
Карачаево-Черкесская Республика	101	298	2,00	8	35	51	47
Республика Северная Осетия-Алания	188	274	2,11	7	12	16	-
Чеченская Республика	274	1 127	1,72	45	71	65	-
Ставропольский край	77	494	1,72	8	57	66	45
<b>Приволжский федеральный округ</b>	2 476	20 201	1,64	176	2064	1685	1391
Республика Башкортостан	315	1 892	1,51	27	903	224	303
Республика Марий Эл	4	1	0,85	1	49	44	42
Республика Мордовия	73	193	1,52	12	32	47	36
Республика Татарстан	162	945	1,79	10	344	243	205
Удмуртская Республика	79	265	1,80	16	67	60	56
Чувашская Республика	81	260	1,59	9	81	66	-
Пермский край	540	2 217	2,08	28	125	164	160

Субъект РФ Subject of the Russian Federation	Площадь территории/ акватории, занятой ОН- ВОС, га/м Area of ter- ritory/water area occu- pied by the OAED, ha/m	Кол-во населения на территории, которая может быть подвержена воздействию ОН- ВОС, тыс. человек Number of popu- lation in the ter- ritory that may be affected by the OAED, thousand people	Значение обще- го влияния ОН- ВОС на состоя- ние экологиче- ской безопас- ности в регионе The significance of the total im- pact of the OAED facilities on the state of environ- mental safety in the region	Число ОН- ВОС The num- ber of OAED	Число мероприятий по ликвидации ОНВОС за год The number of mea- sures to elimi- nate OAEDs per year		
					2022	2023	2024
Кировская область	80	620	1,69	9	238	300	233
Нижегородская область	371	4 120	2,07	17	135	150	-
Оренбургская область	275	728	1,70	10	140	207	170
Пензенская область	84	709	1,60	10	104	121	110
Самарская область	356	7 267	1,85	19	76	124	89
Саратовская область	28	123	1,75	3	34	100	85
Ульяновская область	28	861	1,58	5	50	59	60
<b>Уральский федеральный округ</b>	1 056	6 911	1,74	40	604	622	370
Курганская область	13	86	1,97	2	50	49	-
Свердловская область	714	3 464	1,99	12	259	265	264
Тюменская область	70	863	1,96	2	68	44	-
Ханты-Мансийский автономный округ-Югра	52	849	1,74	8	57	69	-
Ямало-Ненецкий автономный округ	67	0	1,57	2	60	74	-
Челябинская область	140	1 649	1,34	14	110	121	106
<b>Сибирский федеральный округ</b>	4	11 142	1,92	126	671	874	521
Республика Алтай	25	4	2,85	1	19	17	19
Республика Тыва	22	5	2,10	1	37	41	45
Республика Хакасия	55	51	2,12	2	59	73	56
Алтайский край	23	1 132	1,74	4	113	132	110

## ИНФОРМАЦИЯ

Субъект РФ Subject of the Russian Federation	Площадь территории/ акватории, занятой ОН- ВОС, га/м Area of ter- ritory/water area occu- pied by the OAED, ha/m	Кол-во населения на территории, которая может быть подвержена воздействию ОН- ВОС, тыс. человек Number of popu- lation in the ter- ritory that may be affected by the OAED, thousand people	Значение обще- го влияния ОН- ВОС на состоя- ние экологиче- ской безопас- ности в регионе The significance of the total im- pact of the OAED facilities on the state of environ- mental safety in the region	Число ОН- ВОС The num- ber of OAED	Число мероприятий по ликвидации ОНВОС за год The number of mea- sures to elimi- nate OAEDs per year		
					2022	2023	2024
Красноярский край	106	2 343	1,55	13	69	101	96
Иркутская область	4 263	4 348	0,88	89	146	231	–
Кемеровская область-Кузбасс	76	618	1,73	7	138	206	222
Новосибирская область	24	1 650	2,37	2	82	73	77
Омская область	154	992	2,50	6	47	53	51
Томская область	54	0	2,25	1	30	89	–
Дальне- восточный федеральный округ	2 322	1 523	1,26	342	458	426	36
Республика Бурятия	1 686	1 204	0,82	255	69	94	94
Республика Саха (Якутия)	282	11	1,52	4	89	100	103
Забайкальский край	300	157	0,71	74	21	23	54
Приморский край	32	75	2,08	3	79	65	–
Хабаровский край	1	40	1,04	2	48	46	38
Амурская область	6	22	0,98	2	43	41	–
Камчатский край	7	0	2,10	1	37	50	–
Магаданская область	0	0	0	0	19	–	–
Сахалинская область	0	0	0	0	35	32	36
Еврейская автономная область	0	0	0	0	0	0	–
Чукотский автономный округ	8	13	1,60	1	5	–	–

Примечание: \* расчёт производится согласно Постановлению Правительства РФ от 23 ноября 2023 г. № 1967 «Об утверждении Правил обследования и оценки объектов накопленного вреда окружающей среде». В данном случае рассчитано среднее значение влияния объектов ОНВОС на состояние экологической безопасности в субъекте. \*\* Перечень мероприятий, указанных в п. 1 ст. 16.6, п. 1 ст. 75.1 и п. 1 ст. 78.2 Федерального закона «Об охране окружающей среды». Прочерк обозначает, что данные не представлены субъектом РФ. / Note: \* the calculation is carried out in accordance with the Decree of the Government of the Russian Federation dated November 23, 2023, No. 1967 “On Approval of the rules for the inspection and assessment of objects of accumulated environmental damage”. In this case, the average value of the impact of OAED facilities on the state of environmental safety in the subject is calculated. \*\* The list of measures specified in clause 1 of Article 16.6, clause 1 of Article 75.1 and clause 1 of Article 78.2 of the Federal Law “On Environmental Protection”. The dash indicates that the subject of the Russian Federation did not provide data.

вреда, причинённого ОС, необходим анализ правоприменительной практики реализации в субъектах РФ механизма «окрашенных» экологических платежей. Для этого предлагается дополнить план мероприятий, указанных в п. 1 ст. 16.6, п. 1 ст. 75.1 и п. 1 ст. 78.2 Федерального закона «Об охране окружающей среды», субъекта РФ информацией о принятых НПА в части реализации Постановления № 1370 на уровне субъекта/муниципалитета.

В направлении успешной реализации в субъектах РФ механизма «окрашенных» экологических платежей можно сделать следующие предложения для отражения в НПА:

- определить порядок использования средств бюджета субъекта РФ от доходов, предусмотренных п. 1 ст. 16.6, п. 1 ст. 75.1 и п. 1 ст. 78.2 Федерального закона от 10.01.2002 № 7-ФЗ;

- определить порядок взаимодействия субъекта РФ с органами местного самоуправления по вопросу формирования и реализации плана мероприятий;

- разработать методику распределения иных межбюджетных трансфертов из бюджета субъекта РФ бюджетам муниципальных образований на реализацию плана мероприятий.

Одновременно, в целях улучшения ситуации с предоставлением планов регионами, предлагается разработать и разместить специальный шаблон в информационно-коммуникационной сети «Интернет» на сайте Министерства природных ресурсов и экологии РФ. Это позволит специалистам субъектов более оперативно и правильно разрабатывать планы в целях их успешного согласования с Минприроды России и облегчит работу анализа этого материала в федеральном центре.

Подводя итоги первых лет в отношении исполнения окрашивания платежей за период 2022–2024 гг., стоит подчеркнуть, что предстоит длительная и трудоёмкая работа по налаживанию механизма реализации изменений, вступивших в силу с 01.09.2022 г., внесённых в Федеральный закон от 10.01.2002 № 7-ФЗ, как на федеральном, так и на региональном уровнях в субъектах РФ. Однако уже сейчас можно сделать вывод, основывающийся на изучении материалов, поступивших от 85-ти субъектов РФ за указанный период. Для обработки значительного объёма информации в федеральном центре и в регионах необходимо создание автоматизированной информационной системы для учёта и автоматизированной отчётности по системе «окрашенных» экологических платежей.

Автоматизированная система позволит:

- автоматизировать и систематизировать большой объём информации по экологическим платежам в разрезе субъектов РФ по необходимым показателям и критериям;

- автоматически формировать отчёты по реализации механизма «окрашенных платежей» с учётом планов мероприятий по субъектам в разрезе заданного периода;

- уменьшить трудозатраты;

- упростить взаимодействие между государственными структурами различных уровней (федеральный орган исполнительной власти, органы государственной власти субъектов РФ и муниципальные органы власти);

- иметь доступ ко всем изменениям в законодательстве и работать в актуальных формах документов, касающихся реализации Федерального закона от 10.01.2002 № 7-ФЗ и Постановления Правительства РФ от 02.08.2022 № 1370.

В настоящее время данный подход не встречается в мировой практике, отсутствует накопленный опыт в целевом резервировании денежных средств в бюджет страны, направленных для возмещения вреда ОС. Реализация предлагаемых мер позволит поднять на новый уровень защиту природных ресурсов и ОС в РФ во благо граждан нашей страны и будущих поколений.

*Работа выполнена при поддержке Государственного задания № 051-00139-24-02 на 2024 год и на плановый период 2025 и 2026 годов Федеральному государственному бюджетному учреждению «Всероссийский научно-исследовательский институт охраны окружающей среды». Часть II. Сведения о выполняемых работах. Раздел 2. Научно-методическое обеспечение.*

## Литература

1. Саидова А.С., Ахметзянов Б.З. Понятие «окрашенные платежи» и практическая реализация «окрашенности» в субъектах Российской Федерации (2022–2023 гг.) // Охрана окружающей среды и заповедное дело. 2024. Т. 5. № 2 (14). С. 45–51.
2. Иванов М.О. О необходимости целевых экологических фондов // Известия Байкальского государственного университета. 2024. Т. 34. № 3. С. 439–446. doi: 10.17150/2500-2759.2024.34(3).439-446
3. Отчёт по НМО «Подготовка экспертно-аналитических материалов по вопросу реализации в субъектах российской федерации механизма «окрашенных» экологических платежей» (заключительный.) База

данных/Лист «Регионы». М.: ФГБУ «ВНИИ Экология», 2024. 66 с.

**References**

1. Saidova A.S., Akhmetzyanov B.Z. The concept of “colored payments” and the practical implementation of “coloring” in the subjects of the Russian Federation (2022–2023) // Environment protection and nature reserve management. 2024. V. 5. No. 1. P. 45–51 (in Russian).

2. Ivanov M.O. On the necessity of targeted environmental funds // Bulletin of Baikal State University. 2024. V. 34. No. 3. P. 439–446 (in Russian). doi: 10.17150/2500-2759.2024.34(3).439-446

3. NMO report “Preparation of expert analytical materials on the implementation of the mechanism of “colored” environmental payments in the subjects of the Russian Federation” (final.) Database/Sheet “Regions”. Moskva: Federal State Budgetary Institution “VNIИ Ekologiya”, 2024. 66 p. (in Russian).

**УВАЖАЕМЫЕ КОЛЛЕГИ!**

Приглашаем принять участие в работе

**VII Всероссийского научно-практического форума  
«Утилизация отходов производства и потребления:  
инновационные подходы и технологии»**

г. Киров, 17–19 ноября 2025 г.

**Цель:** рассмотрение проблем обращения с промышленными отходами производства и потребления в свете современных научных достижений и природоохранного законодательства; обсуждение вопросов выстраивания комплексной системы рециклинга в России и Федеральной государственной информационной системы учёта и контроля за обращением с отходами I–II классов опасности.

**Программа мероприятий:**

1. Интеллектуальная игра «Zero Waste». Участвуют 6 команд студентов вузов, членов научно-образовательного Консорциума «Передовые ЭкоТехнологии».

2. VII Всероссийский молодёжный конкурс научно-исследовательских работ «Защита окружающей среды от загрязнения, рециклинг и рациональная утилизация отходов».

3. VII Всероссийская научно-практическая конференция «Технологии переработки отходов с получением новой продукции». Пленарная сессия «Рециклинг промышленных отходов в России: проблемы и перспективы».

4. XXIII Всероссийская научно-практическая конференция с международным участием «Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем».

Ожидаются выступления участников из России и ближнего зарубежья.

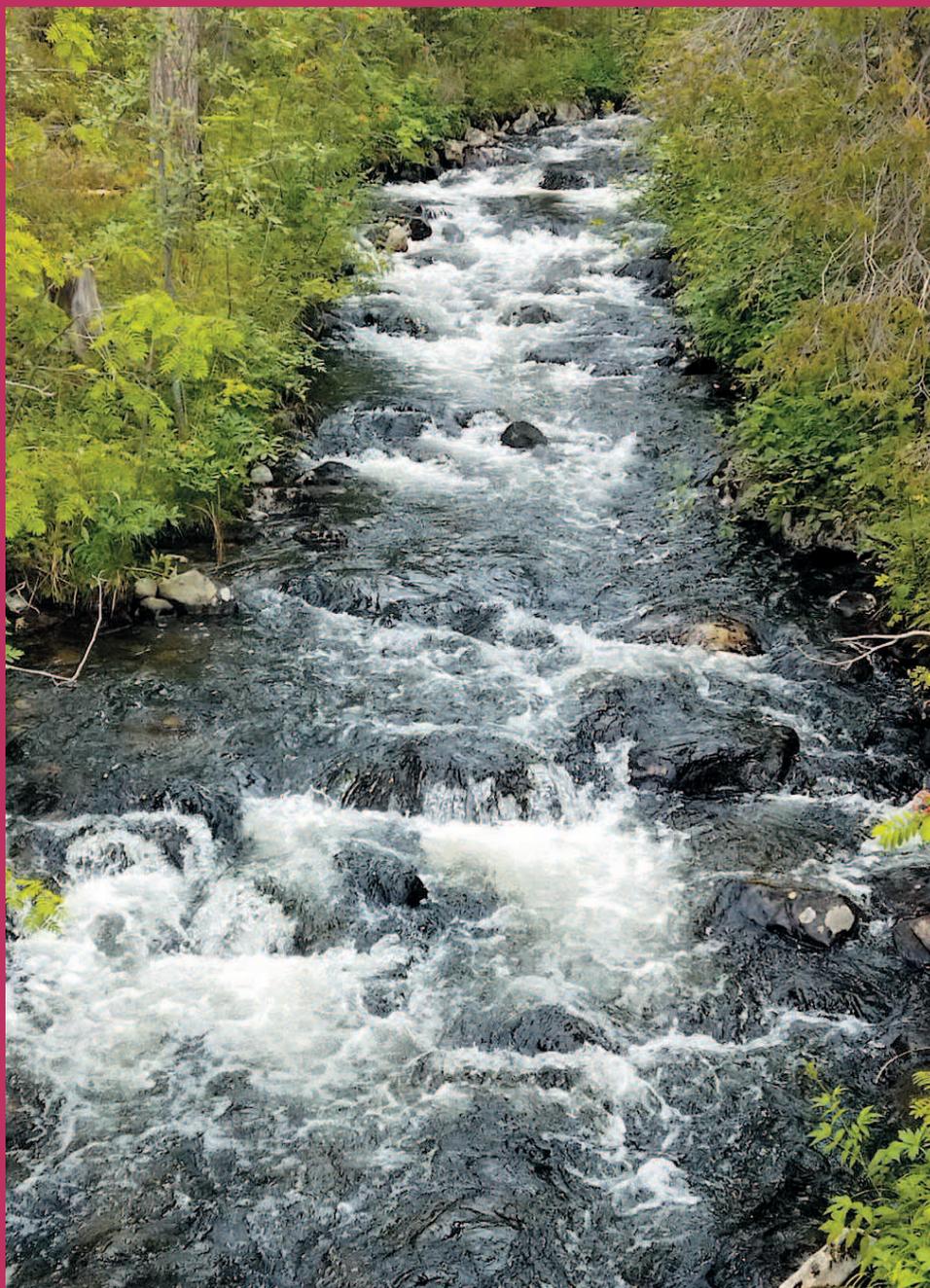
Организаторы: ФГУП «Федеральный экологический оператор»,  
Информационный центр по атомной энергии г. Кирова, Институт биологии  
Коми научного центра Уральского отделения РАН,  
ФГБОУ ВО «Вятский государственный университет».

Информация о мероприятиях форума, регистрационная форма  
участника и правила оформления материалов размещены  
на сайте <http://envjournal.ru/ecolab/knf.php>

Регистрация и приём материалов до 10 ноября 2025 г.

**Контакты:** <http://envjournal.ru/ecolab/knf.php>  
e-mail: [confbioeco@gmail.com](mailto:confbioeco@gmail.com)  
Тел. 8(8332)37-02-77

# Индекс ПС248



ISSN 1995-4301



9 771995 430004