



2019

*Теоретическая
и прикладная*

ЭКОЛОГИЯ

ISSN 1995-4301 (PRINT)
ISSN 2618-8406 (ONLINE)

№ 2

**Theoretical and
Applied Ecology**

**ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ
ПРОБЛЕМЫ
ЭКОЛОГИИ**

**МЕТОДОЛОГИЯ
И МЕТОДЫ
ИССЛЕДОВАНИЙ.
МОДЕЛИ
И ПРОГНОЗЫ**

**МОНИТОРИНГ
АНТРОПОГЕННО
НАРУШЕННЫХ
ТЕРРИТОРИЙ**

**ЭКОЛОГИЗАЦИЯ
ПРОИЗВОДСТВА**

**ХИМИЯ ПРИРОДНЫХ
СРЕД И ОБЪЕКТОВ**

**СОЦИАЛЬНАЯ
ЭКОЛОГИЯ**

**ПОПУЛЯЦИОННАЯ
ЭКОЛОГИЯ**

ЭКОТОКСИКОЛОГИЯ

НАУЧНЫЙ ЖУРНАЛ

<http://envjournal.ru>



Директор филиала «КЧХК» АО «ОХК «УРАЛХИМ»
Дмитрий Анатольевич Трушков

Филиал «КЧХК» АО «ОХК «УРАЛХИМ» в городе Кирово-Чепецке – одно из крупнейших предприятий по производству аммиака и минеральных удобрений в Российской Федерации.

Завод планомерно развивается, наращивает производственные мощности. Работа предприятия строится в соответствии с наилучшими доступными технологиями. Повышая надёжность и эффективность производства, мы всегда учитываем задачи по охране окружающей среды, поэтому каждый реализуемый производственный проект содержит экологическую составляющую.

Приоритетами экологической политики филиала «КЧХК» являются снижение негативного воздействия производственной деятельности на окружающую среду; обеспечение соблюдения требований природоохранного законодательства; достижение уровня экологической безопасности, соответствующего лучшим показателям ведущих предприятий отрасли.

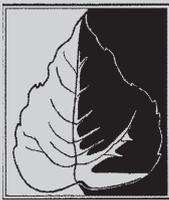
Информационная открытость – это один из главных принципов нашей работы, и природоохранные темы не являются исключением. Вошло в традицию проведение презентаций ежегодного экологического отчёта представителями предприятия перед общественностью об экологических проектах завода, его работе и перспективах развития.

Мы уделяем большое внимание и экологическому просвещению: участвуем в тематических конференциях, организуем специальные мероприятия. На нашей

производственной площадке организуются встречи со студентами, молодыми специалистами, где они могут посмотреть на работу завода, получить ответы на интересующие вопросы непосредственно от руководителей и специалистов предприятия.

Ежегодно филиал «КЧХК» становится партнёром двух всероссийских научно-практических конференций с международным участием по экологической тематике, которые проводятся на базе Вятского государственного университета. Кроме того, в 2018 г. специалисты предприятия приняли участие в окружных экологических чтениях «Тебе и мне нужна Земля» на базе лицея г. Кирово-Чепецка. Эта школа развивает экологическое направление образования. При поддержке филиала «КЧХК» учащиеся выполняют исследовательские проекты, участвуют в конкурсах и конференциях. В лицее восстановлена теплица, открыта экотропа, функционирует эколаборатория.

На систематической основе филиал «КЧХК» проводит и поддерживает различные мероприятия экологической направленности, которые позволяют находить и внедрять новые технологии, производить инновационные конкурентоспособные виды продукции и применять ресурсосберегающие технологии. Руководство филиала «КЧХК» постоянно проводит аудит внутренней деятельности для обеспечения соответствия предприятия принципам экологической безопасности.



**Теоретическая
и прикладная
ЭКОЛОГИЯ**
№ 2, 2019
<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 (№ 1987 по состоянию на 30.05.2019).

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 Издательский дом «Камертон», ФГБОУ ВО «Вятский государственный университет».

Главный редактор Т.Я. Ашихмина, д.т.н., профессор, зав. лабораторией Вятского государственного университета, зав. лабораторией Института биологии Коми НЦ УрО РАН

Зам. главного редактора Л.И. Домрачева, д.б.н., профессор Вятской государственной сельскохозяйственной академии

Зам. главного редактора С.В. Дёгтева, д.б.н., Институт биологии Коми НЦ УрО РАН

Зам. главного редактора И.Г. Широких, д.б.н., 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 С.Г. Скугорова, к.б.н., научный сотрудник Института биологии Коми НЦ УрО РАН

Технические секретари

Т.И. Кутявина, к.б.н., старший научный сотрудник Вятского государственного университета,
А.С. Тимонов, научный сотрудник Института биологии Коми НЦ УрО РАН

По вопросам публикации статей обращаться:
610000, г. Киров, ул. Московская, 36.
Тел. (8332) 37-02-77. E-mail: 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. Подписные индексы 82027, 48482 в каталоге Агентства «Роспечать». 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; <http://www.periodicals.ru>

Подготовлен к печати в издательстве ООО «О-Краткое» 610000, г. Киров, Динамовский проезд, 4, оф. 101. Оригинал-макет – Татьяна Коршунова, фото на обложке – Александр Широких, перевод – Григорий Кантор, администратор сайта журнала – Вячеслав Рутман выпускающий редактор – Мария Зелаева. Директор издательства «О-Краткое» Евгений Дрогов © Оформление. Издательство «О-Краткое»

Подписано в печать 20.06.2019. Тираж 1150 экз. Заказ № 689.

Отпечатано в ООО «Кировская цифровая типография» 610017, г. Киров, ул. Молодой Гвардии, 57 а

ЧЛЕНЫ РЕДАКЦИОННОЙ КОЛЛЕГИИ:

- В.А. Алексеев** д.т.н., профессор Ижевского государственного университета
- А.М. Асхабов** д.г.-м.н., академик РАН, научный руководитель Президиума Коми НЦ УрО РАН
- Т.К. Головкин** д.б.н., профессор, главный научный сотрудник Института биологии Коми НЦ УрО РАН
- А. Гросс** д.х.н., профессор Орхусского университета (Дания)
- М.В. Дородников** к.с.-х. н., научный сотрудник Университета Гёттингена им. Георга Августа (Германия)
- И.Е. Дубовик** д.б.н., профессор Башкирского государственного университета
- Г.А. Евдокимова** д.б.н., профессор, заместитель директора Института проблем промышленной экологии Севера Кольского НЦ РАН
- Г.М. Зенова** д.б.н., профессор Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова
- Г.Я. Кантор** к.т.н., научный сотрудник Института биологии Коми НЦ УрО РАН
- В.Л. Коваленко** к.т.н., доцент Украинского государственного химико-технологического университета
- 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, директор Института микробиологии НАН Беларуси
- Л.В. Кондакова** д.б.н., профессор Вятского государственного университета
- В.А. Коток** к.т.н., доцент Украинского государственного химико-технологического университета
- А.В. Кучин** д.х.н, член-корр. РАН, профессор, зав. отделом и зав. лабораторией Института химии Коми НЦ УрО РАН
- В.Н. Лаженцев** д.г.н., академик РАН, профессор, советник РАН
- В.З. Латыпова** д.х.н., член-корр. Академии наук Республики Татарстан, профессор Казанского федерального университета
- Ли Юй** профессор, директор Института микологии Цзилиньского аграрного университета, иностранный член РАН (КНР)
- С.Г. Литвинец** к.с.-х.н., проректор ВятГУ
- В.А. Малинников** д.т.н., профессор Московского государственного университета геодезии и картографии
- А.А. Москалёв** д.б.н, член-корр. РАН, зав. лабораторией Института биологии Коми НЦ УрО РАН
- С.В. Пестов** к.б.н., доцент Вятского государственного университета
- В.С. Петросян** д.х.н., профессор, зав. лабораторией Московского государственного университета
- С.А. Рубцова** д.х.н., директор Института химии Коми НЦ УрО РАН
- В.П. Савиных** д.т.н., член-корр. РАН, профессор, президент Московского государственного университета геодезии и картографии, лётчик-космонавт, дважды Герой СССР
- Ф. Скапини** д.б.н., профессор Университета Флоренции (Италия)
- В.А. Сысуев** д.т.н., академик РАН, научный руководитель Федерального аграрного научного центра Северо-Востока им. Н.В. Рудницкого
- В.А. Терехова** д.б.н., ведущий научный сотрудник Института проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН
- Т.А. Трифонова** д.б.н., профессор Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова
- Б.Н. Хойницки** д.б.н., профессор Познаньского университета наук о жизни (Польша)
- В.И. Холстов** д.х.н., руководитель центра ФГУП «ГосНИИОХТ»
- М.Х. Хусейн** д.б.н., профессор Университета Ассиут (Египет)



*Theoretical
and applied*
ECOLOGY
No. 2, 2019

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, Vyatka State University, Institute of Biology of the

Komi Science Centre of the Ural Branch of RAS

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

Doctor in Biology, Professor of Vyatka State Agricultural Academy

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

Doctor in Biology, Institute of Biology of the Komi Science Centre of the Ural Branch of RAS

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

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

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

Doctor in Geography, Professor, the leading researcher of the Institute of Geography RAS

Executive Secretary S.G. Skugoreva,

PhD in Biology, researcher of Institute of Biology of the Komi Science Centre of the Ural Branch of RAS

Technical Secretaries:

T.I. Kutyavina, PhD in Biology,

senior researcher of Vyatka State University,

A.S. Timonov, researcher of Institute of Biology of the Komi Science Centre of the Ural Branch of RAS

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.

Address: 36 Moskovskaya St., Kirov, 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 82027, 48482
in the catalogue of Agency «Rospechat».

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>

Prepared for publication by the publishing house of «O-Kratkoe» of. 101, 4 Dymamoskiy proezd, Kirov, 610000

Tel. +7 (8332) 32-28-39. E-mail: okrat@okrat.ru.

Designer – Tatiana Korshunova. Cover photo – Alexandr Shirokikh.

Translation – Grigoriy Kantor. Administrator of Web site –

Vyacheslav Rutman. Managing editor – Mariya Zelayeva

Director of the publishing house «O-Kratkoe» Evgeniy Drogov

© Publishing house «O-Kratkoe»

Printed in «Kirov digital printing house»
57 a Molodoy Gvardii St., Kirov, 610017

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

- V.A. Alexeev** Doctor in Technical Sciences, Professor of Udmurt State University
- A.M. Askhabov** Doctor in Geology and Mineralogy, Academician of RAS, scientific director of the Komi Science Centre of the Ural Branch of RAS
- T.K. Golovko** Doctor in Biology, Professor, the Chief Researcher of Institute of Biology of the Komi Science Centre of the Ural Branch of RAS
- A. Gross** Doctor in Chemistry, Professor of Aarhus University (Denmark)
- M.V. Dorodnikov** PhD in Agricultural Sciences, Georg August University of Göttingen (Germany)
- I.E. Dubovik** Doctor in Biology, Professor of Bashkir State University
- G.A. Evdokimova** Doctor in Biology, Professor, Vice-Director of Research Institute of the North Industrial Ecology, Kola SC of RAS
- G.M. Zenova** Doctor in Biology, Professor of Lomonosov Moscow State University
- G.Ya. Kantor** PhD in Technical Sciences, researcher of the Institute of Biology of the Komi Science Centre of the Ural Branch of RAS
- V.L. Kovalenko** PhD in Technical Sciences, Associate Professor of Ukrainian State University of Chemical Technology
- E.Yu. Kolbovsky** Doctor in Geography, the leading researcher, Professor of Lomonosov Moscow State University
- E.I. Kolomiyets** Doctor in Biology, 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 of Vyatka State University
- V.A. Kotok** PhD in Technical Sciences, Associate Professor of Ukrainian State University of Chemical Technology
- A.V. Kuchin** Doctor in Chemistry, corresponding member of RAS, Professor, scientific director Institute of Chemistry of the Komi Science Centre of the Ural Branch of RAS
- V.N. Lazhentsev** Doctor in Geography, Professor, RAS Advisor
- V.Z. Latypova** Doctor in Agriculture, corresponding member of Tatarstan Academy of Sciences, Professor of Kazan Federal University
- Li Yu** Director of Mycology Institute of Jilin Agricultural University, Foreign Associate of RAS (China)
- S.G. Litvinets** PhD in Agricultural Sciences, Vice-Rector for Science and Innovation of Vyatka State University
- V.A. Malinnikov** Doctor in Technical Sciences, Professor of Moscow State University of Geodesy and Cartography
- A.A. Moskalev** Doctor in Biology, corresponding member of RAS, Chief of the Laboratory of Institute of Biology of the Komi Science Centre of the Ural Branch of RAS
- S.V. Pestov** PhD in Biology, Associate Professor of Vyatka State University
- V.S. Petrosyan** Doctor in Chemistry, Professor, Head of laboratory in Moscow State University
- S.A. Rubtsova** Doctor in Chemistry, Director of the Institute of Chemistry the Komi Science Centre of the Ural Branch of RAS
- V.P. Savinykh** Doctor in Technical Sciences, corresponding member of RAS, Professor, President of Moscow State University of Geodesy and Cartography, Pilot-Cosmonaut, twice Hero of the Soviet Union
- F. Scapini** Doctor in Biology, Professor of Florence University (Italy)
- V.A. Sysuev** Doctor in Technical Sciences, Academician of RAS, scientific director Federal Agricultural Research Center of North-East named N.V. Rudnitsky
- V.A. Terekhova** Doctor in Biology, leading researcher of A.N. Severtsov Institute of Ecology and Evolution of RAS
- T.A. Trifonova** Doctor in Biology, 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"
- B.H. Chojnicki** Doctor in Biology, Professor of Poznan University of Life Sciences (Poland)
- M.H. Hussein** Doctor in Biology, Professor of Assiut University (Egypt)

СОДЕРЖАНИЕ

ОБЗОРЫ

- L. I. Kolmykova, E. M. Korobova* Iodine and selenium in natural waters as a risk factor in manifestation of endemic thyroid diseases (review) 5
- С. Г. Скугорева, Г. Я. Кантор, Л. И. Домрачева* Биосорбция тяжёлых металлов микромицетами: особенности процесса, механизмы, кинетика (обзор) 14

СТАТЬИ

- О. Р. Никитин, А. Н. Кисляков* Фрактальный анализ информационного содержания многоспектральных изображений в задачах экологического мониторинга 32
- T. A. Adamovich, E. A. Domnina, A. S. Timonov, V. V. Rutman, T. Ya. Ashikhmina* Methodological techniques for identifying plant communities based on Earth remote sensing data and field research 39
- Т. И. Кутявина, Т. Я. Ашихмина, Л. В. Кондакова* Применение комплекса наземных методов исследования для диагностики загрязнения и процессов эвтрофирования водохранилищ Кировской области 44
- Е. В. Товстик, А. В. Сазанов, А. В. Бакулина, И. Г. Широких, Т. Я. Ашихмина* Идентификация и изучение свойств *Streptomyces geldanamycininus* ЗК9, выделенного из почвы под зарослями борщевика Сосновского 53
- А. Я. Тамахина, А. А. Ажубекова* Мониторинг состава растительных сообществ на отвалах из отходов обогащения цветных металлов 61
- Н. В. Салтан, Е. А. Святковская, Е. П. Шлапак, Н. Н. Тростенюк, О. Б. Гонтарь* Изменение фотосинтетической активности древесных растений в условиях угольного терминала 68
- R. A. Hansen, A. Gross* Determination of microplastics in coastal beach sediments along Kattegat Sea, Denmark 75
- В. Г. Кобечинская, О. Б. Ярош* Оценка пожарной эмиссии углерода в сосновых и дубовых лесах Ялтинского горно-лесного природного заповедника 83
- Н. В. Луханова, К. С. Бобкова* Пулы и потоки углерода в экосистемах вырубки ельников средней тайги Республики Коми 91
- О. В. Ермакова, О. В. Раскоша* Популяционная характеристика полёвки-экономки в радиоэкологических исследованиях 101
- V. L. Kovalenko, V. A. Kotok, V. V. Malyshev* Electrochemical obtaining of nickel hydroxide from nickel plating waste water for application in the alkali secondary cells 108
- Ю. Н. Терентьев, Н. В. Сырчина, Т. Я. Ашихмина, Л. В. Пилип* Снижение эмиссии запахообразующих веществ в условиях промышленных свиноводческих предприятий 113
- Н. В. Кононенко, И. А. Чабан, Е. А. Смирнова, И. Г. Широких, О. Н. Шуплецова, Е. Н. Баранова* Тестирование устойчивости разных форм ячменя (*Hordeum vulgare* L.) к токсическому действию алюминия 121
- D. G. Domrachev, A. A. Kirillovykh, V. N. Pugach, Y. M. Gordeeva* Environmental safety of consumer products: legal and regulatory issues 131
- P. V. Pysarenko, M. S. Samojlik, I. L. Plaksienko, L. A. Kolesnikova* Conceptual framework for ensuring resource and environmental safety in the region 137
- С. И. Калинин, С. И. Торопова* Статистические методы анализа взаимосвязи качества атмосферного воздуха и состояния здоровья детского населения Кировской области 143

ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ
ПРОБЛЕМЫ
ЭКОЛОГИИ

МЕТОДОЛОГИЯ
И МЕТОДЫ
ИССЛЕДОВАНИЙ.
МОДЕЛИ И
ПРОГНОЗЫ

МОНИТОРИНГ
АНТРОПОГЕННО
НАРУШЕННЫХ
ТЕРРИТОРИЙ

ХИМИЯ ПРИРОДНЫХ
СРЕД И ОБЪЕКТОВ

ПОПУЛЯЦИОННАЯ
ЭКОЛОГИЯ

ЭКОЛОГИЗАЦИЯ
ПРОИЗВОДСТВА

ЭКОТОКСИКОЛОГИЯ

СОЦИАЛЬНАЯ
ЭКОЛОГИЯ

CONTENTS

REVIEWS

THEORETICAL PROBLEMS OF ECOLOGY

- L. I. Kolmykova, E. M. Korobova* Iodine and selenium in natural waters as a risk factor in manifestation of endemic thyroid diseases (review)5
- S. G. Skugoreva, G. Ya. Kantor, L. I. Domracheva* Biosorption of heavy metals by micromycetes: specificity of the process, mechanisms, kinetics (review)14

ARTICLES

METHODOLOGY AND RESEARCH METHODS. MODELS AND FORECASTS

- O. R. Nikitin, A. N. Kislyakov* Fractal analysis of information content of multispectral images in problems of ecological monitoring32
- T. A. Adamovich, E. A. Domnina, A. S. Timonov, V. V. Rutman, T. Ya. Ashikhmina* Methodological techniques for identifying plant communities based on Earth remote sensing data and field research39
- T. I. Kut'yavina, T. Ya. Ashikhmina, L. V. Kondakova* Application of ground-based research methods for the diagnostics of pollution and eutrophication of water reservoirs of the Kirov region44

MONITORING OF ANTHROPO- GENICALLY DISTURBED AREAS

- E. V. Tovstik, A. V. Sazanov, A. V. Bakulina, I. G. Shirokikh, T. Ya. Ashikhmina* Identification and study of the properties of *Streptomyces geldanamycininus* 3K9, isolated from the soil under the bush of *Heracleum sosnowskyi*53
- A. Ya. Tamakhina, A. A. Akhkubekova* Monitoring of structure of plant communities on waste dumps from non-ferrous metals enrichment61
- N. V. Saltan, E. A. Sviatkovskaya, E. P. Shlapak, N. N. Trostenyuk, O. B. Gontar* Changes in the photosynthetic activity of wood plants under a coal terminal environment68
- R. A. Hansen, A. Gross* Determination of microplastics in coastal beach sediments along Kattegat Sea, Denmark75

CHEMISTRY OF NATURAL ENVIRONMENTS AND OBJECTS

- V. G. Kobechinskaya, O. B. Yaros* Evaluation of fire carbon emissions in pine and oak forests of the Yalta mountain forest natural reserve83
- N. V. Likhanova, K. S. Bobkova* Pools and carbon fluxes in felling ecosystems spruce forests of the middle taiga of the Komi Republic91

POPULATION ECOLOGY

- O. V. Ermakova, O. V. Raskosha* Population characteristic of tundra vole in radioecological studies 101

GREENING OF PRODUCTION

- V. L. Kovalenko, V. A. Kotok, V. V. Malyshev* Electrochemical obtaining of nickel hydroxide from nickel plating waste water for application in the alkali secondary cells 108
- Yu. N. Terentyev, N. V. Syrchina, T. Ya. Ashikhmina, L. V. Pilip* Reducing the emission of odorous substances in industrial pig breeding enterprises 113

ECOTOXICOLOGY

- N. V. Kononenko, I. A. Chaban, E. A. Smirnova, I. G. Shirokikh, O. N. Shupletsova, E. N. Baranova* Testing the stability of different forms of *Hordeum vulgare* L. to the toxic action of aluminum 121

SOCIAL ECOLOGY

- D. G. Domrachev, A. A. Kirillovykh, V. N. Pugach, Y. M. Gordeeva* Environmental safety of consumer products: legal and regulatory issues 131
- P. V. Pysarenko, M. S. Samojlik, I. L. Plaksienko, L. A. Kolesnikova* Conceptual framework for ensuring resource and environmental safety in the region 137
- S. I. Kalinin, S. I. Toropova* Statistical methods for analyzing the correlation between air quality and the state of children's health in the Kirov region 143

Iodine and selenium in natural waters as a risk factor in manifestation of endemic thyroid diseases (review)

© 2019. L. I. Kolmykova ORCID: 0000-0003-4070-9869

E. M. Korobova ORCID: 0000-0002-1512-9291

Vernadsky Institute of Geochemistry and Analytical Chemistry,
19, Kosygina St., Moscow, Russia, 119991,
e-mail: kmila9999@gmail.com

Iodine is an essential microelement for the production of thyroid hormones that regulate the normal development and functioning of living organisms. Therefore, this element is the most important factor responsible for endemic thyroid disease because both insufficient and excessive iodine intake can cause thyroid disorders. In addition, according to numerous researches, the occurrence of thyroid pathologies may also be related to deficiency of other trace elements, such as selenium which is also involved in the metabolism of thyroid hormones. Despite the fact that according to usual diet estimates intake of iodine with water does not exceed 5–10% of its total uptake, both water and water contained in fresh food are better digested and have a higher physiological value. Therefore iodine and selenium content in drinking water are worth to be considered in relation to endemic thyroid pathology. The paper presents a review of publications devoted to investigation of iodine and selenium content in natural waters as a possible factor contributing to development of thyroid malfunctions and endemic goiter among local residents. Analysis of the published data shows that iodine concentration in water can be used in assessment of the iodine status of the territories in context of the element deficiency or excess as a health risk. Relationship between low iodine concentration in drinking water and manifestation of endemic goiter among the local population is most pronounced in the regions characterized by its combination with low water selenium and iodine deficiency in soils. The disease may also be provoked by high iodine in drinking water. Performed analysis allowed revealing optimum range of iodine in drinking water associated with minimum manifestation of endemic thyroid disease and therefore its minimum risk related to water iodine.

Keywords: iodine, selenium, drinking waters, endemic goiter, geochemical health risk.

УДК: 550.4

Иод и селен в природных водах как фактор риска проявления эндемических заболеваний щитовидной железы (обзор)

© 2019. Л. И. Колмыкова, к. г.-м. н., н. с.,

Е. М. Коробова, д. г.-м. н., в. н. с.,

Институт геохимии и аналитической химии им. В. И. Вернадского,
119991, Россия, г. Москва, ул. Косыгина, д. 19,
e-mail: kmila9999@gmail.com

Иод – микроэлемент, необходимый для производства гормонов щитовидной железы (ЩЖ), которые регулируют развитие и функционирование живых организмов. Таким образом, его содержание представляет собой наиболее важный фактор, ответственный за эндемические заболевания ЩЖ, поскольку как недостаточное, так и чрезмерное потребление может вызвать расстройства этого органа. Согласно многочисленным исследованиям, возникновение патологий ЩЖ может быть связано с дефицитом других микроэлементов, таких как селен, который также участвует в метаболизме тиреоидных гормонов. Несмотря на то, что согласно обычным оценкам рациона, поступление иода с водой не превышает 5–10% от его общего поступления, водорастворимые компоненты имеют более высокую физиологическую ценность. Поэтому имеет смысл рассматривать содержание иода и селена в питьевой воде в связи с эндемической патологией ЩЖ. Представлен обзор научных публикаций, посвящённых исследованию содержания иода и селена в водах, в аспекте их влияния на развитие дисфункций ЩЖ вплоть до распространения эндемического зоба среди населения. Проведённый анализ показал, что концентрация иода в природных (питьевых) водах может использоваться при оценке иодного статуса территорий в отношении дефицитности или избытка иода как фактора риска распространения заболеваний ЩЖ. Согласно публикациям, распространённость заболеваний эндемическим зобом повышается в случае низкого или высокого содержания иода в питьевых водах, совместного низкого

содержания иода и селена, а также при одновременном низком содержании иода в водах, почвах и растительной продукции. На основании литературных данных выявлен интервал оптимально благоприятного содержания иода в питьевых водах, при котором наблюдаемый уровень эндемических заболеваний ЩЖ минимален.

Ключевые слова: иод, селен, питьевые воды, эндемический зоб, риск заболеваний.

Iodine is an indispensable component of thyroid hormones that play a fundamental biological role controlling growth and development of organisms [1]. Natural iodine deficiency is considered as the main geochemical factor contributing to manifestation of various endemic pathological states of the thyroid gland and the goiter in particular [2, 3].

Selenium is involved in the metabolism of thyroid hormones as well [4, 5]. In case of iodine deficiency thyroxine (T4) and triiodothyronine (T3) production decrease and thyroid gland enlarges in size to obtain more iodine that is observed as goiter.

That is why in the most part of publications devoted to the identification of the origin of endemic goiter and other pathologies of thyroid gland, both trace elements are considered together [6, 7].

In the history of iodine deficiency studies there was a significantly long period of time when water as a source of iodine in diet was not paid much attention to, the focus was on products relatively enriched in this element, i.e. seafood (seaweed and fish), vegetables and eggs. The considered intake of iodine with water does not exceed 5–10% [8, 9]. Nevertheless, water and water contained in fresh food are better digested and have a higher physiological value. Therefore water iodine problem attracted more attention and the number of papers devoted to investigation of relationship between the chemical composition of natural waters, mainly iodine content in relation to endemic thyroid diseases, is nowadays progressively increasing [10–13].

The main aim of the present study is to review and analyze results of the studies on relation between the chemical composition of natural waters, primarily iodine and selenium in natural waters, and the prevalence rate of endemic thyroid diseases, i.e. publications that allow treating iodine and selenium of natural waters as natural geochemical factors provoking in certain concentration the thyroid dysfunction.

Iodine in drinking waters as an indicator of iodine transfer to human organism. The first idea of relation between endemic goiter and insufficient iodine content in drinking waters dates back to the middle of the 19th century. The studies of Prevost (1848), Chatin (1852) and

Bauman (1895) contributed to accumulation of data in favor of this theory, which, however, was not recognized due to the lack of a consistent evidence base in those times. Later, in the other independent studies including those widely performed in the former USSR proved that manifestation of a pronounced endemic goiter among the local population is more typical for regions with significant iodine deficiency in soils and other environmental objects, including drinking waters. Recent studies showed that excessively high concentration of the element in natural water can also cause similar thyroid malfunction (Table 1).

Studies of iodine in natural waters and thyroid disease in the former USSR and Russia. The first studies of endemic thyroid diseases in relation to iodine content in drinking water have been performed in the former USSR in iodine-deficient mountain regions. Thus, research was performed in Kabardino-Balkaria, where until 1933 there was a maximum occurrence of endemic goiter among the population (32%) [17]. They established a very low iodine content in local natural waters, which did not exceed 0.1 µg/L.

It should be noted here that primarily used chemical method of quantitative iodine determination in water and in other types of natural objects [25] have been later substituted by the other ones. The former method slightly underestimated iodine concentration as compared to the later developed kinetic colorimetric spectrophotometer techniques (cerium-arsenic [26] and rhodanide-nitrite [27]). Nevertheless, the primary information obtained by Dragomirova technique reflected general trends of dependence between the considered parameters. The kinetic approach is still successfully used in iodine determination together with new instrumental ones (gas-liquid chromatography [28], high-performance liquid chromatography [29], voltammetry [30], ICP-MS [31], NAA [32]). A recent publication confirmed a high repeatability of I concentration values detected in urine by kinetic and ICP-MS techniques [33].

The iodine status of different areas based on the content of this element in natural waters from different sources was evaluated in the studies [34–41]. The studies have shown that the

Table 1

Levels of iodine in soils and waters of different regions in association with endemic goiter

Country, region	Iodine in soils (mg/kg)	Iodine in water (µg/L)	Endemic goiter (%)	Reference
New Zealand	0.3	–	62	[14]
	0.4	–	40	
	3.2	–	19	
	11.2	–	4	
	14.0	–	7	
Switzerland	0.62	–	56	[15]
	1.40	–	61	
	4.94	–	12	
	11.9	–	1	
New Zealand (Taranaki)	14.0	–	4	[16]
New Zealand (Auckland)	12.0	–	4	
Kabardino-Balkaria	–	0.1	32	[17]
Russia, Dagestan, Stanislav region	0.3–0.35	–	III–IV degree	[18]
	0.45–0.65	–	lower than III degree	
Central China	–	462.5	65	[19]
	–	54.0	15.4	
Sri Lanka (Wariyapola)	9.4	–	12	[20]
Sri Lanka (Angunawala-Daulagala)	1.9	–	45	
Sri-Lanka	3.9	7.02	10	[21]
	2.0	5.5	10–25	
	2.26	66.5	25	
India (Patharpratima)	–	100.4	> 30 (60.7*)	[22]
India (Sagar)	–	22.9	> 30 (55.8*)	
India (Namkhana)	–	68.4	> 30 (43.9*)	
India (Basanti)	–	53.5	20.0–29.9 (25.9*)	
India (Gosaba)	–	60.4	20.0–29.9 (25.1*)	
India (Lamshang)	–	2.6	> 30 (35*)	
India (Wangoi)	–	1.8	> 30 (39.4*)	[23]
India (Samurou)	–	2.2	> 30 (30.7*)	
China (Anhui)	–	252.0	11.7	[24]
China (Hebei)	–	266.0	7.9	
China (Shaanxi)	–	90.6	1.9	
China (Tianjin)	–	303.0	10.0	

Note: *Thyroid goiter cases among children; a dash indicates the absence of data.

concentration of iodine in the local river runoff can be an important criterion of iodine supply in certain areas.

At the same time, the established values of the minimum iodine content in waters possibly causing contributing to manifestation of endemic goiter varied considerably in different regions. According the data obtained in Ukraine in sixties of the last century [34], a severe degree of thyroid endemia among population was observed in areas where the average iodine content in surface and groundwater was as low as 1–2 µg/L; moderate manifestation of the disease was registered at the

range of 2 to 5 µg/L; and weak – at 5 to 10 µg/L I; pathology was not found when iodine content in water equaled or exceeded 10 µg/L. In studies of iodine in natural water of Almetyevsky and Leningradsky districts of Republic of Tatarstan, it was found that the minimum sufficient level of iodine equaled to 4 µg/L [35]. In the other research, it was revealed that cases of thyroid pathology were absent in regions with the element concentration in natural waters over 25 µg/L [38].

In Kazakhstan [42], as well as Tatar republic, the zone that is highly iodine deficient cor-

responded to iodine content in waters less than 4 µg/L; moderately deficient zone – to iodine level from 4 to 10 µg/L and the relatively sufficient zone was characterized by iodine level exceeding 20 µg/L.

Recent study [12] established that iodine content in the drinking waters of the city of Bratsk, which is located in areas with a high incidence of iodine-deficiency diseases, is only 0.2 µg/L, this level being associated with a severe degree of thyroid goiter pathology. In this area the low iodine content in local waters was accompanied by the low level of the element in food.

High negative correlation ($r = -0.98$) between iodine level and occurrence of thyroid endemic diseases was established in some regions of Dagestan [41]. The mountainous area is characterized by both low iodine and selenium amount in natural waters (2.0–2.8 µg/L and 1.4–1.7 µg/L respectively), related to the low elements' content in atmospheric precipitation and soils (2.1–2.4 µg/L iodine and 0.08–2.16 µg/L selenium) and vegetation (0.15–0.40 µg/L iodine and 0.009–0.02 µg/L selenium).

Studies of iodine and selenium in water in relation to thyroid disorders in the other countries of the world. The first studies of iodine deficiency in Europe have been described above. In the middle of the last century, this problem was studied in the countries of Asia and Africa. D. Wilson [43] associated the prevalence of goiter in Sri Lanka with the iodine content in drinking water in the range of 1.4–2.7 µg/L. Later studies in this country [44] showed that in areas where a high degree of thyroid pathology were observed iodine level in drinking water varied from 2.2 to 10.1 µg/L, and in areas where goiter was not detected, the concentration iodine in waters ranged from 19.4 to 183 µg/L. The authors concluded that the local level of the threshold iodine concentration is 10 µg/L. Egyptian scientists found that iodine concentration of 7 to 18 µg/L in the drinking water of New Valley oases caused development of goiter among the inhabitants of the oases, while the iodine content from 44 to 100 µg/L excluded the disease cases [45]. In areas of endemic goiter in the mountainous part of eastern Ghana, the average iodine amount in waters did not exceed 10 µg/L [46]. Thus, in a number of studies conducted in different countries, the concentration of 10 µg/L of iodine in drinking water may be treated as a lower threshold.

Comparatively recently the territory of Denmark was zoned according to the iodine status basing on an assessment of the trace elements and iodine content in drinking water

with identification of potentially deficient, optimal and excess of iodine [47]. Another study of drinking water from centralized water supply in Denmark revealed that groundwater was the main source of iodine intake in local diets [48]. To build a spatial model with different levels of iodine concentration in waters and to identify natural factors and water types in particular, influencing the intake of iodine into the human body they used cluster analysis. It was shown that the iodine content in drinking water was determined by both the natural (geological) and technological factors (the preliminary treatment of water before it was supplied to the residues). Estimation of the contribution of drinking water to provision of iodine to residents showed that intake of iodine by adults may exceed the WHO-recommended average daily level (150 µg), while in teenagers' diets iodine provision with drinking water varies from 0 to 50% of the established standard. The authors paid attention to local changes in micronutrients' supply and recommended taking this into account when approving various programs for food products iodizing. Even at low content of iodine in drinking water in most cases, distribution of the halogen in waters of various hydrogeological structures is different and should be accounted of in case of their usage by local population.

On the other hand, Chinese researchers have revealed that a high iodine content in drinking water may stimulate the development of endemic goiter among the population as well [49]. A large-scale survey of 1978 cities in 11 provinces of China with a sampling of 28.857 water samples showed that the iodine content ranged from 150 to 300 µg/L, and the authors concluded that the incidence of goiter increased with an increase in iodine concentration in drinking water (Fig. 1). Therefore, there exists also the upper threshold for iodine concentration in drinking water, which lies in the range of iodine concentration from 250 to 300 µg/L. Above this level an increase of goiter among the children corresponded to increase of iodine in drinking water.

In accordance with classification [42] the regions with a moderate iodine deficiency in India are characterized by the average iodine level in drinking water varying from 4 to 10 µg/L [11].

A comparison of chemical composition of 609 water samples collected in 8 districts of Sri Lanka and the data on the incidence of endemic goiter among local population allowed to conclude that low manifestation of the disease corresponded to the mean iodine concentration in water equaling to 92.8 µg/L ($n = 135$), while the

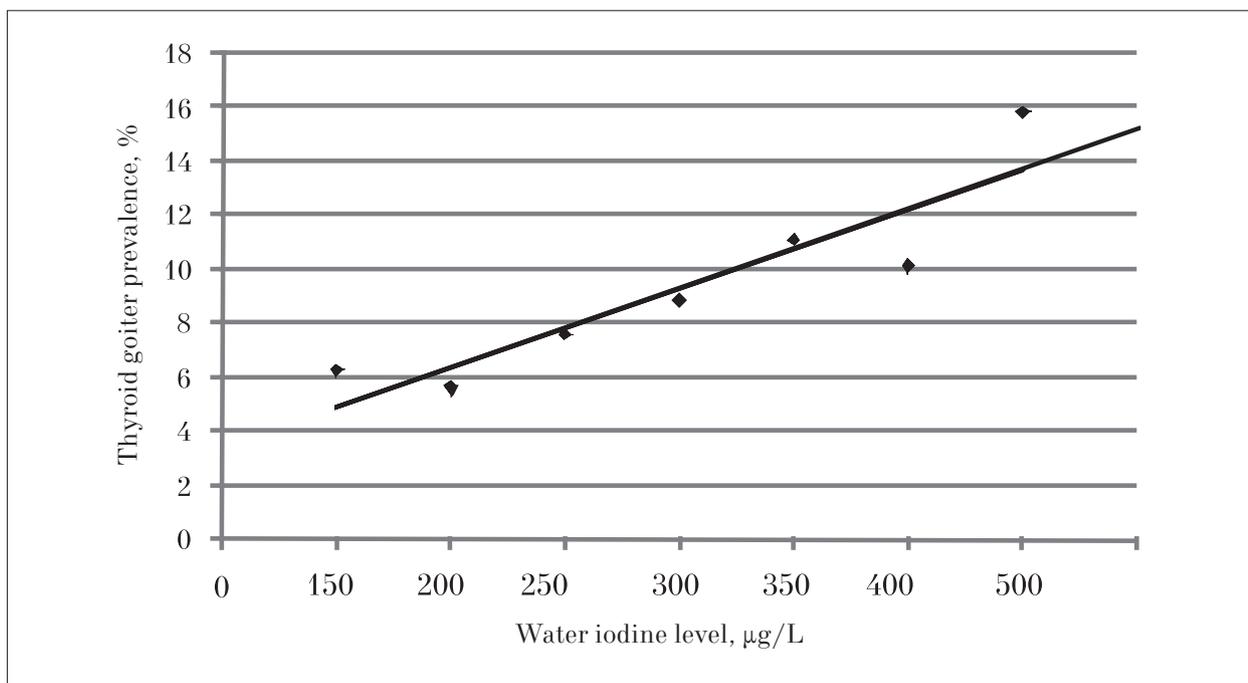


Fig. 1. Relationship between water iodine level (µg/L) and goiter prevalence (%) among children aged 8 to 10 years (the data from [49])

Table 2

Iodine and selenium concentration in water samples collected in Kalutara (Sri Lanka, after [13])

DS division	Water source	Iodine concentration, µg/L	Selenium concentration, µg/L	Goiter patients
Bulathsinghala	Surface water	23	< 1	No
	Dug well	62	< 1	Yes
	Tube well	20	< 1	No
Ingiriya	Dug well	9	5	Yes
	Surface water	31	< 1	No
	Dug well	24	< 1	Yes
Panadura	Surface water	40	< 1	Yes
	Dug well	27	< 1	Yes
	Dug well	61	< 1	No

highest level of the disease corresponded to water mean iodine content of 25.3 µg/L and lower (n = 284) [50]. Rank correlation calculated between iodine concentration in drinking water and the incidence rate of the disease among habitants equaled to -0.64.

The study of endemic goiter prevalence in the same region (Kalutara) has been performed also in the framework of the World Health Organization program concerning salt iodination [13]. According to the results of this study the average iodine concentration in ground water from the endemic goiter regions was 28.25±15.47 µg/L. The non-goiter regions had almost similar content of iodine in the drinking

ground water (24.74±18.29 µg/L) while in the surface waters iodine concentration was on the average slightly higher (30.87±16.13 µg/L). One should note significant variation of mean iodine values in both regions (52–74%) that shows their considerable heterogeneity in this parameter. Selenium content practically in all of the examined water samples did not exceed 1 µg/L showing no definite correlation with the thyroid goiter frequency (Table 2). However, the authors reported that endemic goiter was detected in some isolated localities where both iodine and selenium levels were low, concentration of the latter being below 10 µg/L. In addition, the study showed that some other geochemical parameters

such as soil pH, organic matter content and/or thick lateritic cap control activity of selenium and iodine transfer to food chain through plant uptake and water in endemic goiter area. Thus, for example, a decrease in the selenium bioavailability and, consequently, its lower intake into living organisms, is facilitated by a high content of organic matter, acid sulfates, iron and aluminum in the soils of the Kalutara.

Influence of the other factors on the occurrence of iodine deficiency. Indeed, there are cases and direct evidence of additional risk of endemic thyroid diseases in areas where natural iodine deficiency is accompanied by man-made pollution. The most evident example is a nuclear accident, when technogenic radioactive isotopes of iodine enter the atmosphere. If radioiodine falls out in regions with a low stable iodine status, the risk of endemic thyroid diseases, including cancer, increases. Given a high mobility of iodine, it is possible to assume a rapid involvement of iodine radioisotopes in food chains due to easy transfer in food chain to pasture plants, milk and then the human body. The studies performed in the zone of radioactive fallout after the accident at the Chernobyl nuclear power plant showed a significant increase in thyroid cancer cases among children who lived in the period of deposition in contaminated areas of Belarus, Russia and Ukraine [51–53]. A combined effect of iodine deficiency and radioactive contamination is considered as a possible cause of thyroid cancers studied also in Turkey [54].

Our studies of drinking water collected in the private farms located in the Bryansk region affected by the Chernobyl accident confirmed low water iodine content. Therefore, we suggested that it might contribute to the risk of thyroid diseases caused by iodine radioactive isotopes [55]. Iodine concentration in drinking waters was compared with their chemical composition, as well as with the types of water-bearing soils and rocks, and the content of typomorphic macroelements (H, Ca, Fe), defining classes of water migration, mobility of trace elements [56] and, accordingly, their transition to food chains. Iodine content in the drinking waters of the surveyed households did not exceed $10 \mu\text{g/L}$, i. e. the level, which, according to the published data, corresponds to the lower threshold iodine concentration in drinking water. In addition, the studied water samples had a low concentration of selenium. Enhanced level of iodine was detected in surface and groundwater in the areas of loess-like loamy deposits (median values 16.6 and $10.1 \mu\text{g/L}$) [57, 58].

Similar to iodine, the groundwater in these areas turned out to be comparatively enriched also in selenium ($0.72 \mu\text{g/L}$) [59].

Finally the analysis of publications devoted to iodine and selenium studies in waters as a factor contributing to occurrence of endemic thyroid diseases showed that the incidence rate of these pathologies correlates not only with low but also with high iodine content in drinking water. These facts allowed us determining both the upper and lower threshold iodine concentration range in drinking water with revealing the optimum iodine content associated with minimum rate of the thyroid endemic morbidity. According to the analyzed data the lower threshold concentration of iodine considerably varies in different countries of the world from 0.1 to $10 \mu\text{g/L}$, the cause of which requires additional research. A moderate manifestation of endemic goiter is observed in regions with the iodine content in drinking water at a level within a range of 4 – $10 \mu\text{g/L}$. The upper threshold concentration is likely to correspond to the interval of 250 – $300 \mu\text{g/L}$ (Fig. 2), and for children this threshold lowers to $200 \mu\text{g/L}$ (Fig. 1). Further increase of iodine amount in drinking water leads to a corresponding growth of the rate of endemic goiter incidence. Therefore the optimum concentration of iodine content in drinking water, at which there a minimal incidence of thyroid has been observed lies between 10 – $50 \mu\text{g/L}$ and 200 – $250 \mu\text{g/L}$ (depending on the region and population, Fig. 2).

Conclusions

Analysis of the published and our original data shows that the iodine and selenium in drinking water are the important factors that may provoke the risk of thyroid endemic diseases among local population including endemic thyroid goiter. Performed review made it possible to analyze and establish the upper and lower threshold intervals of iodine concentration values in drinking water, below and above which an increase in the incidence of endemic goiter is observed. The interval between these threshold values present the optimum iodine range at which the risk of endemic goiter occurrence is minimal.

It is also shown that in areas with iodine deficiency subjected to fallout of radioactive iodine isotopes, the risk of thyroid morbidity increases due to the combined effect. Further studies clarifying the threshold level of iodine in drinking water, plants and soils in various territories for different groups of population, as

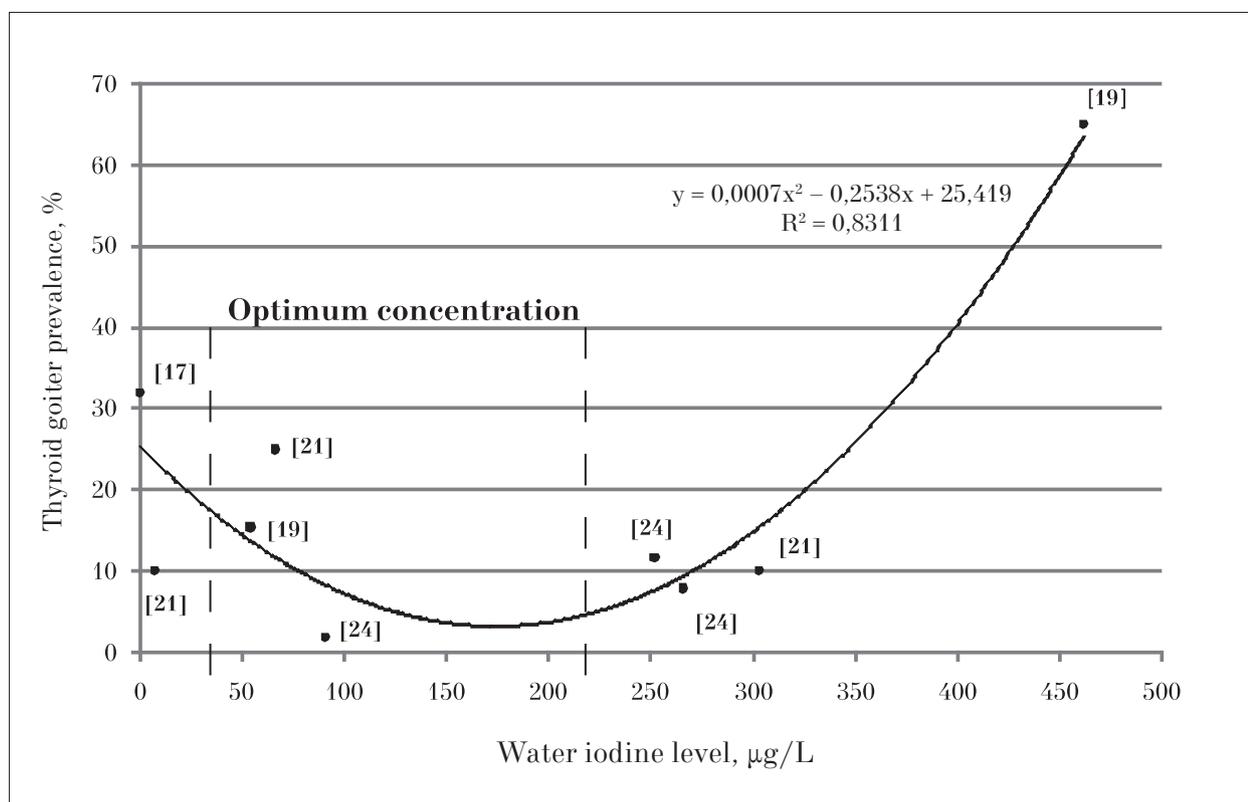


Fig. 2. Relation between iodine concentration in drinking water and thyroid goiter prevalence

well as determination of a combined contribution of deficiency or excess of iodine and selenium to the risk of endemic thyroid diseases are the promising and practical fields of investigation.

The results of such studies will not only significantly improve the effectiveness of monitoring and prophylactics of widespread thyroid diseases and improve the quality of life, but also significantly improve the health state of the population.

References

1. Fisher D.A. Thyroid hormone effects on growth and development // *Pediatric thyroidology*. Basel: Karger, 1985. P. 75–89.
2. Vinogradov A.V. Iodine in nature // *Priroda*. 1927. No. 9. P. 670–678 (in Russian).
3. Vinogradov A.P. Geochemical situation in areas of endemic goiter // *Izvestiya an SSSR. Seriya geografiya i geofizika*. 1946. V. 10. No. 4. P. 341–355 (in Russian).
4. Dedov I.I., Yudenich O.N., Gerasimov G.A., Smirnov N.P. Endemic goiter. Problems and solutions // *Problemy endokrinologii*. 1992. V. 38. No. 3. P. 6–15 (in Russian).
5. Denisova O.A., Baranovskaya N.V., Rikhvanov L.P., Chernogoryuk G.E., Kalyanov E.V. The problem of thyroid pathology from the standpoint of geoecology and geochemistry // *Razvedka i okhrana nedr*. 2011. No. 8. P. 60–63 (in Russian).
6. Arthur J.R., Nicol F., Beckett G.J. Hepatic iodothyronine 5'-deiodinase. The role of selenium // *Biochemical Journal*. 1990. V. 272. No. 2. P. 537–540. doi: 10.1042/bj2720537
7. Watts M.J., O'Reilly J., Maricelli A., Coleman A., Ander E.L., Ward N.I. A snapshot of environmental iodine and selenium in La Pampa and San Juan provinces of Argentina // *J. Geochem Explor*. 2010. V. 107. No. 2. P. 87–93. doi: 10.1016/j.gexplo.2009.11.002
8. Sukhinina S.Yu., Bondarev G.I., Pozdnyakovsky V.M. Iodine and its importance in human nutrition // *Voprosy pitaniya*. 1995. No. 3. P. 12–15 (in Russian).
9. Fuge R., Selinus O., Alloway B.J., Centeno J.A., Finkelman R.B., Fuge R., Lindh U. Soils and iodine deficiency // *Essential of medical geology: Impacts of the natural environment on public health*. 2005. V. 113. No. 11. P. 417–433.
10. Johnson C.C., Strutt M.H., Hmeurras M., Mounir M. Iodine in the environment of the high atlas Mountain area of Morocco. British Geological Survey, Keyworth, Nottingham, UK, Commissioned Report. 2002. 72 p.
11. Chandra A.K., Bhattacharjee A., Malik T., Ghosh S. Goiter prevalence and iodine nutritional status of school children in a sub-himalayan Tarai Region of Eastern Uttar Pradesh // *Indian Pediatrics*. 2008. V. 45. No. 6. P. 469–474. PMID: 18599931
12. Efimova N.V., Nikolaev L.A., Shin A.S. Hygienic assessment of iodine content in water and food in iodine-deficient area // *Sibirskiy meditsinskiy zhurnal*. 2014. No. 3. P. 88–91 (in Russian).

13. Fernando G.W.A.R., Liyanage P.L.C.L., Rajapaksha A.U., Vithanage M. Medical geology of endemic goiter in Kalutara, Sri Lanka; distribution and possible causes // *Environmental Geochemistry and health*. 2017. V. 39. No. 6. P. 1501–1511. doi: 10.1007/s10653-017-9985-7
14. Hercus C.E., Benson W.N., Carter C.L. Endemic goitre in New Zealand, and its relation to the soil-iodine // *J. Hyg. (Lond)*. 1925. V. 24. No. 3. P. 321–402.
15. Von Fellenberg T. Iodine in soils // *Biochem. Zeitschr*. 1926. V. CLXXIV. 364 p.
16. Hercus C.E., Aitken H.A., Thompson H.M., Cox G.H. Further observations on the occurrence of iodine // *Journal of Hygiene*. 1931. V. 24. P. 321.
17. Olyunina Z.V., Bananyan T.A. The iodine content in the water supply sources of the Kabardino-Balkarian ASSR // *Problemy endokrinologii i gormonoterapii*. 1938. No. 2. P. 24–35 (in Russian).
18. Antonov Yu.G. The decisive role of iodine in endemic goiter and mobility of endemic areas // *The biological role of trace elements, their application in agriculture and medicine*. Ivano-Frankovsk, 1978. Book 2. P. 9–10 (in Russian).
19. Mu L., Derun L., Chengyi Q., Peiying Z., Qidong Q., Chunde Z., Qingzhen J., Huaixing W., Eastman C.J., Boyages S.C., Collins J.K., Jupp J.J., Maberly G.F. Endemic goiter in Central China caused by excessive iodine intake // *Lancet*. 1987. V. 330. No. 8553. P. 257–259. doi: 10.1016/S0140-6736(87)90838-5
20. Dissanayake C.B., Chandrajith R.L.R. Iodine in the environment and endemic goitre in Sri Lanka // *Geological Society, London, Special Publications*. 1996. V. 113. P. 213–221. doi: 10.1144/GSL.SP.1996.113.01.17
21. Fordyce F.M., Johnson C.C., Navaratna U.R.B., Appleton J.D., Dissanayake S.B. Selenium and iodine in soil, rice and drinking water in relation to endemic goiter in Sri Lanka // *The Science of the Total Environment*. 2000. V. 263. No. 1–3. P. 127–141. PMID: 11194147
22. Chandra A.K., Singh L.H., Tripathy S., Debnath A., Khanam J. Iodine nutritional status of children in North East India // *Indian J. Pediatr*. 2006. V. 73. No. 9. P. 795–798. PMID: 17006037
23. Chandra A.K., Tripathy S., Ghosh D., Debnath A., Mukhopadhyay S. Iodine nutritional status & prevalence of goitre in Sundarban delta of South 24-Parganas, West Bengal // *Indian J. Med Res*. 2005. V. 122. No. 5. P. 419–424. PMID: 16456256
24. Si L.C., Peng L., Hui Su.X., Jun L.S. Surveys in areas of high risk of iodine deficiency and iodine excess in China, 2012–2014: current status and examination of the relationship between urinary iodine concentration and goiter prevalence in children aged 8–10 years // *Biomedical and Environmental Sciences*. 2017. V. 30. No. 2. P. 88–96.
25. Dragomirova M.A. Methods for the determination of trace elements. Moskva-Leningrad: Khimiya, 1950. P. 23–33 (in Russian).
26. Sandell E.B., Kolthoff I.M. Micordetermination of iodine by a catalytic method // *Microchimica Acta*. 1937. No. 1. P. 9–26.
27. Proskuryakova G.F., Nikitina O.V. An accelerated version of the kinetic rhodanide-nitrite method for the determination of iodine trace amounts in biological objects // *Agrokhimiya*. 1974. No. 7. P. 140–143 (in Russian).
28. Shpigun O.A., Zolotov Yu.A. Ion chromatography and its application in water analysis. Moskva: MP, 1990. 190 p. (in Russian).
29. Schwehr K.A., Santschi P.H. Sensitive determination of iodine species, including organoiodine, for freshwater and seawater samples using high performance liquid chromatography and spectrophotometric detection // *Anal. Chim. Acta*. 2003. V. 482. P. 59–71. doi: 10.1016/S0003-2670(03)00197-1
30. Zaharova E.A., Filichkina O.G., Pikula N.P. A new method for determining selenium in waters by anodic inversion voltammetry method // *Zavodskaya Laboratoriya*. 1999. V. 65. No. 2. P. 3–6 (in Russian).
31. Oliveira A.A., Trevizan L.C., Nobrega J.A. Review: Iodine determination by inductively coupled plasma spectrometry // *Applied Spectroscopy Reviews*. 2010. No. 45. P. 447–473. doi: 10.1080/05704928.2010.502207
32. Hou X., Dahlgaard H., Rietz B., Jacobsen U., Nielsen S.P., Aarkrog A. Determination of chemical species of iodine in seawater by radiochemical neutron activation analysis combined with ion-exchange pre-separation // *Anal. Chem*. 1999. V. 71. No. 14. P. 2745–2750. doi: 10.1021/ac9813639
33. Haap M., Roth H.J., Huber T., Dittmann H., Wahl R. Urinary iodine: comparison of a simple method for its determination in microplates with measurement by inductively-coupled plasma mass spectrometry. *Scientific Reports*, 2017. 10 p.
34. Savchenko P. Methods of chemical and microbiological analysis of water. Kiev: Gosmedizdat YSSR, 1961. 120 p. (in Russian).
35. Gilmanova G.M. Endemic goiter and iodine content in water, soil and food products in Almetyevsk and Leninsk districts of the Tatar ASSR // *Materials of the scientific-practical conference on the problems of endemic goiter and microelements*. Kazan, 1964. P. 128–130 (in Russian).
36. Obukhova V.A., Gololobov D.A. Iodine content in soils, natural waters and feeds of the Moskvoretsko-Okskaya plain // *Agrokhimiya*. 1969. No. 5. P. 106–110 (in Russian).
37. Kashin V. Biogeochemistry, phytophysiology and agricultural chemistry of iodine. Leningrad: Nayka, 1987. 261 p. (in Russian).
38. Cherginets G.Ya. The content of iodine in the environment and the risk of developing thyroid disease // *Vrachebnoe delo*. 1992. No. 4. P. 16–19 (in Russian).
39. Sviridenko N.Yu., Melnichenko G.A. Epidemiology, monitoring and prevention of diseases caused by iodine deficiency // *Russkiy meditsinskiy zhurnal*. 1999. V. 7. No. 12. P. 24–26 (in Russian).

40. Savchenkov V.F. Iodine deficiency among the population of Irkutsk and its medical consequences // *Sibirskiy meditsinskiy zhurnal*. 2009. No. 1. P. 65–67 (in Russian).
41. Salikhov Sh.K., Yakhiyaev M.A., Lukanova S.G., Ataev M.G., Kurbanova Z.V., Alimetova K.A. Endemic goiter in Dagestan as a result of iodine and selenium deficiency in its biosphere objects // *Vesntik TSU*. 2014. V. 19. No. 5. P. 1729–1732 (in Russian).
42. Zeltser M.E., Aldarkhanov B.A., Berezhnaya I.M., Spornasky G.G., Basarbekova R.B., Nurbekova A.A., Levina S.A., Mandrovnaya N.V., Aripova A.A. Iodine deficiency and its clinical manifestation in Kazakhstan // *IDD Newsletter*. 1992. V. 8. No. 1. P. 5–6.
43. Wilson D.C. Goitre in Ceylon and Nigeria // *Brit. J. Nutr.* 1954. V. 8. No. 2. P. 90–99. PMID: 13160308
44. Mahadeva K., Sente Shanmuganathan S. The aetiology of endemic goitre in Ceylon // *Brit. J. Nutr.* 1967. V. 21. No. 2. P. 341–352. PMID: 4952265
45. Coble Y., Davis J., Schlert A., Heta F., Awad A.Y. Goiter and iodine deficiency in Egyptian oases // *Am. J. Clin. Nutr.* 1968. V. 2. No. 4. P. 277–283. doi: 10.1093/ajcn/21.4.277
46. Smedley P.L., Edmunds W.M., West J.M., Gardner S.J., Pelig-Ba K.B. Vulnerability of shallow groundwater quality due to natural geochemical environment: 2: Health problems related to groundwater in the Obuasi and Bolgatanga areas, Ghana. British Geological Survey Technical Report, 1995. WC95/43. 122 p.
47. Voutchkova D.D., Ernstsén V., Hansen B., Sorensen B.L., Zhang C., Kristiansen S.M. Assessment of spatial variation in drinking water iodine and its implications for dietary intake: A new conceptual model for Denmark // *The Science of the Total Environment*. 2014. V. 493. P. 432–444. doi: 10.1016/j.scitotenv.2014.06.008
48. Rasmussen L.B., Larsen E.H., Ovesen L. Iodine content in drinking water and other beverages in Denmark // *European journal of clinical nutrition*. 2000. V. 54. No. 1. P. 57–60.
49. Hongmei S., Liu S., Sun D., Zhang S., Su X., Shen Y., Han H. Geographical distribution of drinking-water with high iodine level and association between high iodine level in drinking-water and goitre: a Chinese national investigation // *British Journal of Nutrition*. 2011. V. 106. P. 243–247. doi: 10.1017/S0007114511000055.
50. Balasuriya S., Perera P.A.J., Herath K.B., Katugampola S.L., Fernando M.A. Role of iodine content of drinking water in the aetiology of goitre in Sri Lanka // *The Ceylon Journal of Medical Science*. 1992. V. 35. P. 45–51.
51. Shakhtarin V.V., Tsyb A.F., Stepanenko V.F., Orlov M.Y., Kopecky K.J., Davis S. Iodine deficiency, radiation dose, and the risk of thyroid cancer among children and adolescents in the Bryansk region of Russia following the Chernobyl power station accident // *Int. J. Epidemiol.* 2003. V. 32. No. 4. P. 584–591. doi: 10.1093/ije/dyg205
52. Davis S., Stepanenko V., Rivkind N., Kopecky K.J., Voillequé P., Shakhtarin V., Parshkov E., Kulikov S., Lushnikov E., Abrosimov A., Troshin V., Romanova G., Doroschenko V., Proshin A., Tsyb A. Risk of thyroid cancer in the Bryansk Oblast of the Russian Federation after the Chernobyl power station accident // *Radiat Res*. 2004. V. 16. No. 3. P. 241–248. doi: 10.1667/RR3233
53. Korobova E. Combined assessment of the ecological and geochemical state of anthropogenically impacted areas // *Geochemistry International*. 2017. V. 5. No. 10. P. 861–871. doi: 10.1134/S0016702917100068
54. Kaya A., Cayir A., Orbak Z., Oral A., Demir B., Doneray H., Ozkan B. Thyroid cancer in children of Eastern Anatolia // *WIMJ*. 2014. V. 1. No. 2. P. 51–56. doi: 10.7727/wimjopen.2014.14
55. Kolmykova L., Korobova E., Ryzhenko B. Chemical composition of drinking water as a possible environment-specific factor modifying the thyroid risk in the areas subjected to radioiodine contamination // *Geophysical Research Abstracts*. 2015. V. 17. P. 1029.
56. Perelman A.I. *Geochemistry of the landscape*. Moskva: Vysshaya shkola, 1975. 341 p. (in Russian).
57. Korobova E. Soil and landscape geochemical factors which contribute to iodine spatial distribution in the main environmental components and food chain in the central Russian plain // *J. Geochem. Explor.* 2010. V. 107. P. 180–192. doi: 10.1016/j.gexplo.2010.03.003
58. Kolmykova L.I., Korobova E.M., Ryzhenko B.N. Content and features of iodine distribution in natural waters of the Bryansk region // *Vesntik TSU*. 2016. V. 2. No. 1. P. 8–19 (in Russian). doi: 10.21684/2411-7927-2016-2-1-8-19
59. Korobova E., Kolmykova L., Ryzhenko B., Makarova E., Shkinev V., Cherkasova E., Nadezhda K., Gromyak I., Berezkin V., Baranchukov V. Distribution and speciation of iodine in drinking waters from geochemically different areas of Bryansk region contaminated after the chernobyl accident in relation to health and remediation aspects // *Journal of Geochemical Exploration*. 2018. V. 184. Part: B. P. 311–317. doi: 10.1016/j.gexplo.2016.12.014.

Биосорбция тяжёлых металлов микромицетами: особенности процесса, механизмы, кинетика

© 2019. С. Г. Скугорева^{1,2}, к. б. н., н. с., доцент,
Г. Я. Кантор^{1,2}, к. т. н., н. с., Л. И. Домрачева^{1,3}, д. б. н., профессор, в. н. с.,
¹ Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,
167982, Россия, Республика Коми, г. Сыктывкар, ул. Коммунистическая, д. 28,
² Вятский государственный университет,
610000, Россия, г. Киров, ул. Московская, д. 36,
³ Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
610017, Россия, г. Киров, Октябрьский проспект, д. 133,
e-mail: skugoreva@mail.ru, grigory_kantor@mail.ru, dli-alga@mail.ru

Одним из путей удаления соединений тяжёлых металлов (ТМ) из окружающей среды является биосорбция. Большинство исследований по изучению биосорбции проводится на микроорганизмах, среди которых лидирующие позиции занимают микромицеты. Они обладают высокой степенью адаптации и устойчивости к действию ТМ, способны аккумулировать и трансформировать соединения ТМ, проявляют по отношению к ним высокую сорбционную активность. Особенностью строения клеточной стенки микромицетов является преобладание полисахаридов, в частности, хитина, и присутствие меланинов, которые могут участвовать в сорбции ТМ. Биомолекулы грибов имеют в своем составе различные функциональные группы, донорные атомы которых (сайты связывания) обуславливают связывание с ионами ТМ. При этом характер связи можно объяснить с позиций принципа жёстких и мягких кислот и оснований Пирсона. В статье приведён обзор данных литературы по сорбционным способностям микромицетов разных классов, родов и видов к ионам различных ТМ.

Основополагающими для понимания процесса биосорбции являются знания о механизме процесса. На основе клеточного метаболизма механизмы биосорбции можно классифицировать на независимые и зависимые от него. На основе местоположения биосорбции выделяют: 1) внутриклеточное накопление; 2) внеклеточное накопление и осаждение; 3) сорбцию и осаждение на поверхности клеток. Механизмы, относящиеся к первым двум группам, зависят от метаболизма и обусловлены процессами комплексообразования, осаждения, ионного обмена; а последняя группа механизмов – также и адсорбцией (физическая и хемосорбция). В статье рассмотрены основы механизмов, их особенности, примеры микромицетов, у которых они исследованы.

Одной из важнейших характеристик процесса сорбции ТМ биологическими объектами является зависимость скорости сорбции от параметров процесса, которая описывается кинетическим уравнением сорбции. В статье рассмотрены наиболее распространённые модели для описания биосорбции: модели псевдо-первого и псевдо-второго порядков, уравнение Еловича и модель параболической диффузии.

Ключевые слова: микромицеты, ионы тяжёлых металлов, биосорбция, механизмы биосорбции, кинетика биосорбции.

Biosorption of heavy metals by micromycetes: specificity of the process, mechanisms, kinetics

© 2019. S. G. Skugoreva^{1,2} ORCID: 0000-0002-5902-5187*
G. Ya. Kantor^{1,2} ORCID: 0000-0002-6462-6702*, L. I. Domracheva^{1,3} ORCID: 0000-0002-7104-3337*
¹Institute of Biology of the Komi Science Centre of the Ural Division RAS,
28, Kommunisticheskaya St., Syktyvkar, Komi Republic, Russia, 167982,
²Vyatka State University,
36, Moskovskaya St., Kirov, Russia, 610000,
³Vyatka State Agricultural Academy,
133, Oktyabrskiy Prospect, Kirov, Russia, 610017,
e-mail: skugoreva@mail.ru, grigory_kantor@mail.ru, dli-alga@mail.ru

high sorption activity in relation to them. A feature of the cell wall of micromycetes is the predominance of polysaccharides (in particular, chitin), and the presence of melanins. Fungi biomolecules have different functional groups in their composition, the donor atoms of which (binding sites) cause binding to the HM ions. The nature of the binding can be explained from the standpoint of the Pearson acid-base principle (concept of HSAB – hard and soft acids and bases). The article provides an overview of the literature data on the sorption capacity of micromycetes of various classes, genera and species to various HM.

Fundamental to understanding the process of biosorption is knowledge about the mechanism of the process. Based on cell metabolism, biosorption mechanisms can be classified into metabolism-independent and metabolism-dependent. Based on the location of biosorption, the following are distinguished: 1) intracellular accumulation; 2) extracellular accumulation and sedimentation; 3) sorption and precipitation on the cell surface. The mechanisms belonging to the first two groups are dependent on metabolism and are due to the processes of complex formation, precipitation, and ion exchange; and the last group of mechanisms is also adsorption (physical and chemical sorption). The article discusses the basics of the mechanisms, their causes, features and examples of micromycetes, in which this mechanism prevails.

One of the most important characteristics of the HM sorption by biological objects is the dependence of the sorption rate on the process parameters, which is described by the kinetic sorption equation. The article discusses the most common models for the description of biosorption: the pseudo-first and pseudo-second order model, the Elovich equation, and the parabolic diffusion model.

Keywords: micromycetes, heavy metal ions, biosorption, mechanisms of biosorption, kinetics of biosorption.

В настоящее время достаточно остро стоит проблема загрязнения окружающей среды (ОС) различными поллютантами. К числу наиболее распространённых и опасных загрязнителей ОС относят соединения тяжёлых металлов (ТМ), которые в силу высокой токсичности, подвижности и биоаккумуляции представляют опасность для человека [1, 2].

Одним из путей удаления ТМ из компонентов ОС является биосорбция. В её основе лежит способность живых организмов, прежде всего микроорганизмов (МО), аккумулировать ТМ [3, 4]. Биосорбция представляет собой физико-химический процесс, который

заключается в удалении веществ из раствора биологическим материалом [5, 6].

Исследования по изучению сорбционных способностей живых организмов начали активно проводиться с 90-х гг. XX века [7]. В последние годы отмечается резкий подъём числа публикаций по биосорбции в международных наукометрических базах данных Scopus и Web of Science Core Collection (рис. 1).

Практически весь биологический материал имеет определённое сродство к ТМ. Проведено множество исследований по использованию растительной и животной биомассы, а также производных продуктов (например,

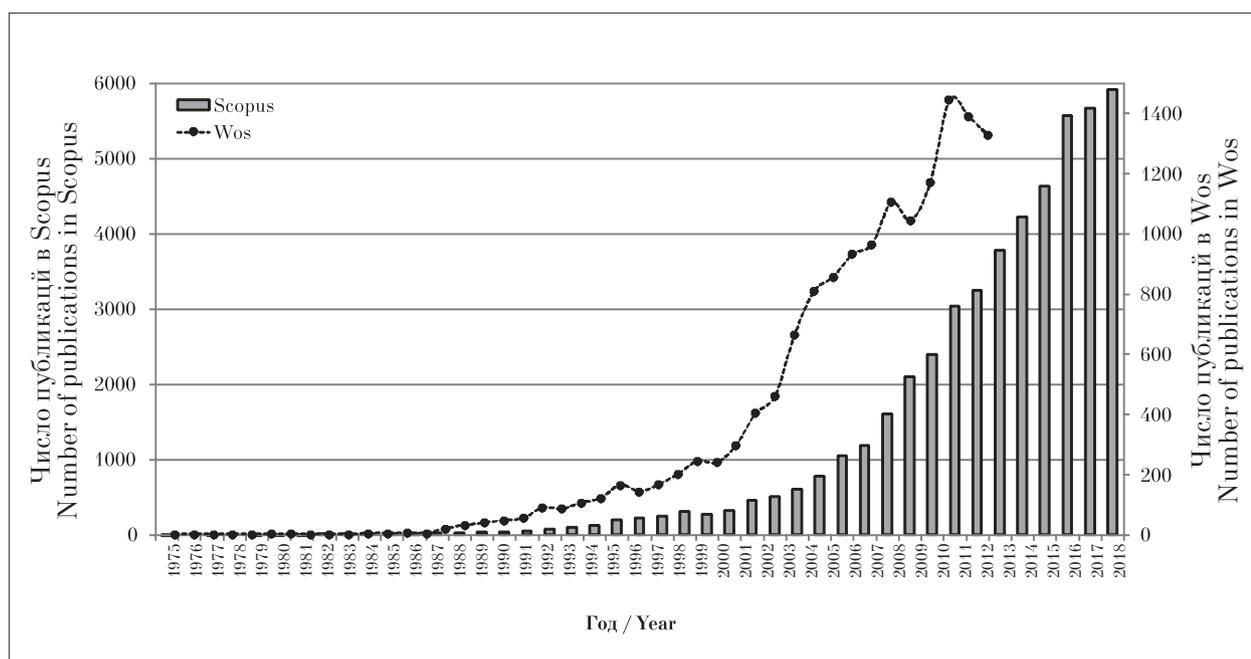


Рис. 1. Число публикаций по запросу «biosorption» в международных наукометрических базах данных Web of Science Core Collection и Scopus (1975–2018) (поиск выполнен 8.05.2019)
Fig. 1. The number of publications on “biosorption” in the international scientometric databases of Web of Science Core Collection and Scopus (1975–2018) (search performed 05/08/2019)

хитозана) в качестве биосорбентов. Однако большинство исследований по биосорбции традиционно продолжает проводиться на МО, главным образом, на бактериях, водорослях и микромицетах [5, 8, 9].

Среди микробов-биосорбентов в последнее время лидирующие позиции занимают микроскопические грибы. Они проявляют стабильно высокую сорбционную активность к большинству ТМ [10, 11]. Некоторые виды грибов обычно связаны с субстратами, богатыми ТМ, и могут даже рассматриваться как их гипераккумуляторы [12].

Цель данного обзора – анализ особенностей, механизмов и кинетики биосорбции тяжёлых металлов микроскопическими грибами.

Особенности микромицетов. Микромицеты как сорбенты тяжёлых металлов

Микроскопические грибы являются одними из наиболее стабильных и доминирующих представителей микробиоты. Они обнаружены во всех экосистемах, где колонизируют многочисленные субстраты, выполняя разнообразные функции. Многие виды грибов – космополиты и генералисты, либо специалисты, ограниченные в распространении лишь определённым субстратом. Среди их место-обитаний обнаружены и такие необычные, как сухие арктические пустыни, антарктические долины, арктические льды, солончаки и сверхзасоленные микробные маты [13]. Многочисленны муталистические связи грибов с другими организмами. Одним из ярких примеров коэволюции грибов и насекомых является грибная мимикрия под яйца термитов [14].

В освоении наземной среды грибами прослеживается три принципиально различных стратегии: активного приспособления, подчинения среде и избегания неблагоприятных условий [15].

Столь же активно микромицеты заселяют и техногенно преобразованные территории. Доказана высочайшая степень их адаптации к действию поллютантов природного и антропогенного происхождения. С одной стороны, это привело к негативным экологическим последствиям, так как выживаемость микромицетов в загрязнённой среде стимулировала переход многих, ранее сапрофитных видов в разряд оппортунистических, вызывающих болезни людей, животных и растений [16–20], а также повышение агрессивности фитопато-

генов [21]. С другой стороны, определённые виды микроскопических грибов можно рассматривать как потенциальных агентов биоремедиации загрязнённых почв вследствие их способности к продуцированию органических хелатирующих кислот [22], биотрансформации минеральных руд [23], деструкции таких загрязнителей, как нефть и нефтепродукты [24, 25], пестициды [26], синтетические поверхностно-активные вещества [27], ароматические углеводороды [28], синтетические полимеры [29], а также биосорбционной активности по отношению к ТМ.

Поиск МО, аккумулярующих и трансформирующих ТМ из ОС, – одна из важных задач биотехнологии. В частности, многочисленные модельные опыты и полевые исследования позволили выявить круг микромицетов, устойчивых к ТМ и обладающих высокой сорбционной активностью по отношению к ним.

Например, выделенные из руды и шахтных вод штаммы грибов были проверены на их способность расти при повышенных концентрациях меди и никеля в среде [30]. Среди грибов, устойчивых к меди, выделены следующие виды: *Ulocladium botrytis*, *Trichoderma viride*, *Penicillium chrysogenum* var. *chrysogenum*, *P. decumbens*. Толерантность к никелю проявляли другие виды грибов: *P. commune*, *P. aurantiogriseum*, *P. chrysogenum* var. *chrysogenum*, причём последний вид устойчив как к никелю, так и к меди.

Установлено, что наиболее толерантными к Cr(III), Ni, Fe(III), Mn(II), Cd, добавляемым в почву, были *Aspergillus niger*, *P. oxalicum* и *Paecilomyces lilacinus* [31].

При исследовании влияния микроскопических грибов родов *Mucor* и *Trichoderma* на подвижность Cu, Zn и Ni в модельных условиях было показано, что их жизнедеятельность ведёт к увеличению подвижности всех изучаемых элементов и уменьшению их в составе органического вещества, что связывают с разложением почвенного органического вещества микромицетами, за счёт чего происходит прирост грибной биомассы [32]. На примере 34 штаммов 22 видов мицелиальных почвенных грибов в модельном опыте был обнаружен факт их положительного хемотропизма к ионам меди. При этом наблюдались морфологические изменения грибного мицелия, которые проявлялись в формировании мицелиальных тяжёлей и ведьминых метел [33].

Наиболее активными сорбентами Cu были штаммы *Cladosporium cladosporioides* и *Stachybotrys chartarum*. Сорбция ионов меди была

выше у штаммов грибов, выделенных из современных почв, по сравнению с теми, которые выделены из археологических почв [34]. Неоднократно отмечалось доминирование грибов р. *Fusarium* в почвах, загрязнённых ТМ. Например, доказано увеличение численности фузариумов в урбано-зёмах г. Новосибирска [35] и г. Москвы [16].

Уровень извлечения ТМ из загрязнённых субстратов колеблется в широких пределах и зависит от многих факторов. Так, микромицет *Verticillium marquandii* способен поглощать до 80% Zn из щелочного чёрного шлака, который является отходом металлургических предприятий и содержит 20% данного металла [36].

Показано [37], что высокой сорбционной способностью по отношению к Cr, Cd, Pb и Co обладали микромицеты, выделенные из сточных вод предприятий химической промышленности и кожевенных заводов. Среди четырёх видов рода *Aspergillus*, выделенных из сточных вод кожевенного производства, *A. terreus* продемонстрировал отличную адсорбционную способность по отношению к хрому [38]. Отработанная биомасса, содержащая мёртвые клетки *A. niger*, показала хорошие сорбционные свойства по отношению к ионам железа (II) и (III), к ионам никеля [39, 40].

В модельных опытах было показано, что при экспозиции культуры гриба *F. oxysporum* в течение 7 сут степень извлечения из растворов сульфатов меди и никеля с концентрацией 20 мг/л составляет для ионов меди 58,8%, а для ионов никеля – 36,5% [41].

Подробное изучение сорбции ионов свинца мицелием гриба *F. culmorum* из раствора нитрата свинца с концентрацией 10^{-4} моль/л показало, что через 1 сут экспозиции происходило снижение концентрации Pb^{2+} в растворе и накопление элемента в мицелии [42, 43]. При этом показано, что наиболее активно процесс сорбции ионов свинца мицелием фузариума шёл в первые минуты эксперимента, затем скорость сорбции постепенно уменьшалась.

В качестве биосорбента особый интерес представляют дрожжи, что обусловлено, в первую очередь, их широкой доступностью и уникальностью природы живых и мёртвых дрожжевых клеток, а также их мутантных типов как культивируемых лабораторными методами, так и получаемых в результате отхода бродильных производств [44, 45]. Эффективными биосорбентами металлов являются дрожжи родов *Saccharomyces*, *Candida*, *Pichia* [46]. Показана также возможность биоаккумуляции

Cu, Co, Zn из воды суспендированными в ней клетками дрожжей *Kluyveromyces marxianus* [47]. Сорбция Cu и Co мёртвыми клетками была, соответственно, на 61 и 75% выше, чем живыми. На примере дрожжей *Rhodotorula glutinis* было установлено, что они обладают способностью в течение 10 мин сорбировать 80% свинца из водных растворов [48].

Показаны довольно высокие значения сорбционной ёмкости для химически модифицированной дрожжевой биомассы *S. cerevisiae* по отношению к Pb (270,3 мг/г), Hg (64,2 мг/г), Ni (46,3 мг/г), Ag (41,7 мг/г), Pt (44 мг/г), Pd (40,6 мг/г) [49, 50]. Пивоваренные дрожжи проявили себя с наилучшей стороны в качестве биосорбента радионуклидов с ёмкостью по урану 150–360 мг/г и по тории – 63 мг/г [50, 51].

Краткий список микромицетов, для которых доказан достаточно высокий уровень извлечения соединений ТМ из почвы и водных сред, приведён в таблице.

В целом, следует отметить, что конкретное количество связанного ТМ зависит не только от биосорбента (вид МО, тип биомассы, концентрация клеток, жизнеспособность, элементный состав), но также от природы иона металла, его концентрации, а также других физико-химических факторов таких, как температура раствора, pH, ионная сила и мешающее влияние ионов других металлов, которые присутствуют в растворе [52].

Эффективность микробной сорбции также определяется концентрацией биомассы и временем, в течение которого МО контактируют с раствором ионов металла. До определённого момента возрастание количества микробных клеток в среде интенсифицирует процесс связывания металлов, но затем эффективность сорбции начинает плавно снижаться в связи с неполным использованием сорбирующей поверхности биомассы. Рост времени экспозиции вначале резко увеличивает эффективность биосорбции, а затем кривая их зависимости выходит на плато в точки исчерпания адсорбционной ёмкости биомассы [53].

Механизмы биосорбции

Понимание механизмов биосорбции является основополагающим для оптимизации её применения. Так, если механизм биосорбции основан на ионном обмене, то, изменяя ионную силу раствора, можно влиять на поглощение металла. Выбор метода десорбции также зависит от задействованного механизма.

Микромицеты – сорбенты соединений тяжёлых металлов
Micromycetes – sorbents of heavy metal compounds

Класс, род, вид Class, genus, species	Сорбируемый элемент Sorbed element	Литературный источник / Reference
Zygomycetes		
<i>Rhizopus arrhizus</i>	Ag, Au, Cu, Ni, Pb, Cr	[54–57]
<i>R.delemar</i>	Cu, Ni	[58]
<i>R. nigricans</i>	Cr	[59]
<i>R. stolonifer</i>	Pb, Hg	[60]
Дрожжи / Yeast		
<i>Saccharomyces</i> sp.	Ag, Cd, Cr, Co, Ni, U, Pb, Th, Zn	[61]
<i>S. cerevisiae</i>	Cd, Mn, Cu, Pb	[1, 62, 63]
<i>Candida</i> sp.	Ag, Cd, Cr, Co, Ni, U, Pb, Th, Zn, Ni	[61, 64]
<i>Pichia</i> sp.	Ag, Cd, Cr, Co, Ni, U, Pb, Th, Zn	[61]
<i>Kluyveromyces marxianus</i>	Cu, Co, Zn	[47]
<i>Rhodotorula glutinis</i>	Pb	[65, 66]
Ascomycetes		
<i>Penicillium</i> sp.	Cu, Pb, Cd, Zn, Ni, Co, Hg, Mn, Ag, Cr	[55, 67–69]
<i>P. canescens</i>	As, Cd, Fe, Pb, Th, U	[70–72]
<i>P. janthinellum</i>	As	[73]
<i>P. ochrocloron</i>	Mn	[1]
<i>P. aurantiogriseum</i>	Hg, Cd	[74]
<i>P. purpurogenum</i>	Cd, Fe, Pb, Th, U	[70, 71]
<i>Aspergillus</i> sp.	Cr	[38]
<i>A. niger</i>	Cu, Pb, Cd, Zn, Ni, Co, Cr, Mn	[1, 38, 40, 55, 67, 69, 75, 76]
<i>A. sydowii</i>	Cu	[30]
<i>A. versicolor</i>	Cu	[30]
<i>A. terreus</i>	Cu, Ni, Au, Ag, Cr, Hg	[38, 54, 77]
<i>A. tamaritii</i>	Cr	[38]
<i>A. flavus</i>	Cr	[38]
<i>Trichoderma</i>	Pb	[38]
<i>T. viride</i>	Cu	[78, 79]
<i>T. harzianum</i>	Cu, Pb, Zn, Ni	[80]
<i>T. virens</i>		
<i>T. aureoviride</i>		
<i>Cladosporium</i> sp.	Cu, Pb, Cd, Zn, Ni, Co	[67]
<i>C. cladosporioides</i>	Cu	[81]
<i>Alternaria</i> sp.	Cu, Pb, Cd, Zn, Ni, Co	[67]
<i>A. alternata</i>	Hg, Cd	[74]
<i>Ulocladium</i> sp.	Cu, Pb, Cd, Zn, Ni, Co	[67]
Deuteromycetes		
<i>Fusarium oxysporum</i>	Cu, Ni	[41, 73]
<i>F. culmorum</i>	Pb	[42, 43]
<i>Verticillium marquandii</i>	Zn	[82]
<i>Beauveria bassiana</i>	Zn, Cu, Cd, Cr, Ni	[83, 84]
<i>Metarrhizium anisopliae</i>	Cd, Pb	[84]
<i>Botrytis cinerea</i>	Cd, Cu	[85]

Например, связывание металла с кислотными группами может быть устранено снижением рН и протонированием этих групп.

Выявить, какой механизм сорбции характерен для того или иного сорбента, достаточно сложно. Во-первых, биосорбенты содержат различные типы клеток, состоящих из множества молекул, содержащих несколько участков (сайтов) связывания. Во-вторых, даже один сайт связывания может участвовать в различных механизмах. Например, карбоксильные группы способны к комплексообразованию, к электростатическому притяжению ионов ТМ. В-третьих, механизм может определяться внешними условиями (рН среды, температура, аэрация и т. п.) [52].

Особенности клеточной стенки микромицетов. Клеточная стенка является первым клеточным компонентом, который взаимодействует с ионами ТМ, играя важную роль защитного слоя и барьера на пути токсичных металлов [80]. До 90% клеточной стенки грибов составляют полисахариды [86]. Клеточные стенки микромицетов можно рассматривать как двухфазную систему, состоящую из хитинового каркаса, внедрённого в аморфный полисахаридный матрикс [87].

Хитин – это единственный полисахарид, в молекуле которого имеется азот, входящий в ацетиламидную группу (рис. 2), благодаря чему хитин обладает высокой сорбционной способностью вследствие хелатирования ТМ. Микрофибрилярное строение хитина в клеточной стенке создаёт огромную сорбционную поверхность. Геометрическая площадь поверхности микрофибрилл достигает 1000 м²/г клеточных стенок. Небольшое расстояние между микрофибриллами (5–10 нм) гарантирует высокую вероятность захвата ионов ТМ, проходящих в растворе через клеточную стенку [88].

Одним из путей практического использования грибного хитина является получение хитозан-глюканового комплекса на основе *A. niger* и *M. rouxii* [89, 90]. Обработка грибной мицелиальной массы концентрированными растворами щелочей при высоких температурах приводит к образованию комплекса биополимеров, превосходящего по сорбционным свойствам хитозан животного происхождения.

Кроме хитина, в составе внутреннего слоя клеточной стенки могут присутствовать целлюлоза, иногда нецеллюлозный β-глюкан (например, у *Saccharomyces*) [86]. Наружный слой состоит в основном из глюканов, но также

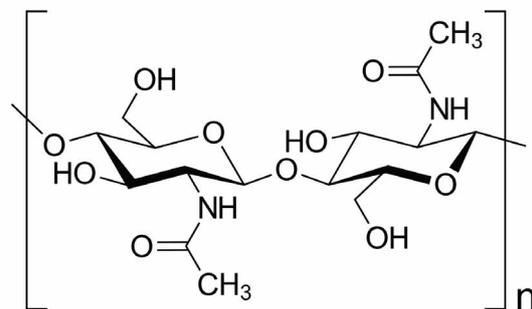


Рис. 2. Структурная формула хитина
Fig. 2. Structural formula of chitin

может содержать маннан, галактаны, хитозан (например, у *Mucor*, *Rhizopus*), гликоген и фосфатированные полисахариды [91].

Ещё одна группа соединений, которые вырабатываются грибами в ответ на действие ТМ, – это меланины, фенольные молекулы, связанные с клеточной стенкой. Некоторые меланины микромицетов являются эффективными биосорбентами меди [91–93]. Обнаружено, что меланизированный ризоморфный мицелий *Armillaria* spp. концентрировал ионы Al, Zn, Fe и Cu в 50–100 раз выше уровня, обнаруженного в окружающей почве [94].

Модификация клеточной стенки и грибной биомассы путём физического (автоклавирование) или химического (минеральные кислоты, щёлочи, хелатирующие агенты) воздействия способствует усилению сорбционной активности [59, 70, 95, 96]. Так, после предварительной обработки биомассы *A. niger* минеральными кислотами и автоклавированием уровень биосорбции Cr(VI) увеличился с 2,16% до 86,88% [97].

Взаимодействие металла с клеточной стенкой грибов предполагает сложный механизм, который включает в себя ионный обмен, комплексообразование, адсорбцию и осаждение [80]. Полисахариды и гликопротеины клеточной стенки участвуют в связывании ТМ за счёт функциональных групп.

Фосфатные и карбоксильные группы глюкуроновой кислоты ответственны за отрицательный заряд на клеточной стенке микромицетов, аминогруппы хитозана – за положительный заряд [86, 98]. Помимо электростатического притяжения к этим заряженным группам может возникнуть комплексообразование с донорами N или O (например, хитина) [98]. Высвобожденные метаболиты могут приводить к микроосаждению (оксалаты из-за щавелевой кислоты, сульфиды из-за

H₂S) или хелатирование (лимонная кислота, сидерофоры).

Сайты связывания. Способность к биосорбции ТМ микромицетами является следствием ионного взаимодействия и формирования комплексных соединений между ионами металлов и функциональными группами полимеров клеточной стенки: гидроксильных, карбонильных, карбоксильных, сульфгидрильных, тиоэфирных, сульфонатных, аминных, иминных, амидных, имидазольных и др. [70, 99, 100]. Вклад функциональных групп в биосорбцию ионов Cu²⁺, Cd²⁺ и Pb²⁺ дрожжами *S. cerevisiae* различен, он убывает в ряду: карбоксильные группы > аминокислоты > фосфорильные группы > сульфгидрильные группы > липиды [44]. Химические группы биополимеров содержат сайты связывания, которые обеспечивают атомы лиганда, образуя комплексы с ионами металлов [101].

Биосорбция ТМ зависит от количества сайтов в материале биосорбента, химического состояния сайта и его доступности, сродства между сайтом и ТМ, т. е. силы сцепления. Теоретически доступно ковалентное связывание ТМ даже уже со связанным сайтом. Считается, что для электростатического связывания сайт доступен только при его ионизации [7].

Сродство различных ТМ к биомолекулам зависит от их природы и биомолекулярного лиганда. Согласно теории мягких и жёстких кислот и оснований Г. Н. Льюиса, все ионы ТМ являются кислотами (акцепторами пары электронов). Их можно разделить на три группы: жёсткие кислоты, класс а (Co³⁺, Fe³⁺, Cr³⁺, Sr²⁺); мягкие, класс b (Ag⁺, Cu⁺, Hg⁺, Hg²⁺, CH₃Hg⁺, Tl⁺); промежуточные [102, 103]. Катионы, относящиеся к группе жёстких кислот, обычно невелики, обладают высокой электроотрицательностью и низкой поляризуемостью [104].

Различия между промежуточными и жёсткими кислотами достаточно велико, однако различия между промежуточными и мягкими кислотами не столь значительно. «Мягкость» возрастает в следующем ряду: Mn²⁺ < Zn²⁺ < Ni²⁺ < Fe²⁺ ≈ Co²⁺ < Cd²⁺ < Cu²⁺ < Pb²⁺. Ионы металлов конкурируют с H⁺ за сайты в лигандах, а H⁺ фактически может рассматриваться как промежуточный ион [105]. Следовательно, повышение кислотности приводит к протонированию лиганда-аниона и к увеличению концентрации свободного иона металла [103].

Характер связи при биосорбции частично объясняется принципом жёстких и мягких кислот и оснований Пирсона [102, 106]. Мягкие кислоты реагируют с мягкими основания-

ми, содержащими тиоэфирные, имидазольные и SH-группы. Жёсткие кислоты реагируют с жёсткими основаниями, содержащими кислород гидроксильной, сульфонатной, карбоксильной, карбонильной группами. Промежуточные кислоты вступают в реакции с промежуточными основаниями, в состав которых входят аминные, амидные и иминные группы [52]. Таким образом, существует определённое сродство ионов ТМ к серо-, азот- и кислородсодержащим функциональным группам биомолекул. «Жёсткие» ионы в основном демонстрируют ионное связывание, в то время как «мягкие» – проявляют ковалентный характер связи [86].

Классификация механизмов биосорбции. Для биосорбции может быть использована как «живая», так и «мёртвая» биомасса, а также предварительно химически обработанная биомасса. Использование живых МО более трудоёмкий процесс: необходимо предусмотреть систему их жизнеобеспечения, размножения и десорбции ТМ. В связи с этим применение неживых МО в технологических процессах более рентабельно и менее затратно [45].

Уровень сорбции живой биомассой во многих случаях оказывается выше, чем у неживой. Показано, что сухие пекарские дрожжи сорбируют только 22–27% ТМ из загрязнённых вод, в то время как при использовании живых клеток уровень сорбции составляет от 65–99% [63]. Механизм сорбции ТМ живыми дрожжами отличается динамичностью за счёт образования различных веществ, участвующих в детоксикации (глутатион, металлотионеины, фитохелатины и др.).

На основе клеточного метаболизма механизмы биосорбции можно классифицировать на независимые и зависимые от него [5, 9, 99, 107–109].

Механизмы, независимые от метаболизма, характерны как для живых, так и для неживых клеток, они включают неспецифическое связывание металла с клеточными поверхностями МО, слоями слизи, внеклеточными матрицами и т. д. (пассивное поглощение) и осаждение на поверхности микробной клетки [110]. Данный процесс протекает достаточно быстро, обратимо и не зависит от температуры [111, 112].

Механизмы, зависимые от метаболизма, характерны только для живых МО, в их основе лежит перенос ионов ТМ через клеточную мембрану, внутриклеточное поглощение и накопление (биоаккумуляция) [109, 110]. Как

правило, биоаккумуляция происходит с более низкой скоростью, чем биосорбция «мёртвой» биомассой [113].

Согласно классификации на основе местоположения биосорбции выделяют следующие механизмы: 1) внутриклеточное накопление; 2) внеклеточное накопление и осаждение; 3) сорбция и осаждение на поверхности клеток. Механизмы, относящиеся к первым двум группам, являются зависимыми от метаболизма и обусловлены процессами комплексообразования, осаждения, ионного обмена; а последняя группа механизмов – также и адсорбцией. На рисунках 3 и 4 представлена блок-схема и схематическая иллюстрация механизмов биосорбции по

[4]; на рисунке 5 – схемы, иллюстрирующие сущность ионного обмена (а), адсорбции (b) и осаждения (с).

Механизм удаления меди *A. niger* в основном обусловлен активным метаболическим процессом, приводящим к внутреннему поглощению металла [114]. Накопление металлов внутри клетки может быть результатом биоаккумуляции, медленного метаболически зависимого механизма удаления [115].

Ртуть, кадмий, серебро, уран сорбируются грибами в основном на поверхности клеток, лишь частично проникая внутрь. Ионы меди, цинка, никеля, кобальта, марганца чаще транспортируются в клетку [116]. В работе [83] для удаления ТМ из раствора, содержа-

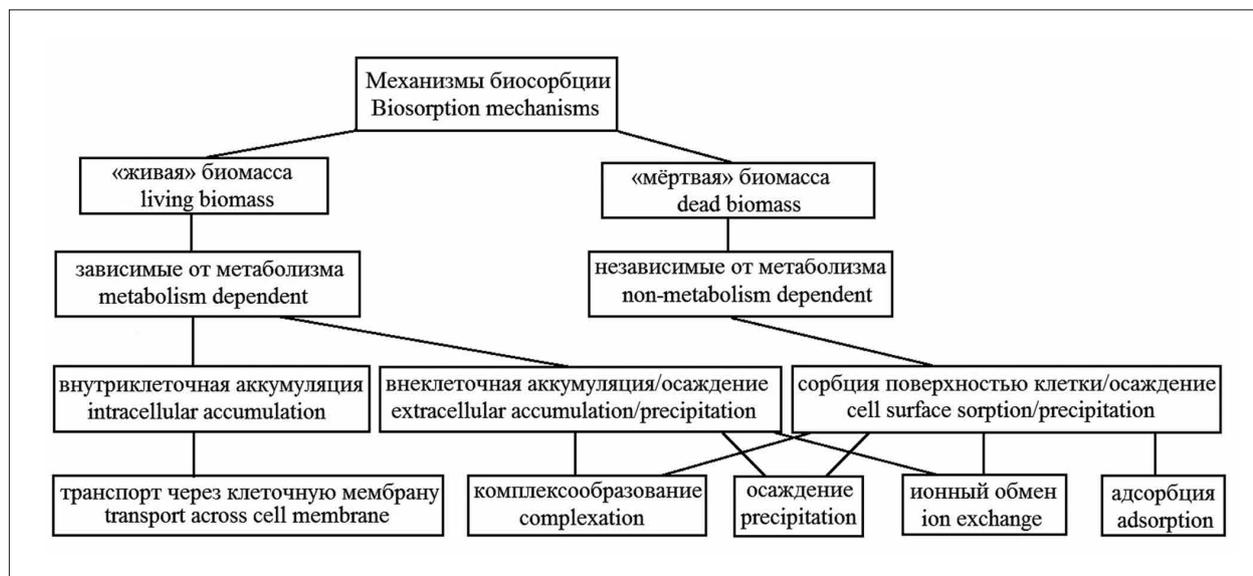


Рис. 3. Блок-схема механизмов биосорбции [4]
Fig. 3. Block-diagram of biosorption mechanisms [4]

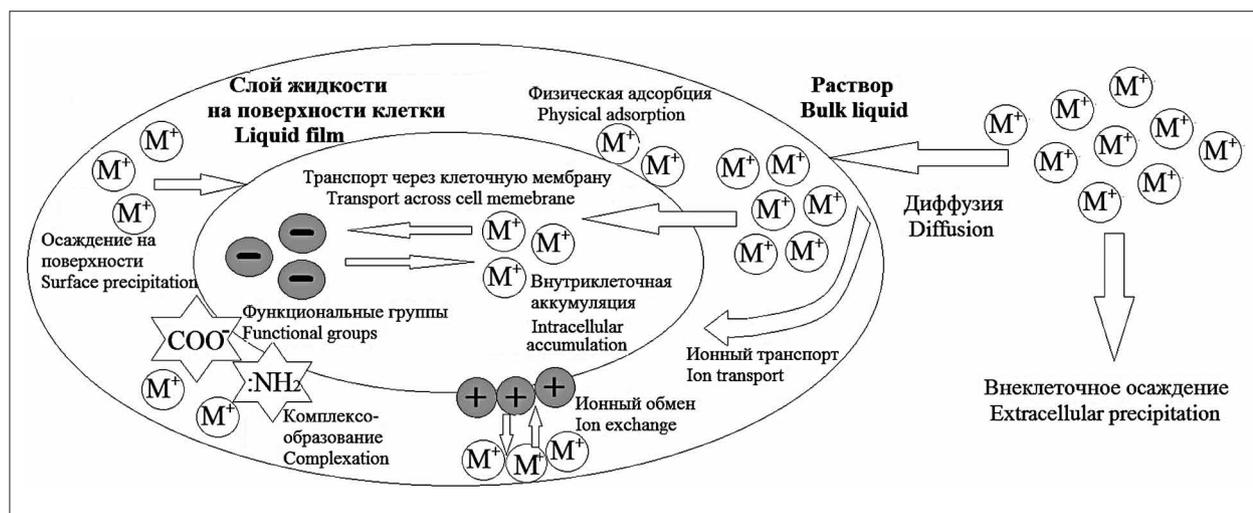


Рис. 4. Схематическая иллюстрация основных механизмов биосорбции [4]
Fig. 4. Schematic illustration of the main mechanisms of biosorption [4]

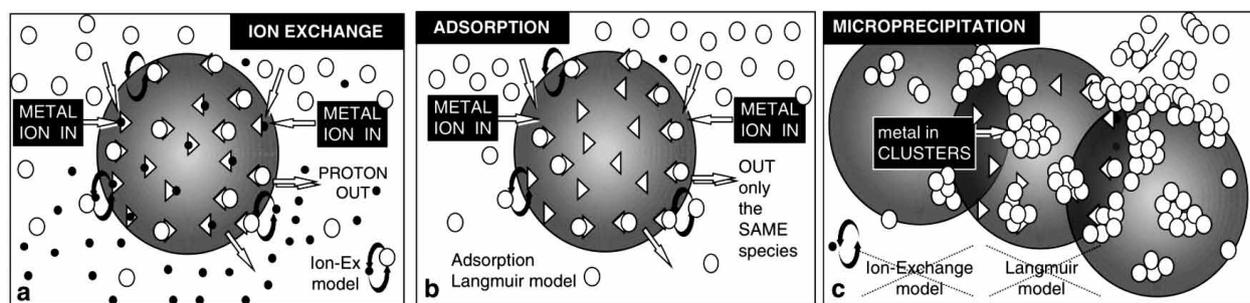


Рис. 5. Сущность механизмов биосорбции: а) ионного обмена; б) адсорбции; в) осаждения [52]
 Fig. 5. The essence of the biosorption mechanisms: a) ion exchange; b) adsorption; c) microprecipitation [52]

щих сразу несколько ионов (Zn(II), Cu(II), Cd(II), Cr(VI) и Ni(II)), использован микробицет *Beauveria bassiana*. Было отмечено, что значительная часть ионов Zn (до 41,8%) и Cr(VI) (до 37,9%) удаляется за счёт биосорбции. Поглощение Cd, Ni и Cu в основном определяется биоаккумуляцией (73–88%).

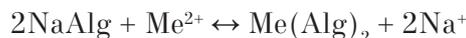
Транспорт ТМ через клеточную мембрану. Катионы ТМ могут поступать в клетки путём диффузии через клеточную стенку [117]. На поглощение ионов ТМ сильно влияет проницаемость клеточной мембраны [118]. Как правило, проникновение ионов ТМ внутрь клеток живых организмов происходит по механизму активного транспорта, который используется для передачи метаболически важных ионов (Na⁺, K⁺, Mg²⁺). У микромицетов этой системой является система транспорта Mg²⁺, а иногда Mn²⁺ и Ca²⁺ [116]. Транспортные системы этих металлов могут «ошибаться» в присутствии ионов ТМ того же заряда и ионного радиуса и участвовать в транспорте ТМ. Кроме того, имеются данные, что отдельные ионы ТМ индуцируют свои системы транспорта [107]. Переносчики могут состоять из всех транспортных систем с метаболической связью и H⁺-градиентом [80].

Механизмы связывания тяжёлых металлов

Ионный обмен. Ионный обмен заключается в замене ионов (Na⁺, K⁺, Mg²⁺, Ca²⁺ и др.) в сорбенте, контактирующем с раствором, на ионы ТМ. Главной движущей силой данного механизма является притяжение иона металла к биосорбенту. В ходе ионного обмена ТМ заряд ионов, поглощённых биосорбентом, равен заряду высвобождаемых ионов. Это приводит к поддержанию нейтрального заряда биосорбента. Термин «ионный обмен» явно не идентифицирует механизм связывания ТМ с биомассой, поскольку точный механизм может

заключаться в образовании химических связей или электростатическом взаимодействии [117].

Полисахариды клеточной стенки МО участвуют в процессе обмена ионов двухвалентных металлов с противоионами из активных групп полисахаридов таких, например, как альгиновая кислота (Alg) [119]:



Полагают, что большой вклад во взаимодействия между металлом и микромицетами как сорбентами приходится на ионный обмен, поскольку в процессе сорбции уменьшается величина рН из-за выхода протонов, например, из карбоксильных групп [120].

Показано, что на клеточной стенке *M. rouxii* происходит замена K⁺ и Ca²⁺ на Pb²⁺, это позволяет предположить, что ионный обмен является одним из доминирующих механизмов биосорбции металлов. Отмечается увеличение высвобождения H⁺, Mg²⁺ и Ca²⁺ с соответствующим увеличением биосорбции *Ag S. cerevisiae* [121]. Данные о выходе одновалентных и двухвалентных ионов во время биосорбции подтверждаются инструментальным анализом [122]. Отмечается, что в основе биосорбции Cu²⁺ грибами *Ganoderma lucidum* и *A. niger* лежит механизм ионного обмена [123].

Актуальность электростатического притяжения для биосорбции зависит от того, являются ли сайты связывания ионизированными, занятыми протонами или другими ионами. Это, в свою очередь, зависит от рН и рK_a соответствующей группы. Аминные группы положительно заряжены в своей протонированной форме и нейтральны при депротонировании. Карбоксильные, сульфатные и фосфатные группы являются нейтральными при протонировании и имеют отрицательный заряд при депротонировании [52].

В целом, электростатически связанные ионы не могут вытеснять ковалентно свя-

занные ионы. Как наблюдалось в некоторых случаях, выход протонов происходил только при поглощении ТМ, а не при поглощении лёгких металлов. Поскольку протоны связаны ковалентно, ионы ТМ должны связываться более ковалентно, чем ионы лёгких металлов [117].

Физическая и химическая адсорбция (хемосорбция). Существуют два пути, по которым происходит сорбция на поверхности: 1) физическая адсорбция, быстрая, обратимая, обусловленная неспецифическими силами притяжения (например, силами Ван-дер-Ваальса); 2) электростатическая адсорбция из-за кулоновских сил притяжения между заряженными растворенными веществами и адсорбирующей фазой, обычно быстрая и в значительной степени обратимая [52, 117, 124].

Физическая адсорбция неспецифична. Силы Ван-дер-Ваальса, притягивающие молекулы к поверхности твёрдого тела, относительно слабы. По своей природе она аналогична процессам конденсации паров адсорбата. Поэтому теплота её близка к теплоте конденсации и составляет 5–40 кДж/моль. Физическая адсорбция быстро уменьшается при повышении температуры.

Высказано предположение, что биосорбция U, Cd, Zn, Cu и Co неживой биомассой грибов происходит благодаря электростатическому взаимодействию ионов ТМ с клеточными стенками микробных клеток [125]. В основе биосорбции *Sr* грибами *G. lucidum* и *A. niger* лежат электростатические взаимодействия [107].

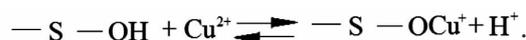
Хемосорбция специфична и обусловлена силами, значительно более сильными, чем при физической адсорбции. Адсорбированные молекулы удерживаются на поверхности валентными силами, сходными с теми, которые возникают между атомами в молекулах. Теплота хемосорбции соизмерима с теплотой химической реакции и составляет обычно 80–400 кДж/моль. Однако хемосорбция из растворов может сопровождаться выделением теплоты, близкой к теплоте физической адсорбции.

Адсорбция катионов металлов на поверхности клеток связана с присутствием отрицательно заряженных ионов: PO_4^{3-} , COO^- , HS^- , OH^- . Адсорбция происходит быстро, обратимо, не зависит от температуры и энергетического метаболизма. Грибы, включая дрожжи, адсорбируют U из сточных вод в таком количестве, что он может составлять 10–15% и 18,5% от веса сухой биомассы соответственно, что в

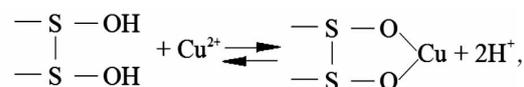
2 раза больше, чем поглощение урана ионно-обменными смолами в промышленности [126].

Комплексообразование и хелатирование. Удаление металла из раствора может происходить путём комплексообразования и хелатирования на поверхности клетки в результате взаимодействия металла и активных групп клеточной стенки [117]. К таким группам относят карбоксильные, аминные, тиольные, гидроксильные, фосфатные и др.

Образование поверхностных комплексов катионов может включать координацию ионов металла с донорными атомами, например, кислородом, при этом высвобождается протон:



При этом могут образовываться бидентатные поверхностные комплексы:



где S представляет собой участок поверхности (S-S представляет собой взаимосвязанные участки поверхности).

Комплексное соединение – многоатомная молекула, которая состоит из одного или нескольких центральных атомов (обычно катионов металлов), окруженных лигандами и присоединённых к ним [52].

Хелаты металлов – комплексы металлов, в которых органическое соединение (лиганд) связано с металлом, по меньшей мере, двумя доступными центрами. Синтез органических кислот (лимонной, щавелевой, фумаровой, молочной и яблочной) МО приводит к хелатированию токсичных металлов и образованию металлоорганических молекул [107].

Микроосаждение (преципитация). Явления адсорбции и микроосаждения описывают накопление электрически нейтральных ионов ТМ без выделения какого-либо другого связанного иона [5]. Но если явление адсорбции обусловлено сродством между сорбатом и сорбентом, то причиной микроосаждения является ограниченная растворимость вещества в растворителе, т. е. взаимодействие между растворённым веществом и растворителем [127, 128].

Менее гидрофильная молекула имеет более низкое сродство к жидкой фазе и, вследствие этого легче адсорбируется. В микроосаждении катионы ТМ и анионы (сульфид-, оксалат-, фосфат-ионы и др.), которые часто являются продуктами метаболизма определённых типов биомассы, образуют нерастворимые агрегаты

(соли, комплексы), такие как сульфиды, карбонаты, оксиды, оксалаты [86].

Микроосаждение не обязательно вызвано связыванием ТМ биомассой. Этот процесс может инициироваться металлом, первоначально связанным с активными сайтами в биомассе [119]. При этом происходит двухстадийный процесс: связывание с конкретными сайтами сопровождается микроосаждением [129].

Осаждение может зависеть от клеточного метаболизма или не зависеть от него. В первом случае удаление металла из раствора часто связано с активной защитной системой МО. В присутствии токсичного металла микромицеты продуцируют соединения, способствующие процессу осаждения [107]. Например, одним из продуктов метаболизма грибов является щавелевая кислота, которая образует с ионами металлов нерастворимые оксалаты [80].

Осаждение соединений ТМ подтверждается методом электронной микроскопии. Установлено, что для *Rhizopus oligosporus* основным механизмом биосорбции Рb является осаждение на поверхности клеточной стенки [122]. Осаждение ртути в электронно-плотных телах было отмечено в гифах гриба *Chlyso sporum pannorum*. Электронно-плотные тела, предположительно содержащие цинк, наблюдались у гриба *Neocosmospora vasinfecta* после роста в среде, содержащей цинк. Кристаллы сульфида меди были обнаружены в мицелии гриба *Poria vaillantii* [110]. В случае осаждения, не зависящего от клеточного метаболизма, оно может быть следствием химического взаимодействия между ТМ и поверхностью клетки. Это явление является конечной стадией биосорбции U *R. arrhizus*: образование сложного уранахитина сопровождается комплексным гидролизом и осаждением продукта гидролиза (гидроксида уранила) в клеточной стенке [130].

Различные механизмы биосорбции, рассмотренные выше, могут осуществляться одновременно.

Кинетические модели биосорбции

Одной из важнейших характеристик процесса сорбции ТМ биологическими объектами является зависимость скорости сорбции от параметров процесса (температура, концентрация сорбата, степень насыщения сорбента), которая описывается кинетическим уравнением сорбции. Исследователями предложено более 25 различных вариантов такого уравнения [109], однако на практике в большинстве работ используются лишь несколько из них.

Кинетическая модель псевдо-первого порядка. Исторически первое кинетическое уравнение адсорбции Лагергрена [131] до сих пор широко используется для описания процессов сорбции ТМ сорбентами биологической природы. В дифференциальной форме уравнение имеет вид:

$$\frac{dq}{dt} = k_1(q_e - q), \quad (1)$$

где $q = q(t)$ – зависящая от времени удельная масса сорбированного вещества (обычно измеряется в миллиграммах сорбата на грамм сорбента); k_1 – кинетический коэффициент модели первого порядка (размерность 1/с); q_e – равновесная удельная масса сорбата.

Решение уравнения (1) с начальным условием $q(0) = 0$ даёт интегральную форму уравнения Лагергрена [134]:

$$q(t) = q_e \cdot (1 - e^{-k_1 t}). \quad (2)$$

Уравнение (2) можно переписать в линеаризованном виде:

$$\lg(q_e - q) = \lg q_e - \frac{k_1 t}{2,303}. \quad (3)$$

При известной величине адсорбционной ёмкости q_e константу скорости реакции псевдо-первого порядка k_1 можно определить по экспериментальным данным методом наименьших квадратов как коэффициент линейной регрессии зависимости $q_e - q$ от t .

Кинетическая модель псевдо-второго порядка. Дифференциальное уравнение кинетической модели псевдо-второго порядка имеет вид:

$$\frac{dq}{dt} = k_2(q_e - q)^2, \quad (4)$$

где k_2 – константа скорости адсорбции второго порядка (размерность г/(мг · с)).

Уравнение (4) решается методом разделения переменных:

$$\frac{dq}{(q_e - q)^2} = k_2 dt. \quad (5)$$

При начальном условии $q(0) = 0$ уравнение (5) имеет решение:

$$\frac{1}{q_e - q} = \frac{1}{q_e} + k_2 t. \quad (6)$$

В явном виде зависимость удельной массы сорбата от времени описывается выражением:

$$q(t) = \frac{t}{\frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e}}, \quad (7)$$

или в линеаризованной форме [132, 133]:

$$\frac{t}{q} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e}. \quad (8)$$

Коэффициенты линейной регрессии экспериментальной зависимости $\frac{t}{q}$ от времени

позволяют определить оба параметра модели псевдо-второго порядка – равновесную удельную массу сорбата q_e и константу скорости реакции второго порядка k_2 .

В работе [134] отмечается, что процесс сорбции ионов меди (II) мицелием *Fusarium culmorum* (W.G. Sm.) Sacc., биомассой цианобактерии *Nostoc paludosum* Kütz., растениями ярового ячменя *Hordeum distichum* L. хорошо описывается моделью псевдо-второго порядка.

Уравнение Еловича. Уравнение, известное как уравнение Еловича [135, 136], было предложено в 1934 г. Я.Б. Зельдовичем для описания адсорбции газов на поверхности твёрдых тел. В дифференциальной форме оно имеет вид:

$$\frac{dq}{dt} = a e^{-bq}, \quad (9)$$

где a и b – эмпирические параметры модели. Параметр a имеет смысл начальной

скорости сорбции, т. е. он равен $\frac{dq}{dt}$ при $t = 0$

и $q(0) = 0$. Параметр b зависит от площади поверхности сорбента и энергии активации хемосорбции [137].

Интегрирование уравнения (9) со стандартными начальными условиями даёт решение вида

$$q(t) = \frac{1}{b} \ln(1 + abt). \quad (10)$$

Уравнение Еловича во многих случаях адекватно описывает результаты эксперимента по биосорбции, в том числе сорбции ТМ микромицетами.

Кинетическая модель параболической диффузии. Вебер и Моррис предложили

модель диффузии внутри частиц сорбента, которая может быть записана как [137, 138]:

$$q(t) = k_d \sqrt{t} + C, \quad (11)$$

где k_d – константа скорости внутричастичной диффузии (размерность мг/(г • с^{1/2})), C – аддитивная константа, дающая представление о толщине пограничного слоя на поверхности частиц сорбента. Нулевое значение аддитивной константы на линейном графике зависимости q от $t^{1/2}$ указывает на то, что общая скорость адсорбции определяется только диффузией внутри частиц сорбента. В противном случае внутричастичная диффузия не является единственным определяющим механизмом процесса. Кроме неё, в разной степени могут работать и другие механизмы, такие как электростатическое взаимодействие или ионный обмен.

Заключение

Исследования по биосорбции начали активно проводиться с 90-х гг. XX века. В последнее десятилетие отмечается резкий подъём числа публикаций по биосорбции в международных наукометрических базах данных Scopus и Web of Science Core Collection. Большинство исследований по биосорбции проводится на микроорганизмах, среди которых лидирующие позиции занимают микромицеты. Они обладают высокой степенью адаптации и устойчивости к действию ТМ, способны аккумулировать и трансформировать соединения ТМ, проявляют по отношению к ним высокую сорбционную активность.

Особенностью строения клеточной стенки микромицетов является преобладание полисахаридов и присутствие меланинов, которые участвуют в сорбции ТМ. Биомолекулы грибов имеют в своем составе различные функциональные группы, донорные атомы которых (сайты связывания) обуславливают связывание с ионами ТМ. При этом характер связи можно объяснить с позиций принципа жёстких и мягких кислот и оснований Пирсона. Микромицеты разных классов, родов и видов имеют различия по сорбционным способностям к ионам различных ТМ.

Основополагающими для понимания процесса биосорбции являются знания о механизме процесса. На основе клеточного метаболизма механизмы биосорбции можно классифицировать на независимые и зави-

симые от него. На основе местоположения биосорбции выделяют: 1) внутриклеточное накопление; 2) внеклеточное накопление и осаждение; 3) сорбцию и осаждение на поверхности клеток. Механизмы, относящиеся к первым двум группам, зависят от метаболизма и обусловлены процессами комплексобразования, осаждения, ионного обмена; а последняя группа механизмов – также и адсорбцией (физическая и хемосорбция). В статье рассмотрены сущность механизмов биосорбции, их особенности, примеры микроорганизмов, у которых они исследованы.

Одной из важнейших характеристик процесса сорбции ТМ биологическими объектами является зависимость скорости сорбции от параметров процесса, которая описывается кинетическим уравнением сорбции. Для описания биосорбции в научной литературе наибольшее распространение получили модель псевдопервого, псевдо-второго порядков, модель Еловича и модель параболической диффузии.

В настоящее время биосорбция ТМ микроорганизмами является многообещающей альтернативной технологией очистки сточных вод и биоремедиации загрязнённых почв.

Работа выполнена в рамках государственного задания Института биологии Коми НЦ УрО РАН по теме «Оценка и прогноз отсроченного техногенного воздействия на природные и трансформированные экосистемы подзоны южной тайги» № 0414-2018-0003.

References

1. Shubakov A.A., Mikhaylova E.A., Ovodov Yu.S. Use of microorganisms for the extraction of manganese from aqueous media // *Izvestiya Komi nauchnogo tsentra UrO RAN*. 2014. No. 1 (17). P. 16–18 (in Russian).
2. Skugoreva S.G., Ashikhmina T.Ya., Fokina A.I., Lyalina E.I. Chemical groups 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
3. Fu F., Wang Q. Removal of heavy metal ions from wastewaters: a review // *J. Environ. Manag.* 2011. V. 92. P. 407–418. doi: 10.1016/j.jenvman.2010.11.011
4. Papirio S., Frunzo L., Mattei M.R., Ferraro A., Race M., D'Acunto B., Pirozzi F., Esposito G. Heavy metal removal from wastewaters by biosorption: mechanisms and modeling // *Sustainable heavy metal remediation*. V. 1: Principles and processes. P. 25–64 / Eds. E.R. Rene, E. Sahinkaya, A. Lewis, P.N.L. Lens // *Environmental chemistry for a sustainable world*. Springer International Publishing AG. 2017. V. 8. doi: 10.1007/978-3-319-58622-9
5. Gadd G.M. Biosorption: critical review of scientific rationale, environmental importance and significance for pollution treatment // *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 2009. V. 84. P. 13–28. doi: 10.1002/jctb.1999
6. Tyupa D.V., Kalenov S.V., Suyasov N.A. Biosorbents of heavy metals based on micromycetes of active sludge // *Butlerovskie soobshcheniya*. 2017. V. 50. No. 5. P. 57–64 (in Russian).
7. Vieira R.H.S.F., Volesky B. Biosorption: a solution to pollution? // *Internatl Microbiol.* 2000. V. 3. P. 17–24. doi: 10.2436/im.v3i1.9237
8. Volesky B., Holan Z.R. Biosorption of heavy metals // *Biotechnol. Prog.* 1995. V. 11. P. 235–250. doi: 10.1021/bp00033a001
9. Veglio F., Beolchini F. Removal of metals by biosorption: a review // *Hydrometallurgy*. 1997. V. 44. P. 301–316. doi: 10.1016/S0304-386X(96)00059-X
10. Kapoor A., Viraraghavan T. Fungal biosorption – an alternative treatment option for heavy metal bearing wastewaters: A review // *Biores. Technol.* 1995. V. 53. P. 195–206. doi: 10.1016/0960-8524(95)00072-1
11. Zhou J.I. Zn biosorption by *Rhizopus arrhizus* and other fungi // *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 1999. V. 51. P. 686–693. doi: 10.1007/s002530051453
12. Purvis O.W., Halls C. A review of lichens in metal-enriched environments // *Lichenologist*. 1996. V. 28. P. 571–601. doi: 10.1006/lich.1996.0052
13. Cantrell S.A., Dianese J.C., Fell J., Gunde-Cimerman N., Zalar P. Unusual fungal niches // *Mycologia*. 2011. V. 103. No. 6. P. 1161–1174. doi: 10.3852/11-108
14. Yashiro T., Matsuura K., Tanaka C. Genetic diversity of termite-egg mimicking fungi “termit balls” within the nests of termites // *Insect. Soc.* 2011. V. 58. No. 1. P. 57–64. doi: 10.1007/s00040-010-0116-z
15. Chernov I.Yu., Marfenina O.E. Adaptive strategies of mushrooms with the development of terrestrial habitats // *Palaeopochvi and indicators of continental weathering in the history of the biosphere*. Seriya “Geobiologicheskie sistemy v proshlom”. Moskva: PIN RAN, 2010. P. 95–111 (in Russian).
16. Marfenina O.E. Anthropogenic ecology of soil mushrooms. Moskva: Meditsina dlya vsekh, 2005. 156 p. (in Russian).
17. Terekhova V.A. Micromycetes in the ecological assessment of aquatic and terrestrial ecosystems. Moskva: Nauka, 2007. 215 p. (in Russian).
18. Shirokh A.A. Mushrooms in urboecosystems // *Features of urboecosystems of the subzone of the southern taiga of the European North-East*. Kirov: VyatGGU, 2012. P. 104–120 (in Russian).
19. Domracheva L.I., Kondakova L.V., Fokina A.I., Ogorodnikova S.Yu., Kantor G.Ya. Biomonitoring and biotesting of soils // *Bioindicators and biotest systems in the assessment of the environment of technogenic territories*. Kirov: O-Kratkoe, 2008. P. 68–105 (in Russian).

20. Korneykova M.V., Evdokimova G.A., Lebedeva E.V. The complexes of potentially pathogenic microscopic fungi in anthropogenic polluted soils of Kola North // *Mycol. and Phytop.* 2012. V. 46. No. 5. P. 322–328. doi: 10.1080/10934529.2013.744615
21. Pariaud B., Ravigné V., Halkett F., Goyeau H., Carrier J., Lannou C. Aggressiveness and its role in the adaptation of plant pathogens // *Plant Pathol.* 2009. V. 58. No. 3. P. 409–424. doi: 10.1111/j.1365-3059.2009.02039.x
22. Arwidsson Z., Johansson E., von Kronhelm T., Allard B., van Hees P. Remediation of metal contaminated soil by organic metabolites from fungi. I. Production of organic acids // *Water, Air, and Soil Pollut.* 2010. V. 205. No. 1–4. P. 58–67. doi: 10.1007/s11270-009-0067-z
23. Wei Z., Liang X., Pendrowski H., Hillier S., Suntomvongsagut K., Sihanonth P., Gadd G.M. Fungal biotransformation of zinc silicate and sulfide mineral ores // *Environ. Microbiol.* 2013. V. 15. No. 8. P. 2173–2186. doi: 10.1111/1462-2920.12089
24. Pozdnyakova I.N., Nikitinina V.E., Turkovskaya O.V. Bioremediation of oil-contaminated soil with the complex of fungus *Pleurotus ostreatus* – soil microflora // *Prikladnaya biokhimiya i mikrobiologiya.* 2008. V. 44. No. 1. P. 69–75 (in Russian).
25. Ganesh S., Satish R., Sanjyot B., Sanjay G. Biodegradation of kerosene by *Aspergillus ochraceus* NCIM-1146 // *J. Basic Microbiol.* 2007. V. 47. No. 5. P. 400–405. doi: 10.1002/jobm.200710337
26. Kolupaev A.V., Shirokh A.A., Shirokh I.G. Kinetic and morphobiological characteristics of *Trichoderma viride* fungus at biodegradation of simazine // *Problems of regional ecology in conditions of sustainable development: Materialy Vserossiyskoy nauchno-prakticheskoy konferentsii.* Kirov, 2009. V. 2. P. 35–37 (in Russian).
27. Dmitriev V.V., Zvonarev A.N. Structural-functional rearrangements of microorganisms in adaptation to extreme environmental factors // *I Rossiyskiy mikrobiologicheskii kongress: Materialy kongressa.* Moskva: Voda, khimiya i ekologiya, 2017. P. 38–39 (in Russian).
28. Cobas M., Ferreira L., Tavares T., Sanroman M.A., Pazos M. Development of permeable reactive biobarrier for the removal of PAHs by *Trichoderma longibrachiatum* // *Chemosphere.* 2013. V. 91. No. 5. P. 711–716. doi: 10.1016/j.chemosphere.2013.01.028
29. Podzorova M.V., Tertyshnaya Yu.V., Antyukhov P.V., Popov A.A. Biodegradation of polyethylene polyhydroxybutyrate polymer compositions by soil micromycetes // *Modern mycology in Russia.* V. 4. Materialy III Mezhdunarodnogo mikologicheskogo foruma. No. 1–3. Moskva, 2015. P. 39 (in Russian).
30. Evdokimova G.A., Gershenkop A.Sh., Voronina N.V. Microbiological processes in the system of extraction and processing of apatitenephrite ores using circulating water supply. Sankt-Peterburg: Nauka, 2008. 102 p. (in Russian).
31. Levinskaitė L., Smirnov A., Lukšienė B., Druteikienė R., Remeikis V., Baltrūnas D. Pu(IV) and Fe(III) accumulation ability of heavy metal-tolerant soil fungi // *Nukleonika.* 2009. V. 54 (4). P. 285–290.
32. Bepalova A.Yu., Marfenina O.E., Motuzova G.V. the effect of microscopic fungi on the mobility of copper, nickel, and zinc in polluted Al-Fe-humus podzols of the kola peninsula // *Eurasian Soil Science.* 2002. V. 35. No. 9. P. 945–950.
33. Olishvskaya S.V., Zhdanova N.N. Chemotropism of soil filamentous fungi towards copper ions // *Micologia and Phytopathology.* 2009. V. 43. No. 1. P. 58–67.
34. Domracheva L., Trefilova L., Fokina A. *Fusarium: biological control, sorption possibilities.* Lap Lambert Academic Publishing, 2013. 183 p. (in Russian).
35. Artamonova V.C. Microbiological features of anthropogenically transformed soils of Western Siberia. Novosibirsk: Izd-vo SO RAN, 2002. 225 p. (in Russian).
36. Slaba M., Dlugonski J. Selective recovery of Zn²⁺ from waste slag from a metal-processing plant by the microscopic fungus *Verticillium marquandii* // *Biotechnol. Lett.* 2000. V. 22. No. 21. P. 1699–1704. doi: 10.1023/A:1005679930387
37. Zahira S.B.E., Khalid A.N. Role of some micromycetes in biosorption of heavy metals in different polluted water samples // *Journal of Yeast and Fungal Research.* 2013. V. 4 (7). P. 84–91. doi: 10.5897/JYFR2013.0122
38. Sugasini A., Rajagopal K., Banu N. A study on biosorption potential of *Aspergillus* sp. of tannery effluent // *Advances in Bioscience and Biotechnology.* 2014. V. 5. P. 853–860. doi: 10.4236/abb.2014.510100
39. Bag H., Turker A.R., Tunceli A., Lale M. Determination of Fe(II) and Fe(III) in water by flame atomic absorption spectrophotometry after their separation with *Aspergillus niger* immobilized on sepiolite // *Anal. Sci.* 2001. V. 17. P. 901–904. doi: 10.2116/analsci.17.901
40. Magyarosy A., Laidlaw R.D., Kilaas R., Echer C., Clark D.S., Keasling J.D. Nickel accumulation and nickel oxalate precipitation by *Aspergillus niger* // *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 2002. V. 59. P. 382–388. doi: 10.1007/s00253-002-1020-x
41. Fokina A.I., Zlobin S.S., Domracheva L.I., Trefilova L.V. Properties of some types of fungi of the genus *Fusarium* – the basis for the creation of biosorbent of heavy metals // *Vestnik Altayskogo gosudarstvennogo agrarnogo universiteta.* 2012. No. 2. P. 49–52 (in Russian).
42. Skuroreva S.G., Domracheva L.I. Investigation of sorption of lead ions by fungus mycelium *Fusarium culmorum* from lead nitrate solution // *Biodegradation of natural and natural-technogenic systems: Materialy XV Vserossiyskoy nauchno-prakticheskoy konferentsii s mezhdunarodnym uchastiem.* Kirov: VyatGU, 2017. V. 2. P. 122–126 (in Russian).
43. Skugoreva S.G., Kantor G.Ya., Domracheva L.I. Kinetics of sorption of lead ions by mycelium *Fusarium culmorum* // *Biodegradation of natural and natural-technogenic systems: Materialy XV Vserossiyskoy nauchno-*

prakticheskoy konferentsii s mezhdunarodnym uchastiem. Kirov: VyatGGU, 2017. V. 2. P. 126–130 (in Russian).

44. Aronbaev S.D. Biosorption concentration of heavy metals and radionuclides by microorganisms and sorbents on their basis: review // Molodoy uchenyy. 2015. No. 24. P. 31–50 [Internet resource] <https://moluch.ru/archive/104/24228/> (Accessed: 30.05.2018) (in Russian).

45. Microbiological sorption and concentration of heavy metals and radionuclides [Internet resource] <http://www.irb.basnet.by/en/mikrobiologicheskaya-sorbciya-i-koncentrirovaniye-tyazhelyx-metallor-i-radionuklidov/> (Accessed: 23.03.2018) (in Russian).

46. Wang J.L., Chen C. Biosorption of heavy metals by *Saccharomyces cerevisiae*: a review // Biotechnol. Adv. 2006. V. 24. P. 427–451. doi: 10.1016/j.biotechadv.2006.03.001

47. Yusef H.H. Bioaccumulation of metal cations by free and immobilized cells of *Kluyveromyces marxianus* // Adv. Food Sci. 1997. V. 19. No. 3. P. 120–123.

48. Cho D.H., Kim E.Y. Characterization of Pb²⁺ biosorption from aqueous solution by *Rhodotorula glutinis* // Bioprocess and Biosyst. Eng. 2003. V. 25. No. 5. P. 271–277. doi: 10.1007/s00449-002-0315-8

49. Wang J.L. Biosorption of copper(II) by chemically modified biomass of *Saccharomyces cerevisiae* // Process Biochem. 2002. V. 37. P. 847–850. doi: 10.1016/S0032-9592(01)00284-9

50. Podgorskii V.S., Kasatkina T.P., Lozovaia O.G. Yeasts-biosorbents of heavy metals // Mikrobiol. Z. 2004. V. 66. P. 91–103. PMID: 15104060

51. Popa K., Cecal A., Drochioiu G., Humelnicu D. *Saccharomyces cerevisiae* as uranium bioaccumulating material: the influence of contact time, pH and anion nature // Nukleonika. 2003. V. 48. P. 121–125.

52. Naja G., Volesky B. The mechanism of metal cation and anion biosorption // Microbial biosorption of metals / Eds. P. Kotrba, M. Mackova, T. Macek. London, New York: Springer Dordrecht Heidelberg, 2011. P. 19–58. doi: 10.1007/978-94-007-0443-5_3

53. Tyupa D.V. Biosorption of heavy metals and bioforming of nanoparticles of silver for metals resistant to microorganisms: A dissertation for the degree of a candidate of biological sciences. Moskva, 2015. 197 p. (in Russian).

54. Karavayko G.I., Zakharova V.I., Avakyan Z.A., Strizhko L.S. Selective extraction of noble metals from solutions by microorganisms // Prikladnaya biokhimiya i mikrobiologiya. 1996. V. 32. No. 5. P. 562–566 (in Russian).

55. Bhattacharya S., Pal T.K., Basumajumdar A., Banik A.K. Biosorption of heavy metals by *Rhizopus arrhizus* and *Aspergillus niger* // J. Indian Chem Soc. 2002. V. 79. No. 9. P. 747–750.

56. Sag Y., Akcael B., Kutsal T. Ternary biosorption equilibria of chromium(VI), copper(II), and cadmium(II) on *Rhizopus arrhizus* // Sep. Sci. Technol. 2002. V. 37. P. 279–309. doi: 10.1081/SS-120000789

57. Usiu G., Dursun A.Y., Ekiz H.I., Aksu Z., The effect of Cd(II), Pb(II) and Cu(II) ions on the growth and

bioaccumulation properties of *Rhizopus arrhizus* // Process Biochem. 2003. V. 39. P. 105–110.

58. Açıcel Ü., Alp T. A study on the inhibition kinetics of bioaccumulation of Cu(II) and Ni(II) ions using *Rhizopus delemar* // J. Hazard. Mater. 2009. V. 168. P. 1449–1458. doi: 10.1016/j.jhazmat.2009.03.040

59. Bai R.S., Abraham T.E. Studies on enhancement of Cr(VI) biosorption by chemically modified biomass of *Rhizopus nigricans* // Water Res. 2002. V. 36. P. 1224–1236. doi: 10.1016/S0043-1354(01)00330-X

60. Abdoun-Ouallouche K., Djefal-Kerrar A., Amrani S., Zerrouk S. Removal of lead and mercury from aqueous solutions by pretreated *Rhizopus stolonifer* // Inter. Proceeding of Chemical, Biological and Environmental Engineering. 2014. V. 65. P. 1. doi: 10.7763/IPCBBE

61. Podgorsky V.C., Kasatkina T.P., Lozovaya O.G. Yeast – biosorbents of heavy metals // Mikrobiologicheskii zhurnal. 2004. V. 66. No. 1. P. 91–103 (in Russian).

62. Szende T., Indolean C., Burcă S., Măicaneanu A., Bela K., Majdik C. Biosorption of Cd²⁺ ions by immobilized cells of *Saccaromyces cerevisiae* // Stud. Univ. Babeş-Bolyai. Chem. 2010. V. 55. No. 3. P. 129–137.

63. Garanin Z.A., Lykov I.N. Use of yeast *Saccharomyces cerevisiae* as biosorbent and bioaccumulator of heavy metal cations // AgroXXI. 2008. No. 4–6. P. 73–74 (in Russian).

64. Dönmez G., Aksu Z. Bioaccumulation of copper(II) and nickel(II) by the nonadapted and adapted growing *Candida* sp. // Water Res. 2001. V. 35. P. 1425–1434. doi: 10.1016/S0043-1354(00)00394-8

65. Haeng C.D., Yong K.E. Characterization of Pb²⁺ biosorption from aqueous solution by *Rhodotorula glutinis* // Bioprocess and Biosyst. Eng. 2003. No. 5. P. 271–277.

66. Suazo-Madrid A., Morales-Barrera L., Aranda-Garcia E., Cristiani-Urbina E. Nickel(II) biosorption by *Rhodotorula glutinis* // J. Ind. Microbiol. and Biotechnol. 2011. V. 38. No. 1. P. 51–64. doi: 10.1007/s10295-010-0828-0

67. Goncharova I.A., Arashkova A.A., Trigubovich A.M., Sosnovskaya N.E. Binding of heavy metal ions by mycelium of mold fungi // Modern mycology in Russia. V. 4. Materialy III Mezhdunar. mikologicheskogo foruma. Moskva, 2015. No. 1–3. P. 26–27 (in Russian).

68. Kuimova N.G., Zhilin O.V., Pavlova L.M. Accumulation and biomineralization of noble metals by microfungi // Mikologiya i fitopatologiya. 2008. V. 42. No. 4. P. 342–353 (in Russian).

69. Ahmad I., Ansari M.I., Aqil F. Biosorption of Ni, Cr and Cd by metal tolerant *Aspergillus niger* and *Penicillium* sp. Using single and multi-metal solution // Indian J. Exp. Biol. 2006. V. 44. P. 73–76. PMID: 16430095

70. Awofolu O.R., Okonkwo J.O., Merwe R.R.D., Badenhorst J., Jordaan E. A new approach to chemical modification of *Aspergillus niger* and sorption of lead ion by fungal species // Electronic J. Biotechnol. 2006. V. 9. No. 4. P. 340–348. doi: 10.2225/vol9-issue4-fulltext-1

71. Cabuk A., Ilhan S., Filik C., Caliskan F. Pb²⁺ biosorption by pretreated fungal biomass // Turk. J. Biol. 2005. V. 29. P. 23–28.
72. Vahabi K., Karimi S., Khodadadi S., Ahmadi H. Arsenic bioremediation by *Penicillium canescens* // Plant Pathol. 2008. V. 90. No. 3. P. 603–604.
73. Su S., Zeng X., Bai L., Li L., Duan R. Arsenic biotransformation by arsenic-resistant fungi *Trichoderma asperellum* SM-14F4, *Penicillium janthinellum* SM-12F4, and *Fusarium oxysporum* CZ-8F1 // Sci. Total Environ. 2011. V. 409. No. 23. P. 5057–5062. doi: 10.1016/j.scitotenv.2011.08.039
74. Bahobil A., Bayoumi R.A., Atta H.M., El-Sehrawey M.M. Fungal biosorption for cadmium and mercury heavy metal ions isolated from some polluted localities in KSA // International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences. 2017. V. 6. No. 6. P. 2138–2154. doi: 10.20546/ijcmas.2017.606.253
75. Dursun A.Y., Uslu G., Cuci Y., Aksu Z. Bioaccumulation of copper(II), lead(II) and chromium(VI) by growing *Aspergillus niger* // Process Biochem. 2003. V. 38. P. 1647–1651.
76. Srivastava S., Thakur I.S. Biosorption potency of *Aspergillus niger* for removal of Cr(VI) // Current Microbiology. 2006. V. 53. P. 232–237.
77. Sun Y.M., Horng C.Y., Chang F.L., Cheng L.C., Tian W.X. Biosorption of lead, mercury and cadmium ions by *Aspergillus terreus* immobilized in a natural matrix // Polish J. of Biotechnology. 2010. V. 59. P. 37–44. PMID: 20568528
78. Shahmaeva I.I., Bondar O.V., Tazetdinova D.I., Gazizov I.S., Alimova F.K., Morozov M.V., Gilmutdinov A.H., Abdullin T.I. Investigation of copper accumulation with *Trichoderma viride* micromycetes // Uchenye zapiski Kazanskogo gosudarstvennogo universiteta. Seriya Estestvennye nauki. 2010. V. 152. No. 2. P. 172–177 (in Russian).
79. Anand P., Isar J., Saran S., Saxena R.K. Bioaccumulation of copper by *Trichoderma viride* // Bioresour. 2006. V. 97. P. 1018–1025. doi: 10.1016/j.biortech.2005.04.046
80. Siddiquee S., Rovina K., Azad S.A., Naher L., Suryani S., Chaikaew P. Heavy metal contaminants removal from wastewater using the potential filamentous fungi biomass: a review // J. Microb Biochem Technol. 2015. V. 7. P. 384–393. doi: 10.4172/1948-5948.1000243
81. Olishevskaya S.V., Vasilevskaya A.I., Fomina M.O., Manichev V.I. Sorption of copper ions by soil micrometers // Mikrobiologicheskij zhurnal. 2006. V. 68. No. 4. P. 60–70 (in Ukrainian).
82. Slaba M., Dlugonski J. Selective recovery of Zn²⁺ from waste slag from a metal-processing plant by the microscopic fungus *Verticillium marquandii* // Biotechnol. Lett. 2000. V. 22. No. 21. P. 1699–1704.
83. Gola D., Dey P., Bhattacharya A., Mishra A., Malik A., Namburath M., Ahammad S.Z. Multiple heavy metal removal using an entomopathogenic fungi *Beauveria bassiana* // Bioresource Technology. 2016. V. 218. P. 388–396. doi: 10.1016/j.biortech.2016.06.096
84. Hussein K.A., Jin H.J., Hassan S. Potential capacity of *Beauveria bassiana* and *Metarrhizium anisopliae* in the biosorption of Cd²⁺ and Pb²⁺ // J. Gen. Appl. Microbiol. 2011. V. 57 (6). P. 347–355. doi: 10.2323/jgam.57.347
85. Akar T., Tunali S. Biosorption performance of *Botrytis cinerea* fungal byproducts for removal of Cd(II) and Cu(II) ions from aqueous solution // Niner. Eng. 2005. V. 18. 1099–1109. doi: 10.1016/j.mineng.2005.03.002
86. Remeacle J. The cell wall and metal binding // Biosorption of heavy metals / Ed. B. Volesky. USA, Florida: CRC Press, Boca Raton, 1990. P. 83–92.
87. Yan G., Viraraghavan T. Effect of pretreatment on the bioadsorption of heavy metals on *Mucor rouxii* // Water SA. 2000. V. 26. P. 119–123. doi: 10.1002/elsc.200820237
88. Gorovoy L.F., Kosyakov V.N. The cell wall of fungi is the optimal structure for biosorption // Biopolimery i kletka. 1996. V. 12. No. 4. P. 49–60 (in Russian).
89. Muzzarelli R.A.A., Tanfani F., Scarpini G., Tucci E. Removal and recovery of cupric and mercuric ions from solutions using chitosan-glucan from *Aspergillus niger* // J. Appl. Biochem. 1980. V. 2. P. 54–59.
90. Muzzarelli R.A.A., Tanfani F., Emanuelli M. The chelating ability of chitinous materials from *Streptomyces*, *Mucor rouxii*, *Phycomyces blakesleeanus* and *Cfioanephora cucurbitarum* // Ibid. 1981. V. 3. No. 4. P. 322–327.
91. Gadd G.M., Gray D.J., Newby P.J. Role of melanin in fungal biosorption of tributyltin chloride // Appl Microbiol Biotechnol. 1990. V. 34. P. 116–21. doi: 10.1007/2FBF00170934
92. Gadd G.M., De Rome L. Biosorption of copper by fungal melanins // Appl. Microbiol. Biotechnol. 1988. V. 29. P. 610–617. doi: 10.1007/2FBF00260993
93. Caesar-Tonthat T.C., Kloeke F.V., Geesey G.G., Henson J.M. Melanin production by a filamentous soil fungus in response to copper and localization of copper sulfide by sulfide-silver staining // Appl. Environ. Microbiol. 1995. V. 61. P. 1968–1975. PMID: PMC1388449
94. Rizzo D.M., Blanchette R.A., Palmer M.A. Biosorption of metal ions by *Armillaria* rhizomorphs // Can. J. Bot. 1992. V. 70. P. 1515–1520. doi: 10.1139/b92-190
95. Galun M., Galun E., Siegel B.Z., Keller P., Lehr H., Siegel S.M. Removal of metal ions from aqueous solutions by *Penicillium* biomass: Kinetic and uptake parameters // Wat. Air Soil Poll. 1987. V. 33. P. 359–371. doi: 10.1007/2FBF00294204
96. Park D., Yun Y., Park J.M. Studies on hexavalent chromium biosorption by chemically-treated biomass of *Ecklonia* sp. // Chemosphere. 2005. V. 60. P. 1356–1364. doi: 10.1016/j.chemosphere.2005.02.020
97. Narvekar S., Vaidya K. Removal of chromium(VI) from aqueous solution by chemically modified biomass of *Aspergillus niger* // Jr. of Industrial Pollution Control. 2008. V. 24. No. 2. P. 133–137.

98. Naja G., Mustin C., Volesky B., Berthelin J. A high resolution titrator: a new approach to studying binding sites of microbial biosorbents // *Water Res.* 2005. V. 39. P. 579–586. doi: 10.1016/j.watres.2004.11.008
99. Gupta R., Mohapatra H. Microbial biomass: an economical alternative for removal of heavy metals from waste water // *Indian J. Exp. Biol.* 2003 Sep. V. 41. No. 9. P. 945–966. PMID: 15242288
100. Alluri H.K., Srinivasa R.S.R., Settalluri V.S., Singh J., Suryanarayana V., Venkateshwar P. Biosorption: An eco-friendly alternative for heavy metal removal // *Afr. J. Biotechnol.* 2007. V. 6. No. 25. P. 2924–2931. doi: 10.5897/AJB2007.000-2461
101. Hunt S. Diversity of biopolymer structure and its potential for ion binding applications // *Immobilisation of ions by biosorption* / Eds. H. Eccles, S. Hunt. Chichester, U.K: Ellis Horwood Ltd, 1986. P. 15–46.
102. Pearson R.G. Hard and soft acids and bases // *Journal of the American Chemical Societ.* 1963. V. 85. No. 22. P. 3533–3539. doi: 10.1021/ja00905a001
103. Hughes M.N., Poole R.K. Metal speciation and microbial growth – the hard (and soft) facts // *J. Gen. Microbiol.* 1991. V. 137. P. 725–734. doi: 10.1099/00221287-137-4-725
104. Gadd G.M. Tansley review No. 47 Interactions of fungi with toxic metals // *New Phytol.* 1993. V. 124. P. 25–60. doi: 10.1111/j.1469-8137.1993.tb03796.x
105. Nieboer E., Richardson D.H.S. The replacement of the nondescript term “heavy metals” by a biologically and chemically significant classification of metal ions // *Environmental Pollution.* 1980. V. 1. P. 3–26. doi: 10.1016/0143-148X(80)90017-8
106. Pearson R.D. Hard and soft acids and bases // *Uspekhi khimii.* 1971. V. 40. No. 7. P. 1259–1282 (in Russian).
107. Ahalya N., Ramachandra T.V., Kanamadi R.D. Biosorption of heavy metals // *Res. J. Chem. Environ.* 2003. V. 7. P. 71–79. doi: 10.1021/bp00033a001
108. Hussein H., Farag S., Moawad H. Isolation and characterisation of *Pseudomonas* resistant to heavy metals contaminants // *Arab J. Biotechnol.* 2003. V. 7. P. 13–22.
109. Abbas S.H., Ismail I.M., Mostafa T.M., Sulaymon A.H. Biosorption of heavy metals: a review // *Journal of Chemical Science and Technology* Oct. 2014. V. 3. No.4. P. 74–102.
110. Gadd G.M., Griffiths A.J. Microorganisms and heavy metal toxicity // *Microbial Ecology.* 1978. V. 4. P. 303–317. doi: 10.1007/BF02013274
111. Paton W.H.N., Budd K. Zinc uptake in *Neocosmospora vasinfecta* // *J. Gen. Microbiol.* 1972. V. 72. P. 173–184. doi: 10.1099/00221287-72-1-173
112. Venkateswerlu G., Sastry K.S. The mechanism of uptake of cobalt ions by *Neurospora crassa* // *Biochem. J.* 1970. V. 118. P. 497–503. doi: 10.1042/bj1180497
113. Goyal N., Jain S., Banerjee U. Comparative studies on the microbial adsorption of heavy metals // *Adv. Environ. Res.* 2003. V. 7. P. 311–319. doi: 10.1016/S1093-0191(02)00004-7
114. Price M.S., Classen J.J., Payne G.A. *Aspergillus niger* absorbs copper and zinc from swine wastewater // *Bioresource Technology.* 2001. V. 77. P. 41–49. doi: 10.1016/S0960-8524(00)00135-8
115. Hamza S.M., Ahmed H.F., Mohammad E.A.M. Optimization of cadmium, zinc and copper biosorption in an aqueous solution by *Saccharomyces cerevisiae* // *Journal of American Science.* 2010. V. 6. P. 597–604.
116. Bagaeva T.V., Ionova N.E., Nadeeva G.V. Microbiological remediation of natural systems from heavy metals. Kazan: Kazanskiy universitet, 2013. 56 p. (in Russian).
117. Javanbakht V., Alavi S.A., Zilouei H. Mechanisms of heavy metal removal using microorganisms as biosorbent // *Water Science & Technology.* May 2014. P. 1775–1787. doi: 10.2166/wst.2013.718
118. Mane P.C., Bhosle A.B., Kulkarni P.A. Biosorption and biochemical study on water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) with reference to selenium // *Archives of Applied Science Research.* 2011. V. 3. P. 222–229.
119. Naja G., Volesky B. Multi-metal biosorption in a fixed-bed flow-through column // *Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects.* 2006. V. 281. P. 194–201. doi: 10.1016/j.watres.2004.11.008
120. Svecova L., Spanelova M., Kubal M., Guibal E. Cadmium, lead and mercury biosorption on waste fungal biomass issued from fermentation industry. I. Equilibrium studies // *Separation and Purification Technology.* 2006. V. 52. No. 1. P. 142–153. doi: 10.1016/j.seppur.2006.03.024
121. Singleton I., Simmons P. Factors affecting silver biosorption by an industrial strain of *Saccharomyces cerevisiae* // *Journal of chemical technology and biotechnology.* 1996. V. 65. No. 1. P. 24–28. doi: 10.1002/(SICI)1097-4660(199601)65:1<21::AID-JCTB382>3.0.CO;2-E
122. Ariff A.B., Mel M., Hasan M.A., Karim M.I.A. The kinetics and mechanism of lead(II) biosorption by powdered *Rhizopus oligosporus* // *World Journal of Microbiology and Biotechnology.* 1999. V. 15. No. 2. P. 291–298. doi: 10.1023/A:1008995026987
123. Muraleedharan T.R., Venkobachar C. Mechanism of biosorption of copper(II) by *Ganoderma lucidum* // *Biotechnology and Bioengineering.* 1990. V. 35. No. 3. P. 320–325. doi: 10.1002/bit.260350314
124. Allard B., Håkansson K., Karlsson S. The importance of sorption phenomena in relation to trace element speciation and mobility // *Lecture Notes in Earth Sciences.* 1987. V. 11. P. 99–112. doi: 10.1007/BFb0019696
125. Kuyucak N., Volesky B. Biosorbents for recovery of metals from industrial solutions // *Biotechnol. Lett.* 1988. V. 10. P. 137–142. doi: 10.1007/BF01024641
126. Burakaeva A.D., Rusanov A.M., Lantukh V.P. The role of microorganisms in the treatment of waste water from heavy metals. Orenburg: Orenburgskiy gosudarstvennyy universitet, 1999. 53 p. (in Russian).

127. Naja G., Mustin C., Berthelin J., Volesky B. Lead biosorption study with *Rhizopus arrhizus* using a metal-based titration technique // J. Colloid Interface Sci. 2005. V. 292. P. 537–543. doi: 10.1016/j.jcis.2005.05.09
128. Raize O., Argaman Y., Yannai S. Mechanisms of biosorption of different heavy metals by brown marine macroalgae // Biotechnol Bioeng. 2004. V. 87. P. 451–458. doi: 10.1002/bit.20136
129. Macaskie L.E., Empson R.M., Cheetham A.K., Grey C.P., Skarnulis A.J. Uranium bioaccumulation by a *Citrobacter* sp. as a result of an enzymatically mediated growth of polycrystalline $\text{H}_2\text{UO}_2\text{PO}_4$ // Science. 1992. V. 257. P. 782–784. doi: 10.1126/science.1496397
130. Tsezos M., Volesky B. Biosorption of uranium and thorium // Biotechnol. Bioeng. 1981. V. 23. P. 583–604. doi: 10.1002/bit.260230309
131. Lagergren S. About the theory of so-called adsorption of soluble substances // Kungliga Svenska Vetenskapsakademiens Handlingar. 1898. V. 24. P. 1–39.
132. Ho Y.S., McKay G. Pseudo-second order model for sorption processes // Process Biochem. 1999. V. 34. P. 451–465. doi: 10.1016/S0032-9592(98)00112-5
133. Ho Y.S., Ng J.C.Y., McKay G. Kinetics of pollutant sorption by biosorbents: review // Sep. Purif. Methods. 2000. V. 29. P. 189–232. doi: 10.1081/SPM-100100009
134. Skugoreva S.G., Kantor G.Ya., Domracheva L.I., Kutuyavina T.I. Comparative analysis of the effectiveness of the use of sorbents of different nature with respect to copper(II) ions // Theoretical and Applied Ecology. 2018. No. 3. P. 12–18. doi: 10.25750/1995-4301-2018-3-012-018
135. Taylor H.A., Thon N. Kinetics of chemisorption // Journal of the American Chemical Society. 1952. V. 74. No. 16. P. 4169–4173. doi: 10.1021/ja01136a063
136. Juang R.-S., Chen M.-L. Application of the Elovich equation to the kinetics of metal sorption with solvent-impregnated resins // Industrial & Engineering Chemistry Research. 1997. V. 36. No. 3. P. 813–820. doi: 10.1021/ie960351f
137. Cheung W.H., Ng J.C.Y., McKay G. Kinetic analysis of the sorption of copper(II) ions on chitosan // J. Chem. Technol. Biotechnol. 2003. V. 78. P. 562–571. doi: 10.1002/jctb.836
138. Sirvastava S.K., Tyagi R., Pant N. Adsorption of heavy metals on carbonaceous material developed from the waste slurry generated in local fertilizer plants // Water Res. 1989. V. 45. P. 654–664. doi: 10.1016/0043-1354(89)90160-7

Фрактальный анализ информационного содержания многоспектральных изображений в задачах экологического мониторинга

© 2019. О. Р. Никитин¹, д. т. н., зав. кафедрой,
А. Н. Кисляков², к. т. н., доцент,

¹Владимирский государственный университет имени А. Г. и Н. Г. Столетовых,
600000, Россия, г. Владимир, ул. Горького, д. 87,

²Российская академия народного хозяйства и государственной службы
при Президенте Российской Федерации, Владимирский филиал,
600017, Россия, г. Владимир, ул. Горького, д. 59а,
e-mail: olnikitin@mail.ru, ankislyakov@mail.ru

Представлен метод оценки информативности цифровых многоспектральных изображений на основе вычисления их фрактальной размерности, а также рассмотрена возможность его применения в задачах экологического мониторинга земной поверхности. При использовании многоканальной системы дистанционного зондирования возникает необходимость оценки информативности многоспектральных изображений. Для реализации метода оценки информативности использовали энтропийный подход, а также теорию фракталов, которые позволяют анализировать изображения не только по яркости пикселей, но и по форме объектов на них. Предложена упрощённая методика оценки фрактальной размерности полутонового изображения с помощью алгоритма box-counting, в основе которого лежит имитация вычисления фрактальной размерности объектов на изображении при изменении размера ячеек квадратной формы путём вычисления угла наклона аппроксимирующей прямой. Представлены результаты оценки фрактальной размерности, а также стандартного отклонения числового значения фрактальной размерности для изображений различных спектральных каналов. По величине стандартного отклонения фрактальной размерности можно судить о сложности границ объектов и аномалий на изображении. Предложенный метод позволяет адекватно оценить информативность цифровых многоспектральных изображений в системах дистанционного зондирования, что даёт возможность более эффективно использовать данные при их дальнейшей обработке и анализе. Рассмотрена возможность развития предложенной методики для вычисления фрактальной размерности для различных морфологических классов изображения, что позволит оценить характерные особенности структуры объектов интереса на изображении.

Ключевые слова: дистанционное зондирование, многоспектральная съёмка, фрактальный анализ.

Fractal analysis of information content of multispectral images in problems of ecological monitoring

© 2019. O. R. Nikitin¹ ORCID: 0000-0003-2796-7011, A. N. Kislyakov² ORCID: 0000-0001-8790-6961,
¹Vladimir State University,

87, Gorkogo St., Vladimir, Russia, 600000,

²Russian Academy of National Economy and Public Administration
under the President of the Russian Federation (Vladimir Branch of RANEP),
59a, Gorkogo St., Vladimir, Russia, 600017,
e-mail: olnikitin@mail.ru, ankislyakov@mail.ru

Method of estimating the information content of digital multispectral images based on computing their fractal dimension and the possibility of its application in problems of ecological monitoring of the earth surface is presented. When using a multichannel system of remote sensing there is a need to assess the information content of multispectral images. To implement the method of estimation of information content the entropy approach and the theory of fractals are used, which allow to analyze not only the brightness of the pixels, but the shape of objects in images. It is proposed a simplified method of estimating the fractal dimension of a grayscale image using the algorithm of box-counting, which is based on simulation evaluation of the fractal dimension of the objects in the image when you change the size of the cells of square shape by calculating the slope angle of the approximating straight line. The results of evaluation of the fractal dimen-

sion and the standard deviation of the numeric values of the fractal dimension for images of different spectral channels allow to judge the complexity of the boundaries of objects and anomalies in the image. The proposed method allows to adequately estimate the information content of digital multispectral images in remote sensing systems, which enables more effective use of data for further processing and analysis. The possibility of the proposed development methods to calculate fractal dimensions for different morphological classes of images will allow us to evaluate the characteristic features of the structure of objects of interest in the image.

Keywords: remote sensing, multispectral imagery, fractal analysis.

Аэрокосмические методы дистанционного зондирования земной поверхности без сомнения играют важнейшую роль в анализе экологической обстановки. При этом одним из наиболее перспективных направлений является изучение характеристик объектов экологического мониторинга путём оценки их параметров одновременно в различных диапазонах электромагнитного излучения. В этой связи широкое распространение получили системы многоспектральной (многозональной) съёмки [1, 2]. Результатом работы такой системы дистанционного зондирования является набор растровых изображений исследуемого участка земной поверхности в различных спектральных зонах электромагнитного излучения. Эти данные подлежат дальнейшему детальному анализу, определению количественных характеристик исследуемого объекта, необходимых для прогнозирования развития явления или процесса. Количество спектральных каналов варьирует в зависимости от аппаратуры и назначения системы зондирования. Сейчас активно используются космические аппараты и группировки спутников Landsat, SPOT, Канопус-В, Ресурс и др.

Исследования в этой области ведутся уже многие годы и за это время различные спектральные каналы стали широко использоваться для решения задач экологического мониторинга и идентификации типов земной поверхности [3]. Подробно изучено, какие соотношения яркости в различных зонах спектра соответствуют растительности, обнажённой почве, водным поверхностям и другим типам ландшафта. На основании этого разработаны различные критерии оценки, например, интенсивности растительного покрова, такие как вегетационный индекс, индекс листовой поверхности и др. [4].

Однако особенностью подобных систем является большой объём информации, подлежащей обработке, которая зачастую является избыточной, что усложняет работу системы в оперативном режиме. В этой связи важным этапом обработки полученных снимков является комплексирование – процедура оптимизации набора полученных изображений для

более качественного дешифрирования всех типов объектов, отобразившихся на многозональном наборе, их адекватной идентификации и оценки исследуемых параметров.

Объекты и методы

Комплексирование не ограничивается простым аддитивным синтезированием снимков для одновременной визуализации изображений в нескольких спектральных каналах. Например, достаточно часто применяется синергизм панхроматического изображения высокого разрешения с цветным синтезированным (многозональным) изображением более низкого разрешения, а также преобразование нескольких изображений в одно по методу главных компонент и другие приёмы, алгоритмы комплексирования [5–7].

При этом актуальным является вопрос качественной подготовки исходной информации для анализа, который сводится к автоматизации выбора наиболее информативных каналов с точки зрения их содержания. Информативность изображения определяется наличием аномальных объектов на сцене, которые характеризуются яркостными и структурными (морфологическими) характеристиками.

Цель работы – исследование методов анализа информационного содержания цифровых полутоновых изображений. Для этого необходимо решить задачу оценки информативности изображений с учётом яркостных и структурных свойств объектов на снимке.

Одним из основных показателей, который наиболее часто применяется для оценки информативности цифровых изображений, является яркостная энтропия Шеннона [8]. Выражение для оценки информативности полутонового изображения A_i выглядит следующим образом:

$$E(A_i) = - \sum_{i=1}^L p(a_i(x, y)) \cdot \log [p(a_i(x, y))], \quad (1)$$

где a_i – значение яркости каналов, $p(a_i(x, y)^i)$ – функция (гистограмма) распределения яркости, $L \in [0, 255]$.

Однако значение энтропии достигает максимума, когда сигнал постоянен, что противоречит интуитивному пониманию меры информативности [9, 10]. Кроме того, если сигнал имеет большое количество искажений, вызванных шумовыми воздействиями, то он формально обладает большим количеством информации. Наконец, эта мера не учитывает сложности структуры объектов, представленных на снимке [5, 11].

Таким образом, яркостная энтропия в ряде случаев не позволяет адекватно оценить информативность изображений в условиях шумового воздействия, а также при работе со слабоконтрастными снимками [12, 13]. Одним из способов решения данной проблемы является исследование структуры объектов на изображении с применением теории фракталов.

Использование свойств фрактальной геометрии позволяет применять для обработки изображений фрактальную размерность, характеризующую степень заполнения пространства, в котором существует фрактальная система. В этом случае появляется возможность оценить как наличие различных областей яркости на изображении, так и структурные характеристики выявленных объектов.

Размерность Минковского – это один из способов задания фрактальной размерности ограниченного множества в метрическом пространстве, определяется следующим образом [1, 4]:

$$D = \lim_{r \rightarrow 0} \frac{\log N(r)}{\log(1/r)} = \lim_{r \rightarrow 0} \frac{\log N(r)}{-\log r}, \quad (2)$$

где $N(r)$ – минимальное число подмножеств размера r , которыми можно покрыть исходное множество.

Если представить полное покрытие множества X определённой формы шарами радиуса не более чем r , обозначив количество этих шаров за $N(r)$, то значение $N(r)$ будет расти при уменьшении r (для полного покрытия будет требоваться всё больше шаров, при этом описание границы множества X будет точнее).

Размерностью Минковского некоторого множества будет являться такое уникальное число D , что $N(r)$ будет расти как $(1/r)^D$ при стремлении r к нулю. Это справедливо не только для двумерного, но и для n -мерного случая [14].

Для разных сцен фрактальная размерность D принимает различные значения,

лежащие в пределах от 0 до 2. Прямая линия имеет размерность, равную 1. Фрактальная размерность кривой равна 2, если эта кривая заполняет всю плоскость. Следовательно, изломанная линия на плоскости, которая представлена в виде границ объектов различной яркости на изображении с геометрической точки зрения уже не одномерный объект, но ещё не двумерный, поэтому её размерность лежит в пределах от 1 до 2. Если же изображение представляет собой множество мелких объектов (сравнимых с минимальным размером r) с однородной яркостью, то при выполнении расчётов объекты приближённо могут рассматриваться как точки, и их размерность лежит в пределах от 0 до 1. Поэтому, анализируя числовое значение фрактальной размерности, можно сделать вывод не только о сложности структуры объектов наблюдаемой сцены, но и о наличии шумов и других артефактов на изображении [1, 15].

В работе для определения приближённого значения фрактальной размерности Минковского D_{bc} используется итеративный алгоритм box-counting, в основе которого лежит имитация вычисления фрактальной размерности объектов (или определённой области) на изображении при изменении размера ячеек квадратной формы [14].

Возьмём некоторое ограниченное множество в метрическом пространстве, например, чёрно-белую картинку, нарисуем на ней равномерную сетку с шагом r , и закрасим те ячейки сетки, которые содержат хотя бы один элемент искомого множества чёрного цвета (рис. 1). Далее начнём уменьшать размер ячеек, т. е. r , тогда размерность Минковского будет вычисляться по формуле (2).

Предлагаемую методику оценки фрактальной размерности полутонового изображения можно представить в виде последовательности шагов:

1. Исходное полутоновое изображение предварительно обрабатывается и нормализуется с применением методов цифровой обработки изображений [5, 16, 17].

2. Осуществляется разбиение изображения на слои (срезы), которые представляют собой набор бинарных изображений. Бинаризация осуществляется для различных пороговых значений.

3. Для каждого полученного бинарного изображения, условно разбитого на ячейки квадратной формы, вычисляется фрактальная размерность. Цикл повторяется для различных размеров ячеек.

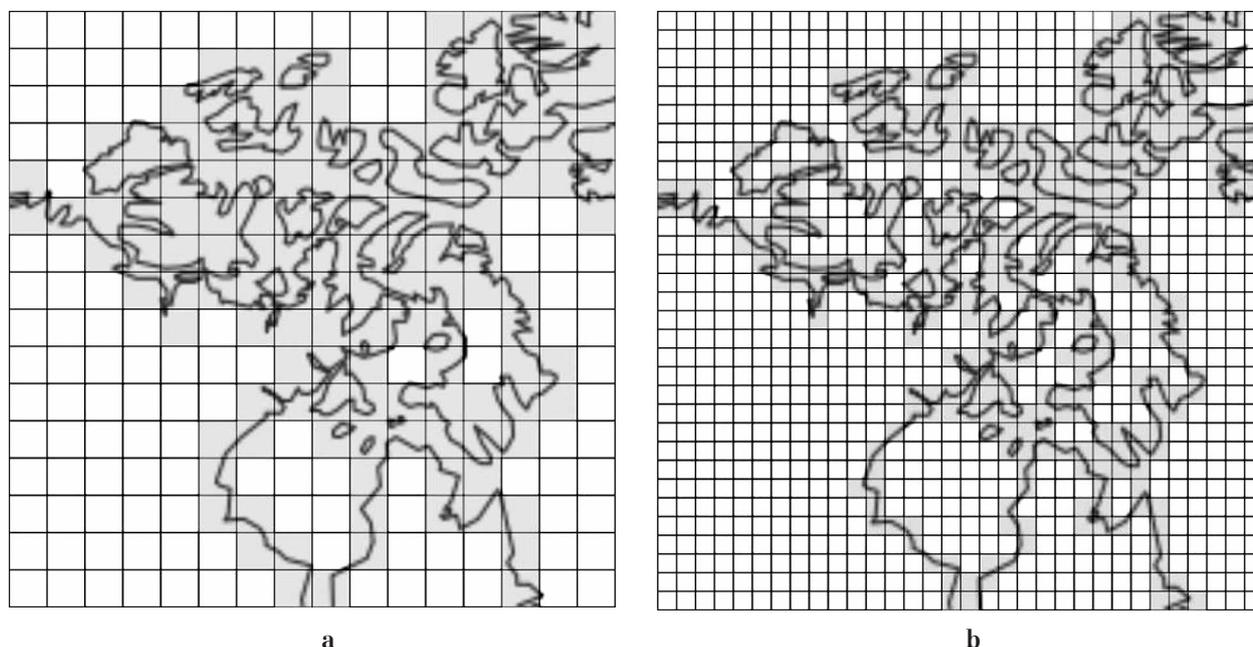


Рис. 1. Покрытие исходного множества подмножествами большего (а) и меньшего (б) размера r
Fig. 1. Coverage of the original set with subsets of larger (a) and smaller (b) size of r

$$D_{bc} = \frac{\log N(r)}{\log \left(\frac{1}{r}\right)} \Rightarrow D_{bc} \cdot \log \left(\frac{1}{r}\right) = \log N(r) \Rightarrow$$

$$\Rightarrow D_{bc} \cdot \log \left(\frac{1}{r}\right) - \log N(r) = 0 \quad (3)$$

Если зафиксировать размеры ячеек r и рассматривать D_{bc} как неизвестное, то легко заметить, что приведённое выражение (3) является уравнением прямой. Соответственно, если вычислять фрактальную размерность для различных значений размеров ячеек r и построить регрессионную модель (рис. 2b, см. цв. вкладку) для полученного массива данных (например, для бинарного изображения размером 512 x 512 пикселей), то угол наклона аппроксимирующей прямой будет являться значением фрактальной размерности Минковского [14, 18, 19].

Фрактальные размерности вычисляются для каждого бинарного «среза» полутоновых изображений всех каналов.

4. Фрактальная размерность \bar{D}_{bc} [18, 19] полутонового изображения каждого канала в нашем случае упрощённо находится как среднее значение фрактальных размерностей каждого из его «срезов»:

$$\bar{D}_{bc} = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n D_{bc_i}, \quad (4)$$

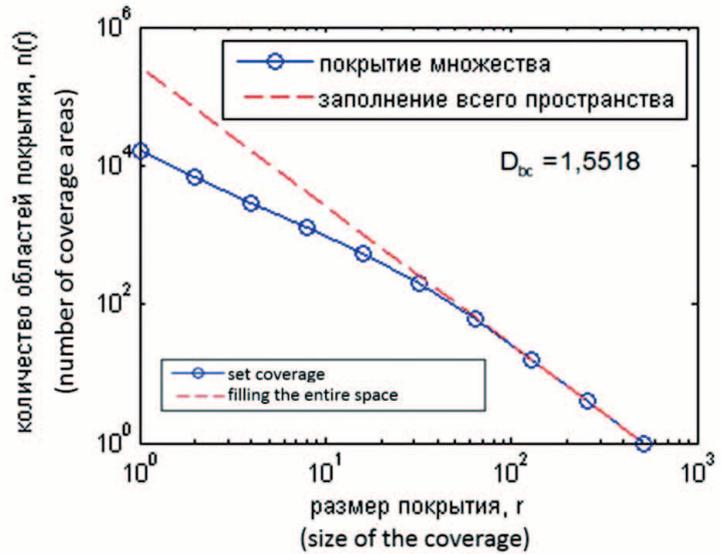
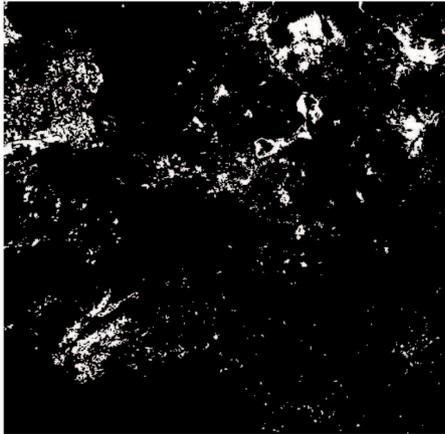
где n – количество спектральных каналов, D_{bc_i} – фрактальная размерность i -го бинарного «среза» полутонового изображения.

Существуют методы [14, 17, 20], основанные на построении над полутоновым изображением графика поверхности функции градации серого, после чего для неё строится специальная функция, называемая «покрытием», на основании которой затем вычисляется фрактальная размерность поверхности. Однако в нашем случае наибольший интерес представляет наличие областей интереса на всем диапазоне яркостей изображения, поэтому выбрав определённое количество «срезов», можно оценить наличие аномальных объектов во всём диапазоне яркостей. При этом количество срезов не должно быть слишком большим, чтобы чрезмерно не сузить диапазон рассматриваемых значений яркости, так как в этом случае объекты на изображении будут рассматриваться как точки. Для полутонового изображения с диапазоном яркостей пикселей от 0 до 255 достаточно от 5 до 10 «срезов».

Таким образом, вычисляется числовая характеристика полутонового изображения, которая позволяет оценить структурные особенности наблюдаемой сцены: наличие аномальных объектов с резкими границами и перепадами яркости в различных диапазонах.

Результаты и обсуждение

В качестве примера рассмотрим набор цифровых многоспектральных полутоновых изображений окрестности Онежского озера (Россия), выполненных с помощью аппара-



a

b

Рис. 2. Пример регрессионной модели (b) фрактальной размерности снимка (a)
 Fig. 2. An example of a regression model (b) of fractal dimension of the image (a)

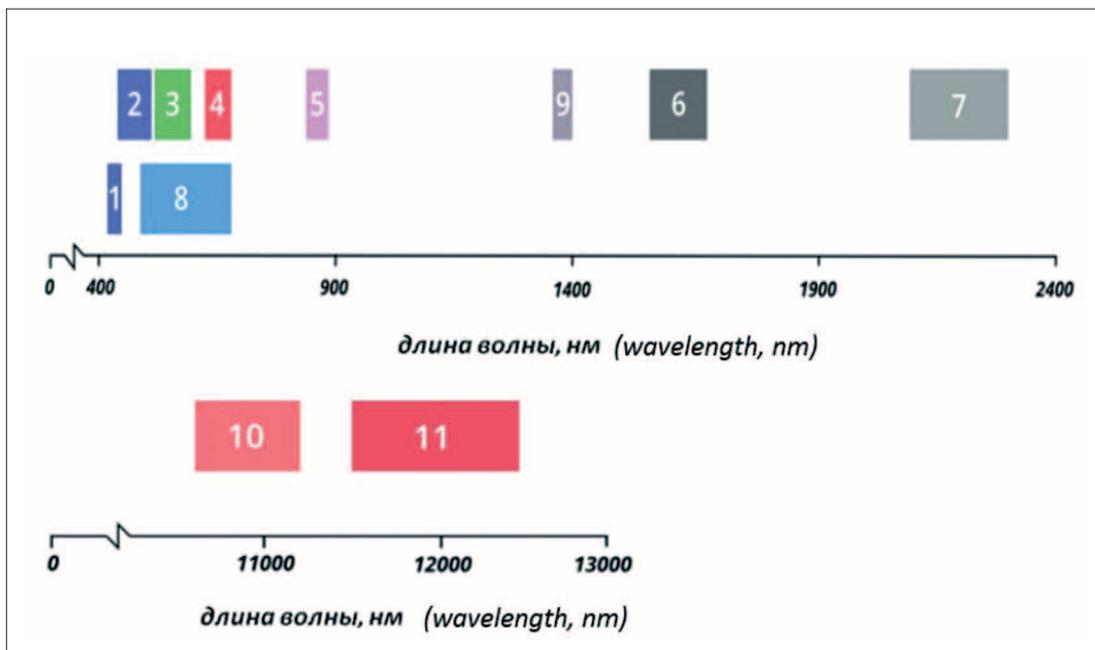


Рис. 3. Спектральные диапазоны каналов спутника Landsat 8
 Fig. 3. Spectral bands of Landsat 8 satellite channels

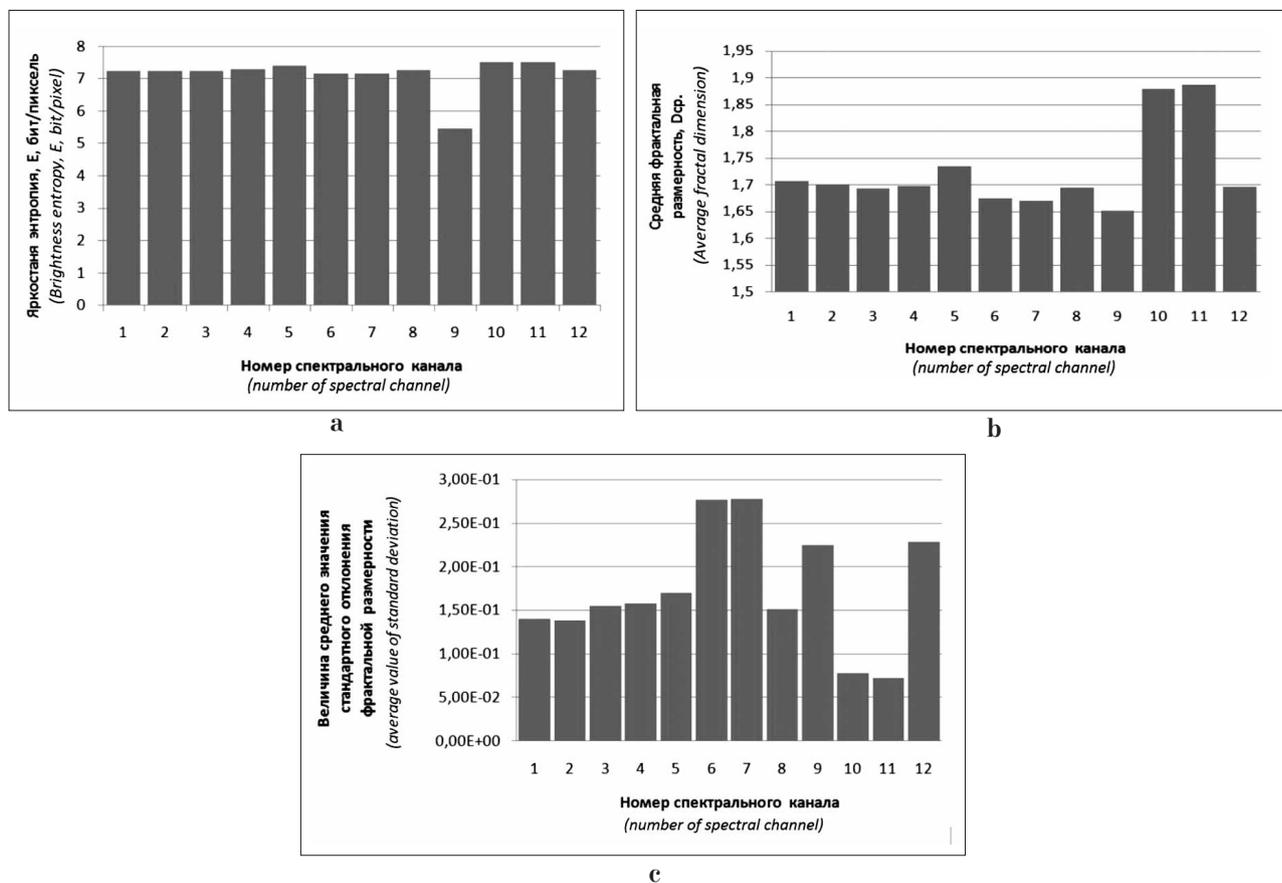


Рис. 4. Яркостная энтропия (а), усреднённая фрактальная размерность полутонового изображения (b) и усреднённое значение стандартного отклонения фрактальной размерности (c) изображений различных каналов
Fig. 4. Brightness entropy (a), the average fractal dimension of the half-tone image (b) and the average value of the standard deviation of the fractal dimension (c) of the images in different channels

туры спутника Landsat 8. Съёмка проведена 13 ноября 2013 г. в видимом, ближнем инфракрасном, тепловом инфракрасном диапазонах (всего 12 каналов). Диапазоны длин волн, в которых выполнялась съёмка, представлены на рисунке 3 (см. цв. вкладку). Цифрами указаны порядковые номера спектральных каналов. 12-й канал предоставляет информацию о содержании влаги, облаках и снежном покрове. Обработка снимков проводилась средствами пакета прикладных программ MATLAB.

Для каждого изображения была вычислена яркостная энтропия и фрактальная размерность по представленной методике. Фрактальная размерность полутонового изображения вычислялась как усреднённое значение фрактальных размерностей по девяти «срезам». Результаты приведены на рисунке 4.

Графики показывают, что в приведённом примере с точки зрения яркостной энтропии и фрактальной размерности, для представленного набора полутоновых снимков наименее информативными являются изображения 9-го

канала, а наиболее интересными изображения 5-го, 10-го и 11-го каналов, причём, по показателю яркостной энтропии это неочевидно.

Также важной характеристикой является показатель стандартного отклонения фрактальной размерности, который позволяет оценить величину вариации фрактальной размерности в зависимости от размера области покрытия и характеризует сложность границ объектов на изображении. Поэтому изображения 10-го и 11-го каналов обладают менее сложной границей аномального объекта на изображении, а изображения 6-го, 7-го, 9-го и 12-го каналов содержат больше мелких объектов со сложной структурой.

Дело в том, что для большинства задач, в том числе и для задач экологического мониторинга, особый интерес представляет возможность оценки «однородности» объектов на сцене. Поэтому, чем меньше показатель стандартного отклонения фрактальной размерности, тем точнее можно определить границы объектов и аномалий на изображении.

Снижение точности оценки фрактальной размерности обусловлено наличием на изображении мелких (сравнимых с размером области покрытия) объектов, возможно вызванных и шумовым воздействием.

Исследование этих особенностей невозможно при использовании лишь яркостной энтропии в качестве показателя информативности, тогда как фрактальная размерность, являясь удачным дополнением к показателю яркостной энтропии, может быть использована в качестве меры информативности при анализе цифровых многоспектральных изображений земной поверхности, позволяющей оценить структурное разнообразие объектов на наблюдаемой сцене, а также идентифицировать наличие аномальных объектов на изображении с однородной яркостью.

Заключение

Одним из направлений применения приведенной методики видится определение фрактальной размерности на основе разбиения изображения на морфологические классы, вычисления фрактальной размерности для каждого из классов, построения гистограммы фрактальных размерностей и оценки на её основании информативности изображения. Это даст возможность оценить характерные особенности структуры объектов интереса на изображении.

Предложенная методика анализа многоспектральных изображений на основе вычисления их фрактальных характеристик позволит эффективнее решать задачи автоматизации обнаружения аномальных объектов и их границ на многоспектральных изображениях, выполнять оперативный контроль и классификацию загрязнений почвы и водной поверхности, обнаруживать выбросы промышленных предприятий, выполнять мониторинг и прогноз сезонных паводков и разливов рек, контролировать динамику снежных покровов путём эффективного отбора наиболее информативных изображений и их комплексирования.

Литература

1. Никитин О.Р., Кисляков А.Н. Анализ информационного содержания цифровых многоспектральных изображений земной поверхности // Радиотехнические и телекоммуникационные системы. 2016. № 2 (22). С. 64–69.
2. Никитин О.Р., Кисляков А.Н. Морфологическое комплексирование многоспектральных изображений

земной поверхности // Радиотехнические и телекоммуникационные системы. 2012. № 2. С. 36–39.

3. Лысенко Н.В., Игнатъева Н.В. Спектрально-аналитическая обработка изображений в задачах экологического мониторинга // Известия вузов России. Радиоэлектроника. 2016. № 6. С. 32–37.

4. Бухтояров О.И., Несговорова Н.П., Савельев В.Г., Иванцова Г.В., Богданова Е.П. Методы экологического мониторинга качества сред жизни и оценки их экологической безопасности: учебное пособие. Курган: Изд-во Курганского гос. ун-та, 2015. 239 с.

5. Никитин О.Р., Кисляков А.Н. Комплексирование многоспектральных изображений с использованием методов морфологического анализа и цветового кодирования // Радиотехнические и телекоммуникационные системы. 2012. № 4. С. 52–57.

6. Khaleghi B. Multisensor data fusion: A review of the state of the art // Information Fusion. 2013. No. 14. P. 28–44.

7. Mitchell H.B. Data fusion: concepts and ideas. New York: Springer-Verlag, LLC, 2012. 244 p.

8. Чумак О.В. Энтропии и фракталы в анализе данных. М.-Ижевск: НИЦ «Регулярная и хаотическая динамика», 2011. 164 с.

9. Корчинский В.М. Информативность многоспектральных проекционных изображений // Автоматика. Автоматизация. Электротехнические комплексы и системы. 2005. № 1 (15). С. 52–54.

10. Sotoca J.M., Pla F., Klaren A.C. Unsupervised band selection for multispectral images using information theory // Proceedings of the 17th International Conference on Pattern Recognition (ICPR). 2004. No. 3. P. 510–513.

11. Wang W., Chang F. A multi-focus image fusion method based on Laplacian pyramid // Journ. of Computers. 2011. V. 6. No. 12. P. 2559–2566.

12. Tourassi G.D., Frederick E.D., Markey M.K., Floyd C.E. Application of the mutual information criterion for feature selection in computer-aided diagnosis // Medical Physics. 2001. No. 28 (12). P. 2394–2402.

13. Zheng Y. An exploration of color fusion with multispectral images for night vision enhancement, image fusion and its applications. Image Fusion, 2011 [Электронный ресурс] <http://www.intechopen.com/books/image-fusion-and-its-applications/an-exploration-of-color-fusion-with-multispectral-images-for-night-vision-enhancement> (Дата обращения: 05.03.2019).

14. Шуплецов Ю.В., Ампилова Н.Б. Алгоритм вычисления размерности Минковского для полутоновых изображений // Известия Российского государственного педагогического университета им. Герцена. 2014. № 165. С. 99–106.

15. Wang Z., Deller J.R., Fleet B.D. Pixel-level multisensor image fusion based on matrix completion and robust principal component analysis // Journ. Electron. Imaging. 2015. V. 25. No. 1. [Электронный ресурс] <http://electronicimaging.spiedigitallibrary.org/article.aspx?articleid=2482741> (Дата обращения: 05.03.2019).

16. Image Fusion / Ed. O. Ukimura. Rijeka: InTech, 2011. 428 p. [Электронный ресурс] <https://ru.b-ok.org/ireader/1192474> (Дата обращения: 05.03.2019).

17. Stathaki T. Image fusion: algorithms and applications. London: Academic Press, 2008. 520 p.

18. Никитин О.Р., Кисляков А.Н. Метод идентификации личности по цифровым изображениям отпечатков пальцев // Радиотехнические и телекоммуникационные системы. 2017. № 4. С. 52–57.

19. Кисляков А.Н. Фрактальный метод идентификации личности по цифровым изображениям отпечатков пальцев // Перспективные технологии в средствах передачи информации: Материалы XII Международной научно-технической конференции. Владимир, 2017. С. 200–204.

20. Image fusion and its applications / Ed. Y. Zheng. USA: InTech, 2011. 242 p.

References

1. Nikitin O.R., Kislyakov A.N. Analysis of the information content of the digital multispectral images of the earth surface // Radiotekhnicheskie i telekommunikatsionnye sistemy. 2016. No. 2 (22). P. 64–69 (in Russian).

2. Nikitin O.R., Kislyakov A.N. Morphological integration of multispectral images of the earth's surface // Radiotekhnicheskie i telekommunikatsionnye sistemy. 2012. No. 2. P. 36–39 (in Russian).

3. Lysenko N.V., Ignatieva N.V. Multispectral image processing in problems of ecological monitoring // Izvestiya vuzov Rossii. Radioelektronika. 2016. No. 6. P. 32–37 (in Russian).

4. Bukhtoyarov O.I., Nesgovorova N.P., Savelyev V.G., Ivantsova G.V., Bogdanova E.P. Methods of environmental monitoring of quality of living environment and assessment of their environmental safety: uchebnoe posobie. Kurgan: Izd-vo Kurganskogo gos. un-ta, 2015. 239 p. (in Russian).

5. Nikitin O.R., Kislyakov A.N. Data fusion for multispectral images using morphological analysis and color-coding // Radiotekhnicheskie i telekommunikatsionnye sistemy. 2012. No. 4. P. 52–57 (in Russian).

6. Khaleghi B. Multisensor data fusion: A review of the state-of-the-art // Information Fusion. 2013. No. 14. P. 28–44. doi: 10.1016/j.inffus.2011.08.001

7. Mitchell H.B. Data fusion: concepts and ideas. New York: Springer-Verlag, LLC, 2012. 244 p.

8. Chumak O.V. Entropies and fractals in data analysis. Moskva-Izhevsk: NITs "Regulyarnaya i khaoticheskaya dinamika", 2011. 164 p. (in Russian).

9. Korchinskiy V.M. Informativity of multispectral projection images // Avtomatika. Avtomatizatsiya. Elektrotekhnicheskie komplekсы i sistemy. 2005. No. 1 (15). P. 52–54 (in Russian).

10. Sotoca J.M., Pla F., Klaren A.C. Unsupervised band selection for multispectral images using information theory // Proceedings of the 17th International Conference on Pattern Recognition (ICPR). 2004. No. 3. P. 510–513.

11. Wang W., Chang F. A multi-focus image fusion method based on Laplacian pyramid // Journ. of Computers. 2011. V. 6. No. 12. P. 2559–2566. doi: 10.4304/jcp.6.12.2559-2566

12. Tourassi G.D., Frederick E.D., Markey M.K., Floyd C.E. Application of the mutual information criterion for feature selection in computer-aided diagnosis // Medical Physics. 2001. No. 28 (12). P. 2394–2402. doi: 10.1118/1.1418724

13. Zheng Y. An exploration of color fusion with multispectral images for night vision enhancement, image fusion and its applications. Image Fusion, 2011 [Internet resource] <http://www.intechopen.com/books/image-fusion-and-its-applications/an-exploration-of-color-fusion-with-multispectral-images-for-night-vision-enhancement> (Accessed: 05.03.2019). doi: 10.5772/17121

14. Shupletsov Yu.V., Ampilova N. The algorithm of calculating minkovsky dimension for gray-scale images // Izvestiya Rossiyskogo gosudarstvennogo pedagogicheskogo universiteta im. Gertsena. No. 165. P. 99–106 (in Russian).

15. Wang Z., Deller J.R., Fleet B.D. Pixel-level multisensor image fusion based on matrix completion and robust principal component analysis // Journ. Electron. Imaging. 2015. V. 25. No. 1. [Internet resource] <http://electronicimaging.spiedigitallibrary.org/article.aspx?articleid=2482741> (Accessed: 05.03.2019). doi: 10.1117/1.JEI.25.1.013007

16. Image Fusion / Ed. O. Ukimura. Rijeka: InTech, 2011. 428 p. [Internet resource] <https://ru.b-ok.org/ireader/1192474> (Accessed: 05.03.2019). doi: 10.5772/602

17. Stathaki T. Image fusion: algorithms and applications. London: Academic Press, 2008. 520 p.

18. Nikitin O.R., Kislyakov A.N. The method of identification by digital fingerprint images // Radiotekhnicheskie i telekommunikatsionnye sistemy. 2017. No. 4. P. 52–57 (in Russian).

19. Kislyakov A.N. Fractal method of identification of the person on digital images of fingerprints // Advanced technologies in the means of information transmission: Materialy XII Mezhdunarodnoy nauchno-tekhnicheskoy konferentsii. Vladimir. 2017. P. 200–204 (in Russian).

20. Image fusion and its applications / Ed. Y. Zheng. USA: InTech, 2011. 242 p. doi: 10.5772/691

Methodological techniques for identifying plant communities based on Earth remote sensing data and field research

© 2019. T. A. Adamovich¹ ORCID: 0000-0002-8684-927X, E. A. Domnina^{1,2} ORCID: 0000-0002-5063-8606

A. S. Timonov² ORCID: 0000-0001-8560-3051, V. V. Rutman¹ ORCID: 0000-0002-9025-3487

T. Ya. Ashikhmina^{1,2} ORCID: 0000-0003-4919-0047

¹Vyatka State University,

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

²Institute of Biology of Komi Scientific Centre of the Ural Branch
of the Russian Academy of Sciences,

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

e-mail: ttjnadamvich@rambler.ru

The possibilities of using multispectral data of remote sensing of the Earth and field research to highlight plant communities using the example of the Pizhemsky State Nature Reserve (SNR) of the Kirov region are shown. The Pizhemsky SNR is defined as a complex (landscape) reserve. It is especially valuable for maintaining the integrity, protection and restoration of aquatic biogeocenoses, preserving in the natural state of the unique natural objects of the region.

Selection of plant communities in the Pizhemsky reserve with the use of remote sensing data was carried out in several stages: pre-field cameral, field expeditionary and office generalizing. The pre-field cameral stage included the selection of satellite images from the Landsat 7 and Sentinel 2 satellites and their interpretation to isolate areas of vegetation that are homogeneous in interpretation. At this stage, several areas that were homogeneous in terms of certain features (color, microtexture of the pattern, phototones, etc.) were identified, caused by various natural objects and plant communities of the region. In the field expeditionary stage, work was carried out to identify vegetation types on the ground. The characteristic of plant communities was carried out according to generally accepted geobotanical techniques.

The peculiarities of the coenotic composition of forests in the reserve were studied. The composition of the plant communities of the Pizhemsky SNR reflects the characteristic zonal features of the vegetation of the studied region and is associated with certain landscape elements. Based on the analysis of the available cartographic material and satellite images, it has been established floodplain meadows occupy more than 60% of the study area, forests – about 20%. In order to identify plant communities, the most characteristic and most accessible direct interpretation features (phototone, shape, structure) were selected. In addition, we used the synthesis of standard combinations of “artificial colors” channels from the Landsat 7 and Sentinel 2 satellites, which made it possible to identify grassy communities, deciduous and coniferous forests. The completed classification with training provided important information on the distribution of the majority of plant communities typical for the region. The NDVI vegetation index made it possible to isolate pine, deciduous forests and meadow phytocenoses, as well as to recognize water bodies and open soils. The obtained results will allow to substantiate new approaches to environmental management.

Keywords: Pizhemsky State Nature Reserve, satellite imagery, interpretation, Normalized Difference Vegetation Index, plant communities.

УДК 528.72:004.93

Методические приёмы выделения растительных сообществ на основе данных дистанционного зондирования Земли и полевых исследований

©2019. Т. А. Адамович¹, к. г. н., доцент, Е. А. Домнина^{1,2}, к. б. н., с. н. с.,

А. С. Тимонов², с. н. с., В. В. Рутман¹, инженер,

Т. Я. Ашихмина^{1,2}, д. т. н., г. н. с., зав. лабораторией,

¹Вятский государственный университет,

610000, Россия, г. Киров, ул. Московская, д. 36,

²Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,

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

e-mail: ttjnadamvich@rambler.ru

Показаны возможности использования мультиспектральных данных дистанционного зондирования Земли и полевых исследований для выделения растительных сообществ на примере государственного природного заказника «Пижемский» Кировской области. Государственный природный заказник (ГПЗ) «Пижемский» определён как комплексный (ландшафтный). Он имеет особо ценное значение для поддержания целостности, охраны и восстановления водных биогеоценозов, сохранения в естественном состоянии уникальных природных объектов области.

Выделение растительных сообществ на территории заказника «Пижемский» с использованием данных дистанционного зондирования Земли проводили в несколько этапов: предполетной камеральной, полевой экспедиционной и камеральной обобщающей. Предполетной камеральной этап включал в себя подбор космических снимков со спутников Landsat 7 и Sentinel 2 и их дешифрирование для выделения однородных по дешифровочным признакам участков растительности. Выделены несколько однородных по определенным признакам (цвет, микротекстура рисунка, фототон и др.) участков, обусловленных различными природными объектами и растительными сообществами района. В полевой экспедиционный этап проведены работы с целью идентификации на местности типов растительности. Характеристика растительных сообществ проводилась по общепринятым геоботаническим методикам.

Изучены особенности ценотического состава лесов заказника. Состав растительных сообществ ГПЗ «Пижемский» отражает характерные зональные черты растительности исследуемого региона и приуроченность к определенным ландшафтным элементам. На основе анализа имеющегося картографического материала и космических снимков установлено, что пойменные луга занимают более 60% исследуемой территории, леса – около 20%. Для идентификации растительных сообществ были выбраны наиболее характерные и наиболее доступные прямые дешифровочные признаки (фототон, форма, структура). Кроме того, использовали синтез стандартных комбинаций каналов «искусственные цвета» со спутников Landsat 7 и Sentinel 2, что позволило выделить травянистые сообщества, лиственные и хвойные леса. Выполненная контролируемая классификация с обучением позволила получить важную информацию о распределении большинства характерных для района исследования растительных сообществ. Использование нормализованного дифференцированного вегетационного индекса NDVI позволило выделить сосновые, лиственные леса и луговые фитоценозы, а также распознать водные объекты и открытые почвы. Полученные результаты позволят обосновать новые подходы к рациональному природопользованию.

Ключевые слова: государственный природный заказник «Пижемский», космические снимки, дешифрирование, нормализованный дифференцированный вегетационный индекс, растительные сообщества.

To ensure the necessary ecological balance and maintain the qualitative state of the biosphere as the environment of human life, it is necessary to preserve the maximum biological diversity of ecosystems including the animal and plant world [1]. Russia's unique natural diversity is protected by a system of specially protected natural areas (SPNA) which play a huge role in the preservation of natural ecosystems and the ecological conditions of the regions.

The implementation of environmental management is impossible without monitoring forest biodiversity providing an assessment of its current state, analysis and forecast of possible changes against the background of natural processes and under the influence of anthropogenic factors [2]. Studying plant communities in SPNAs is of paramount importance. At the same time, the use of satellite images of the Earth surface obtained from spacecrafts and related ground-based research is indispensable [3].

The use of remote methods allows you to quickly get a fairly complete amount of information about the state of plant ecosystems in the study area [4, 5].

The purpose of these research is to develop a methodology for selecting various types of plant communities on the territory of the Pizhemy state reserve in the Kirov region based on remote

sensing data (RSD) in combination with field studies.

Objects and methods of research

The “Pizhemy” State Natural Reserve (SNR) of regional importance was created as a hydrological reserve in 1990 on the territory of Kotelnichsky, Tuzhinsky, Pizhansky, Arbazhsky and Sovetsky municipal districts of the Kirov region along the Pizhma River and its right tributary – the Nemda River with a width of 0.5 to 3.5 km (on average about 1.7–2.0 km) and a length of 173 km.

The natural reserve “Pizhemy” has a particularly valuable significance for maintaining the integrity, protection and restoration of aquatic biogeocenoses, preserving the unique natural objects of the region in the natural state. In accordance with the objectives of creating the reserve, its profile is defined as a complex (landscape) reserve.

The Pizhemy reserve is located in the belt of southern taiga forests. Its vegetation is described only on the plot of the Nemda River. It is noted that the native vegetation in this area is spruce-fir and fir-spruce forests in some places with linden undergrowth, with open moss cover, boreal grasses and shrubs [6].

Studies on the selection of plant communities in the framework of this work were conducted in areas located along the Pizhma River in the territory of the SNR and directly adjacent to it.

Selection of plant communities of the Pizhmsky reserve on the basis of RSD was carried out in several stages: pre-field cameral, field expeditionary and cameral generalizing stage.

The pre-field stage included the selection of satellite images using the SAS. Planet Internet resource (Google, Bing and Yandex maps) with 1 m resolution, as well as imagery from Landsat 7 and Sentinel 2 satellites (30 m and 10 m resolution, respectively), and their interpretation for selection homogeneous vegetation areas in accordance with interpreting signs [7, 8].

According to the results of the pre-field cameral stage, several “plots” uniform for certain features (color, microtexturing of the pattern, photo tone, etc.) due to various natural objects and plant communities of the area were identified in the spring and summer Bing maps and Yandex satellite images. These sites were selected for field research.

During the field expeditionary stage in July 2017, the authors carried out work aimed at searching on the ground the types of vegetation identified in the cameral interpretation of satellite images. The characteristic of plant communities was carried out according to generally accepted geobotanical techniques [9].

Geobotanical descriptions were performed within plant communities, homogeneous in floristic composition, composition of dominants of each tier, community appearance (aspect, community structure) and habitat conditions, on sample plots of 20 × 20 m using GPS positioning.

The cameral generalizing stage included the process of interpreting satellite images in order to isolate different plant communities. In this work, direct interpretation signs of objects (photo tone, shape, structure) were used. In addition, we used the synthesis of standard channel combinations, classification with the training of multi-zone high and medium resolution images, the calculation and estimation of the NDVI vegetation index.

Results and discussion

Based on the analysis of the available cartographic material and satellite images of different seasons, it has been established that in most sections the Pizhma River intensively meanders. There are numerous channels and many old lakes. Floodplane of the Pizhma River

occupies more than 70% of the area of the SNR. During the spring floods, the reserve’s territory is flooded by 50–80% (Fig. 1, see color insert).

In geomorphological terms, the SNP covers the floodplain of the Pizhma and Nemda rivers, the first and second terraces above the floodplain, and also partly the indigenous shores represented by Upper Permian terrigenous-carbonate sediments. This circumstance determines the nature of the vegetation. There are mainly floodplain meadows (more than 60%). The banks of the mainstream, channels and lakes are covered with thickets of shrubs (mainly willow). Forests within the boundaries of the SNR occupy about 20% (Fig. 2, see color insert).

In the process of deciphering the plant communities of the Pizhmsky reserve, direct interpretation signs were taken into account. The photo tone acts as the main interpretive sign that forms the outlines of the boundaries, the size and structure of the image of the object [10]. In the photographs, water spaces that absorb light are displayed dark to black. Vegetation is displayed in various shades of green, while the darker the green, the darker its color in nature. So, pine and spruce forests in the Pizhmsky reserve are distinguished by a darker color in the picture than mixed and deciduous forests.

Another important interpretation is the form. The form sets both the presence of the object and its basic properties. For natural objects of the areal nature, such as meadows, forests, areas of thickets, there is an indefinite form, and for anthropogenic, they are regular (arable land, roads, buildings, etc.).

The structure of the image is the most stable direct interpretive feature, practically independent of the shooting conditions. It is a complex trait that combines some other direct interpretive signs, such as shape, tone, size, shadow. The sign of the structure is the most stable of the direct signs, less dependent on shooting conditions than others [11]. When interpreting complex objects, especially in pictures of relatively small scales, as in our case, this feature became one of the defining features.

The grain structure is characteristic for the image of forests. The pattern is created by gray round-shaped spots (crowns of trees) on a darker background created by shaded spaces between the trees. The forest vegetation of the Pizhmsky reserve is characterized by an irregular image structure.

Fragments of images for Figures 1 and 2 (Fig. 3, see color insert) clearly demonstrate the differences in color, photo tone and microtexture

in different parts of the Pizhemy SNR (SAS. Planet Internet resource: Yandex (top row) and Bing maps (bottom row)).

At the same time, synthesized images (standard combinations of channels “artificial colors” 6, 5, 2 or 5, 6, 4 from Landsat 7 and spectral bands 2, 3, 4 from Sentinel 2 satellites) were used to isolate various types of vegetation. However, the resolution of these images does not allow to select homogeneous areas with a size of less than 150 m in one dimension (without taking into account transition zones).

A synthesized image of the territory of the Pizhemy reserve, obtained from the Landsat 7 apparatus using a combination of spectral channels 7-5-3, is shown in Figures 4, 5 (see color insert).

This combination gives an image close to the natural colors. The undisturbed vegetation looks bright green, the grass communities are green, the pink areas detect open soil. Dry vegetation looks orange, water as blue [12]. Olive-green color is characteristic of forests, and a darker color is an indicator of conifer admixture.

Classification of high-resolution multichannel images with the training provided important information on the distribution of the majority of plant communities observed in the region (Fig. 6, 7, see color insert).

The classes of vegetation obtained in the analysis of satellite images coincided quite well with those that were identified during field work. At the same time, the accuracy of determining certain classes turned out to be rather low. The highest separation accuracy is obtained for water bodies and areas without vegetation.

The paper assesses the values of NDVI. This index helps to identify pine, deciduous forests and meadow phytocenoses, as well as to identify water bodies and open soil [13] (Fig. 8, see color insert).

An analysis of the obtained values of the NDVI vegetation index revealed that for coniferous and deciduous forests the index values range from 0.32 to 0.68 [14, 15]. This suggests a poor and sparse tree and shrub vegetation, since dense forest vegetation corresponds to an NDVI value of more than 0.67–0.80. The same trend is characteristic of plant communities (from 0.68). Low NDVI values for these types of vegetation can be associated with a rather low monthly average air temperature and heavy rainfall. Rather low temperatures for the vegetation period of plants disrupt the flow of biochemical processes in cells, and thus can cause irreversible changes in them, leading to the cessation of plant growth and even their death.

In the course of field studies within the Pizhemy SNR, the following plant communities were identified: floodplain meadows, coniferous, deciduous and mixed forests.

Meadows, depending on their location in the floodplain of the Pizhma River, were characterized by different species composition. The meadows of the high floodplain were attributed to the formation of true mixed grass and cereals. Their total projective cover was 95%. In the herbage prevailed: *Deschampsia cespitosa*, *Alopecurus pratensis*, *Galium boreale*. Formations of the lower floodplain were large-grass with a projective cover of 60–70%. Their herbage was represented by the *Filipendula ulmaria*, *Thalictrum flavum*, *Phalaris arundinacea*, *Carex nigra*, and others.

The forests in the reserve are mostly mixed, characterized by different ratios of coniferous and deciduous trees. We have described oxalis spruce-birch-fir forest and oxalis-carex birch-fir forest.

Among the coniferous forests in the Pizhemy SNR the following community options are noted: cowberry pine forest with may-lily and cowberry-green moss pine forest. Pine forests occupy the high banks of the Pizhma River and stretch along them in a narrow strip or create significant arrays in elevated areas.

In the study area there are sites of both small-leaved and broad-leaved forests. They are located in the depressions and along the river. These forests occupy small areas, so they are hardly visible on the map. During the field studies, 2 oak forests were described within the territory under study: oyster oakwood with may-lily and ostrich oakwood. Phytocenoses formed by linden are marked along the low bank of the river. On moist soils the forest cuttings are overgrown with birch and aspen.

Conclusion

The processing of Earth remote sensing data is an up-to-date and important method of biological research. Satellite images are indispensable in the selection of plant communities. They are very effective in studying forest communities.

On the basis of ground and remote data, floodplain meadows occupying more than 60% of the area and forests (about 20%) were allocated in the territory of the Pizhemy State Natural Reserve in the Kirov region. When deciphering forests were divided into mixed and coniferous (pine). Unfortunately, the areas of deciduous

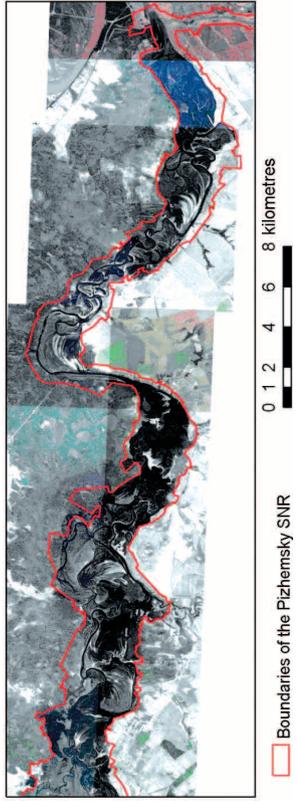


Fig. 1. Satellite image of the eastern part of the Pizhemsy SNR

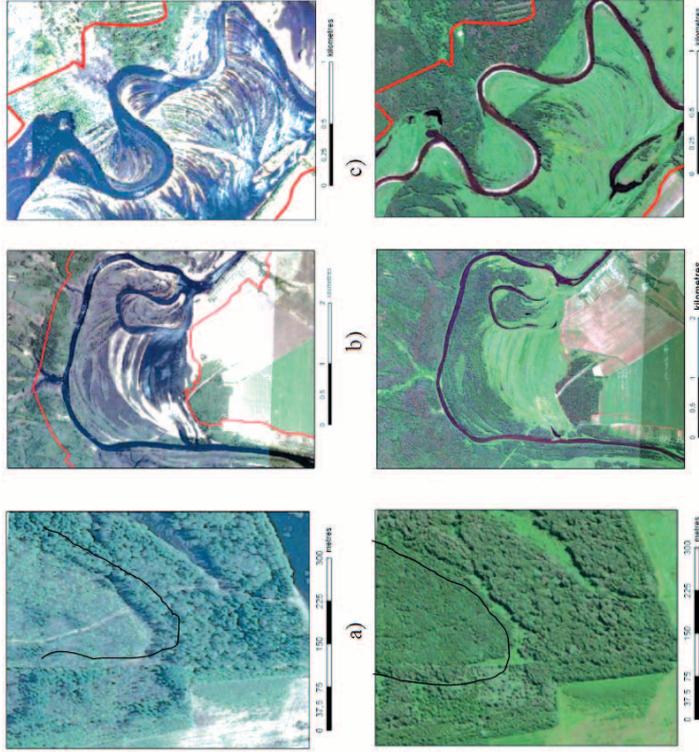


Fig. 3. Fragments of images for Figures 1 and 2

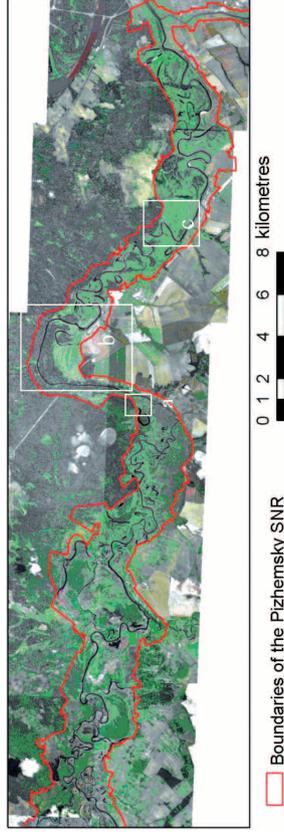


Fig. 2. Satellite image of the eastern part of the Pizhemsy SNR (the Pizhma River) in summer. Dark color refers to the Pizhma River and floodplain lakes, light green – to meadow communities, dark green – to forests

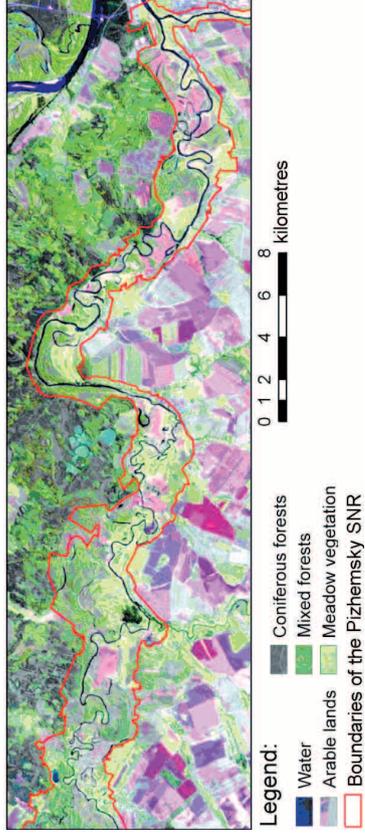
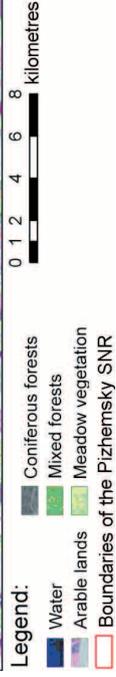


Fig. 4. Synthesized image obtained from the Landsat 7 satellite. Channel combination 7-5-3, resolution 30 m



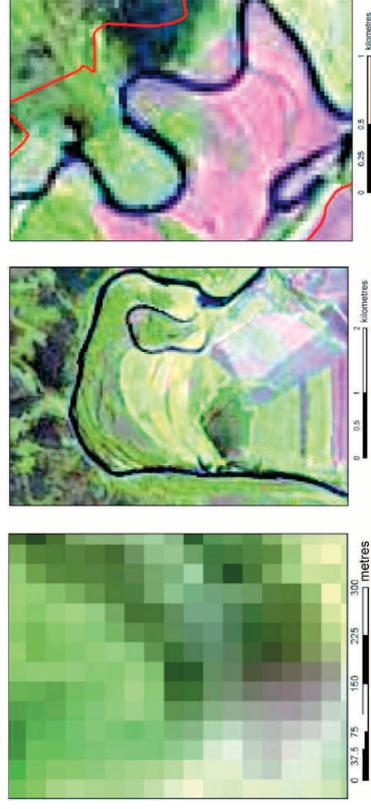


Fig. 5. Fragments of images to Figure 4

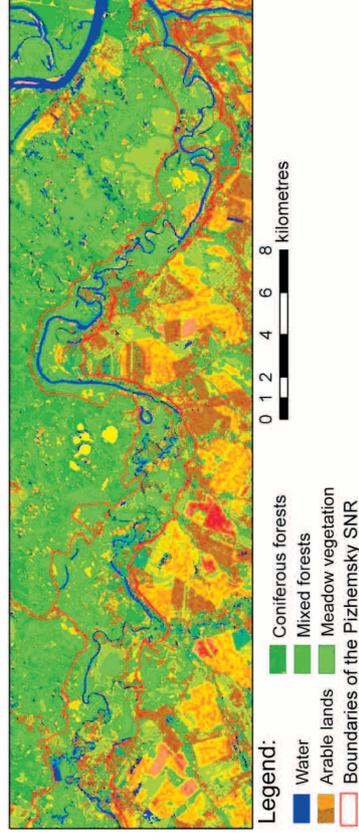


Fig. 6. Landsat 7 snapshot classification by maximum likelihood method. Resolution is 30 m

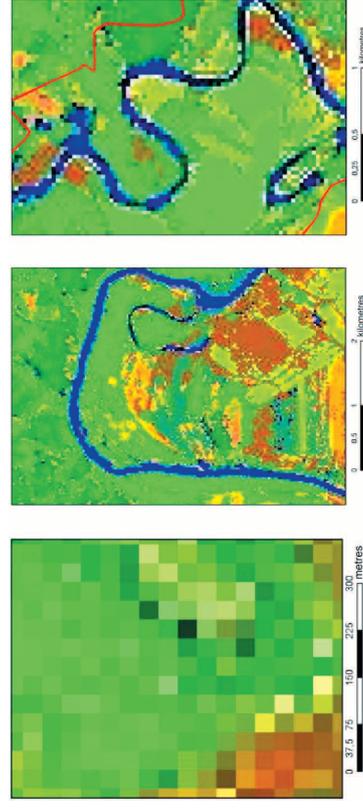


Fig. 7. Fragments of the image for Figure 6

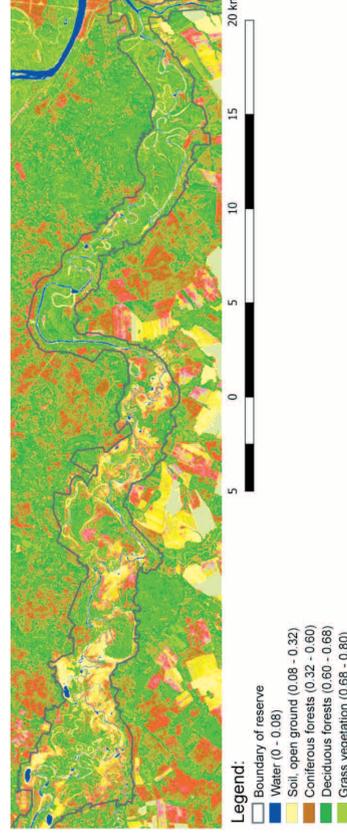


Fig. 8. NDVI map of the Pizhemskey reserve

forests occupying small areas were not identified on the map.

For identification of plant communities, the most characteristic and most accessible direct interpretive features were selected. Synthesis of standard combinations of channels “artificial colors” from satellites of high and medium resolution allowed us to distinguish grassy communities, coniferous and deciduous forests. The classification carried out by the maximum likelihood method yielded important information on the distribution of the majority of plant communities characteristic for the region. Maps obtained in the calculation of the vegetation index demonstrate the possibilities of using NDVI for the isolation and subsequent classification of plant communities.

The results of the interpretation of satellite images by the proposed methods can be used to compile different-time vegetation maps and to study the dynamics of plant communities. The obtained results will allow to substantiate new approaches to environmental management.

The work was carried out as a part of the project supported by a grant from the President of the Russian Federation for state support of young Russian scientists MK-2120.2017.5.

References

1. Rotanova I.N., Andreeva I.V., Pestova L.V., Purdik L.N., Garms O.Ya., Shibkikh A.A. Landscape approach to creating a system of specially protected natural territories in the Altai territory and its information and cartographic support // *Polzunovskiy vestnik*. 2003. No. 1–2. P. 99–112 (in Russian).
2. Isaev A.S., Knyazeva S.V., Puzachenko M.Yu., Chernenkova T.V. Using satellite data to monitor forest biodiversity // *Issledovanie Zemli iz kosmosa*. 2009. No. 2. P. 55–66 (in Russian).
3. Lu D., Weng Q. A survey of image classification methods and techniques for improving classification performance // *International Journal of Remote Sensing*. 2007. V. 28. No. 5. P. 823–870. doi: 10.1080/01431160600746456
4. Olsson H. A method for using Landsat time series for monitoring young plantations in boreal forests // *International Journal of Remote Sensing*. 2009. No. 30 (19). P. 5117–5131. doi: 10.3923/rjes.2011.105.123.
5. Leimgruber P., Christen C.A., Laborderie A. The impact of Landsat satellite monitoring on conservation biology environmental monitoring and assessment // *Remote Sensing of Environment*. 2005. V. 106. P. 81–101. doi: 10.1007/s10661-005-0763-0
6. Tarasova E.M. Flora of the State Nature Reserve “Pizhemsky”. Part 1. Nemdinsky complex. Kirov: Kirovskaya oblastnaya tipografiya, 2007. 192 p. (in Russian).
7. Drusch M., Del Bello U., Carlier S., Colin O., Fernandez V., Gascon F., Hoersch B., Isola C., Laberinti P., Martimort P., Meygret A., Spoto F., Sy O., Marchese F., Bargellini P. Sentinel-2: ESA’s optical high-resolution mission for GMES operational services // *Rem. Sens. of Env.* 2012. V. 120. P. 25–36. doi: 10.1016/j.rse.2011.11.026
8. Hojas-Gascón L., Belward A., Eva H., Ceccherini G., Hagolle O., Garcia J., Cerutti P. Potential improvement for forest cover and forest degradation mapping with the forthcoming Sentinel-2 program // *Int. Archives of the Photogram., Rem. Sens. & Spatial Inf. Sciences*. 2015. P. 417–423. doi: 10.5194/isprsarchives-XL-7-W3-417-2015
9. Ipatov V.S. Description of phytocenosis. Methodical recommendations. Sankt-Peterburg: Izd-vo SPbGU, 1998. 93 p. (in Russian).
10. Labutina I.A. Decoding of aerospace images: Proc. manual for university students. Moskva: Aspect Press, 2004. 184 p. (in Russian).
11. Simonova G.V., Khlebnikov E.P., Simonov D.P. Using structural features in digital image processing // *Interexpo Geo-Sibir’*. 2009. V. 5. No. 2. P. 168–170 (in Russian).
12. Adamovich T.A., Ashikhmina T.Ya., Kantor G.Ya. Using different combinations of spectral channels of satellite images of Landsat 8 satellite to assess natural environments and objects // *Theoretical and Applied Ecology*. 2017. No. 2. P. 9–18 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2017-2-009-018
13. Bannari A., Morin D., Bonn F., Huete A.R. A review of vegetation indices // *Rem. Sens. Reviews*. 1995. V. 13. No. 1–2. P. 95–120. doi: 10.1080/02757259509532298
14. Levin N., Shmida A., Levanoni O., Tamari H., Kark S. Predicting mountain plant richness and rarity from space using satellite-derived vegetation indices // *Diversity and Distributions*. 2007. V. 13 (6). P. 692–703. doi: 10.1111/j.1472-4642.2007.00372.x
15. Beck P.S.A., Jönsson P., Hogda K.A., Karlsen S.R., Eklundh L., Skidmore A.K. A ground-validated NDVI dataset for monitoring vegetation dynamics and mapping phenology in Fennoscandia and the Kola Peninsula // *Int. J. of Rem. Sens.* 2007. V. 28. No. 19. P. 4311–4330. doi: 10.1080/01431160701241936

Применение комплекса наземных методов исследования для диагностики загрязнения и процессов эвтрофирования водохранилищ Кировской области

© 2019. Т. И. Кутявина¹, к. б. н., с. н. с.,
Т. Я. Ашихмина^{1,2}, д. т. н., профессор, г. н. с., зав. лабораторией,
Л. В. Кондакова^{1,2}, д. б. н., профессор,
¹Вятский государственный университет,
610000, Россия, г. Киров, ул. Московская, д. 36,
²Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,
167982, Россия, Республика Коми, г. Сыктывкар, ул. Коммунистическая, д. 28,
e-mail: kutyavinati@gmail.com

Проведена оценка состояния четырёх крупнейших водохранилищ Кировской области с использованием комплекса методов физико-химического, биоиндикационного и микробиологического анализов. Определены комбинаторный (КИЗВ) и удельный комбинаторный (УКИЗВ) индексы загрязнённости и классы качества вод. Установлено, что по химическим показателям КИЗВ уменьшается в ряду водохранилищ: Большое Кирсинское – Омутнинское – Чернохолуницкое – Белохолуницкое. Показано, что наибольший вклад в загрязнение водохранилищ вносят аммонийный азот и органические вещества. Выявлено превышение предельно допустимых концентраций для водоемов культурно-бытового использования (ПДК_{к-б}) по железу общему (от 2 до 9,5 ПДК_{к-б}) во всех объектах исследования, в Большом Кирсинском водохранилище – по химическому потреблению кислорода (ХПК) (1,6–1,7 ПДК_{к-б}). В Омутнинском водохранилище выявлены растения-индикаторы органического загрязнения – *Typha latifolia* L. и *Potamogeton natans* L., что согласуется с величиной ХПК (53 мгО/дм³). Установлена положительная реакция ряски *Lemna minor* L., *L. trisulca* L. и многокоренника *Spirodela polyrhiza* (L.) Schleid. на повышенное содержание аммонийного азота в месте выпуска сточных вод в Омутнинское водохранилище, где содержание аммония было в 2,1 раза выше по сравнению с другими участками водоема.

На основании микробиологического анализа воды Омутнинского водохранилища выявлена мезосапробная зона водоема (центральный и приплотинный участки), что подтверждается отношением биологического потребления кислорода к перманганатной окисляемости (в среднем 27%).

Ключевые слова: водохранилище, индекс загрязнения воды, сапробность, эвтрофирование, фитоиндикация.

Application of ground-based research methods for the diagnostics of pollution and eutrophication of water reservoirs of the Kirov region

© 2019. T. I. Kutyavina¹ ORCID: 0000-0001-7957-0636*
T. Ya. Ashikhmina^{1,2} ORCID: 0000-0003-4919-0047*
L. V. Kondakova^{1,2} ORCID: 0000-0002-2190-686X*
¹Vyatka State University,
36, Moskovskaya St., Kirov, Russia, 610000,
²Institute of Biology of Komi Scientific Centre
of the Ural Branch of the Russian Academy of Sciences,
28, Kommunisticheskaya St., Syktyvkar, Russia, 167982,
e-mail: kutyavinati@gmail.com

The status of the four largest reservoirs of the Kirov region was assessed using a set of methods for physicochemical, bioindicative and microbiological analyzes. The combinatorial index of water pollution (CIWP), the specific combinatorial index of water pollution (SCIWP), and water quality classes are defined. It has been established that in terms of chemical indices CIWP decreases in the series: Bol'shoje Kirsinskoye – Omutninskoye – Chernokholunitskoye – Belokholunitskoye reservoirs. It has been shown that ammonium nitrogen and organic substances make the largest contribution to the pollution of reservoirs. The maximum permissible concentrations for reservoirs of cultural and domestic use (MPC_{c-d}) for total iron (from 2 to 9.5 MPC_{c-d}) are exceeded in all objects of study, in the Bol'shoje Kirsinskoye reservoir – on bichromate oxidation (COD) (1.6–1.7 MPC_{c-d}). In the Omutninsky reservoir, indicator plants for the presence of organic pollution

were found – *Typha latifolia* L. and *Potamogeton natans* L., which is consistent with the COD value (53 mgO/dm³). It is established the positive reaction of *Lemna minor* L., *L. trisulca* L., *Spirodela polyrhiza* (L.) Schleid. to the increased content of ammonium nitrogen in the place of sewage discharge into the Omutninsky reservoir, where the ammonium content was 2.1 times higher compared to other parts of the reservoir.

Based on the microbiological analysis of the water of the Omutninsky reservoir, the mesosaprobic zone of the reservoir (central and dam sections) was detected, as evidenced by the ratio of biological oxygen consumption during 5 days to permanganate oxidation (an average of 27%).

Keywords: reservoir, water pollution index, saprobity, eutrophication, phytoidication.

Проблема загрязнения поверхностных вод с каждым годом становится всё более актуальной. Связано это в основном с развитием промышленности, ростом городов, поступлением в водоёмы огромного количества загрязняющих веществ, биогенных элементов через сточные воды поселений, сельскохозяйственных угодий, промышленных предприятий, что приводит к значительному увеличению количества эвтрофированных водоёмов, деградации в них как отдельных компонентов экосистемы, так и целых сообществ организмов [1–2]. Эвтрофикация приводит к снижению рыбохозяйственного и рекреационного потенциала водоёмов, оказывает негативное влияние на системы очистки воды из водных объектов для питьевого водоснабжения [3, 4]. При эвтрофикации часто наблюдается «цветение» воды, а также массовое развитие высших водных растений. В настоящее время антропогенная эвтрофикация является одним из важнейших факторов негативного воздействия промышленной, сельскохозяйственной и иной деятельности на водные объекты [2]. Решение проблем по снижению эвтрофирования водоёмов – актуальная задача современной науки и практики. Необходимо получать более точные количественные оценки, выявлять наиболее значимые информативные факторы в развитии процессов загрязнения водных объектов и их эвтрофирования, разрабатывать оптимальные методы и алгоритмы диагностики процессов эвтрофирования водоёмов для разработки мер по их социальной защите и реабилитации.

Цель работы – оценить состояние водохранилищ Кировской области с использованием комплекса наземных методов исследования.

Объекты и методы исследования

Объектами исследования послужили самые крупные водохранилища (пруды) Кировской области: Белохолуницкое, Омутнинское, Большое Кирсинское и Чернохолуницкое. Согласно классификации по положению в географической зоне [5], все объекты ис-

следования являются лесными, по приуроченности к макрорельефу – равнинными, по площади водного зеркала [6] – небольшими. Общими чертами для всех водоёмов являются сходные природно-климатические условия. Растительность и животный мир в районах расположения водоёмов типичны для таёжной полосы. Все водохранилища созданы в XVIII веке в районах добычи и разработки железных руд. С момента создания до середины XX в. они выполняли общую функцию – обеспечение водоснабжения металлургического производства. Основные отличия водоёмов, выявленные по данным полевых исследований и анализу космоснимков, состоят в морфометрических параметрах, разной ориентации в пространстве, форме чаши и изрезанности береговой линии, в интенсивности водообмена, степени антропогенной нагрузки и в развитии процессов эвтрофикации [7]. Наиболее освоены и интенсивно используются берега в приплотинных участках водохранилищ. Источниками загрязнения на берегах водоёмов являются металлургические производства, объекты лёгкой промышленности, автодороги, населённые пункты, садоводческие общества. На Омутнинском водохранилище с 2010 г. фиксируется интенсивное «цветение» воды, что свидетельствует о развитии процессов эвтрофирования в данном водоёме. При этом наиболее явно «цветение» проявляется на приплотинном участке, где отсутствует высшая водная растительность и поступает неорганизованный ливневый сток с городской застройки. Интенсивность «цветения» подтверждается величиной оптической плотности (D) воды, отобранной у поверхности (0,3 м): она варьирует в пределах D = 0,15–0,22 при измерении в кювете с толщиной поглощающего слоя 1 см и длине волны 615 нм [8].

Наблюдения проводились на акватории исследуемых водохранилищ в течение 2011–2018 гг. Пробы воды для проведения физико-химического анализа, определения видового состава водорослей и микробиологического анализа отбирали несколько раз в течение летне-осеннего периода: в июне, августе

и октябре. Границы водохранилищ и степень зарастания высшей водной растительностью уточнялись по космоснимкам [7].

Физико-химический анализ проб воды проводили в аккредитованной лаборатории по аттестованным методикам. Результаты анализа сравнивали с предельно-допустимыми концентрациями для водоёмов культурно-бытового назначения (ПДК_{к-б}) и использовали для расчёта комбинаторного (КИЗВ) и удельного комбинаторного (УКИЗВ) индексов загрязнённости воды.

Кроме физико-химических методов анализа в работе применяли три метода биологических исследований: биоиндикация (фито- и зооиндикация), биотестирование и микробиологический анализ. В данной статье приведены результаты фитоиндикации и микробиологического анализа.

Доминантные виды высших водных и прибрежно-водных растений и их расположение в водоёме фиксировали во время маршрутного обследования акватории и береговой линии, проводимого с моторной лодки. Для выявления индикаторных видов растений использовали списки растений-индикаторов загрязнения и эвтрофирования различных водных объектов [9].

Для микробиологического анализа проб воды применяли чашечный метод количественного учёта микроорганизмов [10].

Результаты и обсуждение

В ходе выявления степени развития процессов эвтрофикации было проведено комплексное исследование экологического состояния Белохолуницкого, Омутнинского, Большого Кирсинского и Чернохолуницкого водохранилищ с использованием наземных методов исследования.

Гидрохимический анализ проб воды из исследуемых водохранилищ проводили в летне-осенний сезон в течение 2011–2014 гг. Результаты физико-химического анализа представлены в таблице 1. В 2016–2018 гг. дополнительно проводили анализ проб воды из Омутнинского и Большого Кирсинского водохранилищ для контроля качества воды в них, так как данные водоёмы в большей степени, по сравнению с Белохолуницким и Чернохолуницким прудами, подвержены загрязнению.

Согласно полученным результатам (табл. 1), в воде всех изучаемых водохранилищ отмечается превышение ПДК_{к-б} по содержанию общего железа, в Большом Кирсинском пруду – по химическому потреблению кислорода (ХПК). Значения всех остальных показателей намного ниже ПДК_{к-б}.

Водородный показатель (рН) в изучаемых водоёмах варьирует в пределах от 6,1 до 8,6 ед. В зависимости от величины рН воды Белохолуницкого водохранилища относятся к слабощелочным, Омутнинского и Чернохолуницкого – к нейтральным, Большого Кирсинского – к слабокислым. Известно, что нормальное развитие жизни водных организмов идёт при нейтральной или слабощелочной реакции среды [11].

В водоёмах с кислой реакцией среды фотосинтетические процессы ослаблены, вследствие чего развитие бактерий, водорослей и зоопланктона угнетается. Низкое значение рН в воде Большого Кирсинского водохранилища объясняется присутствием гумусовых кислот в почве и болотных водах, питающих пруд. Снижение рН до 5,5 ед. может вызвать значительные изменения в видовом составе живых организмов водоёма.

Содержание биогенных элементов во всех водохранилищах невысокое. Из неорганических форм азота в изучаемых водоёмах преобладает аммонийный азот. Известно, что присутствие в незагрязнённых поверхностных водах ионов аммония связано главным образом с процессами аммонификации азотсодержащих органических веществ (ОВ), находящихся в воде в результате прижизненных выделений и посмертных остатков водных организмов. Основными источниками дополнительного попадания аммонийного азота в водоёмы являются животноводческие фермы, хозяйственно-бытовые сточные воды, поверхностный сток с сельхозугодий в случае использования аммонийных удобрений, а также сточные воды предприятий пищевой, коксохимической, лесохимической и химической промышленности [12]. Наименьшие концентрации ионов аммония отмечены в Белохолуницком водохранилище, наибольшие – в Большом Кирсинском. Во всех прудах, кроме Чернохолуницкого, содержание аммонийного азота на всей акватории практически не изменяется. В Чернохолуницком водохранилище, в его средней части, концентрация аммония выше, чем в верховье и приплотинной части. Вероятно, это связано с поступлением в водоём с поверхностным стоком хозяйственно-бытовых сточных вод с территории пос. Чёрная Холуница, который расположен на правом берегу в средней части водохранилища. По содержанию аммонийного азота Белохолуницкий пруд является умеренно загрязнённым,

Таблица 1 / Table 1

Среднее содержание химических компонентов в пробах воды из водохранилищ на северо-востоке Кировской области в 2011–2014 гг.

The average content of chemical components in water samples from reservoirs in the northeast of the Kirov region in 2011–2014

Компоненты, единицы измерения / Components, units	Водохранилище / Reservoir											
	Белохолуницкое / Belokholunitskoye			Омутнинское / Omutninskoye			Большое Кирсинское / Bol'shoye Kirsinskoye			Чернохолуницкое / Chernokholunitskoye		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Водородный показатель, ед. рН / рН, unit of рН	8,0	7,6	8,6	7,0	7,0	6,8	6,1	6,3	6,4	6,8	6,8	6,6
NH_4^+ , мг/дм ³ / mg/dm ³	0,43	0,45	0,41	0,58	0,54	0,49	1,50	1,41	1,40	0,42	0,79	0,46
NO_2^- , мг/дм ³ / mg/dm ³	0,037	0,046	0,038	<0,02	<0,02	<0,02	0,027	0,027	0,026	<0,02	<0,02	<0,02
NO_3^- , мг/дм ³ / mg/dm ³	<0,1	<0,1	<0,1	0,25	0,31	<0,1	<0,1	0,11	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
PO_4^{3-} , мг/дм ³ / mg/dm ³	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Fe_{total} , мг/дм ³ / mg/dm ³	0,73	0,66	0,60	0,67	0,65	0,74	2,57	2,85	2,70	0,63	0,71	0,66
ХПК, мгО/дм ³ / COD, mgO/dm ³	19	21	18	15	21	17	48	51	51	15	13	13
Растворённый кислород, мг/дм ³ / Dissolved oxygen, mg/dm ³	–	5,04	–	5,63	6,20	6,27	4,31	4,53	5,04	5,82	5,66	5,29
Цветность, градусы цветности / Chromaticity, degrees of chromaticity	59	85	64	51	54	56	212	398	212	44	44	42

Примечание: цифрами обозначены участки водохранилищ: 1 – верховье, 2 – центральный, 3 – приплотинный; «–» обозначает отсутствие данных.

Note: the numbers denote parts of the reservoirs: 1 – upper, 2 – central, 3 – near the dam; “–” indicates the absence of data.

Омутнинский и Чернохолуницкий – загрязнёнными, Большой Кирсинский – грязным. К 2018 г. содержание аммонийного и нитритного азота в Большом Кирсинском водохранилище возросло в 2 раза по сравнению с 2014 г. и составило 3,2 и 0,22 мг/дм³ соответственно, что указывает на ухудшение санитарного состояния водного объекта и увеличение поступления бытовых и сельскохозяйственных сточных вод с водосбора.

Содержание фосфат-ионов во всех водохранилищах в течение 2011–2014 гг. было ниже предела обнаружения методики ПНД Ф 14.1:2:4.112-97 (0,05 мг/дм³). Начиная с 2016 г., в центральном и приплотинном

участках Омутнинского водохранилища концентрация фосфат-ионов возросла до 0,08, а в Большом Кирсинском пруду – до 0,11 мг/дм³. Известно, что при минимальном количестве нитратов и фосфатов и высоком содержании ОВ в водоёме идёт быстрое развитие цианобактерий (ЦБ) [13]. Подобная закономерность отмечена нами в Омутнинском водохранилище, в котором в 2011 и 2012 гг. наблюдалось очень интенсивное «цветение» воды. В составе доминантов «цветения» (рис. 1, см. цв. вкладку) были обнаружены три вида ЦБ: *Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaena spiroides*, *Microcystis aeruginosa*, которые чаще всего отмечаются в эвтрофированных водоёмах

Европейской части России [14]. В Большом Кирсинском водохранилище, в воде которого также содержится много ОВ, такого массового развития ЦБ не отмечено, что связано, скорее всего, с низким значением рН в воде этого водоёма. В период наблюдений с 2011 по 2018 гг. минимальное значение рН в этом водоёме составляло 5,3 ед., а максимальное – 6,9 ед.

Соотношение неорганических форм азота и фосфора во всех изучаемых водохранилищах менее 5. Согласно литературным данным, в данном случае развитие фитопланктона лимитирует азот [13].

Концентрации железа в отобранных пробах воды были выше установленных нормативов и составляли от 2 до 9,5 ПДК_{к-б.}. Главными источниками соединений железа в поверхностных водах являются процессы химического выветривания горных пород, сопровождающиеся их механическим разрушением и растворением, значительные количества поступают с подземным стоком и со сточными водами предприятий металлургической, металлообрабатывающей, текстильной, лакокрасочной промышленности, с сельскохозяйственными стоками. Повышенное содержание железа обычно наблюдается в болотных водах. Наибольшее содержание общего железа отмечено в воде Большого Кирсинского пруда, что, скорее всего, связано с поступлением в водоём болотных вод. Как отмечалось ранее [7], все изучаемые водоёмы расположены в одном физико-географическом округе, вблизи месторождений железных руд, что также оказывает влияние на содержание железа в почвах и воде данных территорий. Увеличение содержания железа в воде Омутнинского пруда в его приплотинной части, вероятно, связано с влиянием металлургического завода и периодическим укреплением откосов плотины доменным шлаком.

Значения ХПК в изучаемых водохранилищах изменялись от 0,4 до 1,7 ПДК_{к-б.}.

Показатель ХПК позволяет делать выводы о количественном содержании трудноокисляемых ОВ в воде. Состав ОВ в природных водах формируется под влиянием внутриводоёмных биохимических процессов продуцирования и трансформации, поступления из других водных объектов, с поверхностными и подземными стоками, с атмосферными осадками, с промышленными и хозяйственно-бытовыми сточными водами. Наибольшие значения ХПК зафиксированы в Большом Кирсинском пруду на всей его акватории, наименьшие – в Чернохолуницком пруду. Источником поступления ОВ в Большое Кирсинское водохранилище, скорее всего, являются воды, поступающие с участков торфоразработок, расположенных выше водоёма, и из Кирсового болота. Довольно высокие значения ХПК отмечены в центральном участке Омутнинского водохранилища (табл. 2), что может быть связано с поступлением бытовых сточных вод с территории садоводческих обществ. Перманганатная окисляемость на данной акватории также была выше по сравнению с другими участками (10,8 и 7,9 мгО/дм³ соответственно). Высокое значение ХПК в верховье водоёма, зафиксированное в 2012 и 2014 гг., может быть связано с природными факторами. Повышенное содержание веществ органической природы при низком содержании нитрат- и фосфат-ионов могут стимулировать интенсивное развитие в водоёме ЦБ [15]. Массовое «цветение» воды в центральной части Омутнинского водохранилища соотносится с большим запасом растворённых ОВ в воде на этой акватории (рис. 1, см. цв. вкладку). Также на данном участке отмечены высшие растения-индикаторы загрязнения ОВ (*Typha latifolia* L.) и биогенными веществами – *Spirodela polyrhiza* (L.) Schleid, *Lemna minor* L. и *L. trisulca* L. Последние три вида были встречены нами в 2011 г. в месте выпуска сточных вод санатория-профилактория, расположенного на берегу водоёма. Содер-

Таблица 2 / Table 2

Химическое потребление кислорода (ХПК) в разных участках Омутнинского водохранилища в 2011–2016 гг., мгО/дм³

Bichromate oxidability (COD) in different parts of the Omutninsky reservoir in 2011–2016, mgO/dm³

Год исследования Year of study	Участок водохранилища / Reservoir area		
	верховье / headwater	центральный / central	приплотинный / near the dam
2011	27,3	27,0	26,8
2012	63	53	50
2013	15	21	17
2014	37	37	33
2016	32	43	31

Т. И. КУТЯВИНА, Т. Я. АШИХМИНА, Л. В. КОНДАКОВА
«ПРИМЕНЕНИЕ КОМПЛЕКСА НАЗЕМНЫХ МЕТОДОВ ИССЛЕДОВАНИЯ ДЛЯ ДИАГНОСТИКИ
ЗАГРЯЗНЕНИЯ И ПРОЦЕССОВ ЭВТРОФИРОВАНИЯ ВОДОХРАНИЛИЩ КИРОВСКОЙ ОБЛАСТИ», С. 44

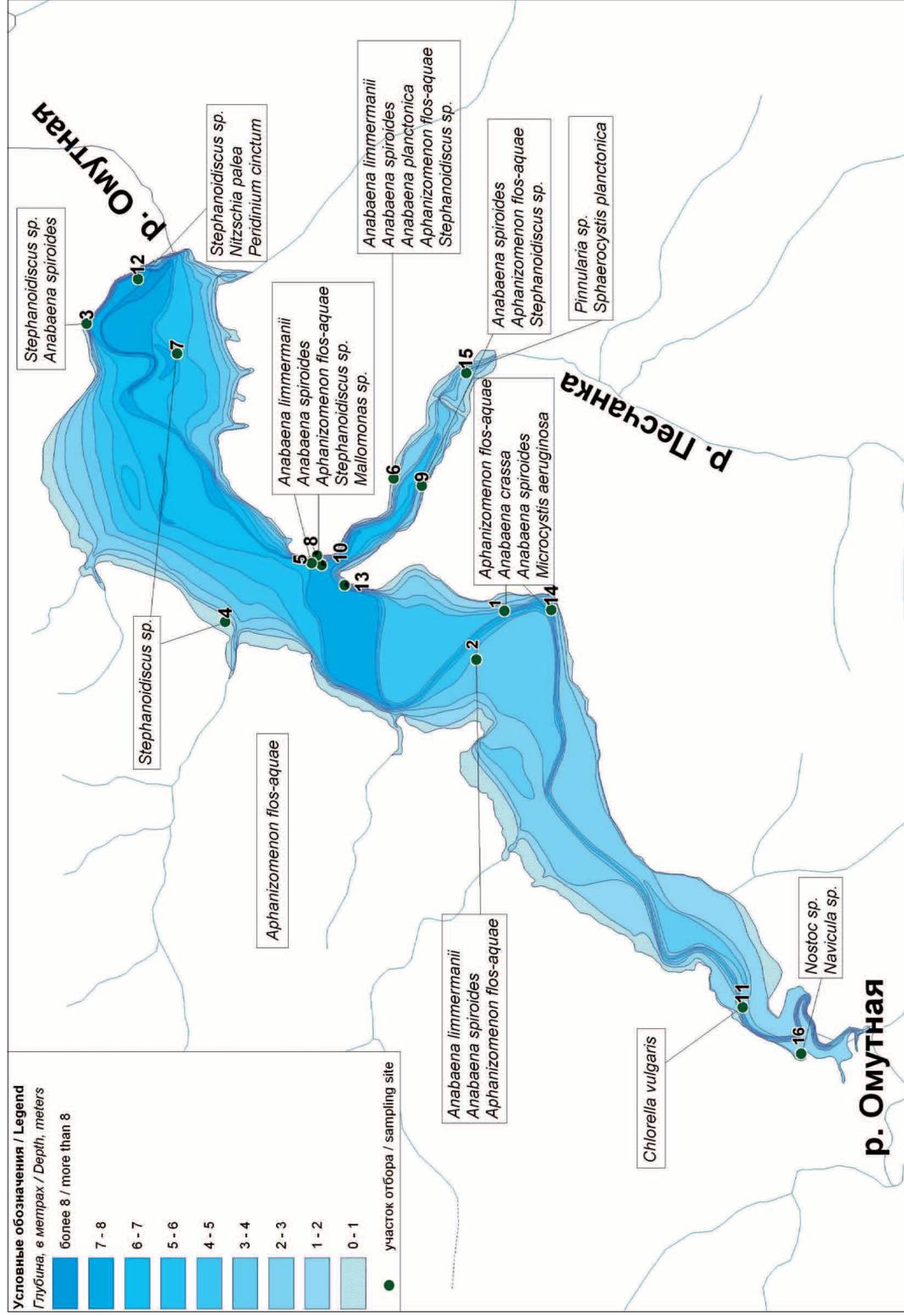


Рис. 1. Распределение доминантных видов водорослей по акватории Омутинского водохранилища в 2011 г.
Fig. 1. Distribution of dominant species of algae in the Omutninsky reservoir in 2011

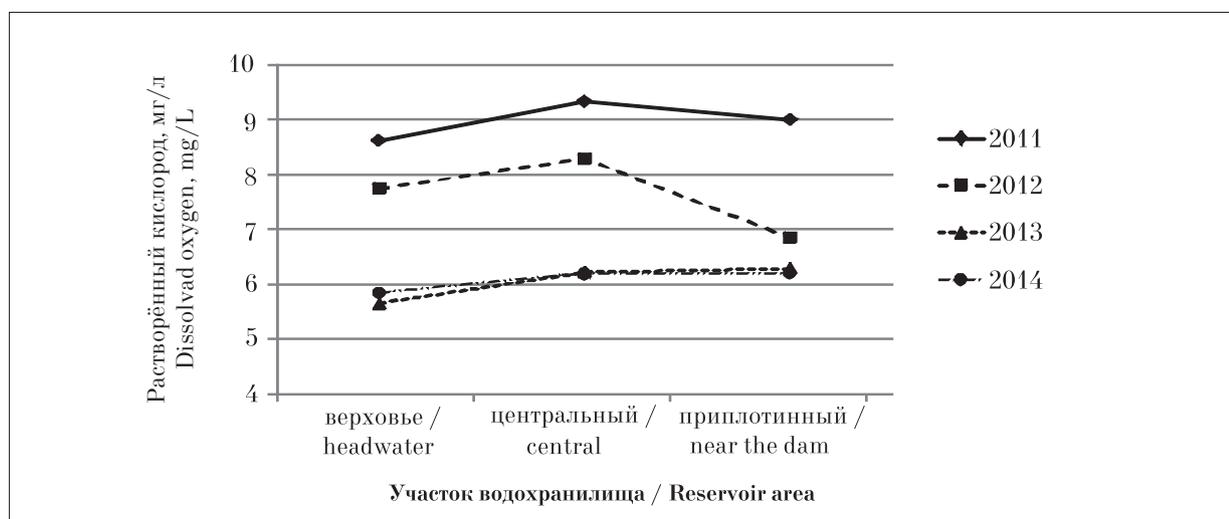


Рис. 2. Содержание растворённого кислорода в воде Омутнинского водохранилища в 2011–2014 гг.
 Fig. 2. The content of dissolved oxygen in the water of the Omutninsky reservoir in 2011–2014

Таблица 3 / Table 3

Классы качества воды для водохранилищ северо-востока Кировской области
 (средние значения по данным химического анализа за 2011–2014 гг.)
 Water quality classes for reservoirs in the northeast of the Kirov region
 (average values according to chemical analysis data for 2011–2014)

Название водохранилища / Reservoir name	КИЗВ / CIWP	УКИЗВ/ класс качества, характеристика SCIWP / quality class, characteristic
Белохолуницкое Belokholunitskoye	12,82	1,07/ II, слабозагрязнённая low polluted water
Омутнинское Omutninskoye	26,25	2,19/ III, загрязнённая polluted water
Большое Кирсинское Bol'shoje Kirsinskoye	31,83	2,65/ III, загрязнённая polluted water
Чернохолуницкое Chernokholunitskoye	13,76	1,15/ II, слабозагрязнённая low polluted water

жание аммонийного азота на этой акватории в 2011 г. достигало 1,14 мг/дм³, в то время как на других участках составляло в среднем 0,54 мг/дм³. После ввода в эксплуатацию новых очистных сооружений санатория в 2012 г., *S. polyrhiza* (L.) Schleid, *L. minor* L. и *L. trisulca* L. в центральной части Омутнинского пруда нами обнаружены не были.

Концентрация растворённого кислорода во всех изучаемых водохранилищах довольно низкая. К процессам, уменьшающим содержание кислорода в воде, относятся реакции потребления его на дыхание водных организмов, биохимическое окисление ОВ, а также химическое окисление Fe²⁺, Mn²⁺, NO₂⁻, NH₄⁺, CH₄, H₂S. Скорость потребления кислорода увеличивается с повышением температуры, количества бактерий и других водных организмов и веществ, подвергающихся химическому и биохимическому окислению. Наименьшие значения по содержанию рас-

творённого кислорода были отмечены в Большом Кирсинском водохранилище. Полученные результаты согласуются с данными о высоком содержании ОВ в этом водоёме. Этот факт свидетельствует о неблагоприятной обстановке в данном водохранилище, так как низкое содержание растворённого кислорода и высокая концентрация ОВ негативно влияет на жизнедеятельность гидробионтов, в частности инфузорий [16]. Неблагоприятно на кислородном режиме водохранилища отражается низкая интенсивность водообмена, коэффициент водообмена (*k*) составляет всего 0,9 ед., в то время как в Белохолуницком водохранилище он достигает 9,4 ед. В Омутнинском водохранилище на протяжении 2011–2014 гг. отмечалось снижение концентрации растворённого кислорода в воде с 9 до 6 мг/дм³ (рис. 2), однако к 2018 г. его содержание в воде возросло в среднем до 7,3 мг/дм³. Для данного водоёма характерна

средняя интенсивность водообмена по сравнению с другими объектами исследования, $k = 4,4$ ед.

По результатам гидрохимического анализа за 2011–2014 гг. рассчитаны КИЗВ и УКИЗВ (табл. 3).

Согласно рассчитанным индексам (табл. 3), вода в Белохолуницком и Чернохолуницком водохранилищах является менее загрязнённой, чем в двух других водоёмах. Наибольшей загрязнённостью характеризуются Большое Кирсинское и Омутнинское водохранилища. Загрязнение воды Большого Кирсинского пруда наблюдается по содержанию аммонийного азота, общего железа, значениям ХПК. В водоёме отмечена слабокислая реакция среды (табл. 1), что неблагоприятно влияет на состояние водоёма и живых организмов. Загрязнение данного пруда ОВ в основном вызвано проводимыми ранее торфоразработками. Загрязнение воды Омутнинского пруда наблюдается по содержанию железа, аммония и ХПК. По отношению БПК₅/перманганатная окисляемость (в среднем 27%) установлено, что Омутнинское водохранилище испытывает сильное сапробное загрязнение. Это подтверждается результатами микробиологического анализа, согласно которому вода в центральном и приплотинном участках по степени развития гетеротрофных микроорганизмов относится к мезосапробной зоне (средняя численность микроорганизмов в воде варьировала в пределах от 4700 до 59000 КОЕ/мл). Согласно классификации водоёмов по бактериальным показателям вода в верховье водоёма является «удовлетворительно чистой», в средней части соответствует классу качества воды «загрязнённая», в приплотинной – «грязная». Загрязнение Омутнинского водохранилища ОВ связано с поступлением загрязняющих веществ в водоём с хозяйственно-бытовыми сточными водами и поверхностным ливневым стоком, с влиянием промышленных предприятий.

Повышенное содержание биогенных элементов и ОВ в Омутнинском водохранилище оказывают влияние на развитие водных растений, что подтверждается обнаружением индикаторных видов растений в центральном и приплотинном участках водоёма. Белохолуницкое водохранилище, согласно индексам КИЗВ и УКИЗВ (табл. 3), подвержено загрязнению в меньшей степени. Для этого водоёма отмечена невысокая антропогенная нагрузка и высокая скорость водообмена, что способствует самоочищению воды.

Согласно классификации качества вод по трофо-сапробным показателям (растворённый кислород, содержание биогенных элементов и ОВ), предложенной в ГОСТ 17.1.2.04-77, все изучаемые водохранилища являются β-мезосапробными, что по трофической шкале классификации водоёмов соответствует эвтрофному классу.

Заключение

Таким образом, проведена экологическая оценка четырёх крупнейших водохранилищ Кировской области с применением комплекса наземных методов исследования. Определено, что наибольшая природно-техногенная нагрузка характерна для Омутнинского водохранилища. Её природная составляющая обусловлена влиянием болот, расположенных на территории вблизи впадения р. Омутной в пруд, холмистого рельефа водосборной площади пруда в центральном и приплотинном участках, развитием эрозионных процессов, что в первую очередь подтверждается высоким содержанием общего железа в воде. Вклад в техногенную нагрузку вносят металлургический завод и городская застройка, расположенные в приплотинной части, лечебно-оздоровительные учреждения и садоводческие общества в центральной части водоёма, о чём свидетельствуют высокое содержание в воде ОВ, аммонийного азота, массовое развитие сапротрофных бактерий и интенсивное «цветение» воды.

Высокую природно-техногенную нагрузку испытывает Большое Кирсинское водохранилище. Его характерными природными особенностями является расположение в районе преобладания болотно-подзолистых почв и питание водами Кирсового болота, расположенного выше по течению р. Дальняя, что отражается на содержании в воде железа общего, показателях рН и цветности. Техногенная нагрузка на водоём обусловлена влиянием торфоразработок на Кирсовом болоте, жилой и промышленной застройкой г. Кирса. Водохранилище характеризуется меньшей проточностью по сравнению с Омутнинским водохранилищем, что неблагоприятно влияет на кислородный режим пруда. Белохолуницкий пруд, по сравнению с водоёмами в г. Кирсе и г. Омутнинске, испытывает меньшую нагрузку. Природные условия, в которых создано и функционирует водохранилище, практически не влияют на поступление загрязняющих веществ в водоём. Наименьшая

природно-техногенная нагрузка в настоящее время отмечена для Чернохолуницкого пруда. Она складывается из влияния немногочисленных болот, расположенных выше по течению р. Чёрная Холуница (верховье пруда) и жилой застройки одноимённого посёлка в приплотинной части, что проявляется в повышенном содержании аммонийного азота в центральном участке водохранилища.

Использование в работе комплекса физико-химических, микробиологических методов анализа и биоиндикации позволило выявить участки водохранилищ, наиболее подверженные загрязнению и эвтрофированию, оценить влияние природных и антропогенных факторов на формирование качества воды прудов.

Работа выполнена при поддержке гранта Президента Российской Федерации для государственной поддержки молодых учёных – кандидатов наук (МК-86.2019.5).

Литература

1. Rast W., Thornton J.A. Trends in eutrophication research and control // *Hidrological processes*. 1996. V. 10. P. 295–313.
2. Oliver S., Corburn J., Ribeiro H. Challenges regarding water quality of eutrophic reservoirs in urban landscapes: A mapping literature review // *Int. J. Environ. Res. Public Health*. 2019. V. 16. No. 1. 40. [Электронный ресурс] <https://www.mdpi.com/1660-4601/16/1/40/html> (Дата обращения: 21.05.2019).
3. Farley M. Eutrophication in fresh waters: An international review. In: *Encyclopedia of lakes and reservoirs*. Encyclopedia of Earth Sciences Series / Eds. L. Bengtsson, R.W. Herschy, R.W. Fairbridge. Springer, Dordrecht. 2012. [Internet resource] https://link.springer.com/referenceworkentry/10.1007/978-1-4020-4410-6_79#howtocite (Дата обращения: 18.02.2019).
4. Paerl H.W. Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine and inland waters // *Limnol. Oceanogr.* 1988. V. 33. No. 4 (Part 2). P. 823–847.
5. Дьяконов К.Н., Аношко В.С. Мелиоративная география. М.: Изд-во МГУ, 1995. 254 с.
6. Авакян А.Б., Салтанкин В.П., Шарапов В.А. Водохранилища. М.: Мысль, 1987. 325 с.
7. Кутявина Т.И., Домнина Е.А., Ашихмина Т.Я., Савиных В.П. Морфометрические, гидрохимические и биологические особенности прудов Северо-Востока Кировской области // *Теоретическая и прикладная экология*. 2013. № 2. С. 50–55.
8. Кутявина Т.И., Олькова А.С. Проблемы эксплуатации и экологического состояния Омутнинского водохранилища Кировской области // *Учёные записки*

Петрозаводского государственного университета. 2016. № 8 (161). С. 66–73.

9. Садчиков А.П., Кудряшов М.А. Гидробиотика: Прибрежно-водная растительность. М.: Издательский центр «Академия», 2005. 240 с.
10. Теппер Е.З., Шильникова В.К., Переверзева Г.И. Практикум по микробиологии. М.: Дрофа, 2004. 256 с.
11. Сокольский А.Ф. Биопродуктивность малых озёр. Астрахань: Изд-во БИВЦ «Каспрыба», 1995. 310 с.
12. Петин А.Н., Лебедева М.Г., Крымская О.В. Анализ и оценка качества поверхностных вод. Учебное пособие. Белгород: Изд-во БелГУ, 2006. 252 с.
13. Yoshimasa Y., Hajime T., Yuko M. Relationship between environmental factors and the formation of cyanobacterial blooms in a eutrophic pond in central Japan // *Algological Studies*. 2010. V. 134. No. 1. P. 25–39.
14. Водоросли, вызывающие «цветение» водоёмов Северо-Запада России. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2006. 367 с.
15. Smith V.H., Tilman G.D., Nekola J.C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems // *Environmental Pollution*. 1999. V. 100. P. 179–196.
16. Садчиков А.П., Котелевцев И.С. Можайское водохранилище: продукционно-деструкционные процессы. [Электронный ресурс] http://www.moip.msu.ru/wp-content/uploads/2011/09/Mojajskoi_vodohr.pdf (Дата обращения: 22.10.2017).

References

1. Rast W., Thornton J.A. Trends in eutrophication research and control // *Hidrological processes*. 1996. V. 10. P. 295–313.
2. Oliver S., Corburn J., Ribeiro H. Challenges regarding water quality of eutrophic reservoirs in urban landscapes: A mapping literature review // *Int. J. Environ. Res. Public Health*. 2019. V. 16. No. 1. 40. [Электронный ресурс] <https://www.mdpi.com/1660-4601/16/1/40/html> (Accessed: 21.05.2019). doi: 10.3390/ijerph16010040.
3. Farley M. Eutrophication in fresh waters: An international review // *Encyclopedia of lakes and reservoirs*. Encyclopedia of Earth sciences series / Eds. L. Bengtsson, R.W. Herschy, R.W. Fairbridge. Springer, Dordrecht. 2012. [Internet resource] https://link.springer.com/referenceworkentry/10.1007/978-1-4020-4410-6_79#howtocite (Accessed: 18.02.2019). doi: 10.1007/978-1-4020-4410-6.
4. Paerl H.W. Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine and inland waters // *Limnol. Oceanogr.* 1988. V. 33. No. 4 (Part 2). P. 823–847.
5. Dyakonov K.N., Anoshko V.S. Reclamation geography. Moskva: Izd-vo MGU, 1995. 254 p. (in Russian).
6. Avakyan A.B., Saltankin V.P., Sharapov V.A. Reservoirs. Moskva: Mysl', 1987. 325 p. (in Russian).

7. Kut'yavina T.I., Domnina E.A., Ashikhmina T.Ya., Savinykh V.P. Morphometric, hydrochemical and biological features of the ponds of the North-East of the Kirov region // *Theoretical and Applied Ecology*. 2013. No. 2. P. 50–55. doi: 10.25750/1995-4301-2013-2-050-055 (in Russian).

8. Kut'yavina T.I., Olkova A.S. Problems of operation and ecological condition of the Omutninsky reservoir of the Kirov region // *Uchenye zapiski Petrozavodskogo gosudarstvennogo universiteta*. 2016. No. 8 (161). P. 66–73 (in Russian).

9. Sadchikov A.P., Kudryashov M.A. *Hydrobotany: Coastal aquatic vegetation*. Moskva: Izdatelskiy tsentr Akademiya, 2005. 240 p. (in Russian).

10. Tepper E.Z., Shilnikova V.K., Pereverzeva G.I. *Practical work in microbiology*. Moskva: Drofa, 2004. 256 p. (in Russian).

11. Sokolskiy A.F. *Bioproductivity of small lakes*. Astrakhan: Izd-vo BIVTs Kaspryba, 1995. 310 p. (in Russian).

12. Petin A.N., Lebedeva M.G., Krymskaya O.V. *Analysis and assessment of surface water quality*. Uchebnoe posobie. Belgorod: Izd-vo BelGU, 2006. 252 p. (in Russian).

13. Yoshimasa Y., Hajime T., Yuko M. Relationship between environmental factors and the formation of cyanobacterial blooms in a eutrophic pond in central Japan // *Algological Studies*. 2010. V. 134. No. 1. P. 25–39. doi: 10.1127/1864-1318/2010/0134-0025

14. *Algae, causing “flowering” of water bodies of the North-West of Russia*. Moskva: Tovarishestvo nauchnykh izdaniy KMK, 2006. 367 p. (in Russian).

15. Smith V.H., Tilman G.D., Nekola J.C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems // *Environmental Pollution*. 1999. V. 100. P. 179–196. PMID: 15093117.

16. Sadchikov A.P., Kotelevtsev I.S. *Mozhaisk reservoir: production and destruction processes* [Internet resource] http://www.moip.msu.ru/wp-content/uploads/2011/09/Mojaiskoi_vodohr.pdf (Accessed: 22.10.2017) (in Russian).

**Идентификация и изучение свойств
Streptomyces geldanamycininus ЗК9, выделенного
из почвы под зарослями борщевика Сосновского**

© 2019. Е. В. Товстик¹, к. б. н., с. н. с., доцент,

А. В. Сазанов¹, к. б. н., руководитель центра компетенций, доцент,

А. В. Бакулина², к. б. н., зав. лабораторией,

И. Г. Широких^{2,3}, д. б. н., зав. лабораторией, в. н. с.,

Т. Я. Ашихмина^{1,3}, д. т. н., профессор, г. н. с., зав. лабораторией,

¹Вятский государственный университет,

610000, Россия, г. Киров, ул. Московская, д. 36,

²Федеральный аграрный научный центр Северо-Востока имени Н. В. Рудницкого,

610007, Россия, г. Киров, ул. Ленина, д. 166а,

³Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,

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

e-mail: tovstik2006@inbox.ru, awsz@mail.ru, drugaeann1@rambler.ru, irgenal@mail.ru

Антагонистически активный бактериальный штамм ЗК9 выделен из почвы под зарослями инвазивного вида *Heracleum sosnowskyi* Manden. Идентификацию штамма ЗК9 проводили с использованием культурально-морфологических признаков, а также на основе анализа фрагмента гена 16S рРНК. Установлено наибольшее сходство (98,54%) нуклеотидной последовательности штамма ЗК9 с последовательностью нуклеотидов *Streptomyces geldanamycininus* NRRL 3602 (шифр NCBI NR_043722.1). Среди спектра продуцируемых штаммом ЗК9 антибиотиков с помощью оптической спектроскопии обнаружены макбецин I (0,50 мкг/л) и валидамицин А (0,78 мкг/л). Установлена способность штамма ЗК9 к синтезу 1-(азабензимидазол-2-ил)-2,5-дигидро-3Н-пирроло[2,1- α]изоиндола – соединения, известного как ингибитор активности белка Hsp90. С помощью высокоэффективной жидкостной хроматографии в экзометаболитах исследуемого штамма обнаружены пептиды, аминокислоты в количестве 145,00; ликопин – 117,62; лютеин – 19,06; фитоин – 0,97 мкг/л. В лабораторных условиях показано, что продуцируемые штаммом *S. geldanamycininus* ЗК9 вещества (летучие и диффундирующие в агар) ингибируют рост фитопатогенного гриба *Fusarium proliferatum*. В условиях совместного культивирования летучие метаболиты *S. geldanamycininus* ЗК9 замедляют радиальный рост колоний *F. proliferatum* почти в два раза. Помимо антибиотиков, штамм ЗК9 продуцирует внеклеточный фермент, разрушающий целлюлозу. На среде Гетчинсона соотношение ширины зоны роста штамма ЗК9 и образуемой им зоны разрушения карбоксиметилцеллюлозы составляет 2,5. В жидкофазной культуре *S. geldanamycininus* ЗК9 не проявил способности продуцировать ауксины (индолил-3-уксусную кислоту). В ходе исследования чувствительности *S. geldanamycininus* ЗК9 к антибиотикам установлена его резистентность к рифампицину, амоксициллину, нистатину и левомецитину в клинически значимых концентрациях. Штамм ЗК9 проявляет чувствительность к антибиотикам, ингибирующим синтез белка (тетрациклин, канамицин, эритромицин) и синтез клеточной стенки (цефазолин, бацитрацин). Сделан вывод о том, что *S. geldanamycininus* ЗК9, благодаря наличию антибиотической активности, может противодействовать вторжению патогенных видов микроскопических грибов в прикорневую зону растений борщевика Сосновского и тем самым способствовать повышению его инвазивности.

Ключевые слова: *Streptomyces geldanamycininus*, *Heracleum sosnowskyi*, *Fusarium proliferatum*, молекулярно-генетический анализ, 16S рРНК, макбецин I, валидамицин А, антибиотикорезистентность.

**Identification and study of the properties
of *Streptomyces geldanamycininus* ЗК9, isolated from the soil
under the bush of *Heracleum sosnowskyi***

© 2019. E. V. Tovstik¹ ORCID: 0000-0003-1861-6076, A. V. Sazanov¹ ORCID: 0000-0002-6934-3330²

A. V. Bakulina² ORCID: 0000-0002-5171-2476³, I. G. Shirokikh^{2,3} ORCID: 0000-0002-3319-2729³

T. Ya. Ashikhmina^{1,3} ORCID: 0000-0003-4919-0047³

¹Vyatka State University,

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

²Federal Agricultural Research Center of North-East named N. V. Rudnitsky,

166a, Lenina St., Kirov, Russia, 610007,

³Institute of Biology of Komi Scientific Centre of the Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, 28, Kommunisticheskaya St., Syktyvkar, Komi Republic, Russia, 167982, e-mail: tovstik2006@inbox.ru, awsz@mail.ru, drugaeann1@rambler.ru, irgenal@mail.ru

The antagonistically active bacterial strain 3K9 was isolated from the soil under the thickets of the invasive *Heracleum sosnowskyi* Manden. species. Identification of the 3K9 strain was performed using cultural morphological traits, as well as based on the analysis of a fragment of the 16S rRNA gene. The greatest similarity (98.54%) of the nucleotide sequence of the 3K9 strain to the nucleotide sequence of *Streptomyces geldanamycininus* NRRL 3602 (Accession number NCBI NR_043722.1) was established. Macbecin I (0.50 µg/L) and validamycin A (0.78 µg/L) were detected among the spectrum of antibiotics produced by the 3K9 strain using optical spectroscopy. The ability of the 3K9 strain to synthesize 1-(azabenzimidazol-2-yl)-2,5-dihydro-3H-pyrrolo[2,1-a]isoindole, a compound known as an inhibitor of the activity of the Hsp90 protein, has been established. Using high performance liquid chromatography, peptides, amino acids in the amount of 145.00 µg/L were detected in the exometabolites of the studied strain; lycopene – 117.62; lutein – 19.06; phytoin – 0.97 µg/L. Under laboratory conditions, it was shown that substances produced by *S. geldanamycininus* 3K9 (volatile and agar diffusing) produced by the strain inhibit the growth of the phytopathogenic fungus *Fusarium proliferatum*. Under co-cultivation conditions, the volatile metabolites of *S. geldanamycininus* 3K9 slow down the radial growth of the colonies of *F. proliferatum* almost doubled. In addition to antibiotics, the 3K9 strain produces an extracellular enzyme that destroys cellulose. On the Hetchinson medium, the ratio of the width of the growth zone of the 3K9 strain and the carboxymethylcellulose destruction zone formed by it is 2.5. In a liquid-phase culture, *S. geldanamycininus* 3K9 did not show the ability to produce auxins (indolyl-3-acetic acid). During the study of the sensitivity of *S. geldanamycininus* 3K9 to antibiotics, its resistance to rifampicin, amoxicillin, nystatin and chloramphenicol in their clinically significant concentrations was established. Strain 3K9 shows sensitivity to antibiotics that inhibit protein synthesis (tetracycline, kanamycin, erythromycin) and cell wall synthesis (cefazolin, bacitracin). It is concluded that *S. geldanamycininus* 3K9, due to the presence of antibiotic activity, can counteract the invasion of pathogenic species of microscopic fungi into the root zone of the plants of *Heracleum sosnowskyi* and thereby increase its invasiveness.

Keywords: *Streptomyces geldanamycininus*, *Heracleum sosnowskyi*, *Fusarium proliferatum*, molecular genetic analysis, 16S rRNA, macbecin I, validamycin A, antibiotic resistance.

Наличие взаимных связей между растениями и почвой играет важную роль в функционировании наземных экосистем. Взаимодействие между ними может нести как отрицательный для растений эффект, если речь идёт о патогенных микробах, так и положительный – в случае симбионтов и деструкторов растительных остатков [1, 2].

Известно, что растения посредством корневых экссудатов способны изменять микробное окружение, внося тем самым вклад в формирование микробных сообществ почв [3]. Одновременно отдельные представители этих сообществ могут влиять на рост растений за счёт своей функциональной активности [4, 5].

Большой интерес в связи с этим вызывают вторичные метаболиты актиномицетов, для которых характерен широкий спектр биологической активности, включая фиторегуляторную [6]. Известно, что представители актиномицетов продуцируют более 70% клинически значимых антибиотиков, 80% из которых – вторичные метаболиты рода *Streptomyces* [7]. Широкое разнообразие антибиотиков стрептомицетного происхождения включает ансамицины, аминогликозиды, тетрациклины, β-лактамы, макролиды, пептиды, полиены, антрациклины, полиэферы и др. [8]. Многие из них обладают антифунгальным действием.

Целями данной работы явились идентификация и изучение физиолого-биохимических свойств штамма 3K9, выделенного из почвы под зарослями борщевика Сосновского, для выяснения возможных механизмов его антифунгальной активности.

Объекты и методы

Штамм 3K9 был выделен в чистую культуру из почвы участка массового роста борщевика Сосновского (*Heracleum sosnowskyi* Manden). Местоположение участка пробобора – Фалёнский район Кировской области (N 58°21,558' E 51°33,533'). Для изоляции культуры использовали общепринятый метод серийных разведений с последующим высевом почвенной суспензии на казеин-глицериновый агар [9]. Очистку и хранение штамма осуществляли на минеральном агаре Гаузе 1 [10].

Идентификацию штамма 3K9 проводили согласно определителям [10, 11] и руководству [12], а также с помощью молекулярно-генетического анализа. Секвенирование фрагмента гена 16S рНК проводили в научно-производственной компании «Синтол» (Москва). Полученную нуклеотидную последовательность сопоставляли с материалом,

депонированным в генбанке NCBI с использованием пакета программ BLAST [13]. Множественное выравнивание нуклеотидных последовательностей гена 16S рРНК и построение филогенетического дерева осуществляли с помощью программы MAFFT [14]. Для построения дерева использовали метод объединения «ближайших соседей» – neighbor-joining (NJ). В качестве референсного (не принадлежащего к роду *Streptomyces*) организма был выбран штамм *Rhodococcus rhodochrous* DSM43274T.

Для получения экзометаболитов штамм ЗК9 культивировали в колбах Эрленмейера (250 мл) с минеральной средой Гаузе 1 (объём 50 мл) на шейкере (180–200 об/мин) в течение 7 сут при 22 °С. Культуральную жидкость центрифугировали в течение 10 мин при 7000 об/мин для отделения биомассы клеток. Супернатант однократно экстрагировали, встряхивая жидкость с равным объёмом гексана при комнатной температуре в делительной воронке в вытяжном шкафу. Экстракт (10 мл) концентрировали, реэкстрагирование проводили этиловым спиртом. Очистку и анализ этанольного экстракта проводили методом высокоэффективной жидкостной хроматографии (ВЭЖХ) на хроматографе GILSON при следующих условиях: колонка – Ultrasil-Si (250–7,8 мм; 10 мкм) и (250–4,6 мм; 5 мкм) соответственно; подвижная фаза – 97,5% гексан + 2,5% изопропанол; скорость протока – 2,0 и 0,5 мл/мин соответственно; объём пробы, наносимый на колонку, – 2 мл и 100 мкл соответственно; детектирование – УФ при 240–280 и 260–280 нм соответственно. УФ-спектры валидамицина А и макбецина I снимали на спектрофотометре SPECORD UV VIS (Германия).

Влияние нелетучих внеклеточных метаболитов штамма ЗК9 на рост *F. proliferatum* определяли методом диффузии в агар. Влияние летучих веществ (ЛВ) штамма ЗК9 на рост гриба *F. proliferatum* исследовали с помощью двойной культуры, создавая физическое разделение между стрептомицетом и микромицетом. Для этого в центр донца чашки Петри на плотную питательную среду Чапека осуществляли однократный посев «уколом» *F. proliferatum*. В крышку чашки Петри на застывшую каплю агара помещали блочек (10 мм) газона штамма ЗК9, предварительно выращенного на плотной минеральной среде Гаузе 1. Чашку Петри закрывали, герметизируя стык плёнкой Parafilm, чтобы предотвратить утечку ЛВ. Инкубировали чашки при 27 °С. В контроле действие ЛВ штамма ЗК9 на *F. proliferatum* исключали,

помещая на крышку чашки Петри блочек стерильной минеральной среды Гаузе 1. Повторность опыта трёхкратная. Ингибирование роста гриба ЛВ штамма ЗК9 определяли путём измерения диаметра колонии *F. proliferatum* в двух взаимно перпендикулярных направлениях. Диаметр колоний учитывали через 3, 4, 5 и 7 сут после посева. Радиальную скорость роста колонии вычисляли по формуле:

$$K_r = \frac{d - d_0}{t},$$

где K_r – радиальная скорость роста колонии, мм/ч; d и d_0 – диаметр колонии в данный и начальный моменты времени, мм; t – время инкубации, час.

Целлюлолитическую активность штамма ЗК9 определяли на плотной питательной среде Гетчинсона с карбоксиметилцеллюлозой (КМЦ). О наличии целлюлолитической активности на среде с КМЦ судили по появлению зоны просветления около тестируемого изолята после окраски среды 0,1% водным раствором конго красного [15].

Определение индолил-3-уксусной кислоты (ИУК) проводили в водном растворе экзометаболитов с реактивом Сальковского [16]. Выращивание штамма ЗК9 осуществляли в течение пяти суток в жидкой питательной среде Чапека с триптофаном (0,2 г/л). Культуральную жидкость, которая содержала комплекс экзометаболитов штамма ЗК9, отделяли от биомассы путём центрифугирования.

Чувствительность штамма ЗК9 к антибиотикам определяли диско-диффузионным методом. Для этого использовали диски (ДИ-ПЛС-50-01, НИЦФ, Санкт-Петербург) из разных групп и классов антибиотиков, в клинически значимых концентрациях. Группа β-лактамов была представлена цефазолином (цефалоспорины), 30 мкг и амоксициллином (пенициллины), 20 мкг; макролидов – эритромицином, 15 мкг; ансамицинов – рифампицином, 5 мкг; аминогликозидов – канамицином, 30 мкг; группа тетрациклинов – тетрациклином (класс поликетиды), 30 мкг; хлорамфениколов – левомецетином, 30 мкг, бацитрацины – бацитрацином, 10 Ед; полиенов – нистатином, 80 Ед.

Достоверность экспериментальных данных оценивали методами математической статистики. Расчёты, построение графиков и их описание осуществляли с помощью приложений *Microsoft Office Word* и *Excel*, построение структурных формул антибиотиков – *ChemOffice*.

Результаты и обсуждение

Штамм ЗК9 формирует спиральные цепочки спор. На минеральном агаре 1 воздушный мицелий (ВМ) штамма имеет цвет от белого до серого, отдельные колонии со временем чернеют, благодаря автолизу; субстратный мицелий (СМ) – бесцветный. На овсяном и глицерин-нитратном агаре цвет ВМ – от белого до серого, СМ – бесцветный, растворимые пигменты отсутствуют. Меланоидные пигменты не образуются. На органическом агаре 2 цвет ВМ – от белого до серого, СМ бесцветный, образуется слабый желтоватый пигмент. На основании культуральных и морфологических признаков, штамм ЗК9 был первоначально отнесён к виду *Streptomyces hygroscopicus* [10].

Таксономическая идентификация, основанная на анализе фрагмента гена 16S рРНК, показала, что штамм ЗК9 наиболее близок (98,54% сходства) по последовательности гена 16S рРНК к депонированному в NCBI штамму *S. geldanamycininus* NRRL 3602 (номер доступа в генбанке NCBI NR_043722.1) (табл.).

В результате множественного выравнивания нуклеотидных последовательностей гена 16S рРНК и построения филогенетического дерева было показано, что достоверность кластеризации штамма ЗК9 с *S. geldanamycininus* NRRL 3602 составляет 97% (рис. 1). Дендрограмма построена на основании метода NJ с помощью программы MAFFT. Цифрами показана статистическая достоверность порядка ветвления, определённая с помощью «bootstrap»-анализа 1000 альтернативных деревьев.

Видовой статус *S. geldanamycininus* получил в 2007 г. на основании генотипического и фенотипического анализа типового штамма NRRL 3602, данного в [17]. Ранее этот штамм рассматривался как *S. hygroscopicus*

var. *geldanus*, *S. hygroscopicus* subsp. *geldanus*. Согласно данным литературы, *S. geldanamycininus* способен продуцировать гелданамицин (молекулярная формула $C_{29}H_{40}N_2O_9$) – противоопухолевый антибиотик 1,4-бензохинона ансамицин, один из первых открытых ингибиторов белка Hsp90, представляющего интерес в связи с поиском противоопухолевых средств [18].

Среди антибиотиков, продуцируемых *S. geldanamycininus* ЗК9, с помощью оптической спектроскопии был обнаружен макбецин I (CAS 73341-72-7, молекулярная формула $C_{30}H_{42}N_2O_8$) в количестве 0,50 мкг/л. Как и гелданамицин, макбецин I – это антибиотик ансамициновой группы, способный ингибировать белок Hsp90 [19] (рис. 2).

Однако от гелданамицина, макбецин I отличается большей растворимостью, стабильностью и аффинностью [20].

Помимо макбецина I, среди экзометаболитов штамма ЗК9 обнаружен ещё один антибиотик группы аминогликозидов – валидамицин А (CAS 37248-47-8, молекулярная формула $C_{20}H_{35}NO_{13}$) в количестве 0,78 мкг/л. Он известен как мощный ингибитор активности трегалазы у грибов, а также растений и насекомых [21]. В связи с этим валидамицин А широко используют как мощный противогрибковый агроантибиотик [22].

В меньшем количестве (0,06 мкг/л), чем макбецин I и валидамицин А, в супернатанте штамма ЗК9 обнаружен 1-(азабензимидазол-2-ил)-2,5-дигидро-3Н-пирроло[2,1- α]-изоиндол. Данные о микробной природе этого соединения отсутствуют. В литературе оно упоминается как производное изоиндолов (бензизоксазола), полученное путём химического синтеза и рекомендуемое к использованию в качестве ингибитора активности белка Hsp90 [23]. Таким образом, в нашей работе,

Таблица / Table

Ближайшие родственники штамма ЗК9 в базе данных Genbank (на основании сопоставления фрагментов гена 16S рРНК) / The closest relatives of the ЗК9 strain in the Genbank database (based on a comparison of fragments of the 16S rRNA gene)

Родственные штаммы Related strains	Номер доступа Genbank Accession Number	Сходство Similarity, %
<i>Streptomyces geldanamycininus</i> NRRL 3602	NR_043722.1	98,54
<i>Streptomyces sporoclivatus</i> DSM 41461	NR_117954.1	98,43
<i>Streptomyces sporoclivatus</i> NBRC 100767	NR_041413.1	98,43
<i>Streptomyces antimycoticus</i> NBRC 12839	NR_041080.1	98,43
<i>Streptomyces sporoclivatus</i> LMG 20312	AJ781369.1	98,32
<i>Streptomyces castelarensis</i> DSM 40830	NR_117953.1	98,32
<i>Streptomyces castelarensis</i> NBRC 15875	NR_112479.1	98,32



Рис. 1. Филогенетическое дерево, полученное на основании анализа последовательностей фрагмента гена 16S рРНК исследуемого штамма и его ближайших родственников, найденных сервисом BLAST
Fig. 1. Phylogenetic tree, obtained on the basis of sequence analysis of the 16S rRNA gene fragment of the test strain and its immediate relatives, found by the BLAST service

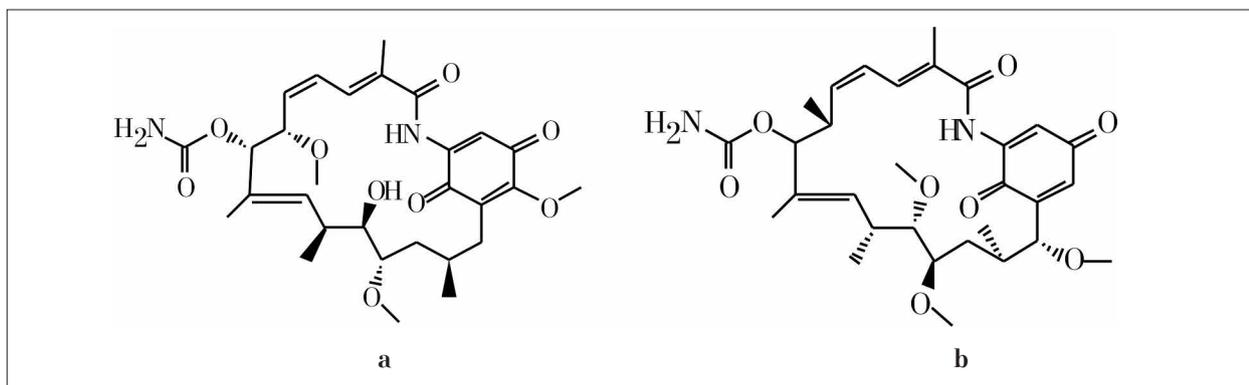


Рис. 2. Структурные формулы гелданамицина (а) и макбецина I (b)
Fig. 2. Structural formulas of geldanamycin (a) and mabcicine I (b)

по-видимому, впервые обнаружен биосинтез данного соединения актинобактерией *S. geldanamycininus* ЗК9. Способность природного изолята к продукции данного соединения может иметь практические перспективы, в связи с применением в качестве действующего вещества противораковых препаратов.

Помимо антибиотиков, среди экзометаболитов штамма ЗК9 с помощью ВЭЖХ обнаружены характерные для бактерий соединения. Среди них – пептиды, аминокислоты в количестве 145,00; такие каротиноидные пигменты, как ликопин – 117,62 и лютеин – 19,06, а также предшественник ликопина – фитоин – 0,97 мкг/л.

Известно, что в естественной среде, в условиях ограниченных пищевых ресурсов, антибиотики необходимы бактериям для ингибирования конкурентов. Для проверки наличия антифунгальной активности у штамма *S. geldanamycininus* ЗК9, продуцирующего антибиотики, определяли его антагонистическое действие в отношении гриба *F. proliferatum*. С помощью метода диффузии в агар установлено ингибирующее действие экзометаболитов исследуемого штамма стрептомицета на рост *F. proliferatum*. Средняя величина зоны ингибирования роста *F. proliferatum* составила (24±1) мм.

В последнее время, при создании микробных средств защиты растений от фитопато-

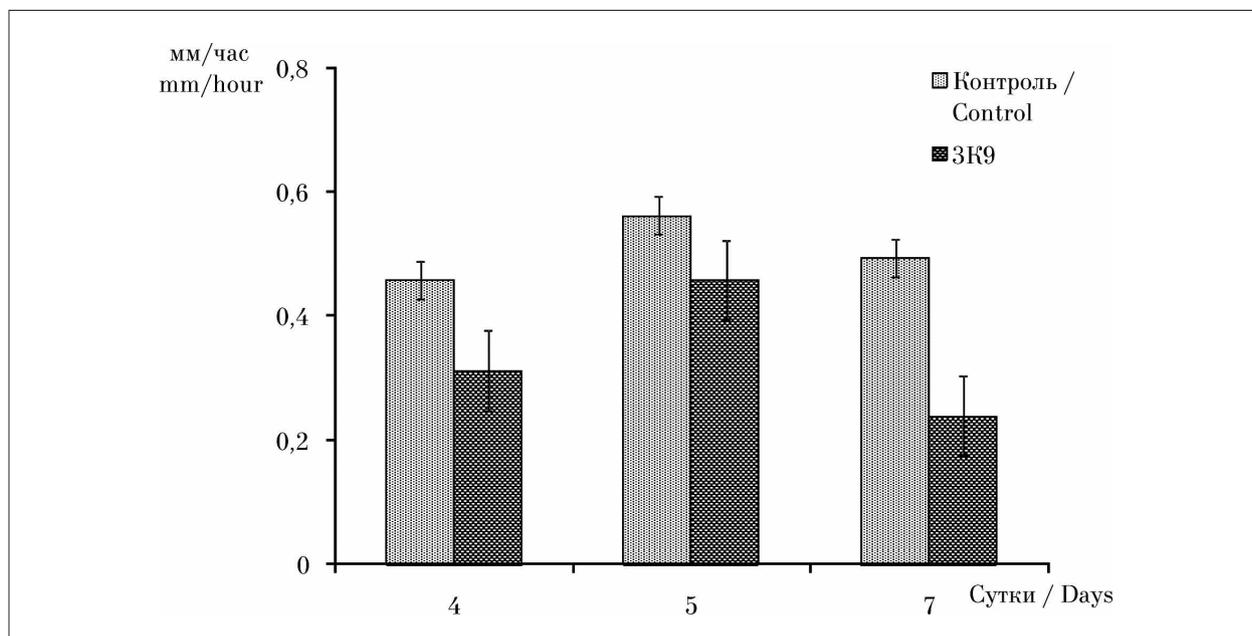


Рис. 3. Динамика скорости радиального роста *F. proliferatum* под действием летучих веществ *S. geldanamycininus* 3K9
Fig. 3. Dynamics of the rate of radial growth of *F. proliferatum* under the action of volatile substances *S. geldanamycininus* 3K9

генных грибов, особое внимание исследователей привлекают летучие органические соединения в составе вторичных метаболитов [24, 25]. Представляя собой липофильные вещества с высоким давлением паров, в отличие от растворимых соединений, они способны свободно проникать через биологические мембраны, диффундировать через воздушные и газонаполненные поры в почве [26]. В ходе бесконтактного тестирования *S. geldanamycininus* 3K9 на наличие летучих метаболитов было выявлено ингибирование роста *F. proliferatum*.

На 4–5–7-е сут совместного культивирования скорость радиального роста *F. proliferatum* под действием летучих веществ *S. geldanamycininus* 3K9 была ниже, чем в контроле на 32–19–51,6% соответственно (рис. 3).

Способность *S. geldanamycininus* 3K9 к продукции антифунгальных метаболитов оценивали не только с точки зрения синтеза антибиотиков, но и гидролитических ферментов – экзоцеллюлаз. В ходе исследования целлюлолитической активности на среде Гетчинсона с КМЦ, регистрировали среднее значение ширины зоны разрушения КМЦ около тестируемого изолята после окраски среды 0,1% водным раствором конго красного, равное 8 ± 1 мм. Соотношение ширины зоны роста *S. geldanamycininus* 3K9 и образуемой им зоны просветления было равно 2,5.

В жидкофазной культуре *S. geldanamycininus* 3K9 не был способен к продуцированию индолил-3-уксусной кислоты (ауксин).

Известно, что продуцирование антибиотиков и устойчивость к ингибированию антибиотиками – две черты, которые необходимы микроорганизмам для выживания в естественных средах обитания [27]. Кроме этого, антибиотикорезистентность выступает как механизм защиты продуцента от собственных антибиотиков [28]. Исследование чувствительности штамма 3K9 к антибиотикам, выявило его резистентность к 4 из 9 исследуемых антибиотиков. Среди них полусинтетические антибиотики – рифампицин, амоксициллин, нистатин и синтетический антибиотик – левомицетин.

Штамм *S. geldanamycininus* 3K9 проявлял чувствительность к антибиотикам, ингибирующим синтез белка (тетрациклин, канамицин, эритромицин) и синтез клеточной стенки (цефазолин, бацитрацин). В наибольшей степени рост штамма 3K9 ограничивался канамицином (зона ингибирования 50 ± 1 мм). Вторым по силе действия среди антибиотиков, ингибирующих синтез белка, был эритромицин. Несмотря на то, что его исследуемая доза (15 мкг), была вдвое меньше, чем у тетрациклина, эритромицин (31 ± 1 мм) ингибировал рост *S. geldanamycininus* 3K9 в большей степени, чем тетрациклин (17 ± 1 мм). Зона ингибирования

роста *S. geldanamycininus* ЗК9 цефазолином составила 20 ± 1 , бацитрацином – 37 ± 1 мм.

Выводы

На основании комплекса культуральных, морфологических и молекулярно-генетических признаков установлена принадлежность штамма ЗК9 к виду *S. geldanamycininus* (или *S. hygrosopicus* var. *geldanus*, или *S. hygrosopicus* subsp. *geldanus*). Исследуемый штамм способен к синтезу макбецина I и валидамицина A. Наличие антибиотической активности у исследуемого штамма ЗК9 сопряжено с антибиотикорезистентностью к 4 из 9 тест-антибиотиков следующих классов – β-лактамы, ансамицины, хлорамфениколы, полиены. Кроме антибиотиков, диффундирующих в агар, штамм ЗК9 продуцирует ЛВ, способные ингибировать рост фитопатогенного микромицета *F. proliferatum*, а также экзоцеллюлазы, о чём свидетельствует разрушение КМЦ в тесте с конго красным. Учитывая то, что штамм *S. geldanamycininus* ЗК9 выделен на участках массового роста *H. sosnowskyi*, он мог косвенно влиять на ход непреднамеренной интродукции борщевика Сосновского за счёт ограничения размножения видоспецифичных растительных патогенов в почве.

Практический интерес также может представлять впервые выявленная у исследованного штамма *S. geldanamycininus* ЗК9 способность к биосинтезу 1-(азабензимидазол-2-ил)-2,5-дигидро-3H-пирроло[2,1-α]изоиндола, ранее получаемого только путём химического синтеза и используемого в качестве ингибитора активности белка Hsp90, участвующего в онкогенезе эукариотических клеток.

Работа выполнена при поддержке гранта Президента Российской Федерации для государственной поддержки молодых учёных – кандидатов наук (МК-2880.2018.5).

References

1. Wardle D.A. Communities and ecosystems: linking the aboveground and belowground components. UK. South Yorkshire. Sheffield: University of Sheffield, 2002. V. 34. 392 p.
2. Klironomos J.N. Feedback with soil biota contributes to plant rarity and invasiveness in communities // *Nature*. 2002. V. 417. No. 6884. P. 67–70. doi: 10.1038/417067a
3. Badri D.V., Vivanco J.M. Regulation and function of root exudates // *Plant Cell Environ.* 2009. V. 32 (6). P. 666–681. doi: 10.1111/j.1365-3040.2008.01926.x

4. Ryu C.M., Farag M.A., Hu C.H., Reddy M.S., Wie H.X., Pare P.W., Kloepper J.W. Bacterial volatiles promote growth in *Arabidopsis* // *Proc. Natl. Acad. of Sci. USA*. 2003. V. 100 (14). P. 4927–4932. doi: 10.1073/pnas.0730845100

5. Kai M., Crespo E., Cristescu S.M., Harren F.J.M., Francke W., Piechulla B. *Serratia odorifera*: analysis of volatile emission and biological impact of volatile compounds on *Arabidopsis thaliana* // *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 2010. V. 88 (4). P. 965–976. doi: 10.1007/s00253-010-2810-1

6. Čihák M., Kameník Z., Šmídová K., Bergman N., Benada O., Kofroňová O., Petříčková K., Bobek J. Secondary metabolites produced during the germination of *Streptomyces coelicolor* // *Front. Microbiol.* 2017. V. 8 (2495). P. 1–13. doi: 10.3389/fmicb.2017.02495

7. Demain A.L. From natural products discovery to commercialization: a success story // *J. Ind. Microbiol. Biotechnol.* 2006. V. 33. P. 486–495. doi: 10.1007/s10295-005-0076-x

8. Ceylan O., Okmen G., Ugur A. Isolation of soil *Streptomyces* as source antibiotics active against antibiotic-resistant bacteria // *EurAsian Journal of BioSciences*. 2008. V. 2. P. 73–82.

9. Dobrovolskaya T.G., Golovchenko A.V., Lysak L.V., Zenova G.M. Physico-chemistry and biology of peat. Methods for assessing the number and diversity of bacterial and actinomycete complexes of peat soils: a training manual. Tomsk: Izdatelstvo Tomskogo gosudarstvennogo pedagogicheskogo univeristeta, 2010. 97 p. (in Russian).

10. Gauze G.F., Preobrazhenskaya T.P., Sveshnikova M.A., Terekhova L.P., Maksimova T.S. Key to *Actinomycetes*. Moskva: Nauka, 1983. 248 p. (in Russian).

11. Holt J.G., Krieg N.R., Sneath P.H.A., Stanley J.T., Williams S.T. *Bergey's manual determinative bacteriology*. Baltimore: Williams and Wilkins Co, 1994. 787 p.

12. The prokaryotes. A handbook on the biology of bacteria. Ecophysiology, isolation, identification, applications / Eds. A. Balows, H.G. Truper, M. Dworkin, W. Harder, K.-H. Schleifer. N.Y.: Springer-Verlag, 1991. P. 921–1157.

13. Basic local alignment search tool [Internet resource] <http://blast.ncbi.nlm.nih.gov/> (Accessed: 10.02.2019).

14. MAFFT version 7. Multiple alignment program for amino acid or nucleotide sequences [Internet resource] <https://mafft.cbrc.jp/alignment/server/> (Accessed: 10.02.2019).

15. Teather R.M., Wood P.J. Use of Congo red-poly-saccharide interaction in enumeration and characterization of cellulolytic bacteria the bovine rumen // *Appl. Environ. Microbiol.* 1982. V. 43 (4). P. 777–780.

16. Meudt W.J., Gaines T.P. Studies on the oxidation of indole-3-acetic acid by peroxidase enzymes. I. Colorimetric determination of indole-3-acetic acid oxidation products // *Plant Physiology*. 1967. V. 42 (10). P. 1395–1399.

17. Goodfellow M., Kumar Y., Labeda D.P., Sembiring L. The *Streptomyces violaceusniger* clade: a home for *Streptomyces* with rugose ornamented spores // *Antonie Van Leeuwenhoek*. 2007. V. 92 (2). P. 173–199. doi: 10.1007/s10482-007-9146-6
18. De Boer C., Meulman P.A., Wnuk R.J., Peterson D.H. Geldanamycin, a new antibiotic // *J. Antibiot. (Tokyo)*. 1970. V. 23 (9). P. 442–447.
19. Smirnov A.N. Molecular biology of progesterone // *Rossiyskiy khimicheskiy zhurnal*. 2005. V. XLIX. No. 1. P. 64–74 (in Russian).
20. Martin C.J., Gaisser S., Challis I.R., Carletti I., Wilkinson B., Gregory M., Prodromou C., Roe S.M., Pearl L.H., Boyd S.M., Zhang M.Q. Molecular characterization of macbecin as an Hsp90 inhibitor // *J. Med. Chem.* 2008. V. 51 (9). P. 2853–2857. doi: 10.1021/jm701558c
21. Müller J., Boller T., Wiemken A. Effects of validamycin A, a potent trehalase inhibitor, and phytohormones on trehalose metabolism in roots and root nodules of soybean and cowpea // *Planta*. 1995. V. 197 (2). P. 362–368.
22. Iwasa T., Yamamoto H., Shibata M. Studies on validamycins, new antibiotics. I *Streptomyces hygroscopicus* var. *limoneus* nov. var., validamycin-producing organism // *The Journal of Antibiotics*. 1970. V. 23 (12). P. 595–602.
23. Patrik M., Lyuk B., Dide B., Shantal K., Fransua V., Erik B. New derivatives of isoindoles, compositions containing them, their preparation and pharmaceutical use, in particular as inhibitors of the activity of the Hsp90 chaperone protein // Patent RU 2375361 C2. Application: 2007141398/04. 05.04.2006. Date of publication: 20.05.2009. Bull. 34 (in Russian).
24. Wan M., Li G., Zhang J., Jiang D., Huang H.C. Effect of volatile substances of *Streptomyces platensis* F-1 on control of plant fungal diseases // *Biological Control*. 2008. V. 46 (3). P. 552–559. doi: 10.1016/j.biocontrol.2008.05.015
25. Wu Y., Yuan J., Yaoyao E., Raza W., Shen Q., Huang Q. Effects of volatile organic compounds from *Streptomyces albulus* NJZJSA2 on growth of two fungal pathogens // *J. Basic. Microbiology*. 2015. V. 55 (9). P. 1104–1117. doi: 10.1002/jobm.201400906
26. Tyc O., Song C., Dickschat J.S., Vos M., Garbeva P. The ecological role of volatile and soluble secondary metabolites produced by soil bacteria // *Trends. Microbiol.* 2017. V. 25 (4). P. 280–292. doi: 10.1016/j.tim.2016.12.002
27. Kinke L.L. Sympatric inhibition and niche differentiation suggest alternative coevolutionary trajectories among *Streptomyces* // *ISME J.* 2014. V. 8 (2). P. 249–256. doi: 10.1038/ismej.2013.175
28. Mak S., Xu Y., Nodwell J.R. The expression of antibiotic resistance genes in antibiotic-producing bacteria // *Mol. Microbiology*. 2014. V. 93 (3). P. 391–402. doi: 10.1111/mmi.12689

**Мониторинг состава растительных сообществ на отвалах
из отходов обогащения цветных металлов**

© 2019. А. Я. Тамахина, д. с.-х. н., доцент, А. А. Ахкубекова, аспирант,
Кабардино-Балкарский государственный аграрный университет,
360030, Россия, г. Нальчик, пр. Ленина, д. 1в,
e-mail: kbgsha@rambler.ru

Изучены состояние растительного покрова и состав растительных сообществ на террасах дамбы хвостохранилища Тырнаузского вольфрамо-молибденового комбината. В аккумулятивном экотопе террас нижнего уровня дамбы (возраст 34–49 лет) преобладают злаково-полынные и разнотравно-полынные сообщества с проективным покрытием 59%. В трансэлювиальном экотопе террас среднего уровня (возраст 24–33 года) отмечены рудерально-естественные злаково-разнотравные сообщества с проективным покрытием 36,6%. В элювиальном экотопе террас верхнего уровня (возраст 14–23 года) формируются монодоминантные сообщества мать-и-мачехи, цикория обыкновенного и бодяка обыкновенного с проективным покрытием 13%. Старовозрастные террасы имеют наибольшее сходство с зональной флорой и характеризуются относительно высокими видовым богатством (62 вида) и насыщенностью (24 шт./м²). С увеличением продолжительности сукцессии отмечены изменения в доминирующих жизненных формах, снижение доли видов с широкими ареалами, возрастание численности гемиеврибионтов и мезобионтов. Отмечены виды травянистых растений, перспективных для фиторемедиации.

Ключевые слова: сукцессия, пионерная стадия, экотоп, растительное сообщество, хвостохранилище, первичный субстрат, тяжёлые металлы.

**Monitoring of structure of plant communities on waste
dumps from non-ferrous metals enrichment**

© 2019. А. Я. Тамахина ORCID: 0000-0001-8958-7052
А. А. Akhkubekova ORCID: 0000-0001-8633-1094
Kabardino-Balkarian State Agrarian University,
1v, Prospect Lenina, Nalchik, Russia, 360030,
e-mail: kbgsha@rambler.ru

The state of the vegetation cover and the composition of plant communities on the terraces of the tailing dump of the Tyrnyauz tungsten-molybdenum combine were studied. Control was a section of the mountain steppe at a distance of 3–4 km up the valley of the Baksan river. Ecotopes at different levels of the terraces of the tailings dump dam differ in the nature of moistening, the qualitative composition and alkalinity of the substrate. In the accumulative ecotope of the terraces of the lower level of the dam (age 34–49 years) forbs and wormwood communities predominate with a projective cover of 59%. Rural-natural cereal and wormwood communities with a projective cover of 36.6% were noted in the transeluvial ecotope of medium terraces (age 24–33 years). In the eluvial ecotope of the upper-level terraces (age 14–23 years), the monodominant communities *Tussilago farfara* L. and *Cirsium vulgare* (Savi) Ten. with a projective cover of 13% are formed. Old-aged terraces have the greatest similarity with zonal flora (control) and are characterized by relatively high species richness (62 species) and density (24 pcs/m²). With increasing duration of succession, a change in the dominant life forms from the terophytes to hemicryptophytes was established, a decrease in the proportion of species with wide ranges, an increase in the number of hemieurybionts and mesobionts. Species with no deviations from ecological regimes growing in ecotopes of early and middle-aged terraces are characterized by indifference to chemical pollution of the habitat and are promising for phytoremediation.

Keywords: succession, pioneer stage, ecotope, plant community, tailings storage, primary substrate, heavy metals.

Главными факторами, определяющими направленность восстановительной сукцессии и длительность отдельных её стадий в неоландшафтах карьерно-отвального типа, являются исходное состояние субстрата и экотопа в целом, наличие вокруг нарушенных земель высокопродуктивных природных и культурных ландшафтов, поток диаспор из

фоновых фитоценозов и банк семян [1–4]. Сукцессионный процесс на токсичных субстратах отличается высокой продолжительностью пионерной стадии, представленной экологически пластичными рудеральными видами с широкими ареалами и механизмами защиты от высокой концентрации токсичных элементов, незначительным покрытием и бедностью флористического состава, малым числом видов-доминантов, упрощённой пространственной структурой [2, 3, 5–11].

На территории Кабардино-Балкарской Республики к неоландшафтам карьерно-отвального типа относится хвостовое хозяйство обогатительной фабрики ОАО «Тырныаузский вольфрам-молибденовый комбинат» (ТВМК), за период работы которого (1963–2001 гг.) накоплено более 80 млн м³ отходов обогащения вольфрамового, молибденового и медно-висмутового концентратов, обладающих высокой токсичностью и повышенной растворимостью в грунтовых водах [12].

В связи с относительно слабой изученностью особенностей протекания первичной сукцессии на токсичном субстрате целью исследования стал мониторинг состава растительного сообщества на отвалах из отходов обогащения цветных металлов хвостохранилища № 1 ТВМК.

Объекты и методы исследования

В ходе мониторинга растительного покрова дамбы хвостохранилища (2016–2017 гг.) объектами изучения стали участок горной степи на расстоянии 3–4 км вверх по долине р. Баксан (фон) и экотопы на разных уровнях террас западного склона дамбы хвостохранилища. Климатические условия района хвостохранилища близки к аридным со среднегодовым количеством осадков около 350 мм. Среднее содержание главных металлов в поверхностном слое промышленных отходов составляет (г/т): W – 420, Mo – 145, Zn – 290, Cu – 69, Sr – 315, Rb – 118 [12]. Климат прилегающих к хвостохранилищу территорий умеренный со среднегодовой суммой осадков 600 мм. Почвы тёмно-каштановые, реакция верхних горизонтов (0–40 см) нейтральная и слабощелочная (pH = 6,9–7,5), содержание общего азота составляет 0,26%, водорастворимых солей – 0,05–0,06%.

Эллювиальный ландшафт верхних ранневозрастных террас (Тв) характеризуется высокой плотностью грунта, сильно щелочной реакцией субстрата (pH = 9,3–9,5), транзитный

трансэлювиальный средневозрастных террас (Тс) – более рыхлым и увлажнённым грунтом, покрытым сплошным тонким слоем молодой почвы толщиной до 2 см с щелочной реакцией субстрата (pH = 8,3–8,7), аккумулятивный нижних старовозрастных террас (Тн) – увлажнённым грунтом, с первичной почвой слоем до 5 см и менее щелочной реакцией субстрата (pH = 7,9–8,2).

В ходе мониторинга проводилось геоботаническое обследование террас хвостохранилища и фонового участка, составление ботанических описаний с указанием значений проективного покрытия видов в период максимального развития травостоя (июль – август). Всего было составлено 35 описаний флоры пионерных группировок и 7 описаний фонового ландшафта. Размер учётных площадок 5 x 10 м². Сходство растительных сообществ террас и фонового участка оценивали коэффициентом Жаккара (K_j), степень равномерности распределения обилия – индексом Пielу (E), видовое богатство – индексом Шеннона–Уивера (H). Для анализа видового разнообразия применялись кривые «доминирования – разнообразия».

Экологические оценки видов определяли по амплитудным и точечным экологическим шкалам [13–15]. По значениям климатического (It клим.) и почвенного (It почв.) индексов толерантности виды травянистых растений подразделяли на стенобионтные (СБ), гемистенобионтные (ГСБ), мезобионтные (МБ), гемизврибионтные (ГЭБ) и эврибионтные (ЭБ). Для эколого-географического анализа растительности использовали сводки по флоре Кабардино-Балкарской Республики [16]. Жизненные формы растений определяли по классификации Раункиера. Содержание тяжёлых металлов в почве и растительных образцах определяли атомно-абсорбционным методом с электротермической атомизацией. Степень устойчивости отдельных видов к тяжёлым металлам оценивали коэффициентом биологического накопления (КБН) и транслокационным коэффициентом (КТ), равным отношению содержания элемента в надземной части к его содержанию в подземной фитомассе [17].

Результаты и обсуждение

В старовозрастных террасах присутствуют сообщества злаково-метельчато-полынные и разнотравно-метельчато-полынные с доминированием *Artemisia scoparia* Waldst., разнотравно-полынные с доминированием

A. austriaca Jacq. и *A. marschalliana* Spreng. Вследствие высокой флористической насыщенности общее проективное покрытие травянистых растений достигает 59%. На средневозрастных террасах отмечены рудерально-естественные злаково-разнотравные сообщества с проективным покрытием 36,6%. Среди злаков наиболее обильны *Festuca valesiaca* Gaudin, *Elytrigia repens* (L.) Nevski, *Melica transsilvanica* Schur, *Setaria viridis* (L.) P. Beauv., *Achnatherum caragana* (Trin.) Nevski. Разнотравье представлено ксерофильными и рудеральными видами (*Verbascum thapsus* L., *Cichorium intybus* L., *Achillea millefolium* L., *Pyrethrum partenifolium* Willd., *Scabiosa bipinnata* K. Koch, *Tussilago farfara* L. и др.). На молодых террасах с покрытием травянистых растений 13% отмечены монодоминантные сообщества *Tussilago farfara* L. и *Cirsium vulgare* (Savi) Ten. Кусты облепихи крупновидной, посаженные с целью первичной рекультивации, находятся в угнетённом состоянии и массово засыхают.

Флористический состав изученных экотопов включает 71 вид сосудистых растений. Растительное сообщество террас нижнего уровня характеризуется относительно высоким видовым богатством (62 вида) и насыщенностью ($24,1 \pm 3,2$ шт./м²) по сравнению со средними (53 вида; $18,6 \pm 2,4$ шт./м²) и верхними (19 видов; $6,5 \pm 1,8$ шт./м²) террасами. Суммарное проективное покрытие Тн (108,8%) в 1,3–2,8 раза превышает аналогичный показатель Тс и Тв. Растительный покров Тн характеризуется наиболее выравненным

распределением обилия по таксонам ($E = 0,76$) и степенью разнообразия ($H = 4,50$) по сравнению с показателями Тс (соответственно 0,65 и 3,49) и Тв (соответственно 0,52 и 2,23).

Форма кривых «доминирования-разнообразия» свидетельствует о повышении биоразнообразия и усилении доминирования видов в сукцессионном возрастном ряду в связи со снижением стрессовой нагрузки экотопов. Пологая S-образная форма кривой «доминирования-разнообразия» Тн близка к логнормальному распределению Престона (большинство видов данного экотопа имеет среднее обилие; доминирующих и единичных видов мало). Ранговое распределение видов экотопа Тв приближается к геометрическому распределению Мотомуры, характерному для бедных маловидовых сообществ на ранних стадиях сукцессии. Ранговое распределение видов экотопа Тс характеризуется низким соответствием геометрической модели, приближаясь к логнормальному (рис. 1).

Старовозрастные террасы имеют наибольшее сходство по флористическому составу со средневозрастными террасами ($K_{\text{н-с}} = 0,53$) и фоновым экотопом ($K_{\text{н-ф}} = 0,29$). Наименьшее сходство с фоновым экотопом имеют ранневозрастные террасы ($K_{\text{в-ф}} = 0,13$). По сравнению с данными мониторинга 2003 г. ($K_{\text{н-с}} = 0,45$, $K_{\text{н-ф}} = 0,35$, $K_{\text{в-ф}} = 0,08$) установлено возрастание сходства флористического состава старо- и средневозрастных террас, а также ранневозрастных террас и фона. Снижение сходства старовозрастных террас и фонового экотопа связано с подавлением

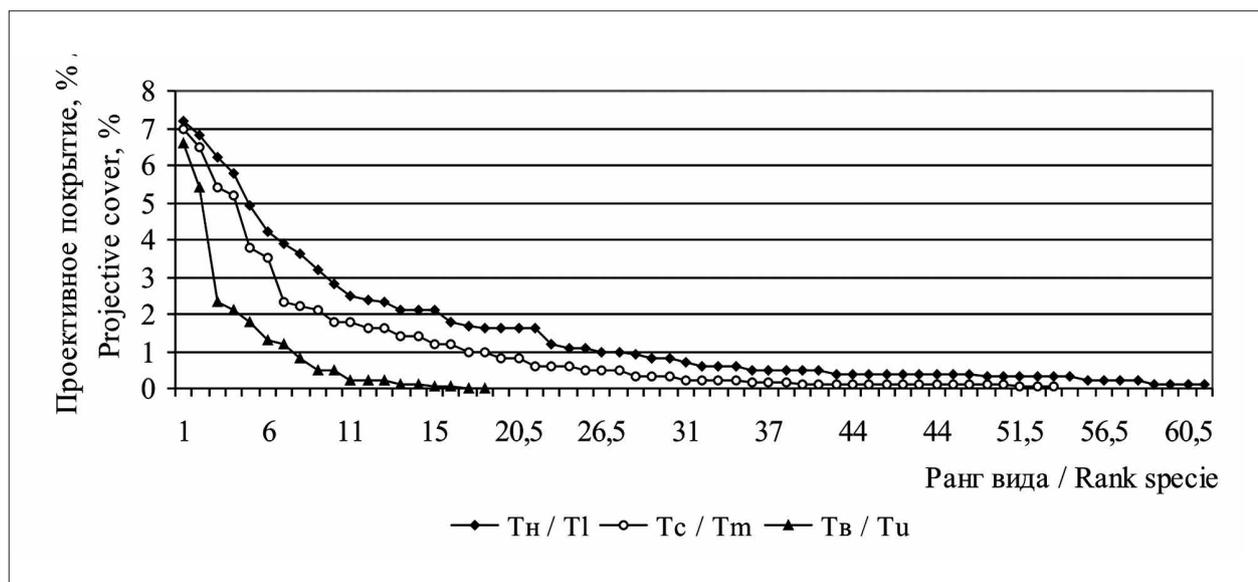


Рис. 1. Кривые «доминирования-разнообразия» в зависимости от продолжительности сукцессии
 Fig. 1. Domination-diversity curves depending on the duration of the succession

Таблица 1 / Table 1

Жизненные формы растений в зависимости от продолжительности сукцессии
Life forms of plants depending on duration of succession

Жизненная форма / Life forms	34–49 лет / 34–49 years		24–33 года / 24–33 years		14–23 года / 14–23 years	
	шт.	%	шт.	%	шт.	%
Фанерофиты / Phanerophytes	4	6,45	2	3,77	0	0,00
Хамефиты / Chamephytes	5	8,06	4	7,55	2	10,53
Геофиты / Geophytes	3	4,84	2	3,77	0	0,00
Гемикриптофиты / Hemicryptophytes	35	56,45	29	54,72	8	42,10
Терофиты / Terophytes	15	24,20	16	30,19	9	47,37
Видовое богатство / Species richness	62	100,00	53	100,00	19	100,00

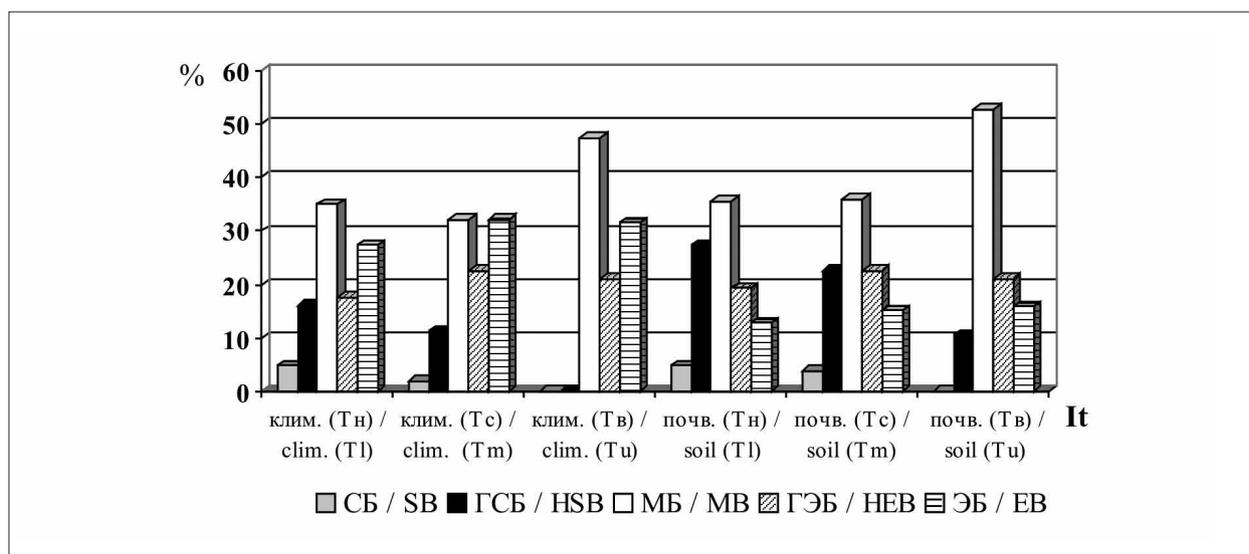


Рис. 2. Распределение экоморф по значениям коэффициентов толерантности (It клим., It почв.) в растительных сообществах на разных уровнях террас: СБ – стенобионты, ГСБ – гемистенобионты, МБ – мезобионты, ГЭБ – гемиеврибионты, ЭБ – эврибионты

Fig. 2. Distribution of ecomorphs by values of tolerance coefficients (It clim., It soil) in plant communities at different levels of terraces: SB – stenobionts, HSB – hemistenobionts, MB – mesobionts, HEB – hemieurybionts, EB – evribionts

жизненного потенциала зональных видов в условиях высокой токсичности субстрата и, как следствие, слабой всхожестью семян и/или потерей способности к их образованию.

Инициальные стадии восстановления растительного покрова сформированы преимущественно гемикриптофитами и терофитами. С увеличением продолжительности сукцессии доля терофитов снижается на 23,17%, хамефитов – на 2,5%, гемикриптофитов и фанерофитов возрастает соответственно на 14,3 и 6,45% (табл. 1).

Флора фонового участка и пионерных сообществ террас представлена 17 геоэлементами. Обширные ареалы (плюрирегиональный, голарктический и палеарктический) имеет более трети видов (34,95%). Наиболее широко в растительном покрове участвуют виды палеарктического, кавказского и южно-сибирского геоэлементов (соответственно 26,52; 21,70

и 14,47%). В растительных сообществах Тв и Тс возрастает участие видов с широкой экологической амплитудой (соответственно 46,67 и 42,31%) по сравнению с более благоприятными условиями Тн (35,49%). В пионерных сообществах Тс и Тв отмечено обеднение географического спектра видов, представленного соответственно 13 и 8 геоэлементами.

В сукцессионном возрастном ряду наибольшее распространение на всех этапах сукцессии имеют мезобионтные и гемиеврибионтные виды. В ходе сукцессии доля экоморф возрастает в ряду ЭБ → ГЭБ → МБ → ГСБ → СБ (рис. 2).

Связь между индексами толерантности и проективным покрытием умеренная ($r = 0,32$). Доля видов с отклонением режимов экологических факторов от комфортных увеличивается в возрастном сукцессионном ряду до 42,0–45,3% (рис. 3).

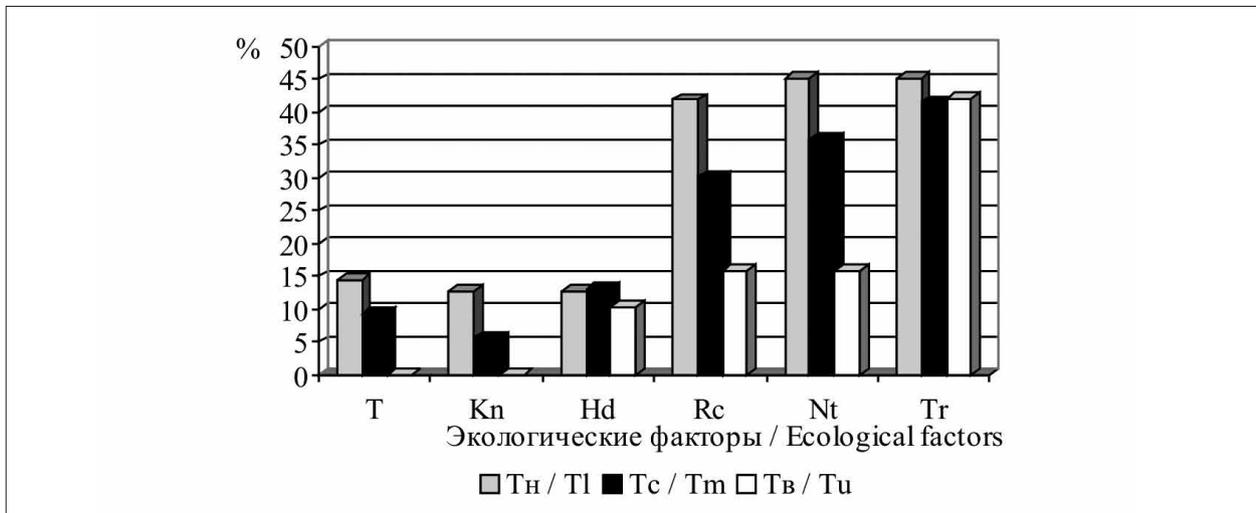


Рис. 3. Доля видов с отклонением режимов экологических факторов от комфортных: Tm – термический режим, Kn – континентальность, Hd – увлажнение почв, Rc – кислотность почв, Nt – азотообеспеченность почв, Tr – солевой режим почв
Fig. 3. The share of types with a rejection of the regimes of ecological factors from the comfort: T – thermal regime Kn – continentality, Hd – soil moisture, Rc – soil acidity, Nt – soils of the nitrogen, Tr – salt regime of soils

Таблица 2 / Table 2

Содержание в растении (С, мкг/г сухого вещества), биологическое накопление (КБН) и транслокация (КТ) тяжёлых металлов в надземной (н) и подземной (п) фитомассе*
 Content in a plant (C, µg/g dry matter), biological accumulation (CBA) and translocation (CT) of heavy metals in the elevated (e) and underground (u) phytomass*

Показатели / Indicators	<i>Ephedra procera</i>	<i>Phleum phleoides</i>	<i>Melilotus officinalis</i>	<i>Taraxacum officinale</i>	<i>Inula britannica</i>	<i>Inula germanica</i>	
Mo	Сн / Се	1,12±0,12	37,94±4,01	74,08±7,83	43,66±4,62	17,12±1,81	29,11±3,08
	Сп / Су	3,46±0,30	54,72±4,73	118,47±10,25	74,46±6,44	110,87±9,59	132,56±11,47
	КТ / СТ	1,55	1,44	1,60	1,71	6,48	4,55
	КБН / CBN	<u>0,01</u> 0,04	<u>0,46</u> 0,67	<u>0,90</u> 1,44	<u>0,53</u> 0,91	<u>0,21</u> 1,35	<u>0,35</u> 1,62
Pb	Сн / Се	0,34±0,11	3,17±1,00	0,16±0,05	2,12±0,05	0,58±0,16	0,93±0,18
	Сп / Су	0,71±0,15	4,35±0,91	0,94±0,20	3,52±0,54	0,71±0,14	1,43±0,30
	КТ / СТ	2,09	1,37	5,87	1,66	1,22	1,54
	КБН / CBN	<u>0,02</u> 0,04	<u>0,19</u> 0,26	<u>0,01</u> 0,05	<u>0,12</u> 0,21	<u>0,03</u> 0,07	<u>0,05</u> 0,08
Zn	Сн / Се	1,49±0,46	5,43±1,67	1,18±0,36	6,21±1,91	18,07±4,56	14,32±3,41
	Сп / Су	3,56±0,82	8,13±1,88	4,52±1,04	9,78±2,56	20,63±4,76	18,45±4,25
	КТ / СТ	2,39	1,50	3,83	1,57	1,14	1,29
	КБН / CBN	<u>0,01</u> 0,03	<u>0,05</u> 0,07	<u>0,01</u> 0,04	<u>0,05</u> 0,08	<u>0,16</u> 0,18	<u>0,12</u> 0,16

*Примечание: Среднее валовое содержание в субстрате Mo – 82; Pb – 17; Zn – 115 мкг/г сухого вещества. В числителе КБН надземной фитомассы, в знаменателе – КБН подземной фитомассы.

*Note: Average gross content in substrate Mo – 82; Pb – 17; Zn – 115 µg/g dry matter. In the numerator, CBA elevated phytomass, in the denominator – CBA underground phytomass.

Наибольшее отклонение от комфортных условий на всех уровнях террас отмечено по эдафическим факторам (Nt, Tr, Rc). Виды с отсутствием отклонений от экологических режимов (*Artemisia scoparia* Waldst., *Cichorium intybus* L., *Taraxacum officinale* F.H. Wigg.,

Inula britannica L., *I. germanica* L., *Phleum phleoides* (L.) H. Karst., *Plantago major* L., *P. media* L., *Ambrosia artemisiifolia* L., *Melilotus officinalis* (L.) Pall., *Scabiosa bipinnata* K. Koch, *Ephedra procera* Fisch. et Mey., *Echium vulgare* L.) отмечены в растительных

сообществах Тс и Тв. Анализ значений КБН и КТ этих видов свидетельствует об устойчивости к повышенным концентрациям Мо, Рb и Zn, связанной с накоплением тяжёлых металлов преимущественно подземной фитомассой (табл. 2).

В соответствии с поливариантной моделью первичной сукцессии [18] на Тв продолжается первый этап пионерной сукцессии. Состояние растительного покрова Тс соответствует переходной «злаковой» стадии, а Тн – переходной «кустарниковой» стадии второго этапа пионерной сукцессии. В целом, протекание пионерной сукцессии на токсичном субстрате соответствует комбинированной S-R-модели организации растительных сообществ с участием пациентов экстремальных условий, формированием сегетальных и рудеральных группировок. Переход к C-R-S-модели на старовозрастных террасах сдерживается высокой токсичностью хемозёма.

Заключение

По результатам мониторинга растительного покрова хвостохранилища ТВМК установлено, что зарастание дамбы протекает по типу первичной сукцессии, направленной на постепенное замещение рудеральных растений видами естественной флоры и увеличение видового разнообразия. С возрастанием продолжительности сукцессии отмечены изменения в доминирующих жизненных формах, снижение доли видов с широкими ареалами, возрастание численности гемиеврибионтов и мезобионтов. Виды с отсутствием отклонений от экологических режимов, произрастающие в экотопах молодых и средневозрастных террас, характеризуются индифферентностью к химическому загрязнению среды обитания и являются перспективными для фиторемедиации.

Литература

1. Rehounkova K., Prach K. Spontaneous vegetation succession in disused gravel-sand pits: Role of local site and landscape factors // *Journal of Vegetation Science*. 2006. V. 17. No. 36. P. 583–590.
2. Корзников К.А. Сосудистые растения спонтанно зарастающих участков разработки россыпного месторождения золота (р. Лангери, Центральный Сахалин) // *Вестник Томского государственного университета. Биология*. 2016. № 4 (36). С. 62–78.
3. Гусев А.П. Оценка потенциала самовосстановления растительности в техногенных ландшафтах (на

примере юго-востока Беларуси) // *Российский журнал прикладной экологии*. 2015. № 3. С. 8–12.

4. Куприянов А.Н., Манаков Ю.А. Закономерности восстановления растительного покрова на отвалах Кузбасса // *Сибирский лесной журнал*. 2016. № 2. С. 51–58.
5. Залиханов М.Ч., Коломыц Э.Г., Шарая Л.С., Цепкова Н.Л., Сурова Н.А. Высокогорная экология в моделях. М.: Наука, 2010. 487 с.
6. Reid N.B., Naeth M.A. Establishment of a vegetation cover on tundra kimberlite mine tailings: 1. A greenhouse study // *Restoration Ecology*. 2005. V. 13. No. 4. P. 594–601.
7. Ersan H. Maden sahaları rehabilitasyon yöntemleri // *Orman Mühendisliği*. 2014. V. 51. No. 1–3. P. 29–37.
8. Meagher R.B. Phytoremediation of toxic elemental and organic pollutants // *Current Opinion in Plant Biology*. 2000. No. 3 (2). P. 153–162.
9. Baker A.J.M., Brooks R.R. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements – A review of their distribution, ecology and phytochemistry // *Biorecovery*. 1989. No. 1 (2). P. 81–126.
10. Kochian L.V., Pence N.S., Letham D.L.D., Pineros M.A., Magalhaes J.V., Hoekenga O.A., Garvin D.F. Mechanisms of metal resistance in plants: aluminum and heavy metals // *Plant and Soil*. 2002. V. 247. P. 109–119.
11. Assunção A.G.L., Schat H., Aarts M. *Thlaspi caerulescens*, an attractive model to study heavy metal hyperaccumulation in plants // *New Phytologist*. 2003. V. 159. No. 2. P. 351–360.
12. Гурбанов А.Г., Богатиков О.А., Винокуров С.Ф., Карамурзов Б.С., Газеев В.М., Лексин А.Б., Шевченко А.В., Долов С.М., Дударов Э.И. Геохимическая оценка экологической обстановки в районе деятельности Тырнаузского вольфрамо-молибденового комбината (Кабардино-Балкарская Республика, Северный Кавказ): источники загрязнения окружающей среды, влияние на состояние территории и меры по реабилитации // *Доклады Академии наук*. 2015. Т. 464. № 3. С. 328–333.
13. Цыганов Д.Н. Фитоиндикация экологических режимов в подзоне хвойно-широколиственных лесов. М.: Наука, 1983. 198 с.
14. Ellenberg H., Weber H.E., Dull R., Wirth V., Werner W., Paulsen D. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa // *Scripta Geobotanica*. 1991. V. 18. 248 p.
15. Landolt E. Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora // *Veroff. Geobot. Inst. der Eidgen. Techn. Hochschule in Zurich*. 1977. V. 64. P. 1–208.
16. Шхагапсоев С.Х. Растительный покров Кабардино-Балкарии. Нальчик: Тетраграф, 2015. 352 с.
17. Перельман А.И., Касимов Н.С. Геохимия ландшафта. М.: Астрейя-2000, 1999. 341 с.
18. 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.

References

1. Rehounkova K., Prach K. Spontaneous vegetation succession in disused gravel-sand pits: Role of local site and landscape factors // *Journal of Vegetation Science*. 2006. V. 17. No. 36. P. 583–590. doi: 10.1111/j.1654-1103.2006.tb02482.x
2. Korznikov K.A. Spontaneous revegetation of post-mining areas (the Langeri River placer gold deposit, Central Sakhalin, Russia) // *Tomsk State University Journal of Biology*. 2016. No. 4 (36). P. 62–78 (in Russian).
3. Gusev A.P. Assessment of vegetation self-restoration potential in technogenic landscapes (on the example of the southeast of the Republic of Belarus) // *Rossiyskiy zhurnal prikladnoy ekologii*. 2015. No. 3. P. 8–12 (in Russian).
4. Kupriyanov A.N., Manakov Yu.A. Regularities of restoration of plant cover on the dumps of the Kuznetsk basin // *Siberian Journal of Forest Science*. 2016. No. 2. P. 51–58 (in Russian).
5. Zalikhanov M.Ch., Kolomyts E.G., Sharaya L.S., Tsepkova N.L., Surova N.A. High mountain geocology in models. Moskva: Nauka, 2010. 487 p. (in Russian).
6. Reid N.B., Naeth M.A. Establishment of a vegetation cover on tundra kimberlite mine tailings: 1. A greenhouse study // *Restoration Ecology*. 2005. V. 13. No. 4. P. 594–601.
7. Ersan H. Rehabilitation methods in mining sites // *Forest Engineering*. 2014. V. 51. No. 1–3. P. 29–37 (in Turkish).
8. Meagher R.B. Phytoremediation of toxic elemental and organic pollutants // *Current Opinion in Plant Biology*. 2000. No. 3 (2). P. 153–162. doi: 10.1016/S13695266(99)00054-0.
9. Baker A.J.M., Brooks R.R. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements – A review of their distribution, ecology and phytochemistry // *Biorecovery*. 1989. No. 1 (2). P. 81–126.
10. Kochian L.V., Pence N.S., Letham D.L.D., Pineros M.A., Magalhaes J.V., Hoekenga O.A., Garvin D.F. Mechanisms of metal resistance in plants: aluminum and heavy metals // *Plant and Soil*. 2002. V. 247. P. 109–119. doi: 10.1023/A:1021141212073
11. Assunção A.G.L., Schat H., Aarts M. *Thlaspi caerulescens*, an attractive model to study heavy metal hyperaccumulation in plants // *New Phytologist*. 2003. V. 159. No. 2. P. 351–360. doi: 10.1046/j.1469-8137.2003.00820.x
12. Gurbanov A.G., Bogatkov O.A., Vinokurov S.F., Karamurзов B.S., Gazeyev V.M., Leksin A.B., Shevchenko A.V., Dolov S.M., Dudarov Z.I. Geochemical assessment of an ecological situation around activity of Tyrnyauz tungsten-molybdenum combine (Kabardino-Balkar Republic, the North Caucasus): sources of environmental pollution, influence on a condition of the territory and measure for rehabilitation // *Doklady Akademii nauk*. 2015. V. 464. No. 3. P. 328–333 (in Russian).
13. Tsyganov D.N. Phytointication of the ecological modes in a subband of the coniferous and broad-leaved woods. Moskva: Nauka, 1983. 198 p. (in Russian).
14. Ellenberg H., Weber H.E., Dull R., Wirth V., Werner W., Paulsen D. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa // *Scripta Geobotanica*. 1991. V. 18. 248 p. (in German).
15. Landolt E. Ecological pointer values for Swiss flora // *Veroff. Geobot. Inst. Of the Eidgen. University of Technology in Zurich*. 1977. V. 64. P. 1–208 (in German).
16. Shkhagapsoyev S.Kh. Vegetable cover of Kabardino-Balkaria. Nalchik: OOO “Tetragraf”, 2015. 352 p. (in Russian).
17. Perelman A.I., Kasimov N.S. Geochemistry of landscapes. Moskva: Astreya-2000, 1999. 341 p. (in Russian).
18. Sumina O.I. Primary successions on pits as natural model for studying of processes of formation of land ecosystems // *Theoretical and Applied Ecology*. 2014. No. 1. P. 40–44. doi: 10.25750/1995-4301-2014-1-040-044 (in Russian).

Изменение фотосинтетической активности древесных растений в условиях угольного терминала

© 2019. Н. В. Салтан, к. б. н., н. с., Е. А. Святковская, н. с.,
Е. П. Шлапак, м. н. с., Н. Н. Тростенюк, н. с.,
О. Б. Гонтарь, врио директора, к. б. н.,

Полярно-альпийский ботанический сад-институт им. Н. А. Аврорина КНЦ РАН,
184209, Россия, Мурманская область, г. Апатиты, Академгородок, д. 15а,
e-mail: saltan.natalya@mail.ru

Проанализировано содержание фотосинтетических пигментов в листьях аборигенных и интродуцированных древесных растений, подверженных влиянию угольного терминала Мурманского морского торгового порта для подбора устойчивых видов, способных улучшить экологические условия на территории промплощадки и г. Мурманска в целом. Объектами исследования послужили аборигенные растения (*Betula* sp., *Salix* sp., *Sorbus gorodkovii* Pojark, *Pinus friesiana* Wichura) и интродуценты (*Picea glauca* (Moench) Voss, *Larix sibirica* Ledeb). В конце августа 2017 г. отобраны пробы срединных листьев растений. В спиртовых экстрактах свежих образцов определено количество фотосинтетических пигментов: хлорофиллов *a*, *b* и каротиноидов спектрофотометрическим методом. Выявлено, что их наибольшее содержание в ассимилирующих органах листовых пород деревьев. Основная доля в светопоглощающем комплексе принадлежит хлорофиллу *a*. У *Betula* sp., *Salix* sp. и *Larix sibirica* на промплощадке наблюдается преобладание каротиноидов над хлорофиллом *b*, выполняющих протекторную функцию в растительном организме. У изученных деревьев содержание пигментов выше в условиях порта, чем в городе, исключение составила *Sorbus gorodkovii*. Показано, что влияние угольного терминала не является значительным при воздействии на пигментный фонд обследуемых растений. Древесные виды успешно адаптированы к существующим условиям и могут быть рекомендованы при создании санитарно-защитных полос из зелёных насаждений, экранирующих распространение пыли в воздушной среде города.

Ключевые слова: фотосинтетические пигменты, ассимиляционный аппарат, древесные растения, городская среда, угольная пыль.

Changes in the photosynthetic activity of wood plants under a coal terminal environment

© 2019. N. V. Saltan ORCID: 0000-0002-5905-9774, E. A. Sviatkovskaya ORCID: 0000-0002-4069-7020,
E. P. Shlapak ORCID: 0000-0003-4336-6136, N. N. Trostenyuk ORCID: 0000-0002-6574-9624,
O. B. Gontar ORCID: 0000-0002-2968-7470

Polar-alpine botanical garden-institute of Kola Science Centre of RAS,
15a, Academgorodok, Apatity, Murmansk region, Russia, 184209,
e-mail: saltan.natalya@mail.ru

The aim of our work was to study the photosynthetic pigment content in the leaves of native and introduced woody plants that are affected by the coal terminal activities, in order to select a resistant species that could improve the environmental conditions of the terminal site and the city of Murmansk in general. The objects of our study were the native (*Betula* sp., *Salix* sp., *Sorbus gorodkovii* Pojark, *Pinus friesiana* Wichura) and introduced plant species (*Picea glauca* (Moench) Voss, *Larix sibirica* Ledeb), growing within and outside the seaport territory (Murmansk). At the end of August 2017, medium-sized leaves of the plants were sampled. A spectrophotometric analysis of the raw sample alcohol extracts revealed the following photosynthetic pigments: chlorophylls *a*, *b*, and carotenoids. It has been revealed that the hardwood species had the highest photosynthetic pigment content. Chlorophyll *a* formed the major component of the light-harvesting complex. In *Betula* sp., *Salix* sp., *Larix sibirica* growing within the terminal territory, carotenoids prevailed over chlorophyll *b*. These pigments perform a protective function for the plants. For the majority of the tree species in the study (except for *Sorbus gorodkovii*), the pigment content in the seaport was higher than the content of the trees in the city. It has been shown that the coal terminal does not have a significant impact on the photosynthetic pigment content in the leaves of the plants under consideration. These plant species have successfully adapted to the existing conditions; therefore, we can recommend using them for protective forest belts to shield the city from dust.

Keywords: photosynthetic pigments, assimilation apparatus, woody plants, urban environment, coal dust.

Одной из современных экологических проблем является создание благоприятной городской среды для здоровья и полноценной жизнедеятельности человека. Среди множества функций древесных растений в городе особо выделена их роль в качестве санитарных фильтров [1–5]. Способность зелёных насаждений очищать воздух от вредных примесей зависит от видового состава и полноты древостоев, формы и ажурности крон, высоты и размещения деревьев и кустарников [6–8]. Дисбаланс естественных физиологических функций и процессов в растениях в условиях городской среды является ответной реакцией организма на негативные факторы [9]. Одним из чувствительных физиологических процессов растений к внешнему воздействию является фотосинтез [10–12].

Промышленное загрязнение атмосферного воздуха приводит к разнонаправленному изменению содержания и соотношения пигментов в листьях древесных растений [13–18]. В ряде работ показано, что у деревьев в городской среде наблюдается снижение фотосинтетической способности их ассимиляционного аппарата [19, 20]. К одним из факторов, понижающих эту способность, относят пыль и сажу в воздухе. Другими исследователями выявлен рост содержания зелёных пигментов, связываемый с развитием адаптации растений к стрессовому воздействию [21, 22].

Цель настоящей работы – анализ содержания пигментов фотосинтеза в листьях/хвое аборигенных и интродуцированных древесных растений, подверженных влиянию угольного терминала Мурманского морского торгового порта (ММТП) для подбора устойчивых видов, способных улучшить экологические условия на территории промплощадки и в г. Мурманске в целом.

Материалы и методы

К одному из потенциальных источников влияния промышленной инфраструктуры г. Мурманска на экологическую обстановку относится деятельность ММТП, осуществляющего перевалку экспортной угольной продукции, приводящую к повышению содержания взвешенных веществ в атмосферном воздухе, увеличивая тем самым экологические риски.

Для проведения исследований заложено 5 пробных площадок наблюдений (ППН) размером 10 x 10 м (№№ 1, 2 – на территории ММТП (10–20 м от угольного терминала) и №№ 3–5 – за её пределами, в черте г. Мурманска). Объектами исследования по-

служили аборигенные растения (*Betula* sp., *Salix* sp., *Sorbus gorodkovii*, *Pinus friesiana*) и интродуценты (*Picea glauca*, *Larix sibirica*). Необходимо отметить, что *Picea glauca*, *Larix sibirica*, *Pinus friesiana* высажены в порту в исследуемый год (июнь 2017) крупномерными растениями, полученными из питомника Полярно-альпийского ботанического сада-института (г. Апатиты). Посадка крупномеров осуществлена с целью дополнительного осаждения твёрдых пылевых частиц.

В конце вегетационного периода 2017 г. (август) отобраны пробы срединных листьев вышеуказанных видов растений. В спиртовых экстрактах (96% этанол) свежих образцов было определено содержание фотосинтетических пигментов: хлорофиллов *a*, *b* и каротиноидов спектрофотометрическим методом при длинах волн $\lambda = 665, 649$ и 470 нм соответственно, расчёты сделаны по формулам для сырого веса [23]. Оценку состояния древесных пород определяли по методике [24].

Результаты и обсуждение

Полученные результаты показали (рис. 1), что наибольшее содержание хлорофилла *a* характерно для лиственных деревьев, особенно для *Betula* (порт). У хвойных пород данный показатель выше у *Larix sibirica* (порт), наиболее низкий – у *Pinus friesiana* (город). Сравнительный анализ продемонстрировал, что для большинства видов (за исключением *Sorbus gorodkovii*) содержание хлорофилла *a* выше в порту, чем в городе. Для *Salix* sp. не выявлено значимых различий, только диапазон содержания хлорофилла *a* шире в городе. *Picea glauca* в городе не обнаружена, поэтому результаты приводятся только для территории промплощадки ММТП, здесь содержание данного пигмента на уровне *Pinus friesiana*. Таким образом, для большинства видов изученных растений снижение содержания хлорофилла *a* под влиянием угольной пыли не наблюдалось.

Оценка состояния растений показала, что лиственные породы в городе значительно лучше, чем на территории порта (рис. 2). Хвойные интродуценты (*Larix sibirica*, *Picea glauca*) в первый год посадки на промплощадке были преимущественно без признаков ослабления, только у *Pinus friesiana* доминируют экземпляры в ослабленном состоянии.

Количество хлорофилла *b* находилось в области более низких значений, максимум характерен для лиственных пород (рис. 3). В листьях *Betula* sp. на промплощадке показа-

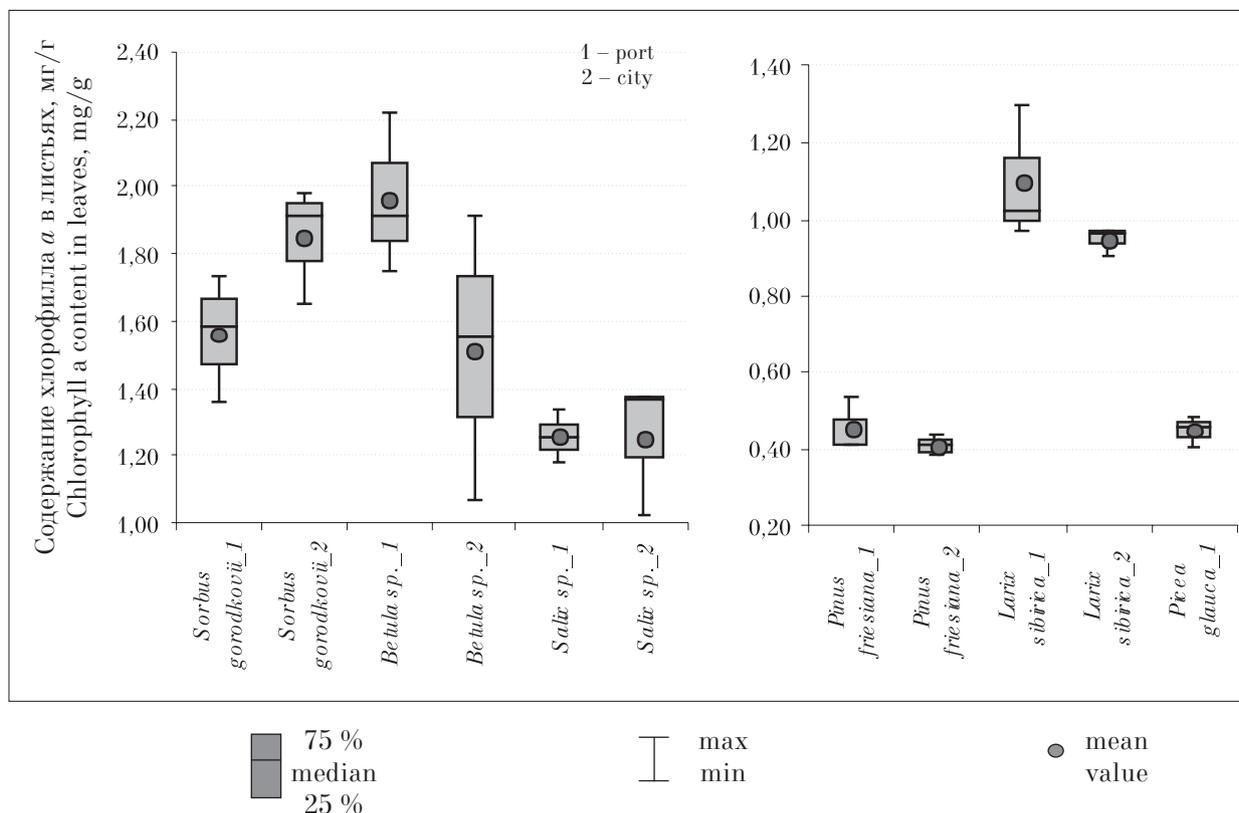


Рис. 1. Статистические параметры содержания хлорофилла *a* в листьях древесных растений
 Fig. 1. Statistical parameters of chlorophyll *a* content in leaves of arboreal plants

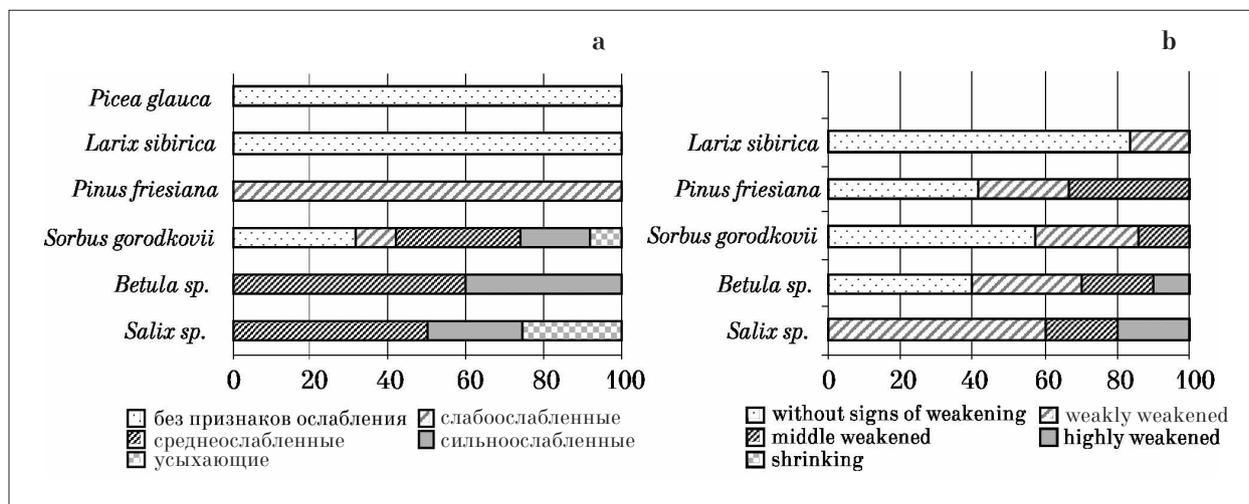


Рис. 2. Распределение по категориям состояния деревьев в порту (а) и в городе (б), %
 Fig. 2. Distribution of woody plant conditions in the seaport (a) and in the city (b) by categories, %

но увеличение содержания данного пигмента по сравнению с городом. В ассимилирующих органах остальных листовенных наблюдалась обратная картина, в особенности для *Salix* sp. Среди хвойных деревьев максимум содержания выявлен у *Larix sibirica* (город), у *Pinus friesiana* этот показатель выше в порту.

Известно, что каротиноиды выполняют протекторную функцию в растительном ор-

ганизме и увеличивают его устойчивость к стрессовым воздействиям [12]. Содержание каротиноидов у большинства видов растений несколько выше, чем хлорофилла *b*. Уменьшение количества данного пигмента в порту выявлено у *Sorbus gorodkovii* (рис. 4).

Таким образом, очевидное снижение содержания фотосинтетических пигментов в зоне влияния угольного терминала можно

констатировать только для листьев *Sorbus gorodkovii*, при этом показатель количества здоровых растений выше (32%), чем у других лиственных пород.

О степени сформированности фотосинтетического аппарата можно судить по соотношению хлорофилла *a* к хлорофиллу *b* (*a/b*). Это отношение связано с активностью «главного» хлорофилла *a*, чем оно выше,

тем интенсивнее фотосинтез. В норме этот показатель должен соответствовать 2,2–3,0. Рассчитанные значения этого соотношения в нашем исследовании выше нормального (табл.), поэтому факт повышения содержания хлорофилла *a* в данных образцах можно рассматривать как приспособление растений к неблагоприятным условиям среды. Наиболее высокие значения полученного соотношения

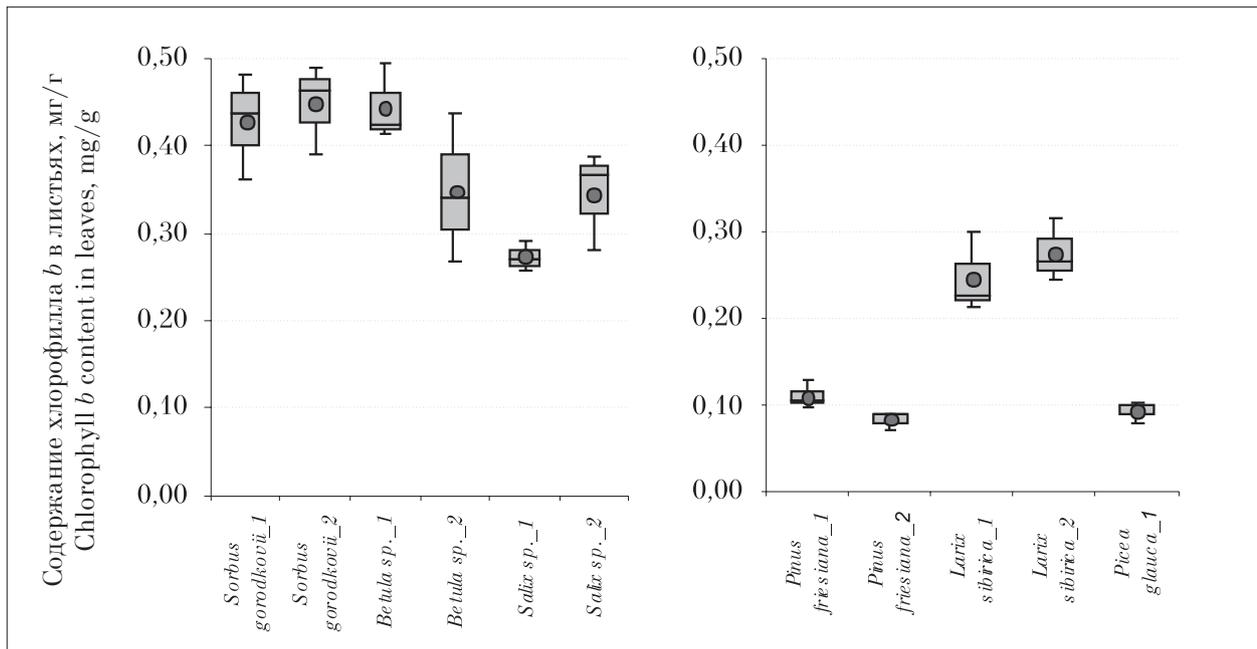


Рис. 3. Статистические параметры содержания хлорофилла *b* в листьях: 1 – порт; 2 – город
 Fig. 3. Statistical parameters of chlorophyll *b* content in leaves: 1 – port; 2 – city

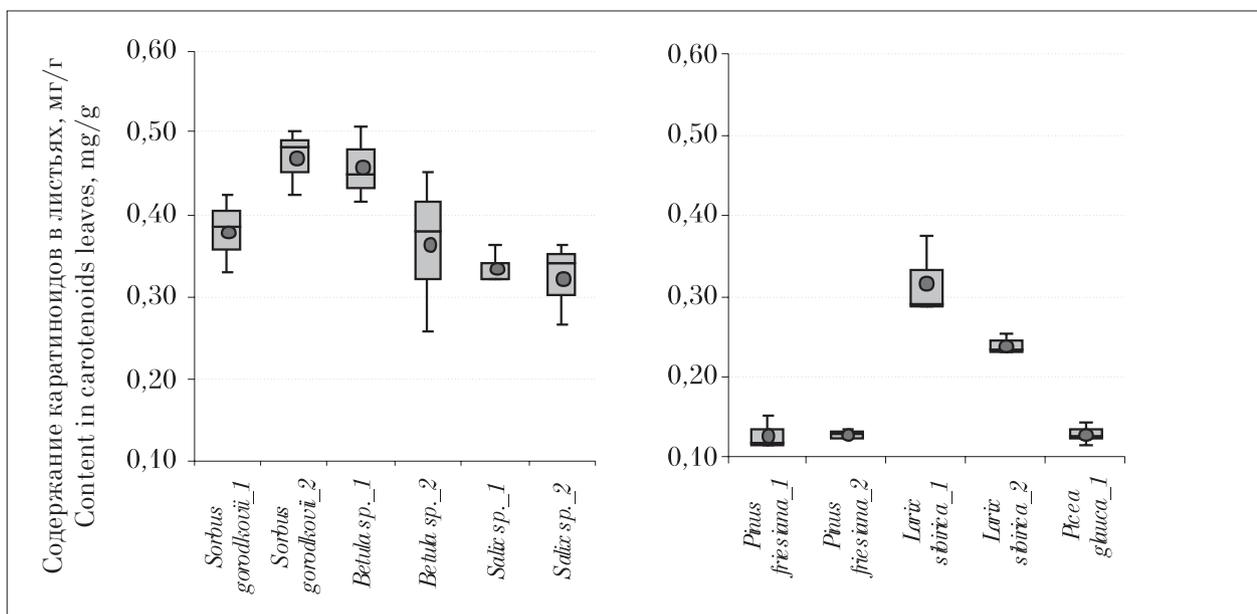


Рис. 4. Статистические параметры содержания каротиноидов (мг/г) в листьях древесных растений: 1 – порт; 2 – город
 Fig. 4. Statistical parameters of carotenoids content (mg/g) in leaves of arboreal plants: 1 – port; 2 – city

Таблица / Table

Величина соотношения фотосинтетических пигментов в листьях растений
Correlation of photosynthetic pigment content in the lamina of the trees

Вид растения Species of plant	a/b		a + b/каротиноиды a + b/carotenoids	
	порт / port	город / city	порт / port	город / city
<i>Sorbus gorodkovii</i>	<u>3,67</u>	4,14	5,25	4,89
<i>Betula</i> sp.	4,41	4,32	5,25	5,12
<i>Salix</i> sp.	4,62	3,65	4,57	4,95
<i>Pinus friesiana</i>	4,11	4,94	4,41	<u>3,85</u>
<i>Larix sibirica</i>	4,46	<u>3,47</u>	<u>4,22</u>	5,13
<i>Picea glauca</i>	4,81	–	<u>4,22</u>	–

Примечание: курсивом с подчёркиванием выделены минимальные значения, жирным шрифтом – максимальные; «–» – данные отсутствуют.

Note: the minimum values are underlined; the maximum values are shown in bold; “–” – no date.

характерны для *Picea glauca* – в порту и *Pinus friesiana* – в городе. Самая низкая величина в порту отмечена в листьях *Sorbus gorodkovii*, в городе – *Larix sibirica*.

Отношение суммы хлорофиллов к каротиноидам (a+b/каротиноиды) играет существенную роль при характеристике работы фотосинтетического аппарата, в норме оно стабильно и очень чутко реагирует на изменения различных факторов среды. При сравнении полученных величин, в зависимости от условий произрастания можно отметить, что более высокие значения характерны для *Sorbus gorodkovii* и *Betula* sp. в порту. Активация синтеза пигментов может быть связана с необходимостью поддержания фотосинтетических процессов на определённом уровне в неблагоприятных условиях произрастания.

Таким образом, для создания защитных насаждений против взвешенных веществ на промплощадке ММТП важно использовать адаптированные к данному типу и уровню загрязнения породы деревьев.

Заключение

По содержанию фотосинтетических пигментов в ассимилирующих органах выделяются листовые породы деревьев, в особенности *Betula* sp. и *Sorbus gorodkovii*. Среди хвойных по этому показателю доминирует *Larix sibirica*. Основная доля в светопоглощающем комплексе принадлежит хлорофиллу a. У *Betula* sp., *Salix* sp. и *Larix sibirica* на промплощадке ММТП наблюдается преобладание каротиноидов над хлорофиллом b, выполняющих протекторную функцию в растительном организме. Для большинства видов деревьев содержание пигментов выше в условиях порта,

чем в городе. Исключение составила *Sorbus gorodkovii*, состояние которой не вызывает опасения. Проведённые исследования показали, что влияние угольного терминала не является значительным при воздействии на пигментный фонд растений. Исследованные виды (*Betula* sp., *Salix* sp., *Sorbus gorodkovii*, *Pinus friesiana*, *Picea glauca*, *Larix sibirica*) успешно адаптированы к существующим условиям и могут быть рекомендованы при создании санитарно-защитных полос из зелёных насаждений, экранирующих распространение пылевых частиц на г. Мурманск.

Литература

1. Dochiger L.S. Interception of airborne particles by tree plantings // J. Eirvir. Qual. 1980. No. 2. P. 265–268.
2. Dorney R.S., Mclellan P.W. The urban ecosystem: its spatial structure, its scale relationships, and its subsystem attributes // Environment. 1984. V. 16. No. 1. P. 9–20.
3. Forman R.T.T., Gordon M. Landscape ecology. New York: John Wiley and Sons, 1986. 240 p.
4. Supuka J. Ecological importance of woody plants in reduction of the reduction on the solid particles impacts in settlements // Folia Dendrologica. 1997. No. 1–2. P. 85–95.
5. Неверова О.А., Колмогорова Е.Ю. Древесные растения и урбанизированная среда: Экологические и биотехнологические аспекты. Новосибирск: Наука, 2003. 222 с.
6. Кулагин Ю.З. Древесные растения и промышленная среда. М.: Наука, 1974. 124 с.
7. Спицына Н.Т., Скрипальщикова Л.Н. Фитомасса и пылеаккумулирующие свойства берёзовых лесов в условиях открытых горных разработок // Экология. 1991. № 6. С. 17–20.
8. Бухарина И.Л., Двоглазова А.А. Биоэкологические особенности травянистых и древесных растений

в городских насаждениях. Ижевск: Изд-во «Удмуртский университет», 2010. 184 с.

9. Bassuk N., Whitlow T. Environmental stress in street trees // *Arboricultural journal*. 1988. V. 12. No. 2. P. 195–201.

10. Darral N.M. The effect of air pollutants on physiological processes in plants // *Plant. Cell and Environment*. 1989. V. 12. P. 1–30.

11. Ashraf M., Harris P.J.C. Photosynthesis under stressful environments: An overview // *Photosynthetica*. 2013. V. 51. No. 2. P. 163–190.

12. Jaleel C.A., Manivannan P., Wahid A. Drought stress in plants: a review on morphological characteristics and pigments composition // *Int. J. Agr. Biol.* 2009. V. 11. No. 1. P. 100–105.

13. Gostin I.N. Air pollution effects on the leaf structure of some Fabaceae species // *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca*. 2009. V. 37. No. 2. P. 57.

14. Saibo N.J.M., Lourenzo T., Oliveira M.M. Transcription factors and regulation of photosynthetic and related metabolism under environmental stresses // *Annals of botany*. 2009. V. 103. No. 4. P. 609–623.

15. Gomes M.P., Marques T.C.L., Nogueira M.O.G., Castro E.M., Soares B.M. Ecophysiological and anatomical changes due to uptake and accumulation of heavy metal in *Brachiaria decumbens* // *Scientia Agricola*. 2011. V. 68. No. 5. P. 566–573.

16. Biswal B., Joshi P.N., Raval M.K., Biswal U.C. Photosynthesis, a global sensor of environmental stress in green plants: stress signaling and adaptation // *Current Science*. 2011. V. 101. No. 1. P. 47–56.

17. Гетко Н.В. Растения в техногенной среде. Минск: Наука и техника, 1989. 208 с.

18. Черкашина М.В., Петухова Г.А. Влияние техногенной нагрузки на изменение содержания пигментов фотосинтеза и степени окраски древесных и травянистых растений // *Современные наукоёмкие технологии*. 2007. № 5. С. 81–82.

19. Николаевский В.С. Экологическая оценка загрязнения среды и состояния наземных экосистем методами фитоиндикации. Пушкино: ВНИИЛМ, 2002. 220 с.

20. Легощина О.М., Неверова О.А., Быков А.А. Адаптация фотосинтетического аппарата хвои *Picea obovata* Ledeb. в условиях преобладающего влияния выбросов промзоны г. Кемерово // *Известия Самарского научного центра РАН*. 2016. Т. 18. № 2. С. 132–135.

21. Бухарина И.Л. Биоэкологические особенности древесных растений и обоснование их использования в целях экологической оптимизации урбано-среды (на примере г. Ижевска): Автореф. дис. ... докт. биол. наук. Тольятти. 2009. 36 с.

22. Ситников И.А., Шаихова Д.Р., Чукина Н.В., Киселева И.С. Влияние аэротехногенного загрязнения на фотосинтетический аппарат растений *Scorzonera glabra* Rupr // *Учёные записки Петрозаводского госу-*

дарственного университета. Серия биологическая. 2016. № 8. С. 84–90.

23. Lichtenthaler H.R., Wellburn A.R. Determinations of total carotenoids and chlorophylls *a* and *b* of leaf extracts in different solvents // *Biochemical society transactions*. 1983. V. 11. No. 5. P. 591–592.

24. Николаевский В.С., Якубов Х.Г. Экологический мониторинг зелёных насаждений в крупном городе. Методы исследований: практ. пособие. М.: МГУЛ, 2008. 67 с.

References

1. Dochiger L.S. Interception of airborne particles by tree plantings // *J. Environ. Qual.* 1980. No. 2. P. 265–268.

2. Dorney R.S., McLellan P.W. The urban ecosystem: its spatial structure, its scale relationships, and its subsystem attributes // *Environment*. 1984. V. 16. No. 1. P. 9–20.

3. Forman R.T.T., Gordon M. Landscape ecology. New York: John Wiley and Sons, 1986. 240 p.

4. Supuka J. Ecological importance of woody plants in reduction of the reduction on the solid particles impacts in settlements // *Folia Dendrologica*. 1997. No. 1–2. P. 85–95.

5. Neverova O.A., Kolmogorova E.Y. Woody plants and urban environments: Environmental and biotechnological aspects. Novosibirsk: Nauka, 2003. 222 p. (in Russian).

6. Kulagin Yu.Z. Woody plants and industrial environment. Moskva: Nauka, 1974. 124 p. (in Russian).

7. Spitsyna N.T., Skripalshchikova L.N. Phytomass and dust-accumulating properties of birch forests in conditions of open mining // *Ekologiya*. 1991. No. 6. P. 17–20 (in Russian).

8. Bukharina I.L., Dvoeglazova A.A. Bioecological features of herbaceous and woody plants in city. Izhevsk: Izd-vo “Udmurtskiy universitet”, 2010. 184 p. (in Russian).

9. Bassuk N., Whitlow T. Environmental stress in street trees // *Arboricultural journal*. 1988. V. 12. No. 2. P. 195–201.

10. Darral N.M. The effect of air pollutants on physiological processes in plants // *Plant. Cell and Environment*. 1989. V. 12. P. 1–30.

11. Ashraf M., Harris P.J.C. Photosynthesis under stressful environments: An overview // *Photosynthetica*. 2013. V. 51. No. 2. P. 163–190. doi: 10.1007/s11099-013-0021-6

12. Jaleel C.A., Manivannan P., Wahid A. Drought stress in plants: a review on morphological characteristics and pigments composition // *Int. J. Agr. Biol.* 2009. V. 11. No. 1. P. 100–105.

13. Gostin I.N. Air pollution effects on the leaf structure of some Fabaceae species // *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca*. 2009. V. 37. No. 2. P. 57. doi: 10.15835/nbha3723078

14. Saibo N.J.M., Lourenzo T., Oliveira M.M. Transcription factors and regulation of photosynthetic and related metabolism under environmental stresses // *Annals*

of botany. 2009. V. 103. No. 4. P. 609–623. doi: 10.1093/aob/mcn227

15. Gomes M.P., Marques T.C.L., Nogueira M.O.G., Castro E.M., Soares B.M. Ecophysiological and anatomical changes due to uptake and accumulation of heavy metal in *Brachiaria decumbens* // *Scientia Agricola*. 2011. V. 68. No. 5. P. 566–573. doi: 10.1590/S0103-90162011000500009

16. Biswal B., Joshi P.N., Raval M.K., Biswal U.C. Photosynthesis, a global sensor of environmental stress in green plants: stress signaling and adaptation // *Current Science*. 2011. V. 101. No. 1. P. 47–56.

17. Getko N.V. The plants in technological environment. Minsk: Nauka i tekhnika, 1989. 208 p. (in Russian).

18. Cherkashina M.V., Petukhova G.A. Influence of technogenic load on photosynthesis pigments content and the degree of color of woody and herbaceous plants // *Sovremennyye naukoemkiye tekhnologii*. 2007. No. 5. P. 81–82 (in Russian).

19. Nikolaevskiy V.S. Environmental assessment of environmental pollution and the state of terrestrial ecosystems by methods of phytoindication. Pushkino: VNIILM, 2002. 220 p. (in Russian).

20. Legoshchina O.M., Neverova O.A., Bykov A.A. Adaptation of the photosynthetic apparatus of *Picea obovata* Ledeb. in terms of the dominant influence of emissions from the industrial zone of Kemerovo // *Izvestiya Samarskogo nauchnogo tsentra RAN*. 2016. V. 18. No. 2. P. 132–135 (in Russian).

21. Bukharina I.L. Bioecological features of woody plants and justification of their use for ecological optimization of urban environment (by the example of Izhevsk): Avtoref. dis. ... dokt. biol. nauk. Tolyatti. 2009. 36 p. (in Russian).

22. Sitnikov I.A., Shaikhova D.R., Chukina N.V., Kiseleva I.S. The impact of aerial technogenic pollution on the photosynthetic apparatus of plants *Scorzonera glabra* Rupr // *Uchenyye zapiski Petrozavodskogo gosudarstvennogo universiteta. Seriya biologicheskaya*. 2016. No. 8. P. 84–90 (in Russian).

23. Lichtenthaler H.R., Wellburn A.R. Determinations of total carotenoids and chlorophylls *a* and *b* of leaf extracts in different solvents // *Biochemical society transactions*. 1983. V. 11. No. 5. P. 591–592.

24. Nikolaevskiy V.S., Yakubov H.G. Environmental monitoring of green plantings in a large city. Methods of research: practical guide. Moskva: MGUL, 2008. 67 p. (in Russian).

Determination of microplastics in coastal beach sediments along Kattegat Sea, Denmark

© 2019. R. A. Hansen ORCID: 0000-0003-2314-3488

A. Gross ORCID: 0000-0003-0830-1134

Aarhus University, Department of Business Development and Technology,
15, Birk Centerpark, Herning, Denmark, 7400,
e-mail: rah@btech.au.dk

An evaluation of the level of contamination of microplastics in the coastal marine sediment from Kattegat Sea in Denmark has been conducted. The evaluation is based on sediment samples collated from beaches located on coasts partially surrounding the Kattegat Sea: Mou, Bogense, Hasmark, Zealand Odde, and Rorvig. Microplastics were extracted from the sediment samples using a newly developed density and flotation apparatus. Afterwards, the extracted microplastics were categorised under a stereo microscope, and the criteria for visual identification as synthetic polymers were: shape, colour, degradation and surface contours. This study indicate the presence of microplastics in coastal sediments throughout the Kattegat Sea i.e. between two and 55 particles/550 g Dry Weight were found in the sediment across the five locations. The total abundance of microplastics were 210 particles. Among the samples – fragments (46.1%) were the most dominate shape whereas fibres (34.8%) accounted for the second largest fraction. Our results highlight widespread occurrence in coastal sediments from the Kattegat Sea and provide valuable information for further environmental assessments of microplastics in Denmark.

Keywords: microplastic, extraction device, sediment, synthetic polymers.

УДК 504.6

Определение микропластика в прибрежных отложениях моря Каттегат (Дания)

© 2019. Р. А. Хансен, магистр, инженер,

А. Гросс, доктор геофизики, профессор,

Орхусский университет, Департамент развития бизнеса и технологий,
15, Бирк Центерпарк, г. Хернинг, Дания, 7400,
e-mail: rah@btech.au.dk

Была проведена оценка уровня загрязнения микрочастицами пластика (микропластиками) прибрежных морских отложений моря Каттегат в Дании. Для оценки использовали образцы отложений, собранных на пляжах побережья, окружающего море Каттегат: Моу, Богенсе, Хасмарк, Зеландия Одде и Рорвиг. Микропластики были извлечены из образцов отложений с использованием недавно разработанного аппарата для флотации и определения плотности. Извлечённые микропластики были классифицированы под стереомикроскопом. Критериями для визуальной идентификации синтетических полимеров были форма, цвет, деградация и контуры поверхности. Это исследование указывает на присутствие микропластиков в прибрежных отложениях по всему морю Каттегат – в пяти местах было обнаружено от 2 до 55 частиц на 550 г сухой массы отложений. Общее количество микропластиков составило 210. Среди образцов доминирующей формой были фрагменты пластика (46,1%), вторую по величине фракцию составляли волокна (34,8%). Полученные результаты показывают широкое распространение микропластиков в прибрежных отложениях моря Каттегат и представляют собой ценную информацию для дальнейших исследований по загрязнению микропластиком окружающей среды в Дании.

Ключевые слова: микропластик, экстракционное оборудование, отложения, синтетические полимеры.

During decades, plastics have become an integrated component of modern society. Global annual production of plastic is now rising to above 335 million tons [1]. Approximately 50% of all plastics today are disposed after a single-use [2] and the quantities recovered as a fraction of total discards shows that recycling rates are relatively low [3]. A consequence of this is that between 4.8 and 12.7 million tons of plastics were estimated in 2010 to enter the marine environment. The cumulative input of mismanaged plastic's debris to the oceans is predicted to reach as high as 250 million tons in 2025 [4]. Further studies predicts that during the next decades, total production of plastics will increase and approximately 12 billion tons of plastic waste will be in landfills or in the natural environment by 2050 [5].

Carpenter et al. published the first identification of marine microplastics [6]. They found abundant polystyrene spherules in sizes 0.1 to 2 mm (average 0.5 mm) in coastal waters of southern New England, US. Currently, marine plastic pollution receives major attention and has been reported in different marine environments globally including (1) benthic sediments, (2) in the water column, and (3) deep-sea sediments [7].

However, limited focus has been on coastal sediments in the Nordic region. Strand et al. studied microplastics investigate sediments samples from seabed in Danish territorial water northwest of Skagen, and identified microplastics in all collected sediment samples. In that study both fibres and fragments were identified in ranges from 0.6 to 36 particles per 10 g dry weight (DW) of sample [8]. Noren took nineteen samples from the sand sediments at the Swedish west coast sediments: particles found in these samples ranged from 150 and 2400 particles/m³ [9]. Furthermore, Noren also examined a harbour located in near distance to a polyethylene (PE) production plant, and found 102,000 particles/m³ with diameter between 0.5–2.0 mm.

This paper presents the first study of microplastic occurrence and types in the coastal sediments in Kattegat Sea in Denmark (Fig. 1, see color inset). Samples has been taken from five beaches along the western and southern boundaries of the Kattegat Sea in order to establish data on potential variations in accumulation and occurrence patterns.

Field campaign

Sampling sites. Five sampling sites (S1–S5) were selected in order to have a good repre-

sentation of both sites in the inner Danish waters and sites facing the inflow from the Skagerrak Sea and the Baltic Sea. In Figure 1 are the sampling locations plotted, in Table 1 the sampling locations and GPS coordinates are shown, and Table 2 depicts an overview of site-specific features that potentially serves as contributing contamination sources. The following describes briefly the general characteristics of the sample locations:

Mou (S1) is a small town in northeast Himmerland with 1,130 inhabitants [10], located on the southern shores of the eastern mouth of Limfjorden inlet. The town is located in the North Jutland region and belongs to the municipality of Aalborg with a population of 213,558 and an area covering 1,143.99 km² [10]. The sampling area is located where Limfjorden inlet meets the Kattegat Sea.

Bogense (S2) is a small seaport located on the north-western coast of Funen, the population is 3,710 citizens [10], and belongs to the municipality of Nord Funen with 29,030 inhabitants. The municipality covers an area of 451 km². Today, Bogense is a popular tourist-attraction and only little industry is located in the area. This is an interesting site since research has shown that microplastic abundance tends to increase near recreational areas [11].

Hasmark (S3) beach is located on the north-east part of the coast of Funen. The beach areas at Hasmark are a very popular place for recreation activities and many summerhouses are positioned directly in connection to the beach with only a minor dirt and cement barrier between the houses and the sea. This sampling location was selected because it is the most isolated part of beach in the area.

Zealand's Odde (S4) was in recent times an area with great ship traffic due to the ferry routes from Odden harbor on the south coast to Ebeltoft and Aarhus in Jutland. Today fast catamaran ferries with more than 15 daily departures serve these two routes. No heavy industry besides the ferry activities are located in the areas. The city size is small, however due to large areas with holiday homes the actual population differs depending on seasonal activities.

Rørvig (S5) is a cottage and port city in Northwest Zealand with 1,051 inhabitants [10]. Rørvig is located on the northern part of Isefjord at the western shores of the northern mouth of Isefjord inlet. The town is located in Odsherred Municipality and is located in Region Zealand. The area is a frequented recreational area with significant seasonal fluctuations of humans.

Table 1

Sampling locations, ID, and GPS coordinates

Site ID	Location	Longitude	Latitude
S1	Mou	56°58'53.1"N	10°18'25.3"E
S2	Bogense	55°32'29.8"N	10°00'30.8"E
S3	Hasmark	55°33'23.0"N	10°28'49.7"E
S4	Zealand Odde	55°59'03.5"N	11°19'11.2"E
S5	Rørvig	55°57'11.7"N	11°43'00.2"E

Table 2

Five site specific features potentially affecting the abundance of microplastics

Location	Site specific features (located nearby)				
	harbour	ferry berth	recreational area (public beaches, vacation homes etc.)	water stream	inlet
S1 (Mou)	x	x	x	–	x
S2 (Bogense)	x	–	–	–	–
S3 (Hasmark)	–	–	x	–	x
S4 (Zealand Odde)	x	x	–	–	–
S5 (Rørvig)	x	x	x	x	x

Note: x – presence of a factor, – lack of a factor.

The specific locations are chosen due to their spatial coverage of coasts encompassing the Kattegat Sea. Also, the locations are located in or in near-proximity to larger inlets linked to Kattegat Sea. In addition, Kattegat Sea serves as water gateway between the North Sea in northwest and the Baltic Sea in east. Sea currents through the inner Danish waters are mainly northerly direction.

Sampling method. A nested sampling methodology as suggested by [12] was selected for sampling of the coastal sand sediments. Procedures on the sampling locations follows those by [13] and adapted as depicted in Figure 2. The samplings were performed using two transects; the first in the intertidal zone and the second in the berm area of the beach. All sampling were performed on a straight-line perpendicular to the low tide line and approximately 15 meters apart. Samples in the zones were taken 15 meters apart from each other perpendicular to the shoreline, see illustration on Figure 2. At each sampling point a quadrat (30 x 30 cm) was excavated, using a metal spoon. The sediments were stored in pre-rinsed certified glass containers suitable for environmental sample purposes (Fisherbrand, Soda lime glass, 1000 mL, screw cap of PE). Excavation depth was approximately 1.5 centimeters. Larger non-plastic debris, for instance biological material e. g. seaweed, plants and larger stone gravel were removed manually to minimize filling up the sample container.

To collect samples exactly at the low tide beach zone tidal table data from the Danish

Meteorological Institute were consulted. The sampling was conducted between September 8th and September 10th 2015. To ensure reproducibility of the study, GPS coordinates were secured using an iPhone 4 device with a GPS tracker app installed. In total, six sand sediment samples were taken from each sampling site.

Laboratory procedures

For extracting microplastic from the collected sediments, a laboratory procedure was developed, in the following the applied laboratory procedures are described in details.

Extraction equipment. Inspired by the extraction instrument developed by [14] we have constructed the extraction instrument (Fig. 3). As can be observed in Figure 3 the instrument consists of two main parts: a separation column (A) where water is filled in and used as carrier of low-density particles, and an inlet chamber (B) where air and water is pushed through. The separation column (A) is equipped with an outlet pipe (E). The inlet chamber consists of an air inlet (C), and water inlet valve (D). In the intersection between the two main parts (A and B) two 5-mm/60-µm bottom mesh filters (F), and a rubber seal (G) is located. To support the weight of a sediments sample, the 5 mm mesh screen is positioned below the 60-µm mesh screen as structural support. Also, the inlet chamber is fitted with two air diffusers (Eheim air diffuser) for aeration upward into



Fig. 1. Sampling locations in Denmark (S1–S5)

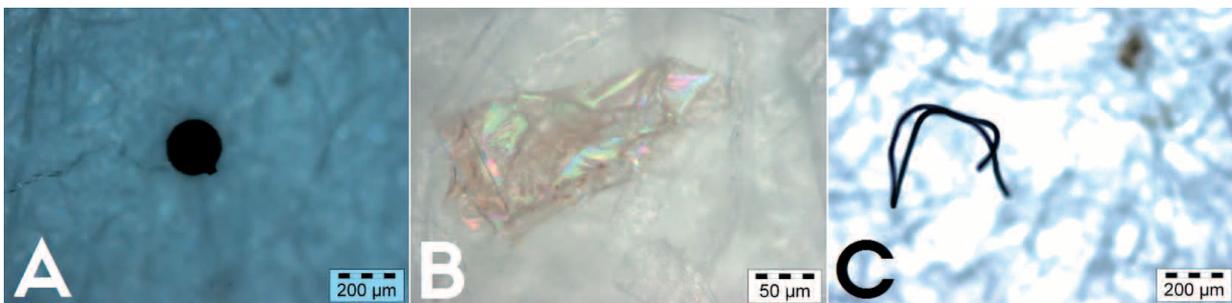


Fig. 5. Selection of particles found: sphere (A), fragment (B), and fibre (C)

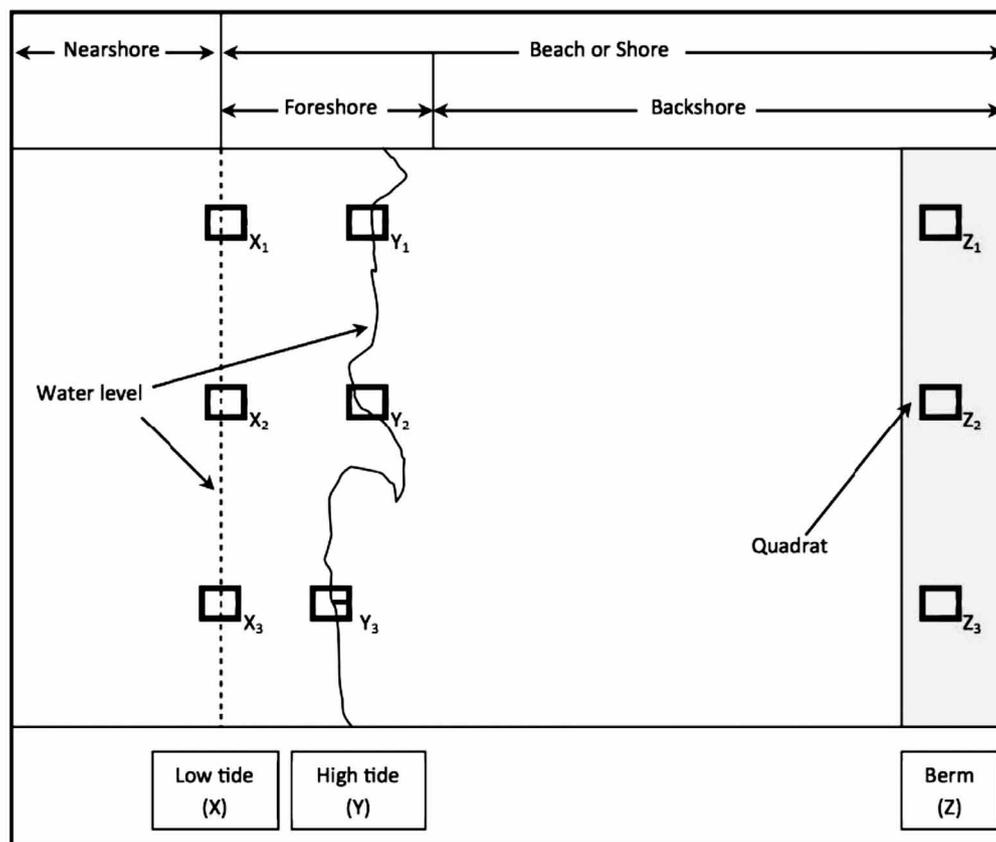


Fig. 2. Nested sampling design (adapted from [13])

the separation column. Even though air diffusers made of lime wood or porous stone exist, diffusers made of PE were selected as these were tested to distributed airflow more homogeneously.

The differences between our extraction instrument and the instrument developed by [14] are:

The material of the instrument was altered from polyvinylchloride (PVC) to food-graded stainless steel, since sediment particles such as quartz might continuously mechanically slide on the inside surface of the column meaning that microplastic particles might be generated and released into the sample.

Using stainless steel components counteracts the risk of the corrosive effect from salt particles in the dried sand sediments coming from the seawater where the samples were taking.

All the steel components were electro-polished to create a smooth surface to allow a smooth transcend of particles from the sediment upwards through the water column to the surface area and output area (Fig. 3 – right part of Figure).

Dimensions of [14] and the developed instrument differs not in height, however 5% in diameter increasing the total water volume assuming this would be beneficial to the release

of trapped microplastics during full suspension in water column.

Extraction procedure. First, efficiency test were conducted to evaluation to which degree the instrument could deliver both separation of high- and low-density particles from a sediment matrix. All samples were loaded through the top of the cylinder. The success criteria of the initial experimental process of floatation was that sediment sample should provide full suspension of all sample material in the lower 1/3 section of the floatation cylinder. At an airflow of approximately 1.3 bar was this criteria achieved. The airflow at this level were maintained for 5 minutes to provide time for low-density particles to be released from the sediment and trans-located into the water column from which further separation were possible.

For testing the extraction efficiency of the newly developed instrument used in this study three samples were prepared. Each sample contained 10 fragments of PE ($\rho = 0.89\text{--}0.93\text{ g/cm}^3$, size = 300–450 μm), 10 fibres of nylon and polytetrafluoroethylene (PTFE) ($\rho = 2.1\text{--}2.3\text{ g/cm}^3$, size = 1000–2000 μm), and a volume of laboratory quartz sand (450–550 g DW, particle size = 0.2–0.4 mm).

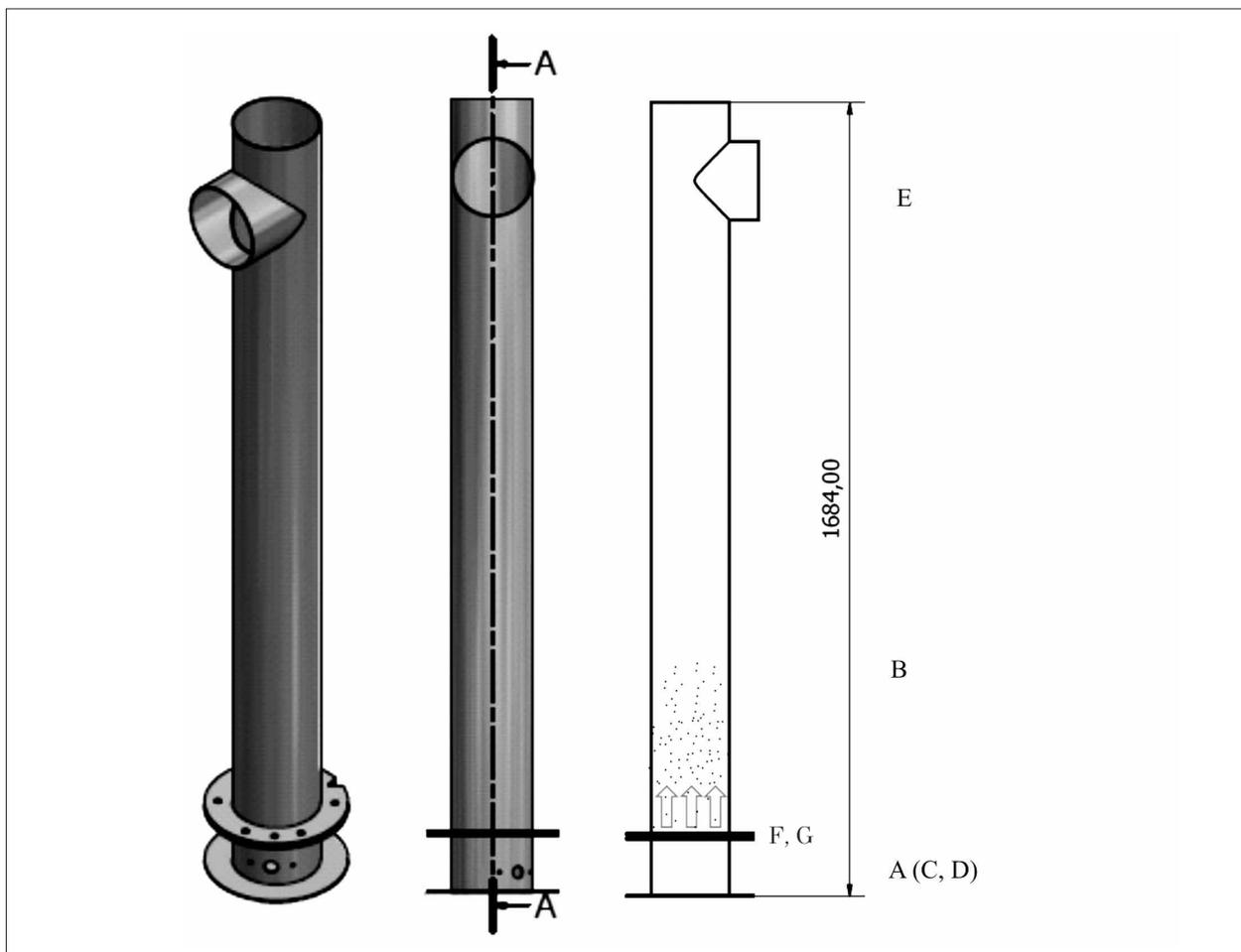


Fig. 3. Schematics of extraction device (proprietary design) (adapted from [14])

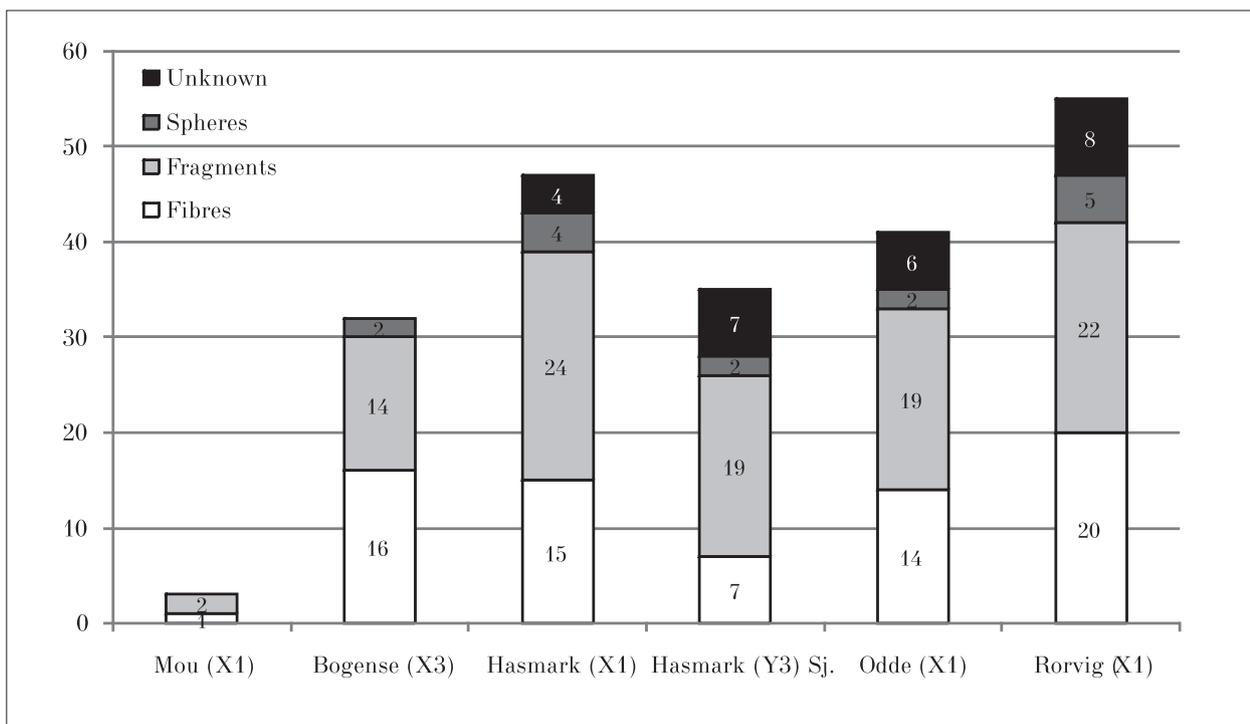


Fig. 4. Types and quantity of found particles at Mou, Bogense, Hasmark, Zealand's Odde and Rorvig in Kattegat Sea

The efficiency tests showed that our instrument performs with an efficiency 98 to 100% with respect to both the PE fragments and the PTFE fibres. In the efficiency tests conducted by [14] their instrument showed an extraction efficiency of 75 (plastic granules) to 98% (fibres). The reason for a higher filtration efficiency is achieved in this study compared to the study by [14] could be the inner surfaces of the separation column. During construction of the column considerable effort were placed on smoothing the surface allowing the microplastic particles not being retained by small irregularities on the inner surfaces of the column allowing the upward particles not to get retained.

Laboratory treatment of sediment samples.

Extraction of the microplastics were performed in accordance with the procedure by [14] with minor modifications. Prior to extraction, all samples were placed in aluminium foil and dried at 60°C yielding constant weight to minimize the water content in the sample.

Characterisation by visual microscopy.

To quantify the number of microplastics the extracted materials were examined by visual microscopy (Motic BA210, CCIS EF-N Plan Achromatic objectives 4X/0.10, 10X/0.25, 40X/0.65). Positive identification was based on (a) particle characteristic of colour and shape proposed by [15] combined with in accordance with criteria formulated by [16] and (b) visually determined according to following criteria:

- no cellular or organic structure are visible in the particles,
- fibers are equal in thickness in their entire length,
- particles show clear and homogenous colours [17].

All the identified microplastic particles were categorised into three types according to their shape: fibres, fragments and spheres. Each type of identified microplastic were photographed with a microscope equipped with a photo tube option (Motic BA210).

Results

Our study detected microplastics in Danish coastal marine environment with abundance of 2, 32, 44, 35, 41, 55 particles per 500 g DW sediment at Mou, Bogense, Hasmark, Zealand Odde, and Rørvig respectively (Fig. 4). This corresponds to an average concentration of 420 kg/site.

In all samples (apart from Mou) both fibres, fragments and spheres were detected and in

different colours ranging from opaque bluish to black. In terms of shape, a higher percentage of fragments were found compared to fibres and spheres. Other findings were black flakes and in some minor instances sphere-shaped particles. Spherical particles, indicating microbeads presence (Fig. 5A, see color inset) this was found only in limited numbers. Fragments (Fig. 5B, see color inset) were the dominant shape observed at all sites (apart from Bogense) with a proportion of 46.1% while fibre (Fig. 5C, see color inset) proportion is 34.8%. Spherical particles and particles of unknown origins were observed occasionally (3.8 and 11.9% respectively).

Discussion

Observed microplastics in sediments. The quantities of microplastics identified in all five samples shows lower level of microplastics in the sediments than the amount of microplastic observed by [8]. Furthermore, the quantities of the found fractions of microplastic particles in the different locations were distributed rather evenly (Fig. 4). It is also observed in Figure 4 the abundance of microplastics at Rørvig were significantly higher than Mou, but only slightly higher than Bogense, Hasmark and Odde. Across all the samples, the quantities varied from 3 to 55 items/550 g DW of sample.

The significant lower concentration of microplastics was identified at Mou compared to the microplastic observed from the other sites. This indicates that Mou represent a kind of outlier among the five sites. This characteristic could be explained by the position of the five sites in relation to the water flow in Kattegat. Bogense, Hasmark, Odde and Rørvig are located directly in the water flow of Kattegat, since the main water streams of Kattegat comes from the North Sea and Baltic Sea. This is opposite to Mou which has a location perpendicular to the dominant current direction through the inner Danish waters. Conversely, Bogense, Hasmark, Odde and Rørvig locations are more exposed to the volume of water flowing through these waters, see also figure 1. Thus, they may function as deposition sites for microplastics.

A Slovenian [18] study found more than 93% of total microplastic were fibrous in the sediments, this is in contradiction with the results from this study where only 34.6% were detected. However, even though fibres not being the largest proportion in this study it is still significant amounts. The high amount of fibres was expected due to research showing that fibres can

originated from multitude of sources including the production, washing and natural degradation of textiles [19], e. g. recent research by [20] show that as much as 6 million particles are discharged into the wastewater by washing 5 kg of clothing. Also, research shows that building materials could contribute to microplastics as for instance abrasive beads used in sandblasting, might be discharged or in accidental spills run into the environment [21]. Even wear and tear from tyres contributes to the flow of microplastics into the environment [22].

A recent study by [23] shows that abrasion from paintings and coating might contribute to generation of microplastics, thereby also making shipping industry a potential pathways of microplastic into the environment. Denmark is the major maritime gateway to the Baltic Sea, consequently high levels of maritime freight transportation by larger vessels are sailing close to the sampling sites. According to data from the association of Danish Port, the total annual number of cargo ships and cruise ships between the year 2010 and 2014 varied between 502,405 and 519,613 excluding fishing vessels. All of the five sampling sites in this study are located close to some of the largest regional ship fairways in Kattegat Sea. Furthermore, four of the sites are situated close to a harbour (Mou, Bogense, Zealand Odde and Rorvig) and three of them close to a ferry berth (Mou, Zealand Odde and Rorvig). However, it is not possible from our study to see a similar correlation. For example at Mou was only found three microplastic particles. Hasmark has no harbour in the area but at this site 44 particles were found, i. e. the site with second most pieces of microplastics. This could indicate that the detected microplastic in this study is either from local source or from Skagerrak inlet. It is very difficult to link sources to the particles in the environmental samples and consequently these sources may be speculative in nature.

Conclusion

This paper has presented results on microplastic occurrence in Danish coastal sediments using a newly developed extraction instrument based on the novel design of [14]. In conclusion, a method for extracting microplastics from sediment samples was developed. Samples are subjected to an upward water flow in a column to separate lighter particles from heavier sediment particles. Finding shows that the developed instrument is capable of efficiently extracting small microplastics using tap water exclusively.

Though, only testing the efficiency in particle size fractions larger than 1000 μm was conducted, it has been shown that the instrument has almost complete efficiency (29 out of 30 particles were recovered). In these size fractions, it is concluded to be a highly effective instrument for microplastic extractions.

The laboratory sand used in the efficiency study is very homogeneous in terms of particles diameter (0.2–0.4 mm) and may differ from sample of natural sediments were the composition and sizes of grains varies significantly more. In addition, samples of laboratory sand and natural sediment may also differ due to absorbed substances in a natural sample might affect properties such as adhesion. In relation to the methodologies used, it is evident that more research is needed to develop proven methodologies capable of sampling small particles as the areas continue to be exposed to smaller and smaller size fractions.

The results is part of a Danish multi-year field campaign covering five Danish and three Swedish locations headed towards the Kattegat Sea and reveals relatively low concentration of microplastic in sediments of the Inner Danish coastal zone compared to those in similar geographic area. But, the finding still confirms a widespread occurrence in the marine environment.

There is a critical need for further research to understand the impact and contamination level from the “Baltic Sea Port to the Atlantic” towards the Kattegat Sea and the coast areas along Kattegat Sea. The special geographic location of The Kattegat Sea as a water gateway between Baltic Sea and North Sea might also constitute a deposition zone for microplastics. Due to the degraded nature of a microplastic particle, it is difficult to know the specific source of microplastic, microplastics occur in diverse shapes such as spheres, fibres, and fragments in environmental samples.

The authors thanks Marianne Glasius and Søren Nørgaard Jørgensen and furthermore acknowledge the facilities, and the scientific and technical assistance of the Department of Chemistry and Interdisciplinary Nanoscience Center (iNANO), Aarhus University.

References

1. Plastics Europe. Plastics – the facts 2017. Belgium [Internet resource] https://www.plasticseurope.org/application/files/5715/1717/4180/Plastics_the_

facts_2017_FINAL_for_website_one_page.pdf (Accessed: 14.04.2019).

2. Mathalon A., Hill P. Microplastic fibers in the intertidal ecosystem surrounding Halifax Harbor, Nova Scotia // *Marine Pollution Bulletin*. 2014. V. 81. No. 1. P. 69–79. doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.02.018

3. Barnes D.K., Galgani F., Thompson R.C., Barlaz M. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments // *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* 2009. V. 364. No. 1526. P. 1985–1998. doi: 10.1098/rstb.2008.0205

4. Jambeck J.R., Geyer R., Wilcox C., Siegler T.R., Perryman M., Andrady A., Narayan R., Law K.L. Plastic waste inputs from land into the Ocean // *Science*. 2015. V. 347. No. 6223. P. 768–771. doi: 10.1126/science.1260352

5. Geyer R., Jambeck J.R., Law K.L. Production, use, and fate of all plastics ever made // *Sci. Adv.* 2017. V. 3. No. 7. e1700782. doi: 10.1126/sciadv.1700782

6. Carpenter E.J., Anderson S.J., Harvey G.R., Miklas H.P., Peck B.B. Polystyrene spherules in coastal waters // *Science*. 1972. V. 178. No. 4062. P. 749–750. PMID: 4628343

7. Zhao J., Ran W., Teng J., Liu Y., Liu H., Yin X., Cao R., Wang Q. Microplastic pollution in sediments from the Bohai Sea and the Yellow Sea, China // *Science of the Total Environment*. 2018. V. 640–641. P. 637–645. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.05.346

8. Strand J., Lassen P., Shashoua Y., Andersen J. Microplastics and biogeochemical relationships in sediments from Skagerrak, Kattegat and Baltic Sea // *International Conference on Plastics in Marine Environments*. 2014 [Internet resource] https://pure.au.dk/portal/files/81692173/Microplastic_poster_sep14jak_5a.pdf (Accessed: 14.04.2019).

9. Noren F. Small plastic particles in Coastal Swedish Waters 2007 [Internet resource] <http://www.kimointernational.org/WebData/Files/Small%20plastic%20particles%20in%20Swedish%20West%20Coast%20Waters.pdf> (Accessed: 14.04.2019).

10. Statistics Denmark [Internet resource] <https://www.dst.dk/en> (Accessed: 14.04.2019).

11. Ng K.L., Obbard J.P. Prevalence of microplastics in Singapore's coastal marine environment // *Marine pollution bulletin*. 2006. V. 52. No. 7. P. 761–767. doi: 10.1016/j.marpolbul.2005.11.017

12. Morrisey D.J., Underwood A.J., Howitt L., Stark J.S. Temporal variation in soft-sediment benthos // *Journal of experimental marine biology and ecology*. 1992. V. 164. No. 2. P. 233–245. doi: 10.1016/0022-0981(92)90177-C

13. Fauziah S.H., Liyana I.A., Agamuthu P. Plastic debris in the coastal environment: The invincible threat? Abundance of buried plastic debris on Malaysian beaches // *Waste Management & Research*. 2015. V. 33. No. 9. P. 812–821. doi: 10.1177/0734242X15588587

14. Claessens M., Van Cauwenberghe L., Vandegehuchte M.B., Janssen C.R. New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms // *Mar Pollut Bull.* 2013. V. 70. No. 1–2. P. 227–233. doi: 10.1016/j.marpolbul.2013.03.009

15. Duis K., Coors A. Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects // *Environmental Sciences Europe*. 2016. V. 28. No. 2. P. 1–25. doi: 10.1186/s12302-015-0069-y

16. Hidalgo-Ruz V., Gutow L., Thompson R.C., Thiel M. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification // *Environmental Science & Technology*. 2012. V. 46 (6). P. 3060–3075. doi: 10.1021/es2031505

17. Qiu Q., Tan Z., Wang J., Peng J., Li M., Zhan Z. Extraction, enumeration and identification methods for monitoring microplastics in the environment // *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 2016. V. 176. P. 102–109. doi: 10.1016/j.ecss.2016.04.012

18. Laglbauer B.J.L., Franco-Santos R.M., Andreu-Cazenave M., Brunelli L., Papadatou M., Palatinus A., Grego M., Deprez T. Macrodebris and microplastics from beaches in Slovenia // *Marine pollution bulletin*. 2014. V. 89. No. 1–2. P. 356–366. doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.09.036

19. Browne M.A., Crump P., Niven S.J., Teuten E., Tonkin A., Galloway T., Thompson R. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks // *Environmental science & technology*. 2011. V. 45 (21). P. 9175–9179. doi: 10.1021/es201811s

20. De Falco F., Gullo M.P., Gentile G., Di Pace E., Cocca M., Gelabert L., Brouta-Agnésa M., Rovira A., Escudero R., Villalba R., Mossotti R., Montarsolo A., Gavignano S., Tonin C., Avella M. Evaluation of microplastic release caused by textile washing processes of synthetic fabrics // *Environmental Pollution*. 2018. V. 236. P. 916–925. doi: 10.1016/j.envpol.2017.10.057

21. Shim W.J., Thomposon R.C. Microplastics in the Ocean // *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 2015. V. 69 (3). P. 265–268. doi: 10.1007/s00244-015-0216-x

22. Wagner S., Huffer T., Klockner P., Wehrhahn M., Hofmann T., Reemtsma T. Tire wear particles in the aquatic environment – A review on generation, analysis, occurrence, fate and effects // *Water Res.* 2018. V. 139. P. 83–100. doi: 10.1016/j.watres.2018.03.051

23. Imhof H.K., Laforsch C., Wiesheu A.C., Schmid J., Anger P.M., Niessner R., Ivleva N.P. Pigments and plastic in limnetic ecosystems: A qualitative and quantitative study on microparticles of different size classes // *Water research*. 2016. V. 98. P. 64–74. doi: 10.1016/j.watres.2016.03.015

Оценка пожарной эмиссии углерода в сосновых и дубовых лесах Ялтинского горно-лесного природного заповедника

© 2019. В. Г. Кобечинская, к. б. н., доцент, О. Б. Ярош, д. э. н., профессор, Крымский федеральный университет им В. И. Вернадского, 295007, Россия, Республика Крым, г. Симферополь, проспект Академика Вернадского, д. 4, e-mail: valekohome@mail.ru, iarosh.olga@gmail.com

В течение 10-ти летнего периода проведены исследования по эмиссиям углерода в составе углекислого газа вследствие воздействия пирогенного фактора на древостой, подлесок, опад и подстилку в разновозрастных фитоценозах южного макросклона Крымских гор. Объектами исследования являются горельники сосновых и дубовых лесов, расположенные на территории Ялтинского горно-лесного природного заповедника, который взят в качестве модельной территории. Работы по оценке объёмов эмиссии углекислого газа при горении в лесах Крыма ранее не проводились.

В результате проведённого исследования на примере сосновых и дубовых фитоценозов Ялтинского горно-лесного природного заповедника, которые занимают наибольшие площади, была рассчитана эмиссия углерода в составе углекислого газа, выделившегося при пожарах за 10-летний период. Это позволило оценить суммарные его объёмы на уровне 14170 т или 13,03 т/га. Эти показатели могут свидетельствовать о существенном влиянии данного парникового газа на климатические характеристики южнобережных экосистем Крыма, на изменение погодных характеристик в сторону учащения засух в летне-осенний период, что в результате ведёт к ослаблению водоохранных, климаторегулирующих и почвозащитных свойств этих лесов. Данная тенденция подтверждается приведёнными в работе метеорологическими данными со станции Ай-Петри.

Использованная в работе методика оценки запасов углерода на лесопокрытых площадях, также даёт возможность применять её для расчётов реальных объёмов выделившегося в атмосферу углекислого газа в результате пожаров. Она апробирована на основе лесотаксационных данных насаждений конкретных территорий по кварталам и выделам с учётом качественных и количественных характеристик древостоя, подлеска, подстилки и многолетнего учёта верховых и низовых лесных пожаров, что делает предложенную в работе методику эффективным инструментом для оценки величины ущерба, нанесённого лесным экосистемам в результате пожаров.

Ключевые слова: углекислый газ, лес, Крым, заповедник, пирогенный фактор, выбросы.

Evaluation of fire carbon emissions in pine and oak forests of the Yalta mountain forest natural reserve

© 2019. V. G. Kobechinskaya ORCID: 0000-0001-9467-9533*

O. B. Yarosh ORCID: 0000-0001-9663-2528*

Crimean Federal University V. I. Vernadsky, 4, Vernadsky Prospect, Simferopol, Republic of Crimea, Russia, 295007, e-mail: valekohome@mail.ru, iarosh.olga@gmail.com

We performed studies for a 10-year period for carbon emissions in carbon dioxide due to the influence of the pyrogenic factor on the stand, undergrowth and litter in uneven-aged stands of the southern macroslope of the Crimean Mountains. The relevance of the chosen topic is due to the fact that work to assess the volume of carbon dioxide emissions from burning in the forests of Crimea has not previously been carried out. As a result of the study on the example of pine and oak phytocenoses of the Yalta mountain-forest nature reserve, which occupy the largest areas, carbon emission in the composition of carbon dioxide released during fires over a 10-year period was calculated. This allowed us to estimate its total volumes at the level of 14170 t or 13.03 t/ha.

These indices testify to the significant influence of this greenhouse gas on climatic characteristics of the southern coastal ecosystems of the Crimea, to changes in weather characteristics in the direction of increasing droughts in the summer-autumn period, which as a result leads to a weakening of the water protection, climate-control and soil-protective properties of these forests. This trend is confirmed by the meteorological data given in the work from the Ai-Petri station.

The method used for estimation of carbon stocks in wooded areas is also used to calculate the actual amount of carbon dioxide released into the atmosphere as a result of fires. It has been tested on the basis of forest plantation data by

quarters and areas, taking into account the qualitative and quantitative characteristics of the tree stand, undergrowth, debris layer in long-term records of high and low forest fires, which makes the method proposed in the work an effective tool for assessing the damage to ecosystems caused by the forest fire.

Keywords: carbon dioxide, forest, Crimea, reserve, pyrogenic factor, emissions.

Лесной покров является естественным поглотителем парниковых газов и, в первую очередь – углекислого газа [1, 2]. Оценке эмиссии углекислого газа при пожарах в лесных экосистемах России и других стран посвящено значительное количество работ [3–10]. Однако для лесов Республики Крым эта работа не выполнялась в силу территориальных особенностей региона. В связи с чем, целью данной работы является получение новых данных об эмиссии углерода в результате воздействия огня в многолетней динамике на эти сообщества. В соответствии с этим поставлены две основные задачи:

- апробировать методику, позволяющую оценивать объёмы пожарной эмиссии углерода на примере одного из крымских лесных заповедников;

- провести комплексную оценку углеродного бюджета по выбросам углекислого газа в результате воздействия пирогенного фактора на сосновые и дубовые леса горного Крыма и оценить их влияние на климат региона.

В период с 1990 по 2003 гг. в Украине были выполнены работы, где сделана оценка объёмов выбросов углекислого газа при пожарах в лесах на основе учёта массы органического вещества, его химического состава и условий горения. Пожарная эмиссия парниковых газов оценивались в 5–35 т/га в зависимости от состава, возраста и типа лесных насаждений [11]. Однако, в данных исследованиях не привлекались материалы по Крымскому полуострову. Для их сопоставимости была использована методика оценки углерода, депонированного в лесных экосистемах, которая была разработана совместно Харьковским национальным университетом им. В. Н. Каразина и НИИ лесного хозяйства и агролесомелиорации им. Г. Н. Высоцкого [11]. Нами была проведена оценка эффективности этой методики для расчёта расходной части углеродного бюджета по углекислому газу при выбросах в результате пожаров разной интенсивности в сосновых и дубовых лесах Республики Крым на примере Ялтинского горно-лесного природного заповедника (ЯГЛПЗ). В результате воздействия огня происходит экологическая дестабилизация природной среды, снижается

уровень ценотического разнообразия растительного покрова, идёт сокращение площадей природных группировок и упрощение их структуры, что нарушает гомеостаз заповедных ландшафтов [10]. Данное исследование выполнено впервые для этого региона.

Методика исследования

Существуют разнообразные методики, позволяющие на основе использования дистанционного зондирования Земли лесопокрываемых площадей при отсутствии полной базы данных по лесам оценивать прирост массы углерода в наземных частях древостоя по параметрам интенсивности фотосинтеза [6, 8]. Также возможно оценить часть запасённого углерода по аккумуляции его в древостое, используя конкретные снимки пробных площадей, но обязательное условие – временные границы, т. е. должно быть полное совпадение по срокам снимка и данных наземной съёмки пробных площадей [12–13]. Но более полным, безусловно, является комплексный подход, привлекающий также в анализе оценки общего количества углерода в лесах ещё: опад, подстилку и сухостой [9, 14–16].

Для расчёта количества углерода в насаждениях использовались собственные полевые материалы, собранные на горельниках [15], привлекалась также база данных по лесоустройству площадей, пройденных огнём по выделам и кварталам, классам бонитета, полноты и высоты древостоя с учётом породы и фракций: опада, подстилки и подлеске.

Особенности сухого субтропического климата данного региона проявляются в том, что в весенний период выпадает мало осадков, в среднем 70–111 мм, а летом – 90–104 мм, со снижением по годам до 25–50 мм. Летом средняя температура в этом районе составляет 29 °С, что ведёт к высушиванию приземного слоя опада и подстилки и создаёт благоприятные условия для возникновения пожаров.

Заметим, что исследование касалось только дубовых и сосновых насаждений, занимающих наибольшие площади на территории южного макросклона Крымских гор

Таблица 1 / Table 1

Расчётные соотношения для определения содержания углерода по фракциям в сосновых и дубовых лесах / Calculation ratios for determination of carbon content in pine and oak stands on fractions [11, 16]

№ формулы / No. of formula	Компоненты Components	Формулы Formulas
1	для кроны сосны crown of pine	$(0,05 \cdot k_1 \cdot KAH^{k_2} \cdot KAP^{k_3} \cdot KAMG \cdot KASS) \cdot r_1 \cdot S$
2	для k_1, k_2, k_3 ствола сосны for with k_1, k_2, k_3 pine trunk	$(0,5 \cdot k_1 \cdot KAH^{k_2} \cdot (1 - 0,5 \cdot KAP) \cdot KAP^{k_3}) \cdot r_1 \cdot S$
3	для кроны дуба / oak crown	$(0,05 \cdot k_1 \cdot KAA^{k_2} \cdot KAP^{k_3} \cdot KAMG \cdot KASS) \cdot r_2 \cdot S$
4	для k_1, k_2, k_3 ствола дуба for with k_1, k_2, k_3 an oak trunk	$(0,5 \cdot k_1 \cdot KAH^{k_2} \cdot (1 - 0,5 \cdot KAP) \cdot KAP^{k_3}) \cdot r_2 \cdot S$
5	для подлеска сосны undergrowth pine	$0,45 \cdot (2,561 \cdot KAP - 1,311 \cdot KAP^2 - 0,0263) \cdot k \cdot r_8 \cdot S$
6	для подлеска дуба undergrowth oak	$0,45 \cdot (2,561 \cdot KAP - 1,311 \cdot KAP^2 - 0,0263) \cdot k \cdot r_9 \cdot S$
7	для опада и подстилки litterfall and litter	$k_1 \cdot (k_2 \cdot KAA^2 + k_3 \cdot KAA + k_4) \cdot KAP^{l,2} \cdot r_{10} \cdot S$

Примечание: KAH – высота, KAP – полнота, KAMG – запас на 1 га, KASS – коэффициент состава, KAA – возраст, S – площадь выдела.

Note: KAH – height, KAP – the fullness of the plantation, KAMG – stock per 1 ha, KASS – composition ratio, KAA – the age of the stand, S – area of allotment.

Таблица 2 / Table 2

Конверсионные коэффициенты k для определения содержания углерода в подлеске сосновых и дубовых насаждений / Conversion factors k for determination of carbon content in the undergrowth of pine and oak stands [16]

Возраст насаждения Age of planting	Класс возраста Age class	Сосна Pine	Дуб Oak
Молодняки / young growth	2, 3	0,5	0,45
Средневозрастные / middle-aged	4, 5	0,6	0,6
Приспевающие / ripening	6	0,65	0,65
Спелые / ripe	7, 8	0,7	0,7

в пределах ЯГЛПЗ. Расчётные соотношения для определения содержания углерода в древостое, подлеске, опаде и подстилке сосновых и дубовых насаждений были приняты, исходя из следующих соотношений (табл. 1).

Конверсионные коэффициенты (отношения) (k_1, k_2, k_3, k_4) и коэффициенты размерности ($r_1, r_2, \dots, r_9, r_{10}$), полученные расчётным путём [11, 16] для лесов страны, были выведены для всех основных лесообразующих пород с учётом их возраста, высоты, полноты древостоев и их условий произрастания. Они переводили запасы углерода, аккумулированные в стволовой древесине, в запасы углерода для всей живой и мёртвой фитомассы, включая ветви, листья/хвою, сухостой и лесную подстилку. Также в анализе отмечалась принадлежность этих сообществ к тому или иному лесорастительному району с учётом широтной

и высотной зональности страны. В данной работе был использован ряд из конверсионных коэффициентов этих исследователей.

С учётом возраста насаждений вводятся коэффициенты для расчёта массы углерода в подлеске сосновых и дубовых лесов (формулы № 5 и № 6), они также зависят и от условий произрастания (табл. 2).

Лишь в молодняках они отличаются: для сосны это 0,5, для дуба – 0,45. Для средневозрастных, приспевающих и спелых сообществ расчётные коэффициенты, независимо от породы в подлеске, одинаковые (продолжительность класса возраста древостоя – 20 лет).

Также расчётным путём ими были получены коэффициенты по фракциям древостоя, опада и подстилки для каждой породы (табл. 3).

Исходя из расчётов, очевидно, что общая масса углерода при пожарной эмиссии по

Таблица 3 / Table 3

Конверсионные коэффициенты для определения содержания углерода по фракциям древостоя, опада и подстилки сосны и дуба [11] / The proportion of the fractions of the stand of pine and oak by formulas and coefficients [11]

Порода Species	Фракция Fraction	№ формулы / No. of formula	k_1	k_2	k_3	k_4
Сосна / Pine	крона/ crown	1	0,346	-0,793	-0,705	-0,695
Сосна / Pine	ствол/ trunk	2	5,701	1,464	1,525	1,589
Дуб / Oak	крона/ crown	3	0,265	-0,254	-0,128	-0,114
Дуб / Oak	ствол/ trunk	4	0,385	0,06	0,11	0,14
Сосна / Pine	опад и подстилка/ litterfall and litter	7	0,48	-0,003	0,51	0,63
Дуб / Oak	опад и подстилка / litterfall and litter	7	0,42	-0,0012	0,24	0,25

годам исследований в изученных сосновых и дубовых насаждениях Крыма, была оценена как сумма всех рассчитанных слагаемых. При этом можно предположить, что окончательные данные будут несколько ниже, так как не учитывалась аккумуляция углерода в корнях и почве этих растительных сообществ.

Результаты и их обсуждение

Леса ЯГЛПЗ наиболее часто подвергаются воздействию огня (71% от всех гарей полуострова), поэтому их использовали в качестве модельной территории для апробирования данной методики. Его общая площадь – 14523 га, причём лесопокрытая достигает 75,8%. Ведущие причины возникновения здесь пожаров – это антропогенный фактор и отсутствие защитной буферной зоны, т. к. он со стороны моря прилегает к южнобережным курортным посёлкам [15].

Наибольшие площади в заповеднике, образуя сплошной хорошо выраженный пояс, занимают пиропитные леса из сосны крымской или Палласа (*Pinus pallasiana* D. Don) (5600 га – 38,5%) – зона их распространения вдоль южного берега Крыма от 60 до 1240 м над у. м., сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* var. *hamata* Steven) (863,3 га – 5,9%), которая приурочена к высотам 750–1350 м над у. м. и незначительные площади сосны Станкевича (*Pinus stankewiczii* (Sukacz.) Fomin), которая встречается от побережья до 200 м над у. м. Всего эти леса в сумме занимают 46,6% от всей территории заповедника. Дуб пушистый (*Quercus pubescens* Willd) приурочен к нижнему приморскому поясу, произрастая по склонам до 660 м над у. м., и дуб скальный (*Quercus petraea* Liebl), обитающий в пределах 290–1100 м над у. м. В совокупности они занимают 2689,6 га, что

составляет 18,5% от общей площади ЯГЛПЗ. На территории заповедника в общей сложности пройдено огнём 2251,3 га, в том числе 447,9 га – это верховые пожары с полным уничтожением лесного покрова. Доля количества крупных пожаров в целом незначительна (3,1%), но на них приходится до 95,5% от всех повреждённых огнём площадей. В данной работе мы провели оценку эмиссии углерода при лесных пожарах в результате горения биомассы. Послепожарные остатки на гарях, которые разлагаются медленно – десятилетия, в учёт не брались. Данные были получены на основе собственных полевых исследований, собранных на 18 пробных площадях однопорodных насаждений разновозрастных горельников за 10-летний период в лесничествах этого заповедника [15], лесотаксационной базе материалов этой территории с дополнениями некоторых добавочных показателей, касающихся расчётов эмиссии углерода с привлечением конверсионных коэффициентов.

Первоначально были составлены таблицы по годам исследований для каждого участкового лесничества с учётом квартальной сети и выделов, где был зафиксирован пожар, его площади и состава пород, возраста и полноты древостоя. Наибольшее количество возгораний леса фиксируется на территории Алушкинского лесничества (более 65%), особенно в квартале 23 и Оползневского (в кв. 13 и 14), наименьшее – в Ливадийском (5–10%). По лесотаксационным описаниям насаждений отдельно, с учётом коэффициентов, рассчитывались данные по эмиссии углерода для подлеска, опада и подстилки по каждой породе после верховых и низовых пожаров.

В таблице 4 приводятся суммарные показатели эмиссии углерода в составе углекислого газа, образовавшегося в результате горения

Таблица 4 / Table 4

Расчёт выбросов по углероду из фракции древостоя при верховых пожарах Ялтинского горно-лесного природного заповедника для дубовых и сосновых насаждений / Calculation of carbon emissions from the forest stand fraction in mountain fires of the Yalta mountain-forest nature reserve for oak and pine plantations

Год Year	Порода Species	КАА	КАР	КАМГ	КАСС	Площадь горельников, га / Area burners, ha	Суммарный выброс углерода, т Total carbon emissions, t
2007	Дуб / Oak	70	0,5	120	10	200,77	7780,87
2007	Сосна / Pine	85	0,7	190	10	135,52	1520,61
2008	Дуб / Oak	80	0,6	130	10	1,37	53,21
2008	Сосна / Pine	90	0,7	200	10	0,92	10,53
2012	Дуб / Oak	65	0,5	110	10	0,89	34,71
2012	Сосна / Pine	80	0,7	180	10	0,60	6,87
Всего/ Total						340,07	9406,81

Примечание: КАА – возраст древостоя; КАР – полнота насаждения; КАМГ – запас на га; КАСС – состав.
Note: КАА – the age of the stand; КАР – the fullness of the plantation; КАМГ – reserve per ha; КАСС – composition ratio.

Таблица 5 / Table 5

Расчёт эмиссии углерода из фракций подлеска, опада и подстилки Ялтинского горно-лесного природного заповедника для дубовых и сосновых насаждений при низовых пожарах / Calculation of carbon emissions from the undergrowth, the litter and litter fraction of the Yalta mountain-forest nature reserve for oak and pine plantation in case of grassland fires

Год Year	КАА Дуб Oak	КАР Дуб Oak	КАА Сосна Pine	КАР Сосна Pine	Площадь горельни- ка, га Area of fire, ha	Фракции Fraction	Выброс углерода от фракций видов дуба, т Carbon emissions in fraction from oak species, t	Выброс углерода от фракций видов сосны, т / Carbon emissions in fraction from pine species, t	Суммарный выброс углерода от фракций, т / Total carbon emission in fraction, t
2007	70	0,5	100	0,8	1002,4	1	124,74	91,95	216,69
						2	2704,0	1484,66	4188,7
2008	60	0,4	80	0,6	53,3	1	6,63	4,89	11,52
						2	143,80	78,94	222,74
2009	80	0,5	85	0,6	3,7	1	0,46	0,34	0,80
						2	9,98	5,48	15,46
2010	70	0,5	90	0,7	2,4	1	0,30	0,22	0,52
						2	6,47	3,55	10,02
2011	60	0,4	80	0,6	0,9	1	0,11	0,08	0,19
						2	2,42	1,33	3,75
2012	75	0,4	75	0,5	19,6	1	2,44	1,80	4,24
						2	52,88	29,02	81,90
2013	–	–	60	0,4	0,02	1	–	0,002	0,002
						2	–	0,03	0,03
2014	–	–	70	0,5	0,795	1	–	0,07	0,07
						2	–	1,17	1,17
2015	–	–	80	0,6	2,628	1	–	0,24	0,24
						2	–	3,88	3,88
2016	–	–	60	0,4	1,42	1	–	0,13	0,13
						2	–	2,10	2,10
Итого Total					1087,16	1	134,68	99,722	234,40
						2	2919,25	1610,16	4529,75

Примечание: 1 – подлесок; 2 – опад и подстилка; КАА – возраст древостоя; КАР – полнота насаждения.
Note: 1 – undergrowth; 2 – litterfall and litter; КАА – the age of the stand; КАР – the fullness of the plantation.

древостоя сосны крымской, сосны обыкновенной, дуба пушистого и дуба скального в целом для всего заповедника без дифференциации по видам и участковым лесничествам при верховых пожарах, которые были за годы учёта только в 2007, 2008 и 2012 гг.

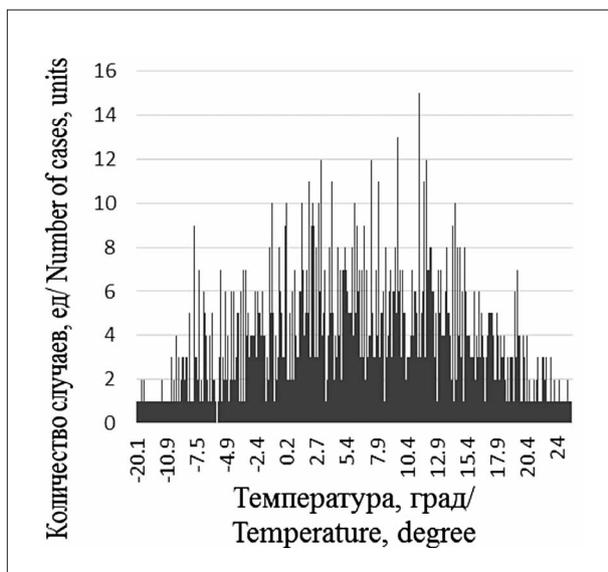
Так, суммарный объём эмиссии углерода, накопленного в древостое заповедника с общей площади 340,07 га от верховых пожаров достигает 9406,81 т. В пересчёте на 1 га (без разделения по породам) выбросы углерода составили в среднем 27,66 т. Следовательно, с учётом возраста насаждений, вклад по эмиссии углерода в результате верховых пожаров в природных фитоценозах заповедника достаточно значителен и превышает средний показатель для лесов этой зоны в 2,5 раза [11].

Оценка объёмов эмиссии углерода из подлеска, опада и подстилки на горях при низовых пожарах приведена в таблице 5.

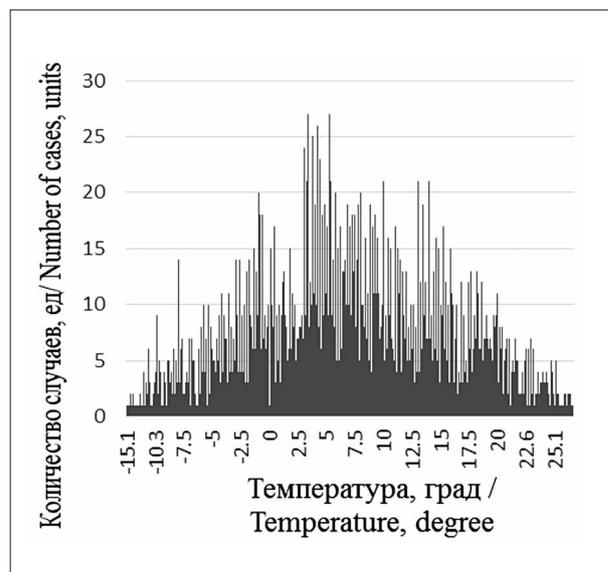
С 2013–2016 гг. не было низовых пожаров в дубравах, поэтому в таблице 5 эти данные отсутствуют. Результаты расчётов показывают, что объёмы эмиссии углерода от сгоревших опада и подстилки достигают 4529,75 т, что составляет в среднем 4,17 т/га, причём вклад по породному составу фитоценозов дуба пушистого и дуба скального выше в 1,8 раза, чем сосны крымской и сосны обыкновенной. Выбросы в результате низового пожара от горения подлеска сравнительно невысокие – 234,40 т, т. е. 0,22 т/га.

Сравнительный анализ вклада выбросов углерода при пожарах по фракциям чётко выявляет, что именно в древостое накоплено самое высокое его количество – 66,4%, второе место занимает сгоревшая подстилка – 31,96%, вклад подлеска крайне незначителен – всего 1,64%. Следовательно, если не дифференцировать по компонентному составу леса и вывести средние показатели пожарной эмиссии углерода в составе углекислого газа, выделившиеся в атмосферу в результате горения, как результат пожаров разной интенсивности, то они оцениваются на уровне 13,03 т/га.

Полагаем, что этот метод оценки позволяет получить вполне достоверные данные, что даёт возможность на основе первичных материалов лесотаксации лесопокрытых территорий, проводить не только оценку депонированного углерода в лесные сообщества, как предлагают авторы [12, 18], но и успешно использовать эти данные для расчётов расходной части бюджета нетто-стока эмиссии углерода в составе углекислого газа с достаточной достоверностью при пожарах в лесах. Это позволяет оценивать не только объёмы сгоревшей биомассы по фракционному составу, но и вклад пожаров данной территории в «парниковый эффект» и изменение региональных климатических параметров [19]. Подтверждение данного факта можно найти в метеорологических наблюдениях по этому региону. За последние 50 лет среднего-



А. По данным 2006 г.
(выборка 1443 наблюдений)
A. According to data for 2006
(1443 observations)



Б. По данным 2017 г.
(выборка 2917 наблюдений)
B. According to data for 2017
(2917 observations)

Рис. Частота встречаемости температур
Fig. Frequency of occurrence of temperatures

довая температура повысилась на 0,5 °С, а при рассмотрении метеорологических данных со станции Ай-Петри, расположенной на яйле, и находящейся в рассматриваемой зоне, видно, что изменения ещё более значительные (рис.).

Так, если среднегодовая температура в 2006 г. составляла 5,79 °С, а медианное значение было на уровне 6 °С, то в 2017 г. среднегодовая температура составляла 7,06 °С, с медианным значением 7,1 °С. Увеличение температуры воздуха и уменьшение количества атмосферных осадков усиливает вероятность возникновения горения лесов. Повышение приземной температуры воздуха в результате частых пожаров может сопровождаться учащением засух в жаркие периоды года, сокращением количества осадков, нарушением почвенно-гидрологического режима. В результате это ведёт к снижению общей продуктивности лесных фитоценозов и нарушению их гомеостаза, что скажется впоследствии на ухудшении их климаторегулирующих, почвозащитных и водоохраных функций, особенно для южнобережных экосистем Крыма.

Выводы

Для горных лесов Крыма на примере сосновых и дубовых фитоценозов Ялтинского горно-лесного природного заповедника была рассчитана эмиссия углерода в составе углекислого газа, выброшенного при пожарах за 10-летний период, что позволило оценить суммарные его объёмы на уровне 14170 т или 13,03 т/га. Эти показатели свидетельствуют о существенном влиянии данного парникового газа на климатические характеристики южнобережных экосистем Крыма. Данная тенденция подтверждается метеорологическими показателями со станции Ай-Петри.

Использованная в работе методика оценки запасов углерода на лесопокрытых площадях также даёт возможность применять её для расчётов реальных объёмов выделившегося в атмосферу углекислого газа в результате пожаров. Она проводится на основе лесотаксационных данных насаждений конкретных территорий по кварталам и выделам с учётом качественных и количественных характеристик древостоя, подлеска, опада и подстилки при многолетней регистрации всех верховых и низовых лесных пожаров, что делает предложенную в работе методику эффективным инструментом для оценки величины ущерба, нанесённого огнём воздействием лесным экосистемам.

Литература

1. Thonicke K., Venevsky S., Sitch S., Cramer W. The role of fire disturbance for global vegetation dynamics: coupling fire into a dynamic global vegetation model // *Global Ecology and Biogeography*. 2001. V. 10. No. 6. P. 666–677.
2. Schultz M.G., Heil A., Hoelzemann J.J., Spessa A., Thonicke K. Global wildland fire emissions from 1960 to 2000 // *Global Biogeochemical Cycles*. 2008. V. 22. No. 2. P. 34–76.
3. Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories / Eds. A. Wetlands, T. Hiraiishi, T. Krug, K. Tanabe, N. Srivastava, J. Baasansuren, M. Fukuda, T.G. Troxler. Published: IPCC, Switzerland [Электронный ресурс] http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/wetlands/pdf/Wetlands_Supplement_Entire_Report.pdf (Дата обращения: 28.05.2019).
4. Fiedlingstein P., Andrew R.M., Rogelj J. Persistent growth of CO₂ emissions and implications for reaching climate targets // *Nat. Geosci.* 2014. V. 7. P. 709–715.
5. Кудеяров В.Н. Углеродный баланс наземных экосистем на территории России. К 25-летию принятия рамочной Конвенции ООН об изменении климата // *Вестник РАН*. 2018. Т. 88. № 2. С. 179–183.
6. Сафронов М.А., Швиденко А.З., Голдаммер И.Г. Влияние пожаров на баланс углерода в бореальной зоне Северной Евразии: создание информационной базы для моделей // *Лесоведение*. 2000. № 4. С. 3–8.
7. Tomppo E., Nilsson M., Rosengren M., Aalto P., Kennedy, P. Simultaneous use of Landsat-TM and IRS-1c WiFS data in estimating large area tree stem volume and aboveground biomass // *Remote Sensing of Environment*. 2002. No. 82. P. 156–171.
8. Smith J.E., Heath L.S., Nichols M.C. U.S. Forest carbon calculation tool: forest-land carbon stocks and net annual stock change (revised for use with FIADB 4.0) // *Gen. Tech. Rep. NRS-13*. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station. 2010. No. 28. P. 14–17.
9. Turner D.P., Koerper M.E., Harmon M.E. A carbon budget for forests of the conterminous United States // *Ecol. Appl.* 1995. V. 5. No. 2. P. 421–436.
10. Ярош О.Б. Экономико-институциональные основы управления природопользованием Украины. Симферополь: АРИАЛ, 2014. 354 с.
11. Атрошенко Л.М., Горобец В.Н., Горобец Н.Н., Костяшкин С.И., Сафронова Л.П. Методики описания лесных территорий в целях обеспечения эффективного дешифрования спутниковой информации РСА // *Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса: физические основы, методы и технологии мониторинга окружающей среды, потенциально опасных объектов и явлений*. М.: Азбука-2000, 2008. Т. 2. Вып. 5. С. 257–264.
12. Голубятников Л.Л., Денисенко Е.А. Моделирование значений первичной биологической продукции для зональной растительности Европейской

России // Известия РАН. Серия: биологическая. 2001. № 3. С. 353–361.

13. Abrams M. The advanced spaceborne thermal emission and reflection radiometer (ASTER): Data products for the high spatial resolution imager on NASA's Terra platform // International Journal of Remote Sensing. 2000. No. 21. P. 847–859.

14. Smith J.E., Linda S. Heath, Coeli M. Hoover carbon factors and models for forest carbon estimates for the 2005–2011 National Greenhouse Gas Inventories of the United States // Forest Ecology and Management. 2013. No. 307. P. 7–19.

15. Кобечинская В.Г., Онищенко Т.С. Послепожарные сукцессии сосновых лесов Крыма // Учёные записки КФУ. Сер. Биология. Химия. 2017. Т. 4 (70). С. 112–126.

16. Лакида П. І. Фітомаса лісів України. Тернопіль: Збруч, 2002. 256 с.

17. Lu D. The potential and challenge of remote sensing-based biomass estimation // International Journal of Remote Sensing. 2006. No. 27. P. 1297–1328.

18. Agrawal A., Chhatre A., Hardin R. Changing governance of the world's forests // Science. 2008. V. 320. No. 5882. P. 1460–1462.

19. WMO Statement on the State of the Global Climate in 2016. World Meteorological Organization. 2017 [Электронный ресурс] https://www.wmo.int/pages/index_ru.html (Дата обращения: 28.05.2019).

References

1. Thonicke K., Venevsky S., Sitch S., Cramer W. The role of fire disturbance for global vegetation dynamics: coupling fire into a dynamic global vegetation model // Global Ecology and Biogeography. 2008. V. 10. No. 6. P. 661–677. doi: 10.1046/j.1466-822X.2001.00175.x

2. Schultz M.G., Heil A., Hoelzemann J.J., Spessa A., Thonicke K. Global wildland fire emissions from 1960 to 2000 // Global Biogeochemical Cycles. 2008. V. 22. No. 2. P. 34–76. doi: 10.1029/2007GB003031

3. Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories / Eds. A. Wetlands, T. Hiraishi, T. Krug, K. Tanabe, N. Srivastava, J. Baasansuren, M. Fukuda, T.G. Troxler. Published: IPCC, Switzerland [Internet resource] http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/wetlands/pdf/Wetlands_Supplement_Entire_Report.pdf (Accessed: 28.05.2019).

4. Fiedlingstein P., Andrew R.M., Rogelj J. Persistent growth of CO₂ emissions and implications for reaching climate targets // Nat. Geosci. 2014. V. 7. P. 709–715. doi: 10.1038/NGEO2248

5. Kudeyarov V.N. Carbon balance of terrestrial ecosystems on the territory of Russia. To the 25th anniversary of the adoption of the UN framework Convention on climate change // Vestnik RAN. 2018. V. 88. No. 2. P. 179–183 (in Russian).

6. Safronov M.A., Shvidenko A.Z., Goldammer I.G. Influence of fires on carbon balance in the boreal zone of Northern

Eurasia: creation of an information base for models // Lesovedenie. 2000. No. 4. P. 3–8 (in Russian).

7. Tomppo E., Nilsson M., Rosengren M., Aalto P., Kennedy P. Simultaneous use of Landsat-TM and IRS-1c WiFS data in estimating large area tree stem volume and above-ground biomass // Remote Sensing of Environment. 2002. No. 82. P. 156–171. doi: 10.1016/S0034-4257(02)00031-7

8. Smith J.E., Heath L.S., Nichols M.C. U.S. Forest carbon calculation tool: forest-land carbon stocks and net annual stock change (revised for use with FIADB 4.0) // Gen. Tech. Rep. NRS-13. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station. 2010. No. 28. P. 14–17. doi: 10.2737/NRS-GTR-13

9. Turner D.P., Koerper M.E., Harmon M.E. A carbon budget for forests of the conterminous United States // Ecol. Appl. 1995. V. 5. No. 2. P. 421–436. doi: 10.2307/1942033

10. Yarosh O.B. Economic and institutional basis for environmental management of Ukraine. Simferopol': ARIAL, 2014. 354 p. (in Russian).

11. Atroshenko L.M., Gorobets V.N., Gorobets N.N., Kostyashkin S.I., Safronova L.P. Methods for the description of forest territories in order to ensure effective decoding of satellite information of the SAR // Modern problems of remote sensing of the Earth from space: physical principles, methods and technologies for monitoring the environment, potentially dangerous objects and phenomena. Moskva: Azbuka-2000, 2008. V. 2. No. 5. P. 257–264 (in Russian).

12. Golubyatnikov L.L., Denisenko E.A. Modeling the values of primary biological products for zonal vegetation in European Russia // Izvestiya RAN. Seriya: biologicheskaya. 2001. No. 3. P. 353–361 (in Russian).

13. Abrams M. The advanced spaceborne thermal emission and reflection radiometer (ASTER): Data products for the high spatial resolution imager on NASA's Terra platform // International Journal of Remote Sensing. 2000. No. 21. P. 847–859.

14. Smith J.E., Linda S. Heath, Coeli M. Hoover carbon factors and models for forest carbon estimates for the 2005–2011 National Greenhouse Gas Inventories of the United States // Forest Ecology and Management. 2013. No. 307. P. 7–19. doi: 10.1016/j.foreco.2013.06.061

15. Kobechinskaya V.G., Onischenko T.S. Post-fire succession in pine forest of Crimea // Uchenye zapiski KFU. Ser. Biologiya. Himiya. 2017. V. 4 (70). P. 112–126 (in Russian).

16. Lakyda P.I. Phytomass of the forests of Ukraine. Ternopol: Zbruch, 2002. 256 p. (in Ukrainian).

17. Lu D. The potential and challenge of remote sensing-based biomass estimation // International Journal of Remote Sensing. 2006. No. 27. P. 1297–1328. doi: 10.3390/rs5031389

18. Agrawal A., Chhatre A., Hardin R. Changing governance of the world's forests // Science. 2008. V. 320. No. 5882. P. 1460–1462. doi: 10.1126/science.1155369

19. WMO Statement on the State of the Global Climate in 2016 // World Meteorological Organization. 2017 [Internet resource] https://www.wmo.int/pages/index_ru.html (Accessed: 28.05.2019).

Пулы и потоки углерода в экосистемах вырубки ельников средней тайги Республики Коми

© 2019. Н. В. Лиханова¹, к. б. н., ведущий специалист,
К. С. Бобкова², д. б. н., профессор, г. н. с.,

¹Сыктывкарский государственный университет им. П. Сорокина,
167001, Россия, г. Сыктывкар, ул. Октябрьский проспект, д. 55,

²Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,
167982, Россия, г. Сыктывкар, ул. Коммунистическая, д. 28,
e-mail: lihanad@mail.ru, bobkova@ib.komisc.ru

Приведена количественная характеристика запасов и распределения углерода органического вещества в системе почва–фитоценоз вырубки после сплошнолесосечной рубки древостоя двух типов ельников на торфянисто-подзолисто-глееватых почвах. Установлено, что в экосистемах 4–6-летней вырубки ельников аккумулируется 115–121 тыс. кгС/га, большая часть которого концентрируется в почве. Оценены продукционно-деструкционные процессы фитомассы в системе фитоценоз–почва. На вырубке ельников затраты углерода атмосферы на продукцию фитомассы (1,8–2,2 тыс. кг/га) преобладают над его возвратом с опадом (1,4–1,7 тыс. кг/га). В годичном биологическом круговороте углерода вырубки ельников ведущую роль выполняют растения напочвенного покрова. В углеродном цикле вырубки большое значение имеет крупный древесный дебрис (сухостой, валеж, порубочные остатки, корни вырубленных деревьев), в массе которого концентрируется 22,0–27,6 тыс. кгС/га и лесная подстилка, где аккумулируется 18,6–27,8 тыс. кгС/га.

Ключевые слова: Север, средняя тайга, сплошнолесосечная рубка, вырубка, ельники, запас углерода, потоки углерода.

Pools and carbon fluxes in felling ecosystems spruce forests of the middle taiga of the Komi Republic

© 2019. N. V. Likhanova¹ ORCID:0000-0002-4317-7872, K. S. Bobkova² ORCID: 0000-0003-0346-2879

¹Pitirim Sorokin Syktyvkar State University,
55, Oktyabrsky Prospect, Syktyvkar, Russia, 167001,

²Institute of Biology of the Komi Science Centre of the Ural Division RAS,
28, Kommunisticheskaya St., Syktyvkar, Russia, 167982,
e-mail: lihanad@mail.ru, bobkova@ib.komisc.ru

The quantitative characteristics of the reserves and distribution of carbon of organic matter in the soil–phytocenosis system after clearing the stand of two types of spruce forests on peaty-podzolic-gleyed soils are shown. It is established that in the ecosystems of 4–6 years old felling of spruce forests 115–121 thousand kgC/ha are accumulated, most of which is concentrated in the soil. The production-destructive processes of organic matter in the phytocenosis-soil system are estimated. It is shown that on the cutting of spruce forests the carbon costs of the atmosphere for phytomass production (1.8–2.2 thousand kg/ha) prevail over its return with fall (1.4–1.7 thousand kg/ha). In the annual biological carbon cycle, felling of spruce forests is dominated by the plants of the ground cover. In the carbon cycle of cutting down, large-scale wood debris (deadwood, brushwood, felling remains, roots of cut trees) is of great importance, in the mass of which 22.0–27.6 thousand kgC/ha are concentrated, and forest litter accumulating 18.6–27.8 thousand kgC/ha.

Keywords: North, middle taiga, clear-cutting, felling, spruce forests, carbon stock, carbon flows.

На европейском Севере России на протяжении всей истории развития лесной отрасли промышленности еловые леса были одним из основных объектов лесопользова-

ния. Рубка леса является одним из мощных факторов динамики лесных сообществ, обуславливающих трансформацию структурных компонентов лесных экосистем и нарушение

в них обменных процессов. Оценку изменений функционирования лесных биогеоценозов в процессе рубки невозможно проводить без всестороннего изучения связей между фитоценозами и почвой. При этом следует отметить, что фитоценоз является определяющим компонентом биогеоценоза, формирующим его структурную организацию. В лесных сообществах после рубки происходят существенные изменения экологических условий среды, физико-химических свойств почв и в трансформации потоков вещества между почвой и фитоценозом [1–3]. Следует отметить, что количественная характеристика состояния и взаимодействия основных звеньев углеродного бюджета на вырубке является основой развития теории биопродукционного процесса, почвообразования в производных биогеоценозах на ранних стадиях их развития.

Цель настоящей работы – определение запасов и основных параметров годичного биологического круговорота углерода в системе почва–фитоценоз в экосистемах вырубок среднетаёжных ельников на торфянисто-подзолисто-глееватых почвах. В ходе работы мы проверяли гипотезу, что на вырубках ельников в годичном углеродном цикле ведущая роль принадлежит растениям напочвенного покрова – эдификаторам экосистем. В углеродном бюджете данных сообществ также значима роль крупных древесных остатков (КДО): валежа, сухостоя, порубочных остатков, корней вырубленных деревьев.

Объекты и методы

Исследования проводили в 2009–2014 гг. на территории Чернамского лесного стационара Института биологии Коми НЦ УрО РАН (62°01' с.ш., 52°28' в.д.). Работа выполнена на двух постоянных пробных площадях (ППП) размерами 0,20 и 0,25 га, заложенных в спелых ельниках в 1978 г. согласно ГОСТ 16128-70. В еловых сообществах до рубки проведены исследования углеродного цикла и освещены нами ранее [4, 5]. В зимний период 2005–2006 гг. в рассматриваемых еловых сообществах на 500 га проведена сплошнолесосечная рубка с хлыстовой трелёвкой древесины.

Вырубка ельника черничного влажного. При рубке ельника сохранились тонкомерные деревья (недоруб, семенники) в количестве 400 и сухостойные – 30 экз./га. Валеж составляет 185 экз./га с запасом древесины 12,5 м³/га. Самосев и подрост (8315 экз./га)

имеют состав 6ЕЗБ1Рб+ед СОс. Травяно-кустарничковый ярус с общим проективным покрытием (ОПП) 50–60%, образован брусникой, черникой, линнеей северной, осокой шаровидной, хвощом, луговиком извилистым. Моховый покров с ОПП 80–90% формируют *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt., *Sphagnum wulfianum* Girg., *S. girgensohni* Russ., *S. russowii* Warnst., пятнами встречаются *Polytrichum commune* Hedw., *Hylocomium splendens* (Hedw.) Br. и *Dicranum polysetum* (Mich.) Sw.

Вырубка ельника долгомошно-сфагнового. На вырубке сохранены тонкомерные деревья ели, сосны, берёзы и семенники – 588, сухостойные – 212 экз./га, валеж – 223 экз./га с запасом древесины 5,9 м³/га. Подрост и самосев (6760 экз./га) имеют состав 7ЕЗБ. Травяно-кустарничковый ярус с ОПП 60–70% образован брусникой, черникой, линнеей северной, осокой шаровидной, хвощом, луговиком извилистым и иван-чаем. Моховый покров почти сплошной образуют *Polytrichum commune* и *Sphagnum wulfianum*, *S. girgensohnii*, *S. russowii*, пятнами встречается *Dicranum polysetum*. Почва на вырубке обоих исследуемых ельников торфянисто-подзолисто-глееватая иллювиально-гумусовая [6].

Углеродный бюджет на вырубке изучен по биопродуктивности. Массу и прирост органического вещества (ОВ) древесных растений определяли методом модельных деревьев [7, 8]. Проанализировано 20 модельных деревьев на вырубке ельника черничного и 23 – на вырубке ельника долгомошно-сфагнового, 10 модельных экземпляров подростка ели, 10 – берёзы, 8 – рябины. Массу стволов сухостоя, валежа, порубочных остатков вычисляли по их объёму и базисной плотности древесины. Прирост стволовой древесины оценивали по текущему приросту объёма ствола модельных деревьев, при помощи прибора LINTAB 5 с использованием программы Tsap Win Basic. Расчёт текущего прироста корней древесных растений определяли по [9], используя формулу 1:

$$P_{кр} = \frac{P_c \cdot K}{C}, \quad (1)$$

где $P_{кр}$ – прирост корней (единицы массы); P_c – прирост стволов и ветвей (единицы массы); K – доля корней от суммарной массы ствола, ветвей и корней, %; C – доля ствола и ветвей от суммарной массы ствола, ветвей и корней, %.

Надземную массу растений напочвенного покрова определяли методом укосов на пло-

щадках размером 0,20 x 0,20 м в 20-кратной повторности. Годичная продукция травянистых растений равняется их надземной фитомассе. У кустарничков прирост принимался равным массе побегов текущего года с листьями. Годичную продукцию мхов определяли, срезая побеги текущего года у 100 растений каждого вида. Опад древесных растений учитывали с помощью опадоулавливателей размером 50 x 50 см в 20-кратной повторности. Массу опада кустарничков и мхов определяли по их приросту. Ежегодно отмирающую массу мхов принимали равной 70, черники – 100, брусники – 30% от прироста [1, 9]. Прирост и опад корней многолетних растений травяно-кустарничкового яруса составляют в среднем 25% от общей массы корней [5, 10]. Разложение компонентов и учёт потерь массы растительных остатков опада изучали по [11]. Образцы разных фракций растительного опада в 5-кратной повторности закладывали в мешочках из нейлоновой сетки (размер ячеек 1×2 мм) на поверхность лесной подстилки и по истечении 12 и 24 мес. определяли убыль в весе. Определяли скорость разложения (весовые потери) отдельных подгоризонтов (листовой, ферментативный, гумусовый) лесной подстилки. Запасы подстилки определяли с помощью монолитов, взятых металлическим шаблоном площадью 98 см² в 20-кратной повторности с учётом техногенной нагрузки (пасека, волок). Содержание углерода в древесных растениях вычисляли на основании полученных нами данных фитомассы и концентрации углерода в отдельных её фракциях, используя коэффициенты, приведённые в работе [12]. Для КДО использовали коэффициент 0,5.

Запасы С [т/га] в почве вырубке определяли по формуле 2 [13]:

$$C \text{ [т/га]} = C \text{ [%]} \rho_b h, \quad (2)$$

где С [%] – содержание гумуса относительно массы сухой почвы отдельных горизонтов, ρ_b [г/см³] – плотность почвы, h [см] – мощность слоя почвы, в котором сосредоточен углерод.

Концентрацию углерода и азота в образцах растений и растительных остатков подстилки определяли на базе аккредитованной экоаналитической лаборатории Института биологии Коми НЦ УрО РАН (аттестат РОСС RU.0001.511257 от 26.02.2014 г., действует до 26.02.2019 г.). Содержание углерода и азота в почвенных образцах определяли методом газовой хроматографии на автоматическом анализаторе EA-1100 фирмы Carlo Erba

(Италия). Математико-статистические расчёты выполнялись по [14]. Анализ, обработка материала проводилась на персональном компьютере с использованием программ Microsoft Word, Microsoft Excel.

Результаты и их обсуждение

Оценку бюджета углерода в растительных сообществах следует проводить по 4 пулам: фитомассе, мёртвой древесине, почве и подстилке.

Углерод фитомассы. На вырубке углерод фитомассы образуют тонкомерные деревья недоруба, семенники, подрост, самосев, растения живого напочвенного покрова. На основе анализа модельных деревьев нами выведены регрессионные уравнения связи массы отдельных органов древесных растений с диаметром ствола на высоте 1,3 м, растений подроста с массой отдельных органов и высотой. Определены запасы ОВ древесных растений [15]. Показано, что в фитоценозах вырубки ельников аккумулируется 55,35–72,96 тыс. кгС/га (табл. 1). Так, содержание углерода органического вещества в древесных растениях на вырубке ельника черничного влажного составило 16281, на вырубке ельника долгомошно-сфагнового – 22263 кг/га, из них в тонкомерных деревьях, недоруба и семенников 91,3 и 94,4% соответственно. В фитомассе растущих органов древесных растений самосева и подроста на вырубке ельника черничного влажного концентрируется 972, на вырубке ельника долгомошно-сфагнового – 883 кгС/га. В фитомассе растений напочвенного покрова на вырубке ельника черничного влажного аккумулируется 4143 кгС/га, из них 56% сосредоточено в корнях трав и кустарничков. В концентрации углерода надземных органов растений напочвенного покрова приоритетную роль выполняют мхи (табл. 1).

На вырубке долгомошно-сфагнового ельника запасы углерода в растениях напочвенного покрова равны 4574 кг/га, из них в корнях трав и кустарничков концентрируется 66%. Следует отметить, что на вырубке происходит интенсивное развитие брусники, травянистых растений и мхов, особенно на волочных пространствах (табл. 1).

Углерод КДО. В лесных экосистемах фитодетрит является динамичным и значительным компонентом углеродного пула, участвующим в круговороте веществ и выполняющим промежуточную функцию в его потоках в системе почва–фитоценоз [16]. В КДО на вырубке ельника черничного ак-

кумулируется 21,96 тыс. кгС/га, из них 23% концентрируется в порубочных остатках, в валеже – 25, в сухостойных деревьях и сухих ветвях растущих деревьев – 1, в корнях – 51%. На вырубке ельника долгомошно-сфагнового в КДО заключено 27,57 тыс. кгС/га, из них в сухостойных деревьях и сухих ветвях – 8%, в порубочных остатках – 24, в валеже – 15, в корнях – 53%.

Таким образом, на вырубке ельника черничного влажного пул углерода фитомассы составляет 42,38 тыс. кг/га. На начальном этапе формирования фитоценоза после рубки древостоя в аккумуляции углерода значима (51,8%) роль КДО. В концентрации углерода доля участия тонкомерных деревьев недоруба и семенников составляет 36,3%, древесных растений самосева и подроста – 2,3, растений напочвенного покрова – 9,6%. На вырубке ельника долгомошно-сфагнового пул углерода фитомассы равен 54,41 тыс. кг/га и распределяется: 50,7, 39,3, 1,6 и 8,4% соответственно. Следует отметить, что различия между пулами углерода на вырубке двух типов ельников, развивающихся на полугидроморфных почвах, недостоверны ($p > 0,05$) и находятся в пределах случайных колебаний этого показателя (табл. 1).

Запасы углерода в почве. В верхней части почвенного профиля вырубке ельника черничного влажного четко выражена оторфованная подстилка A_0 мощностью на пасеке $12,2 \pm 1,0$, на волоке – $11,8 \pm 0,9$ см, под которой залегает подзолистый горизонт A_2 (мощностью 12–17(20) см) со следами оглеения в нижней части, переходящий в горизонт A_2V_{fg} мощностью 17(20)–41 см. В метровом слое почвы данной вырубке ельника аккумулируется 72,1 тыс. кгС/га, из них 25,8% концентрируется в органогенном горизонте (табл. 2).

В почвенном профиле вырубке ельника долгомошно-сфагнового горизонт A_0 имеет мощность на пасеке $19,0 \pm 1,1$, на волоке $18,4 \pm 0,7$ см, под которым залегает подзолистый горизонт A_2g' (мощностью 15–19 см), переходящий в горизонт A_2g'' мощностью 19–26 см и A_2V_{fg} мощностью 26–31 см. В метровом слое почвы вырубке данного ельника аккумулируется 66,7 тыс. кгС/га, в том числе в подстилке – 41,0% (табл. 2). В целом, в торфянисто-подзолисто-глеевой почве вырубке ельника черничного влажного запасы углерода гумуса ($C_{орг.}$) в минеральной части метрового слоя составили 53,5, на вырубке ельника долгомошно-сфагнового – 38,7 тыс. кг/га. Общие запасы органического углерода в метровом слое торфянисто-подзолисто-глеевой почвы вырубке ельников

составили 66,7–72,1 тыс. кг/га. Эти данные вписываются в пределы колебаний запасов углерода (от 44 до 151 т/га) в метровом слое почвы ельников средней тайги [5, 17, 18]. Следует отметить, что различия между запасами углерода в метровом слое торфянисто-подзолисто-глеевой почвы на вырубке ельников черничного влажного и долгомошно-сфагнового недостоверны ($p > 0,05$).

Продукция углерода фитоценозов. В годичном приросте фитомассы на вырубке ельника черничного влажного ежегодно накапливается 1827 кгС/га, который сформирован в основном растениями напочвенного покрова (79%). Продукция углерода фитомассы древесных растений составила 367 кг/га в год, из них 46,7% накапливает берёза, 47,9 – ель, 5,4% – сосна. На вырубке ельника долгомошно-сфагнового в продукции фитомассы ежегодно накапливается 2189 кгС/га, из них 75% депонируют растения напочвенного покрова. Продукция углерода древесных растений на данной вырубке равна 543 кг/га • год и сформирована она в основном елью (52,7%). Берёза и сосна накапливают 38,1 и 9,2% соответственно (табл. 1). Анализ показал, что отличия между продукцией углерода фитоценозов на исследуемой вырубке ельников черничного влажного и долгомошно-сфагнового недостоверны ($p > 0,05$).

Таким образом, общий пул углерода в экосистемах вырубке еловых сообществ на торфянисто-подзолисто-глеевых почвах составляет 114,4–121,1 тыс. кг/га, из них 18–22% сосредоточено в растущих растениях фитоценозов, 19–23 в – КДО, 55–63% – в метровом слое почвы, включая подстилку (рис.).

Углерод в деструкционном звене. Нами рассмотрены структура опада и процессы его разложения [19]. Масса углерода, поступающего в почву с растительным опадом, на вырубке ельника черничного влажного равна 1439, на вырубке ельника долгомошно-сфагнового – 1679 кг/га • год, что составляет 58–78% от ежегодной его продукции (табл. 1). На вырубке ельников на опад надземных органов растений приходится 55–60% от общей его массы. Основную часть (89%) растительных остатков опада формируют мхи и травянистые растения. Согласно [20], в условиях Архангельской области на 1–4-летних рубках ельников черничных на хвою и листву древесных растений приходится 2,8–3,7, на ежегодный опад травяно-моховой растительности 96–97% от общей массы опада.

На вырубке ельника черничного влажного распределение углерода надземного опада рас-

Таблица 1 / Table 1
Структура углерода фитомассы на вырубке ельников / The carbon structure of phytomass in the felling of spruce forests

Фракция фитомассы / Faction phytomass	Вырубка ельника черничного влажного / Felling of spruce myrtillus moist			Вырубка ельника долгомошно-сфагнового / Felling of spruce polytric-sphagnum		
	фитомасса, кг/га/ phytomass, kg·ha ⁻¹	продукция, кг/га · год / products, kg·ha ⁻¹ ·year ⁻¹	опад, кг/га · год / plant debris kg·ha ⁻¹ ·year ⁻¹	фитомасса, кг/га · год / phytomass, kg·ha ⁻¹	продукция, кг/га · год / products, kg·ha ⁻¹ ·year ⁻¹	опад, кг/га · год / plant debris kg·ha ⁻¹ ·year ⁻¹
Ель / Spruce:	10234±640,9*	176±21,7	87±9,7	11722±721,9	293±46,5	106±12,2
древесина стволовая / timber stem	4789±431,0	55±1,1	–	6176±555,8	76±1,5	–
кора стволовая / stem bark	615±92,3	13±0,2	0,7±0,5	534±80,1	17±0,3	0,3±0,2
ветви живые / living branches	1014±283,9	32±10,0	20±5,9	1064±287,3	45±13,1	23±7,2
хвоя / needles	1662±299,2	48±19,2	48±5,6	1557±202,4	112±44,5	61±7,1
корни / roots	2154±215,4	28±1,6	18±5,3	2391±286,9	43±2,5	22±6,8
Сосна / Pine:	820±110,2	20±2,6	11±3,2	2010±310,3	51±6,2	10±2,1
древесина стволовая / timber stem	560±100,8	8±0,1	–	1300±299,0	21±0,3	–
кора стволовая / stem bark	20±4,4	0,8±0,2	2±1,3	80±10,4	2±0,6	1±0,5
ветви живые / living branches	70±17,5	3±0,9	3±0,7	170±34,0	7±2,0	3±0,4
хвоя / needles	20±3,0	6±2,4	4±2,8	70±12,6	15±5,8	4±2,0
корни / roots	150±40,5	2±0,1	2±0,5	390±74,1	6±0,3	2±0,3
Берёза / Birch:	5227±1020,7	171±3,6	54±26,5	8531±1438,1	199±4,1	60±23,3
древесина стволовая / timber stem	2922±993,5	25±0,4	–	3909±1329,1	29±0,5	–
кора стволовая / stem bark	595±148,8	8±0,1	6±0,4	735±183,8	11±0,2	–
ветви живые / living branches	506±75,9	23±3,2	2±1,0	442±66,3	27±3,7	10±2,3
листья / foliage	179±57,3	100±1,3	44±26,5	289±92,5	111±1,4	44±23,1
корни / roots	1025±153,8	15±0,8	2±0,9	3156±504,9	21±1,1	6±1,4
ИТОГО / TOTAL	16281±1210,3	367±22,2	152±28,4	22263±1638,8	543±47,1	176±26,3
Кустарнички / Shrubs:	406±15,5	327,9±14,1	271±0,6	414±24,8	352,3±19,6	334±4,4
черника / blueberries	256±13,4	278,3±13,9	256±0,5	325±20,3	325,4±19,5	325±4,4
брусника / lingonberry	150±7,7	49,6±2,1	15±0,4	89±14,2	26,9±1,6	9±0,3
Травы / Herbs	165±14,2	165,0±9,5	165±1,9	168±15,2	168,4±6,7	168±0,4
Корни кустарничков и трав / The roots of shrubs and herbs	2339±171,8	584,7±40,9	585±0,5	3016±241,3	754,0 ±37,7	754±4,6
Мхи / Mosses:	1233±48,3	382,7±10,8	266±2,2	976±32,3	371,1±18,3	247±4,3
зелёные / true mosses	485±26,7	94,9±4,6	69±1,0	197±14,4	39,8±1,6	28±3,7
политриховые / polytrichidae	351±25,2	89,9±5,5	63±0,9	288±17,2	76,5±3,8	52±1,0
сфагновые / muskeg moss	397±31,9	197,9±8,1	134±1,8	491±23,2	254,8±17,8	167±1,9
ИТОГО / TOTAL	4143±179,8	1460,3±45,6	1287±3,1	4574±245,2	1645,8±46,7	1503±7,7
ВСЕГО / TOTAL	20424±1223,6 ▲	1827,3±50,7 ▲	1439±28,6 ▲	26837±1657,0▲	2188,8±66,3▲	1679±27,4▲

Примечание: * – среднее значение ± ошибка, ▲ – различия между запасами углерода фитомассы, её продукция и растительных остатков опада на вырубке ельников черничного влажного и долгомошно-сфагнового не достоверны (p > 0,05).

Note: * – average value ± error, ▲ – differences between carbon stocks of phytomass, its products and plant debris on felling of spruce myrtillus moist and polytric-sphagnum are not reliable (p > 0,05).

Таблица 2 / Table 2

Запасы углерода органического вещества почв на вырубке ельников/
The carbon stock of soil organic matter on cutting down spruce

Объект, почва/ Object, soil	Запас углерода Carbon stock	Среднее значение, тыс. кг/га Medium value, thousand kg·ha ⁻¹	σ
Вырубка ельника черничного влажного, торфянисто-подзолисто- глееватая иллювиально-гумусовая / Felling of spruce myrtillus moist, peaty-podzolic-gleyey illuvial-humus	C _{орг} до 20 см / C _{орг} to 20 cm	6,2	±0,5
	C _{орг} до 50 см / C _{орг} to 50 cm	22,7	±2,8
	C _{орг} до 100 см / C _{орг} to 100 cm	53,5	±4,0
	углерод подстилки / carbon litter	18,6	±1,0
	углерод в слое 0–100 см / carbon in the layer 0–100 cm	72,1	±29,1
Вырубка ельника долгомошно- сфагнового, торфянисто-подзолисто- глееватая иллювиально-гумусовая / Felling of spruce polytric-sphagnum, peaty-podzolic-gleyey illuvial-humus	C _{орг} до 20 см / C _{орг} to 20 cm	8,0	±0,05
	C _{орг} до 50 см / C _{орг} to 50 cm	24,4	±0,55
	C _{орг} до 100 см / C _{орг} to 100 cm	38,7	±0,95
	углерод подстилки / carbon litter	27,8	±5,3
	углерод в слое 0–100 см / carbon in the layer 0–100 cm	66,7	±14,4

Примечание: σ – среднеквадратичное отклонение.

Note: σ – is the standard deviation.

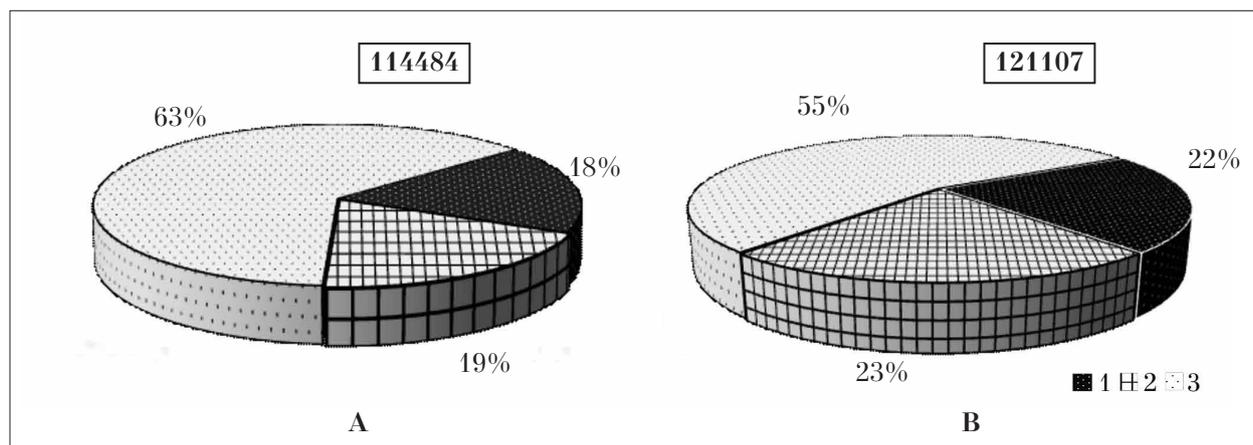


Рис. Пул углерода на вырубке ельника черничного влажного (А), ельника долгомошно-сфагнового (В): 1 – углерод фитомассы, 2 – КДО, 3 – почва.

Fig. Carbon pool on felling of spruce myrtillus moist (A), spruce polytric sphagnum (B): 1 – carbon of phytomass, 2 – coarse woody debris, 3 – soil.

Within the total carbon stocks in the logging ecosystems, kgC · ha⁻¹

тений напочвенного покрова (702 кг/га · год) следующее: кустарнички занимают 38,6%, травы – 23,5, мхи – 37,9% от общего их количества. В корнях кустарничков и трав содержится 45,5% углерода опада растительных остатков. На вырубке ельника долгомошно-сфагнового углерод опада надземных частей растений напочвенного покрова (749 кг/га · год) распределяется следующим образом: кустарнички занимают 44,6, травы – 22,4 и мхи – 33,0%. В корнях трав и кустарничков концентрируется 50,0% углерода от содержа-

ния его в растительных остатках опада напочвенного покрова. Расхождения в содержании углерода в растительных остатках опада на вырубке двух типов исследуемых ельников на полугидроморфных почвах недостоверны (p > 0,05) (табл. 1). Выявлено, что интенсивность разложения отдельных компонентов опада за год на вырубке ельников колеблется от 2,2 до 69,5% [19]. Скорость минерализации растительных остатков опада невысокая – убыль в весе их в течение первого года на вырубке ельников около 36,0%.

Сплошнолесосечные рубки в еловых сообществах оказывают сильное воздействие на обменные процессы углерода в системе почва–фитоценоз. Нами показано, что в рассматриваемых среднетаёжных ельниках в процессе зимней сплошнолесосечной рубки при хлыстовой трелёвке деревьев вывозится 40–44% углерода от его запасов, аккумулированных в фитомассе ценозов [15]. Показано, что масса растений травяно-кустарничкового и мохового покрова, значит и углерода, на 4–6-летней вырубке в 2–2,5 раза больше, чем в спелых ельниках [19]. С КДО после рубки дополнительно в почву поступает 21,96–27,57 тыс. кгС/га. Следует отметить, что в настоящее время роль древесного дебриса, особенно корней вырубленных деревьев, в углеродном цикле и в целом в почвообразовании на вырубке в производных экосистемах практически не исследована. Продукция углерода фитомассы на вырубке исследуемых ельников в 1,3–1,8 раза меньше, чем в спелых ельниках до рубки. Разница в накоплении углерода в продукции фитомассы спелого ельника и на вырубке достоверна при $p < 0,05$ (табл. 3).

Было отмечено, что в депонировании углерода в фитомассе спелых ельников основную роль (83–92%) выполняют древесные растения, а на вырубке, как показывают приведён-

ные в данной работе материалы, – растения напочвенного покрова (75–79%) [4, 5].

Следует также отметить, что с порубочными остатками и корнями вырубленных древесных растений в почву в этих экосистемах поступает большое количество углерода, примерно в 3 раза превышающее величину годового его поступления с опадом. Постепенно освобождаемый в процессе разложения и минерализации порубочных остатков и отмерших корней вырубленных деревьев углерод будет накапливаться в почве, выполняя значительную роль в почвообразовании [21].

Следовательно, при исследовании функционирования экосистем вырубке весьма важна оценка запасов мёртвого ОВ, пространственного распределения их, соотношения углерода живой и мёртвой фитомассы. Запас последнего складывается из древесного детрита (КДО) и лесной подстилки [16, 18]. Общие запасы углерода мёртвого ОВ (КДО+лесная подстилка) в исследуемых нами сообществах значительны и составляют 38,53–55,37 тыс. кг/га.

Формирование углерода ОВ в лесных экосистемах определяется двумя группами процессов: первая контролирует его продуцирование, вторая – потерю при отторжении с опадом, отпадом с последующей трансформацией на поверхности почвы. Мёртвое

Таблица 3 / Table 3
Показатели потоков углерода в спелых ельниках и на 6-летней вырубке/
Indicators of carbon fluxes in mature spruce forests and a 6-year old cutting

Углерод / Carbon	Ельники / Spruce			
	черничный влажный / myrtillus moist		долгомошно-сфагновый / polytric-sphagnum	
	спелый / ripe *	вырубка / cutting down	спелый / ripe **	вырубка / cutting down
Фитомассы (кг · га ⁻¹) / Phytomass (kg · ha ⁻¹):	86480[▲]	20424[▲]	77710[▲]	26837[▲]
древесные растения / woody plants	84870	16281	75810	22263
растения напочвенного покрова / ground cover plants	1610	4143	1900	4574
Продукции (кг · га ⁻¹ · год ⁻¹) / Products (kg · ha ⁻¹ · year ⁻¹):	3432[▲]	1827[▲]	2810[▲]	2189[▲]
древесные растения / woody plants	3130	367	2290	543
растения напочвенного покрова / ground cover plants	302	1460	520	1646
Опада (кг · га ⁻¹ · год ⁻¹) / plant debris (kg · ha ⁻¹ · year ⁻¹)	2117[▲]	1439[▲]	2060[▲]	1679[▲]
древесные растения / woody plants	1815	152	1570	176
растения напочвенного покрова / ground cover plants	302	1287	490	1503

Примечание: * – по [5], ** – по [4], ▲ – различия между запасами углерода фитомассы, его продукции и растительных остатков опада в спелых ельниках и на вырубке ельников достоверны ($p > 0,05$).

Note: * – according to [5], ** – to [4], ▲ – the differences between the carbon stocks of phytomass, its products and plant debris in mature spruce forests and felling of spruce forests are reliable ($p > 0,05$).

ОВ на поверхности почвы, в свою очередь, является основой формирования компонента фитоценоза – лесной подстилки, как ельников, так и вырубков [19, 22, 23]. На вырубке среднетаёжных ельников на торфянисто-подзолисто-глееватых почвах консервация ОВ значительно преобладает над процессом минерализации. Показатель C/N косвенно характеризует степень разложения и гумификации растительных остатков [24]. Согласно [19], наиболее интенсивно разлагаются листья берёзы, величина C/N в которых составляет 35–38. Это соотношение у хвой ели и сосны изменяется от 40 до 66. Показатель C/N в растительных остатках органогенного горизонта на вырубке составляет 32,7–35,0 (табл. 4).

Интенсивность минерализации подстилки тесно связана с особенностями распада растительных остатков и определяется массой, составом опада и гидротермическими условиями почв [23, 25, 26]. На вырубке ельника черничного влажного углерод, высвободившийся при разложении растительных остатков опада, составляет 536 кг/га · год или 37,2% от ежегодного накопления его фитоценозом. На вырубке долгомошно-сфагнового ельника в течение первого года освобождение углерода равно 631 кг/га, что составляет 37,6% от годового разложения растительных остатков опада. На вырубке ельников отмечено снижение, по сравнению со спелыми ельниками, запасов углерода в органогенном горизонте почвы. В спелом ельнике черничном влажном до рубки запас углерода подстилки составлял 26,0, в ельнике долгомошно-сфагновом – 32,6 тыс. кг/га. На 4–6-летней вырубке рассматриваемых ельников он в 1,3–1,4 раза меньше. Причиной слабой интенсивности разложения растительных остатков на фоне недостаточного тепла является относительно высокая влажность почв.

Следует отметить, что на вырубке ельников на торфянисто-подзолисто-глееватых почвах в накоплении массы растений напочвенного покрова значительную роль выполняют сфагновые мхи. Следовательно, состав подстилки формируется под их влиянием. Растительные остатки, в составе которых доминируют сфагновые мхи, разлагаются медленнее, чем компоненты, сложенные из остатков сосудистых растений. Это объясняется химическим составом сфагновых мхов, в тканях которых содержатся полифенольные комплексы, ослабляющие минерализацию клеток [27]. На вырубке ельника черничного влажного в течение года убыль в массе лесной подстилки составила 13,4%, при этом высвободилось 2463 кг/га углерода. На вырубке ельника долгомошно-сфагнового в период первого года наблюдений масса лесной подстилки уменьшилась на 11,9%, из неё высвободилось 3321 кг/га углерода (табл. 4).

Заключение

В экосистемах вырубков среднетаёжных ельников на торфянисто-подзолисто-глееватых почвах пул углерода растительного ОВ составляет 114–121 тыс. кг/га, большая часть (55–63%) которого концентрируется в почве, включая органогенный горизонт. Годовой прирост углерода растений в фитоценозах 4–6-летней вырубке ельников равен 1,8–2,2 тыс. кг/га и с опадом возвращается в почву 1,4–1,7 тыс. кг/га. В формировании нетто-продукции углерода и его годичного потока в почву основной вклад вносят растения напочвенного покрова. Особенностью экосистем вырубке ельников являются довольно большие запасы (22–28 тыс. кг/га) углерода КДО, большая часть которых формируется порубочными остатками и корнями вырублен-

Таблица 4 / Table 4
Высвобождение углерода органического вещества лесной подстилки в процессе разложения на вырубке ельников / The release of carbon from the organic matter of forest litter in the process of decomposition on felling of spruce forests

Показатели / Indicators	Ельники / Spruce	
	черничный влажный / myrtilus moist	долгомошно-сфагновый / polytric-sphagnum
Запасы углерода подстилки, тыс. кг/га Carbon stocks of litter, thousand kg · ha ⁻¹	18,6±1,5	27,8±2,2
Потеря массы при разложении, (% год ⁻¹) / Loss of mass when decomposed, (% year ⁻¹)	12,7	11,7
C/N	35,0	32,7
Высвобождение углерода из подстилки (тыс. кг/га · год) / Carbon release from the substrate (thousand kg · ha ⁻¹ · year ⁻¹)	2,5±0,3	3,3±0,26

ных деревьев (подземный детрит). Освобожденный в процессе минерализации этих компонентов углерод на ранних стадиях развития производного фитоценоза, возникшего после рубки, послужит основой для образования органического углерода в почвах. На вырубке ельников на полугидроморфных почвах отношение C/N в растительных остатках опада составляет от 35 до 66, лесной подстилки – от 32,7 до 35, что свидетельствует о слабой интенсивности их деструкции. Суммарная потеря углерода в процессе минерализации растительных остатков опада на поверхности почвы составляет 530–630 кгC/га · год. Накопление углерода в почве за счёт закрепления его в минеральном субстрате в результате разложения растительных остатков органогенного горизонта равно 1,5–1,7 тыс. кг/га в год.

Сплошнолесосечная рубка приводит к значительным изменениям, как запасов, так и потоков углерода в лесных экосистемах. Подтверждается наша исходная гипотеза, что в годичном круговороте углерода в системе почва-фитоценоз в экосистемах вырубок на торфянисто-подзолисто-глееватых почвах значима роль растений напочвенного покрова и КДО. Следовательно, для оценки баланса углерода в экосистемах вырубки необходимы данные эмиссионных потоков углерода с поверхности почвы и выделения CO₂ с гниющего древесного дебриса. Следовательно, знание влияния промышленных рубок на углеродный цикл хвойных лесов, в частности ельников, важно для понимания механизмов влияния антропогенных нагрузок на лесные сообщества и для оценки углерод депонирующей функции лесов при интенсивной их эксплуатации.

Работа выполнена при поддержке проектов Комплексной программы Уральского отделения РАН № 15-12-4-39 и № 18-4-4-29.

Литература

1. Казимиров Н.И., Морозова Р.М., Куликова В.К. Органическая масса и потоки вещества в березняках средней тайги. Л.: Наука, 1978. 216 с.
2. Holtmark B. Harvesting in boreal forests and the biofuel carbon debt // *Climatic Change*. 2012. V. 112 (2). P. 415–428.
3. Дымов А.А. Влияние сплошных рубок в бореальных лесах России на почвы (обзор) // *Почвоведение*. 2017. № 7. С. 787–798.
4. Бобкова К.С. Биологическая продуктивность и компоненты баланса углерода в заболоченных коренных ельниках Севера // *Лесоведение*. 2007. № 6. С. 45–54.

5. Коренные еловые леса Севера: биоразнообразие, структура, функции. СПб.: Наука, 2006. 337 с.
6. Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 223 с.
7. Уткин А.И. Биологическая продуктивность лесов (методы изучения и результаты) // *Лесоведение и лесоводство. Итоги науки и техники» М.: ВИНТИ. 1975. С. 9–189.*
8. Усольцев В.А., Залесов С.В. Методы определения биологической продуктивности насаждений. Екатеринбург: Урал. лесотехн. ун-т, 2005. 147 с.
9. Методы изучения лесных сообществ. СПб: НИИ химии СПбГУ, 2002. 240 с.
10. Dahlman K.C., Kuceera C.L. Root productivity and turnover in native prairie // *Ecology*. 1965. V. 46. P. 40–48.
11. Heath G.W., Edwards C.A., Arnold M.K. Some methods for assessing the activity of soil animals in the breakdown of leaves // *Pedobiologia*. 1964. V. 4. No. 1–2. P. 80–87.
12. Бобкова К.С., Тужилкина В.В. Содержание углерода и калорийность органического вещества в лесных экосистемах Севера // *Экология*. 2001. № 1. С. 69–71.
13. Глаголев М.В., Губер А.К., Садовникова Н.Б., Смагин А.В., Смагина М.В., Хайданова Д.Д., Шевченко Е.М. Моделирование динамики органического вещества почв. М: МГУ, 2001. 120 с.
14. Лагутин М.Б. Наглядная математическая статистика. Учебное пособие. М: БИНОМ. Лаборатория знаний, 2007. 472 с.
15. Bobkova K.S., Likhanova N.V. Removal of carbon and mineral nutrients upon clear felling of spruce forests in the middle taiga // *Contemporary Problems of Ecology*. 2012. V. 5. No. 7. P. 633–644.
16. Кудеяров В.Н., Заварзин Г.А., Благодатский С.А., Борисов А.В., Воронин П.Ю., Демкин В.А., Демкина Т.С., Евдокимов И.В., Замолотчиков Д.Г., Карелин Д.В., Комаров А.С., Курганова И.Н., Ларионова А.А. Лопес де Гереню В.О., Уткин А.И., Чертов О.Г. Пулы и потоки углерода в наземных экосистемах России / Отв. ред. Г.А. Заварзин. М.: Наука, 2007. 315 с.
17. Russel M.B., Fraver S., Aakala T., Gove J.H., Woodall C.W., D'Amato A.W., Ducey M.J. Quantifying carbon stores and decomposition in dead wood: A review // *Forest Ecology and Management*. 2015. V. 350. P. 107–128.
18. Честных О.В., Лыжин В.А., Кокшарова А.В. Запасы углерода в подстилках лесов России // *Лесоведение*. 2007. № 6. С. 114–121.
19. Лиханова Н.В. Роль растительного опада в формировании лесной подстилки на вырубках ельников средней тайги // *Известия высших учебных заведений. Лесной журнал*. 2014. № 3. С. 52–66.
20. Чертовской В.Г. Долгомощные вырубки, их образование и облесение. М.: Изд-во АН СССР, 1963. 134 с.
21. Harmon M.E., Franklin J.F., Swanson F.J., Sollins P., Gregory S.V., Lattin J.D., Anderson N.H., Cline S.P., Aumen N.G., Sedell J.R., Lienkaemper G.W., Cromack K.Jr., Cummins K.W. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems // *Adv. Ecol. Res*. 1986. V. 15. P. 133–202.

22. Ведрова Э.Ф. Разложение органического вещества лесных подстилок // Почвоведение. 1997. № 2. С. 216–223.

23. Лукина Н.В., Никонов В.В. Биохимические циклы в лесах Севера в условиях аэротехногенного загрязнения. Апатиты: Издательство Кольского НЦ РАН, 1996. Ч. 1. 216 с. Ч. 2. 194 с.

24. Аристовская Т.В. Микробиология подзолистых почв. М.; Л.: Наука, 1965. 183 с.

25. Berg B., Staaf H. Leaching, accumulation and release of nitrogen in decomposing forest litter // Terrestrial nitrogen cycles. Processes, ecosystem strategies and management impacts // Ecol. Bull. 1981. V. 33. P. 163–178.

26. Berg B., Staaf H. Release of nutrients from decomposing white birch leaves and Scots pine needle litter // Pedobiologia. 1987. V. 30. No. 1. P. 55–63.

27. Scheffer R.A., van Logtestijn R.S.P., Verhoeven J.T.A. Decomposition of *Carex* and *Sphagnum* litter in two mesotrophic fens differing in dominant plant species // Oikos. 2001. V. 92. P. 44–54.

References

1. Kazimirov N.I., Morozova R.M., Kulikova V.K. Organic matter and substance flows in the birch forests of middle taiga. Leningrad: Nauka, 1978. 216 p. (in Russian).

2. Holtmark B. Harvesting in boreal forests and the biofuel carbon debt // Climatic Change. 2012. V. 112 (2). P. 415–428.

3. Dymov A.A. The effect of clear cuttings in the boreal forests of Russia on soils (review) // Pochvovedeniye. 2017. No. 7. P. 787–798 (in Russian).

4. Bobkova K.S. Biological productivity and carbon balance components in the marshy spruce forests of the North // Lesovedeniye. 2007. No. 6. P. 45–54 (in Russian).

5. Indigenous spruce forests of the North: biodiversity, structure, functions. Sankt-Peterburg: Nauka, 2006. 337 p. (in Russian).

6. Classification and diagnosis of the soil of the USSR. Moskva: Kolos, 1977. 223 p. (in Russian).

7. Utkin A.I. Biological productivity of forests (methods of study and results) // Lesovedeniye i lesovodstvo. Itogi nauki i tekhniki. Moskva: VINITI, 1975. P. 9–189 (in Russian).

8. Usoltsev V.A., Zalesov S.V. Methods for determining the biological productivity of plantations. Ekaterinburg: Ural. lesotekhn. universitet, 2005. 147 p. (in Russian).

9. Methods of studying forest communities. Sankt-Peterburg: NII Khimii. SPbGU, 2002. 240 p. (in Russian).

10. Dahlman K.C., Kuceera C.L. Root productivity and turnover in native prairie // Ecology. 1965. V. 46. P. 40–48.

11. Heath G.W., Edwards C.A., Arnold M.K. Some methods for assessing the activity of soil animals in the breakdown of leaves // Pedobiologia. 1964. V. 4. No. 1–2. P. 80–87.

12. Bobkova K.S., Tuzhilkina V.V. Carbon content and calorific capacity of organic matter in the forest ecosystems of the North // Ekologiya. 2001. No. 1. P. 69–71 (in Russian).

13. Glagolev M.V., Guber A.K., Sadovnikova N.B., Smagin A.V., Smagina M.V., Khaidanova D.D., Shevchenko E.M.

Modeling the dynamics of soil organic matter. Moskva: MGU, 2001. 120 p. (in Russian).

14. Lagutin M.B. Visual mathematical statistics. Tutorial. Moskva: BINOM. Laboratoriya znaniy, 2007. 472 p. (in Russian).

15. Bobkova K.S., Likhanova N.V. Removal of carbon and mineral nutrients upon clear felling of spruce forests in the middle taiga // Contemporary Problems of Ecology. 2012. V. 5. No. 7. P. 633–644 (in Russian). doi: 10.1134/S1995425512070037

16. Kudayarov V.N., Zavarzin G.A., Blagodatsky S.A., Borisov A.V., Voronin P.Yu., Demkin V.A., Demkina T.S., Evdokimov I.V., Zamolodchikov D.G., Karelin D.V., Komarov A.S., Kurganova I.N., Larionova A.A. Lopes de Gertnyu V.O., Utkin A.I., Chertov O.G. Pools and carbon fluxes in terrestrial ecosystems of Russia / Ed. G.A. Zavarzin. Moskva: Nauka, 2007. 315 p. (in Russian).

17. Russel M.B., Fraver S., Aakala T., Gove J.H., Woodall C.W., D'Amato A.W., Ducey M.J. Quantifying carbon stores and decomposition in dead wood: A review // Forest Ecology and Management. 2015. V. 350. P. 107–128.

18. Chestnykh O.V., Lyzhin V.A., Koksharova A.V. Carbon stocks in the litter of forests of Russia // Lesovedeniye. 2007. No. 6. P. 114–121 (in Russian).

19. Likhanova N.V. The role of plant waste in the formation of forest litter on the cuttings of spruce forests of middle taiga // Izvestiya vysshikh uchebnykh zavedeniy. Lesnoy zhurnal. 2014. V. 3. P. 52–66 (in Russian).

20. Chertovskoy V.G. Cutting areas in haircap-moss forests, their formation and afforestation. Moskva: Izd-vo AN SSSR, 1963. 134 p. (in Russian).

21. Harmon M.E., Franklin J.F., Swanson F.J., Sollins P., Gregory, S.V., Lattin J.D., Anderson N.H., Cline S.P., Aumen N.G., Sedell J.R., Lienkaemper G.W., Cromack K.Jr., Cummins K.W. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems // Adv. Ecol. Res. 1986. V. 15. P. 133–202.

22. Vedrova E.F. Decomposition of the organic matter of forest litter // Pochvovedeniye. 1997. No. 2. P. 216–223 (in Russian).

23. Lukina N.V., Nikonov V.V. Biochemical cycles in the forests of the North in the conditions of aereotechnogenic pollution. Apatity: Izdatelstvo Kolskogo NTs RAN. 1996. Ch. 1. 216 p. Ch. 2. 194 p. (in Russian).

24. Aristovskaya T.V. Microbiology of podzolic soils. Moskva; Leningrad: Nauka, 1965. 183 p. (in Russian).

25. Berg B., Staaf H. Leaching, accumulation and release of nitrogen in decomposing forest litter // Terrestrial nitrogen cycles. Processes, ecosystem strategies and management impacts // Ecol. Bull. 1981. V. 33. P. 163–178.

26. Berg B., Staaf H. Release of nutrients from decomposing white birch leaves and Scots pine needle litter // Pedobiologia. 1987. V. 30. No. 1. P. 55–63.

27. Scheffer R.A., van Logtestijn R.S.P., Verhoeven J.T.A. Decomposition of *Carex* and *Sphagnum* litter in two mesotrophic fens differing in dominant plant species // Oikos. 2001. V. 92. P. 44–54.

Популяционная характеристика полёвки-экономки в радиоэкологических исследованиях

© 2019. О. В. Ермакова, д. б. н., в. н. с.,
О. В. Раскоша, к. б. н., и. о. зав. лабораторией,
Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,
167982, Россия, Республика Коми, г. Сыктывкар, ул. Коммунистическая, д. 28,
e-mail: ermakova@ib.komisc.ru, raskosha@ib.komisc.ru

В результате многолетних радиоэкологических исследований (1981–2018 гг.) на примере изолированных друг от друга природных популяций полёвки-экономки (*Alexandromys oeconomicus* Pall.), обитающей на территориях, сходных по экологическим условиям существования вида и отличающихся по уровню естественного радиационного фона на один-два порядка (Ухтинский район Республика Коми), показано неодинаковое изменение некоторых демографических и морфофизиологических показателей в разные фазы популяционного цикла. В качестве показателей использованы половозрастная структура популяций, уровень воспроизводства и морфофизиологические показатели (масса тела, абсолютный и относительный вес надпочечников, сердца и печени). Обнаружено, что ионизирующее излучение оказывает модифицирующее действие на состояние морфофизиологических и демографических параметров, показатели размножения полёвок-экономок в условиях радиоактивного загрязнения среды обитания и способно усиливать влияние внутривидовых процессов.

Ключевые слова: полёвка-экономка, популяционные циклы, хроническое воздействие, ионизирующее излучение, морфофизиологические индикаторы, размножение.

Population characteristic of tundra vole in radioecological studies

© 2019. O. V. Ermakova ORCID:0000-0002-0186-0569
O. V. Raskosha ORCID: 0000-0003-4104-1717
Institute of Biology of Komi Scientific Centre of the Ural Branch
of the Russian Academy of Sciences,
28, Kommunisticheskaya St., Syktyvkar, Russia, 167982,
e-mail: ermakova@ib.komisc.ru, raskosha@ib.komisc.ru

Different changes in certain demographic and morpho-physiological parameters of tundra voles (*Alexandromys oeconomicus* Pall.) at different stages of the population cycle were found as a result of long-term (1981–2018) radioecological studies of two isolated nature populations, living in the areas with similar ecology and different level (by one or two orders of magnitude) of natural radioactivity (Ukhta district of the Komi Republic). We used sex-age structure of the populations, reproduction level and certain morphological and physiological parameters (weight of vole, absolute and relative weight of adrenal glands, heart and liver) as the marker traits. Since 80-s, more animals have been noted at the contaminated site at all stages of the population cycle, and the number of individuals have been changed synchronously. Increase in the body weight and later reproduction of current year voles are followed by decrease in the functional activity of thyroid gland and chronic stress of adrenal function in voles at the contaminated site. Fluctuations of body weight and adrenal index in voles matched with changes in number of voles and may be used as relevant indicators of population state. In animals from the contaminated sites, high fertility compensates the increased mortality of young voles and contributes to the conservation of the population. “Radiation stimulation” occurs also as increased reproduction intensity, potential and total fertility, and accelerated maturation of follicles in the ovary. Our study and literature survey reveal that periodic ups and downs in the number of mouse-like rodents may be a result of changes in the population traits indicating significant changes in the organism of the animals forming population at the different stages. Ionizing irradiation had a modifying effect on the state of morpho-physiological and demographic parameters and the reproduction of tundra voles under the radioactive contamination. Irradiation could also strengthen the influence of intrapopulation processes.

Keywords: tundra vole, population cycles, chronic exposure, ionizing irradiation, morpho-physiological traits, reproduction.

Выявление общих тенденций и закономерностей приспособления животных к условиям существования – одна из важнейших проблем современной биологии. Для её решения необходимы конкретные знания об адаптивных особенностях представителей разных экологических групп, динамике адаптивных преобразований различных органов и систем [1, 2].

Популяции мелких млекопитающих обладают рядом специфических характеристик, к важнейшим из которых следует отнести: численность, тип популяционной динамики, рождаемость, смертность, демографическую структуру и индикаторы жизнеспособности популяции. Действие дополнительных факторов способно ослаблять или усиливать регуляционные способности популяции. Можно ожидать, что перенапряжение или истощение функций организма вследствие влияния радиационного фактора в первую очередь скажется на структуре популяции, интенсивности процессов размножения и на изменении морфофизиологических параметров, так как известно, что приспособление вида к экстремальным условиям среды – комплексное явление, включающее в качестве основных экологические и морфофизиологические составляющие [3–5]. Необходимо проведение исследований популяционных характеристик и морфофизиологического состояния органов у полёвки-экономки (*Alexandromys oeconomus* Pall.) в условиях нормального уровня радиоактивности в зависимости от фазы популяционного цикла с целью последующего сравнения с эффектом радиации, накладывающегося на экологические факторы в условиях среды обитания этих животных.

Объекты и методы

Материалом послужили сборы полёвки-экономки, полученные в результате многолетних работ в Республике Коми на участках с нормальным (контрольный участок) и повышенным радиационным фоном (радиевый и урано-радиевый участки). Подробно радиоэкологическая обстановка на участках описана в более ранних работах [6]. Отметим, что в природных условиях воздействие ионизирующей радиации на организм сочетается с действием экологических факторов нерадиационной природы, кроме того, оно усиливается химическим действием тяжёлых радиоактивных элементов. Отлов животных проводили ежегодно в один и тот же по-

левой период стандартными живоловками, используя их расстановку в линии. Фазы популяционного цикла определяли с учётом относительной численности и демографической структуры популяции. На основании комплексной оценки возраста были выделены три группы: сеголетки неполовозрелые, половозрелые и перезимовавшие полёвки. Показатели воспроизводства анализировали у репродуктивно-активных особей по следующим показателям: сроки начала размножения (по стадии беременности и возрасту эмбрионов), потенциальную (по числу жёлтых тел беременности) и фактическую (по числу живых эмбрионов и плацентарных пятен) плодовитость, рассчитывали общие эмбриональные потери (по соотношению жёлтых тел, мест имплантации и живых эмбрионов). Для анализа морфометрических показателей использовали абсолютный и относительный вес органов. Часть отловленных полёвок доставляли в виварий Института биологии КНЦ УрО РАН в «Научную коллекцию экспериментальных животных» [<http://www.skr-rf.ru/usu/471933/>] для лабораторного разведения и проведения экспериментов.

Результаты и их обсуждение

Динамика численности и половозрастная структура. Многолетний учёт численности полёвки-экономки показал, что продолжительность цикла у животных на контрольном и радиоактивно загрязнённом участках составляет 3–5 лет (рис. 1). Первые исследования, проведённые в 1950-е гг. (т. е. сразу после прекращения добычи и производства солей радия), указывают на то, что численность полёвок на участках с повышенным радиационным фоном была ниже, чем в чистых районах. Исследования после проведения дезактивационных работ (1961–1967 гг.) свидетельствуют о резком падении численности и постепенном её восстановлении через 3–5 лет. В период с 1967 по 1975 г. происходили изменения в состоянии популяции полёвок-экономок – численность её на участках с повышенным содержанием тяжёлых естественных радионуклидов на фазе пика численности превышала таковую в контроле [6]. В 80-е гг. отмечено превышение численности животных на радиевом участке уже на всех фазах [7], но синхронность изменения численности сохраняется, такая закономерность отмечается до настоящего времени (рис. 1).

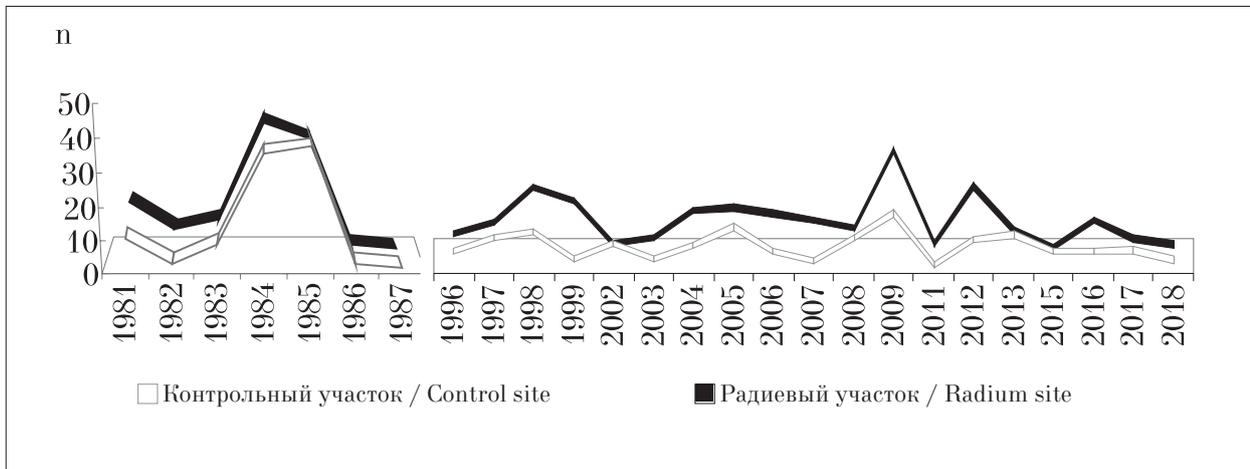


Рис. 1. Относительная численность полёвки-экономки на радиевом и контрольном участках с 1981 по 1987 гг. и с 1996 по 2018 гг.: n – число особей на 100 ловушко-суток
Fig. 1. Relative number of the tundra voles at radium and control sites from 1981 to 1987 and from 1996 to 2018: n is the number of individuals per 100 trap-days

Таблица / Table

Возрастной состав полёвок-экономок на участках, различающихся по уровню радиоактивного фона (1981–1987; 1996–2018 гг.) / The age composition of the tundra voles in sites that differ in the level of radioactive background (1981–1987; 1996–2018)

Участки / The sites	Число животных / Number of animals	Неполовозрелые сеголетки / The immature underyearling	Половозрелые сеголетки / The mature underyearling	Перезимовавшие особи / The overwintered individuals	Σ
Контрольный / Control	n	251	179	223	653
	%	38,4	27,4	34,2	100
Радиевый / Radium	n	692	225	362	1279
	%	54,1	17,6	28,3	100
Урано-радиевый / Uran and radium	n	51	27	29	107
	%	47,7	25,2	27,1	100

На радиевом участке наблюдается большее количество неполовозрелых сеголеток (табл.), что косвенно свидетельствует о более медленном половом созревании молодняка при хроническом облучении в среде обитания. При этом количество половозрелых и перезимовавших животных меньше, чем в контроле (на 10 и 6%, соответственно).

Морфофизиологические показатели.

Метод морфофизиологических индикаторов позволяет по комплексу экстерьерных и интерьерных признаков оценивать степень благополучия и интенсивность жизнедеятельности особей [3]. Анализ массы тела показал, что у полёвок старшей возрастной группы, обитающих на загрязнённых радионуклидами участках, во все фазы популяционного цикла показатели выше, чем у контрольных животных [7].

Обнаружены отличия по абсолютной и относительной массе сердца. Если учесть, что

увеличение сердца связано с возрастанием моторной активности, то животных с радиевого участка отличает стрессированность, повышенный обмен веществ и двигательная активность. Одними из наиболее важных регуляторов, участвующих в реализации общего адаптационного синдрома при различных формах стресса, являются глюкокортикоидные гормоны надпочечников. Абсолютную и относительную массу надпочечника часто используют в качестве косвенного показателя адренкортикальных функций, так как надпочечник не является железой запаса гормонов и быстро реагирует на любое экстремальное воздействие [7, 8]. Положительная корреляция массы железы у мелких грызунов с плотностью популяции отмечается многими авторами [1, 7–9]. У полёвки-экономки радиевого участка в период пиков численности (1981 г., 1984–1985 гг., 1993 г.) масса надпочечников была максимальной. Индекс органа также воз-

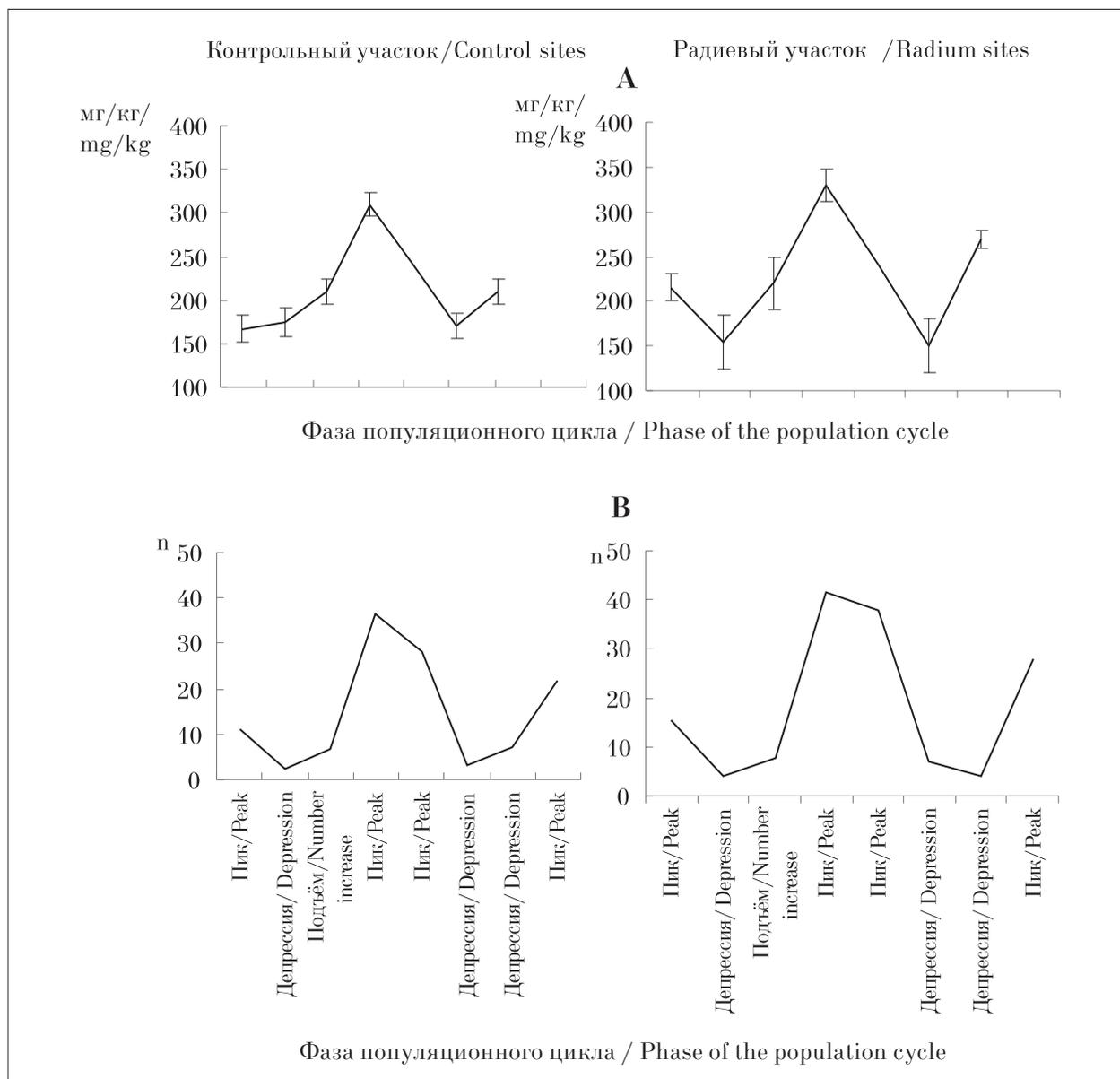


Рис. 2. Изменение индекса надпочечника в связи с динамикой численности популяции: А – индекс надпочечника перезимовавших самцов; В – относительная численность (n – число особей на 100 ловушко-суток) / **Fig. 2.** Changes in the index of the adrenal gland due to the number of population dynamics: А – the index of the adrenal gland in the overwintered males; В – the number of population dynamics (n – the number of individuals per 100 trap-days)

растал с увеличением численности животных (рис. 2). Таким образом, эти показатели могут служить вполне адекватными индикаторами состояния популяции.

Результаты многофакторного анализа подтвердили статистически значимые эффекты действия исследуемых факторов (радиационный фактор, фаза популяционного цикла, пол, возраст) на индекс надпочечника, а также некоторые значимые взаимодействия этих факторов (рис. 3), это позволяет заключить, что природные условия с повышенным фоном радиации увеличивают различия морфофизиологических характеристик, вы-

званные действием других факторов, и свидетельствует об усилении функционального напряжения коры надпочечника у полёвок радиевого участка.

Достоверное увеличение массы тела и более позднее, чем в контроле, вступление седелеток в размножение, сочетается с угнетением функциональной активности щитовидной железы [10, 11] и хроническим напряжением функции надпочечников у животных радиевого участка [7, 12]. Известно, что недостаток тиреоидных гормонов, снижая интенсивность обменных процессов в организме, приводит к увеличению массы тела и задержке полового

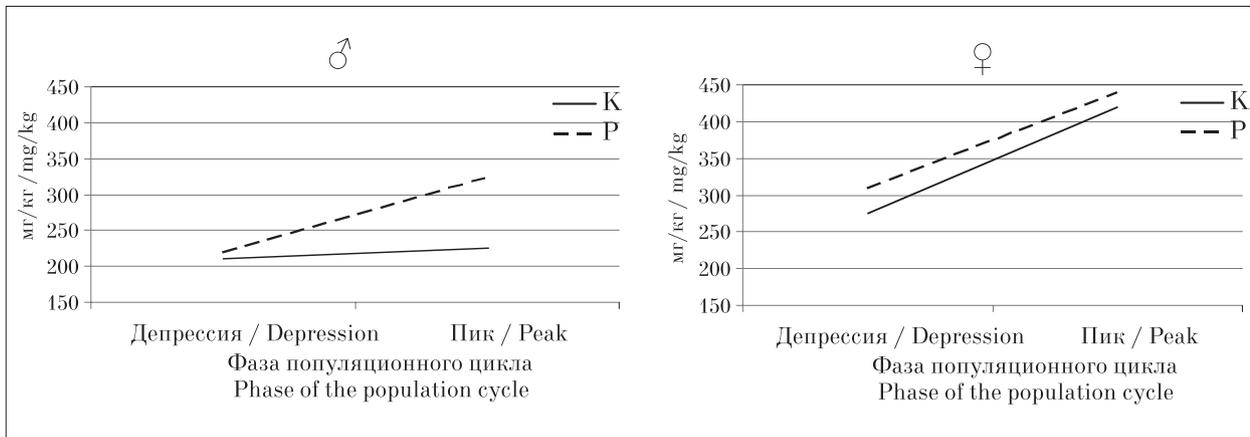


Рис. 3. Изменения индекса надпочечника полёвки-экономки при взаимодействии «радиационного фактора» с факторами «фаза популяционного цикла» и «пол» ($p \leq 0,05$): Р – радиевый участок, К – контрольный участок
Fig. 3. Changes in the index of the adrenal cortex of the tundra voles in the interaction of the “radiation factor” with the factors “phase of the population cycle” and “sex” ($p \leq 0.05$): R – radium sites, K – control sites

созревания [9]. Более высокий вес сердца и надпочечников свидетельствует о том, что организм полёвок, обитающих на участке с повышенным радиационным фоном, работает неэкономно, с напряжением, что подчёркивает неблагоприятное их существование в этих условиях. Некоторые морфофизиологические показатели, сохраняя зависимость от численности популяции, имеют различия по полу или возрасту. Так, например, индекс печени перезимовавших самцов с радиевого участка во все фазы численности ниже или равен контрольным значениям, а этот же показатель у самок превышает значения контроля [7].

Разнонаправленность действия комплекса радиационного и сопутствующих ему факторов нерадиационной природы в зависимости от возраста, пола и фазы популяционного цикла, необходимо учитывать при прогнозировании действия малых доз радиации на популяции животных.

Показатели размножения. Беременность полёвки-экономки продолжается около 20 дней. В возрасте 15–20 дней зверьки приступают к самостоятельной жизни, а некоторые самки к размножению. Участие секолеток в размножении в значительной степени зависит от общей численности полёвок. Оно выше в годы спада и депрессии численности. Величина выводков колеблется в пределах от 4 до 10 детёнышей, чаще всего 6–8, при этом она меняется в различные годы. Интенсивность размножения и эмбриональная смертность являются важными характеристиками жизнеспособности популяции. Эти показатели изучали на полёвках, отловленных в при-

родных условиях и помещённых в условия вивария [13]. Оценивали интенсивность размножения (количество пар животных, участвующих в размножении за определённый период времени), продолжительность жизни и репродуктивного периода, плодовитость, а у потомков (F_1 и F_2) скорость роста молодняка и уровень эмбриональной и постэмбриональной смертности. Оказалось, что наибольшей интенсивностью размножения (соотношение фактического и потенциального числа помётов каждой самки) характеризуются полёвки с радиевого участка – в среднем 82%, у самок с урано-радиевого участка этот показатель в среднем составлял 75%, наименьший – в контроле (55%). Благодаря повышенной интенсивности размножения и, несмотря на более короткий репродуктивный период, у полёвок радиевого участка было достоверно больше помётов (максимальное количество помётов, рождённых от самок радиевого участка – 12, в контроле – 9), фактическая плодовитость тоже была выше контроля. При этом эмбриональная смертность у облучённых полёвок-экономок и доимплантационная гибель на участках с повышенным радиационным фоном была статистически значимо выше этих показателей в контроле. Подобные результаты были получены и другими авторами по сибирской красной полёвке [14]. Потомство облучённых животных менее жизнеспособно, отмечено мёртворождение и до половозрелого состояния в виварии выживало менее 50% детёнышей, тогда как в контроле этот показатель составлял 75%. Несомненно, что повышенная плодовитость компенсирует высокую смер-

ность молодняка и способствует сохранению численности популяции. «Радиационная стимуляция» проявляется и в повышении интенсивности размножения, потенциальной и общей плодовитости, а также в ускоренном созревании фолликулов в яичнике (у животных с радиевого и урано-радиевого участков доля растущих фолликулов и Граафовых пузырьков возрастает по сравнению с контролем на 12 и 3% соответственно; $p \leq 0,05$). Однако, «платой» за неё, является сокращение продолжительности жизни, репродуктивного периода и резервных возможностей яичника самок (снижение на 17% числа примордиальных фолликулов; $p \leq 0,05$), а также увеличение эмбриональной смертности и менее жизнеспособное потомство.

Заключение

Таким образом, результаты наших исследований и анализ имеющихся в литературе данных свидетельствуют о том, что периодически повторяющиеся подъёмы и спады численности популяций мышевидных грызунов являются результатом закономерных изменений популяционных характеристик, свидетельствующих о существенных перестройках, происходящих в организме зверьков, формирующих популяцию на разных фазах численности. Ионизирующее излучение оказывает модифицирующее действие на состояние морфофизиологических и демографических параметров, показатели размножения полёвок-экономок в условиях радиоактивного загрязнения среды обитания и способно усиливать влияние внутривидовых процессов.

Работа выполнена в рамках государственного задания ИБ Коми НЦ УрО РАН, № ГР АААА-А18-118011190102-7.

Литература

1. Ivanter E.V., Korosov A.V., Yakimova A.E. Ecological and statistical analysis of long-term changes in the abundance of small mammals at the northern limit of the range (Northeastern Ladoga region) // Russian Journal of Ecology. 2015. V. 46. No. 1. P. 89–95.
2. Grigorkina E., Olenev G. East Urals radioactive trace: adaptive strategy of rodents' population // Radio-protection. 2011. V. 46. No. 6. P. 437–443.
3. Шварц С.С., Смирнов В.С., Добринский Л.Н. Метод морфофизиологических индикаторов в экологии наземных позвоночных. Свердловск. 1968. 386 с. (Тр.

Ин-та экологии растений и животных / Урал. фил. АН СССР. № 58).

4. Gileva E.A., Yalkovskaya L.E. Genetic consequences of radioactive pollution for the Ural population: from rodents to humans // Doklady Biological Sciences. 2009. V. 425. No. 1. P. 160–163.
5. Krebs C.J. Population cycles revisited // Journal of Mammalogy. 1996. V. 77. No. 1. P. 8–24.
6. Маслов В.И. Миграция урана, радия и тория в системе почва – растения и роль мышевидных грызунов в этих процессах: Дис. ... канд. биол. наук. Сыктывкар, 1971. 257 с.
7. Ермакова О.В. Изменение некоторых демографических и морфофизиологических показателей у полёвок-экономок в зависимости от стадий популяционного цикла и радиационной обстановки // Радиоэкология биогеоценозов с повышенным фоном естественной радиоактивности. Сыктывкар. 1987. С. 19–26 (Тр. Коми фил. АН СССР. Вып. 81).
8. Christian J. Endocrine adaptive mechanisms and the physiologic regulation growth // Physiological mammalogy. New York. 1963. V. 1. P. 189–353.
9. Чернявский Ф.Б., Ткачев А.В. Популяционные циклы леммингов в Арктике: Экологические и эндокринные аспекты. М.: Наука, 1982. 164 с.
10. Raskosha O.V., Ermakova O.V., Velegzhaninov I.O. Morphological and cytogenetic study of thyroid gland of voles natural populations from increased radioactive background territories // Tez. 41st Annual Meeting of the European Radiation Research Society ERR2014. Rhodes, Greece, 2014. P. 284.
11. Раскоша О.В., Ермакова О.В. Морфологическое состояние щитовидной железы полёвок-экономок, обитающих в условиях повышенного уровня естественной радиоактивности // Теоретическая и прикладная экология. 2013. № 2. С. 55–61.
12. Ermakova O.V. Comparative morphological analysis of peripherae endocrine glands of small mammals inhabiting areas with high levels of radioactivity and exposed to chronic irradiation in model experiments // Biophysics. 2011. V. 56. No. 1. P. 135–139.
13. Башлыкова Л.А., Раскоша О.В., Ермакова О.В. Изменение процесса размножения мышевидных грызунов, обитающих в условиях радиоактивного загрязнения // Вестник Института биологии. 2005. № 6. С. 22–24.
14. Тестов Б.В. Репродукция полёвок в различных радиоэкологических условиях // Радиоэкология биогеоценозов с повышенным фоном естественной радиоактивности. Сыктывкар, 1987. С. 27–36 (Тр. Коми филиала АН СССР, № 81).

References

1. Ivanter E.V., Korosov A.V., Yakimova A.E. Ecological and statistical analysis of long-term changes in the abundance of small mammals at the northern limit of the range (Northeastern Ladoga region) // Russian Journal

of Ecology. 2015. V. 46. No. 1. P. 89–95. doi: 10.7868/S0367059715010060

2. Grigorkina E., Olenev G. East Urals radioactive trace: adaptive strategy of rodents' population // Radio-protection. 2011. V. 46. No. 6. P. 437–443.

3. Shvarts S.S., Smirnov V.S., Dobrinskiy L.N. Method of morphophysiological indicators in the ecology of terrestrial vertebrates. Sverdlovsk. 1968. 386 p. (Tr. In-ta ekologii rasteniy i zhivotnykh Ural. fil. AN SSSR. No. 58 (in Russian).

4. Gileva E.A., Yalkovskaya L.E. Genetic consequences of radioactive pollution for the Ural population: from rodents to humans // Doklady Biological Sciences. 2009. V. 425. No. 1. P. 160–163.

5. Krebs C.J. Population cycles revisited // Journal of Mammalogy. 1996. V. 77. No. 1. P. 8–24.

6. Maslov V.I. Migration of uranium, radium and thorium in the soil-plant system and the role of mouse rodents in these processes: Dis. ... kand. biol. nauk. Syktyvkar, 1971. 257 p. (in Russian).

7. Ermakova O.V. Change of some demographic and morphophysiological indicators in the vole-economy in relation to the stages of the population cycle and the radiation situation // Radioecology of biogeocenoses with an increased background of natural radioactivity. Syktyvkar. 1987. P. 19–26 (Tr. Komi fil. AN SSSR. V. 81) (in Russian).

8. Christian J. Endocrine adaptive mechanisms and the physiologic regulation growth // Physiological mammalogy. N-Y. 1963. V. 1. P. 189–353.

9. Chernyavskiy F.B., Tkachev A.V. Population cycles of lemmings in the Arctic: Ecological and endocrine aspects. Moskva: Nauka, 1982. 164 p. (in Russian).

10. Raskosha O.V., Ermakova O.V., Velegzhaninov I.O. Morphological and cytogenetic study of thyroid gland of voles natural populations from increased radioactive background territories // Tez. 41st Annual Meeting of the European Radiation Research Society ERR2014. Rhodes, Greece, 2014. P. 284.

11. Raskosha O.V., Ermakova O.V. The morphological state of thyroid gland of tundra voles, living in a high level of natural radioactivity // Theoretical and Applied Ecology. 2013. No. 2. P. 55–61 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2013-2-055-061

12. Ermakova O.V. Comparative morphological analysis of peripherae endocrine glands of small mammals inhabiting areas with high levels of radioactivity and exposed to chronic irradiation in model experiments // Biophysics. 2011. V. 56. No. 1. P. 135–139.

13. Bashlykova L.A., Raskosha O.V., Ermakova O.V. Change in the reproduction process of rodent mice living in conditions of radioactive contamination // Vestnik Instituta biologii. 2005. No. 6. P. 22–24 (in Russian).

14. Testov B.V. Reproduction of the vole in various radioecological conditions // Radioekologiya biogeotse-nozov s povyshennym fonom estestvennoy radioaktivnosti. Syktyvkar, 1987. P. 27–36 (Tr. Komi filiala AN SSSR. No. 81) (in Russian).

Electrochemical obtaining of nickel hydroxide from nickel plating waste water for application in the alkali secondary cells

© 2019. V. L. Kovalenko^{1,2} ORCID: 0000-0002-8012-6732*

V. A. Kotok^{1,2} ORCID: 0000-0002-8012-6732*, V. V. Malyshev³ ORCID: 0000-0001-6236-1053*

¹ Ukrainian State University of Chemical Technology,
8, Gagarina Prospect, Dnipro, Ukraine, 49005,

² Vyatka State University,

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

³ Institute of Physical Chemistry, Polish Academy of Sciences,
44/52, Kasprzaka St., Warsaw, Poland, 01-224,

e-mail: vadimchem@gmail.com,

valeriykotok@gmail.com, valerii.v.malyshev@gmail.com

The rinsing and waste water of the plating industry, containing the heavy metal cations, are the source of environmental pollution. Nickel cations have a strong biological hazard. At the same time, up to 30% of nickel compounds spent on nickel plating are irretrievably lost to the rinsing water. Purification of the rinsing and wastewater from heavy metal cations is expensive. It's economically effective to develop the methods of local treatment of plating rinsing water with the recovery of the heavy metals in the easy utilizing forms. The hydroxide is the most perspective form for nickel as it has high electrochemical activity and can be used for alkaline secondary cell production. The method of electrochemical synthesis of the nickel hydroxide in the slit diaphragm electrolyzer from the rinsing water of bright nickel plating has been proposed. The treatment of rinsing water of the bright nickel plating for surfactants recovery has been made. The samples of nickel hydroxide obtained from treated and untreated rinsing water, have been studied by XRD, voltammogram and charge-discharge cycling in the secondary cell regime. The comparative analysis shows that even the nickel hydroxide sample obtained from untreated rinsing water can be used as an active substance of the positive electrode of alkaline secondary cells. This sample's specific capacity is 142 mA·h/g with cost of 4 \$/kg (in comparison with 182 mA·h/g and 18–22 \$/kg for industrial sample). It was detected that the nickel hydroxide sample obtained from the rinsing water of bright nickel plating after purification from surfactant by bubble-film extraction, has the highest parameters. In this case specific capacity is 194 mA·h/g compared 182 mA·h/g for the industrial sample produced by Bochemie JSC (Czech Republic).

Keywords: nickel hydroxide, rinsing water, bright nickel plating, slit diaphragm electrolyzer, alkaline secondary cell.

УДК 628.337+621.355.8+661.873.23+66.087.7

Электрохимическое получение гидроксида никеля из промывных вод никелирования для использования в щелочных аккумуляторах

© 2019. В. Л. Коваленко^{1,2}, к. т. н., доцент, с. н. с.,

В. А. Коток^{1,2}, к. т. н., доцент, с. н. с., В. В. Мальшев³, аспирант,

¹ Украинский государственный химико-технологический университет,
49005, Украина, г. Днепр, пр. Гагарина, д. 8,

² Вятский государственный университет,

610000, Россия, г. Киров, ул. Московская, д. 36,

³ Институт физической химии, Академия наук Польши,
01-224, Польша, г. Варшава, ул. Каспржака, д. 44/52,

e-mail: vadimchem@gmail.com,

valeriykotok@gmail.com, valerii.v.malyshev@gmail.com

Предложен метод электрохимического синтеза гидроксида никеля из промывных вод блестящего никелирования в щелевом диафрагменном электролизере. Проведена обработка промывных вод блестящего никелирования для удаления поверхностно-активных веществ (ПАВ). Образцы гидроксида никеля, полученные из обработанных и необработанных промывных вод, изучены методами рентгенофазового анализа, циклической вольтамперометрии и гальваностатического зарядно-разрядного циклирования в режиме аккумулятора. Сравнительный анализ электро-

химических характеристик показал, что даже образец гидроксида, полученный из необработанной промывной воды, может использоваться в качестве активного вещества положительного электрода щелочных аккумуляторов. Его удельная ёмкость составляет 142 мА·час/г при себестоимости 4 \$/кг (по сравнению с 182 мА·час/г и 18–22 \$/кг для промышленного образца). Выявлено, что наилучшими параметрами обладают образцы гидроксида никеля, полученные из промывных вод блестящего никелирования после очистки от ПАВ методом пузырьково-плёночной экстракции. Удельная ёмкость в этом случае составила 194 мА·ч/г по сравнению с 182 мА·ч/г промышленного образца производства фирмы «Vochemie» (Чехия).

Ключевые слова: гидроксид никеля, промывные воды, блестящее никелирование, щелевой диафрагменный электролизёр, щелочной аккумулятор.

The modern world is nearing an ecological, economic and energetic crisis. However, all three ones are interconnected and constitute a single problem. Contamination of environment is a major issue, which causes not only ecological (danger to human, flora, and fauna), but also an economic problem (investments into waste purification and re-processing, loss of valuable resources). On the other hand, a solution of the energetic problem requires significant financial investments and leads to contamination of the environment.

Compounds of heavy metals are not biodegradable and are hazardous to the environment [1]. Besides, nickel compounds are hazardous to human health [2].

Contamination with heavy metals is usually caused by technogenic factors. Particularly washing waters of galvanic plants, owing to their volume and toxicity is one of the major contaminants of the hydrosphere. Many methods for treating waste water from heavy metals have been developed [3, 4], particularly chemical precipitation [5]. Sorption methods are widely used [6–10]. Ion-exchange methods are used for post-treatment and concentration [5, 11]. Membrane technologies also found wide application [12–14]. Electrochemical methods are the most promising [15–17].

The main disadvantage of all the mentioned methods is that they are only aimed at water purification. Any purification methods require a financial investment, which is passed onto the cost of the product. In order to make methods for waste water treatment from heavy metal cations cheaper, or even profitable, the treatment should be split into two stages.

1) Treatment of local concentrated waters, which contain only one metal. The metal should be extracted in easy to utilize form, with a remaining concentration of metal cations being economically viable.

2) Combination of treated local water with general wastewater and additional treatment to Threshold Limit Value (TLV) levels. Such two-stage processing would be to make wastewater treatment economically viable.

Nickel can be extracted in one of two economically viable forms: metallic nickel and nickel

hydroxide. From technological and economical points of view, nickel hydroxide is a more viable form. Nickel hydroxide can be prepared in a various way under simple conditions than a metallic nickel. Nickel hydroxide can be utilized as the active material in alkaline batteries and hybrid super capacitors, which are used “eco-friendly” transport and alternative energy systems. This results in double ecological effect: removal from waste water (purification) and use in eco-devices. It should be noted that the cost of nickel hydroxide in amounts to 60–70% of battery cost. Thus extraction of $\text{Ni}(\text{OH})_2$ from wastewater can significantly decrease the cost of the battery.

The electrochemical activity of nickel hydroxide is mainly governed by its structure [18]. Two forms of nickel hydroxide are known: β -form (chemical formula $\text{Ni}(\text{OH})_2$, brucite structure) and α -form (chemical formula $3\text{Ni}(\text{OH})_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, hydrotalcite-like structure). However, paper [19] describes nickel hydroxide structures that are intermediate between α - $\text{Ni}(\text{OH})_2$ and β - $\text{Ni}(\text{OH})_2$.

α - $\text{Ni}(\text{OH})_2$ has better electrochemical characteristics than β - $\text{Ni}(\text{OH})_2$. However, its stability is low. α - $\text{Ni}(\text{OH})_2$ and nickel-based layered double hydroxides (LDH) can be synthesized chemically and electrochemically in slit-diaphragm electrolyzer [20]. β - $\text{Ni}(\text{OH})_2$ is significantly more stable during storage and cycling, and so it is widely used as an active material of alkaline accumulators [21]. β - $\text{Ni}(\text{OH})_2$ can be prepared chemically or electrochemical in the slit-diaphragm electrolyzer.

A mixed (α/β) structure $\text{Ni}(\text{OH})_2$ possesses advantages of both nickel hydroxide structures. Paper [22] describes the formation of highly active ($\alpha+\beta$) nickel hydroxide with a layered structure, that is not just a mixture of two forms. Hydroxide was synthesized in slit-diaphragm electrolyzer (SDE) from nickel sulfate solution. The sample showed high electrochemical activity, exceeding that of β - $\text{Ni}(\text{OH})_2$ and α - $\text{Ni}(\text{OH})_2$. High activity of ($\alpha+\beta$) nickel hydroxide makes synthesis in slit-diaphragm electrolyzer very attractive.

It should be noted, that highly active nickel hydroxide was synthesized in SDE from pure nickel solution. At the same time, washing waters of

glossy nickel plating also contain other electrolyte components. The biggest threat to the activity of nickel hydroxide are surfactants and iron cations.

The aim of the work is to evaluate the possibility of preparing highly active nickel hydroxide from washing water from glossy nickel plating plants for use in alkaline accumulators. Following objective were formulated to achieve the set aim:

1) conduct treatment of washing waters of glossy nickel plating;

2) prepare nickel hydroxide samples from treated and untreated washing waters by means of electrochemical synthesis in slit-diaphragm electrolyzer;

3) conduct comparative analysis of synthesized samples and evaluate the possibility of preparing highly active $\text{Ni}(\text{OH})_2$ from washing water and find the best solution of treating washing waters.

Research object and methods

Synthesis of nickel hydroxide samples. Synthesis method [20, 23] is based on electrolysis conducted in slit-diaphragm electrolyzer (SDE) (Fig. 1, see color insert). Washing water of glossy nickel plating with $C(\text{Ni}^{2+}) = 12.7 \text{ g/L}$, was fed into cathodic chamber via a peristaltic pump, and the anodic chamber was fed with NaOH at the same rate of 0.2 L/h . Cathode was Ti , anode – insoluble, Ni . Electrolysis was conducted at an optimal current density of 12 A/dm^2 .

Current flow through cathode of SDE resulted in hydrogen evolution (reaction 1) and formation of hydroxyl ions, which react in volume with nickel cations forming nickel hydroxide precipitate. The formed precipitated is then carried out from electrolyzer by the flow of catholyte. In side of cathode chamber, the nickel hydroxide particles undergo partial crystallization at elevated temperature, which results in unique structure and electrochemical properties [22]. To prevent excessive aging, the nickel hydroxide was immediately separated from catholyte through vacuum filtering upon leaving SDE.

Nickel hydroxide is a matrix structure, similar to those of polymer composites [24], with mother liquor acting like a filler. In order to remove ballast soluble compounds, the hydroxide was subjected to following treatment: drying at $90 \text{ }^\circ\text{C}$, grinding with mortar and pestle, sifting through 71μ mesh, soaking in distilled water for a day, filtering and drying [20].

Composition and treatment of washing waters of nickel plating. Real washing water of glossy nickel plating with the following composition, was used in the experiment (g/L): $\text{NiSO}_4 \cdot$

$7\text{H}_2\text{O} - 250-280$, $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O} - 70-80$, $\text{H}_3\text{BO}_3 - 40-50$, *Glitter-forming surfactant Nigal 1 - 0.6-0.8*, *Nigal 2 - 15-20*, *Nigal 3 - 0.1-0.25*.

To evaluate influence of admixtures (surfactants and iron cations) on electrochemical activity of $\text{Ni}(\text{OH})_2$, a series of samples was prepared from wastewaters subjected to different treatments: untreated (sample A); treatment with H_2O_2 , followed by boiling and filtration (sample B); bubble-film extraction, based on bubbling of air through washing water using especial extractor for removal of surfactants into acceptor vessel. Water was treated for 3 hours (sample C); bubble-film extraction with additional surfactant removal with active carbon. Additional treatment was conducted for 2 hours (sample D).

A commercial sample of $\text{Ni}(\text{OH})_2$ “Bochemie”, Czech (sample E) was used as a reference.

Sample analysis method. Crystal structure of the samples has been studied by means of X-ray diffraction (XRD) analysis, using DRON-3 diffractometer (Russia) ($\text{Co-K}\alpha$ radiation, 2θ range $10-90^\circ$, scan rate $0.1^\circ/\text{s}$).

Electrochemical characteristics of $\text{Ni}(\text{OH})_2$ were studied using following methods: cyclic voltammetry conducted in YSE-2 cell using PI-50-1 potentiostat. Working electrode: current collector – Ni mesh on Ni foil; active mass – 81% hydroxide, 16% graphite, 3% PTFE [51]. Electrolyte – 4.5 M KOH . Counter-electrode – nickel mesh. Reference electrode – Ag/AgCl (KCl sat.). Scan rate 1 mV/s ; Galvanostatic charge-discharge cycling was conducted in specially assembled Ni-Cd accumulator. Counter-electrode – Cd , current collector – nickel foam. Working electrode: current collector – Ni mesh on Ni foil; active mass same as for cyclic voltammetry. Accumulator model was charged in 18 h regime with 20% overcharge. The accumulator was discharged at 0.2C to $E = 0.1 \text{ V (NHE)}$.

Results and discussions

XRD patterns (Fig. 2) allow concluding that synthesized compounds are combinations of α and β phases of nickel hydroxide. All samples also show peak shift towards lower angles, which indicates the presence of α (13°) and β (21°).

This leads to the conclusion that there are α -like phases present in all prepared samples. Such structure is close to the structure that is described [22] as optimal for nickel hydroxide with high electrochemical characteristics. At the same time, XRD patterns of sample D indicate an increase in crystallinity of nickel hydroxide.

Cyclic voltammogram of sample A (Fig. 3, see color insert) shows no pronounced charge

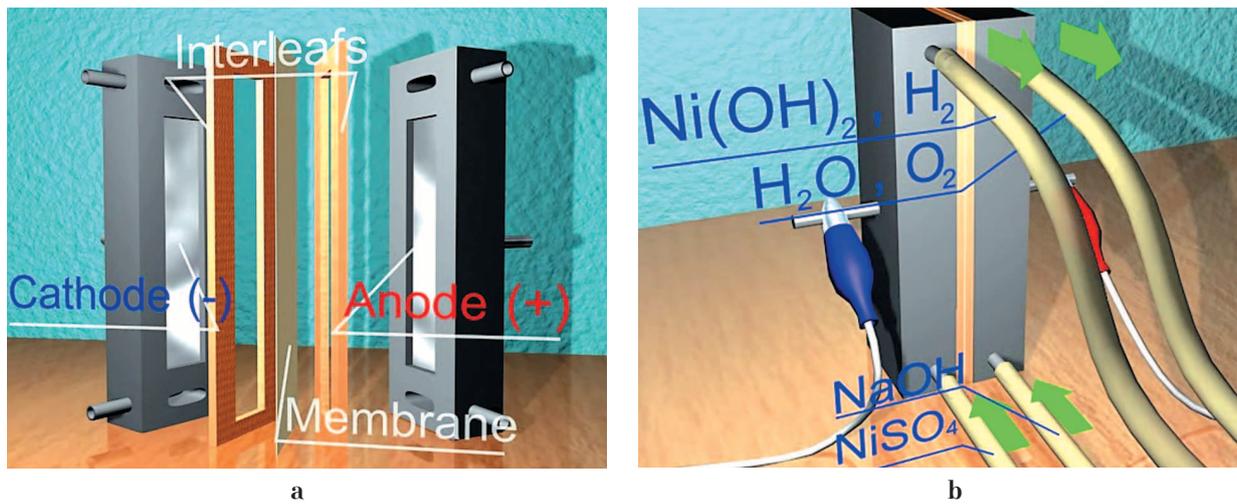


Fig. 1. Slit diaphragm electrolyzer (SDE) for Ni(OH)_2 obtaining
 a – disassembled SDE; b – assembled SDE with flows indication

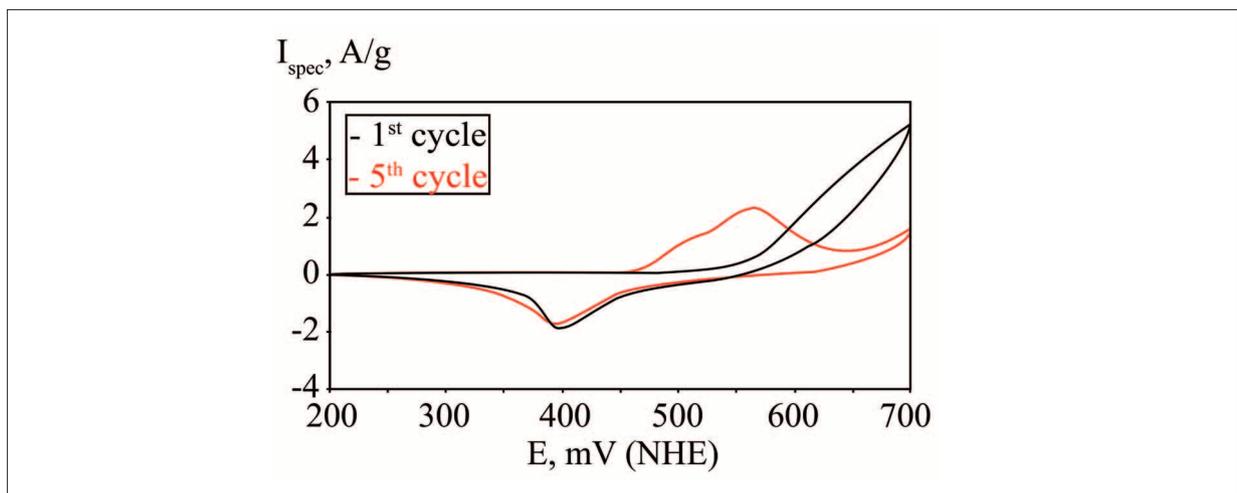


Fig. 3. The cycling voltammogram of the sample A

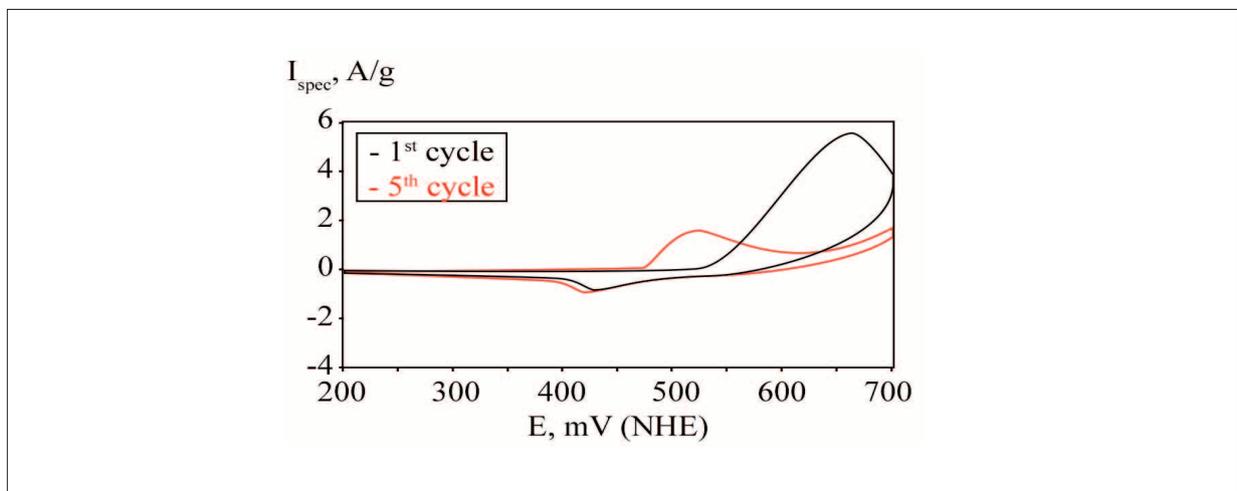


Fig. 4. The cycling voltammogram of sample C

peak, while the discharge peak is present. Further cycling showed a shift to cathodic peaks into lower potential values, indicating of working through of material. During cycling of sample C (Fig. 4, see color insert), almost no shifting was observed for cathodic and anodic peaks. The first cycle also showed pronounced charge peak. Based on the results of charge-discharge cycling, sample C has the highest electrochemical activity.

Analysis of K_u and Q_{spec} , shown in Figure 5, a, b revealed following:

– utilization coefficient of sample A, from untreated washing water, is 42%. This is lower than K_u of commercial sample E, however, it is sufficient for use as a partial substitute of commercial hydroxide for production of non-critical accumulators to reduce their cost;

– removal of surfactants from washing waters results in improved characteristics of synthesized nickel hydroxide samples. The best parameters (K_u and Q_{sp}) are demonstrated by sample C, which was prepared from water that was treated by bubble-film extraction.

A preliminary cost of nickel hydroxide sample prepared from washing waters of glossy nickel plating was calculated. The cost of $Ni(OH)_2$ prepared from untreated waters is estimated to be 4 \$/kg; the cost of the sample prepared from water treated with bubble-film extraction is 5 \$/kg. For comparison, the cost of a commercial sample is 19–22 \$/kg.

Conclusions

1) Treatment of washing water from glossy nickel plating has been conducted. Electrochemi-

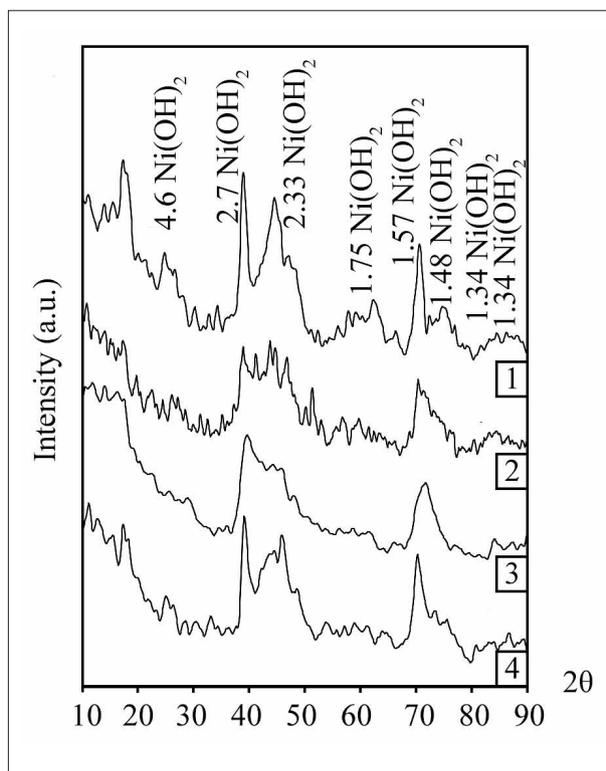


Fig. 2. XRD patterns of the $Ni(OH)_2$ sample: 1 – sample A; 2 – sample B; 3 – sample C; 4 – sample D

cal characteristics of nickel hydroxide samples prepared from treated and untreated washing water have been studied.

2) Characteristics of prepared samples have been compared with commercial nickel hydroxide. It was found that nickel hydroxide prepared from untreated washing water had a specific capacity of 121 mA·h/g (compared to 182 mA·h/g of commercial sample), while it's cost is about 18–22%

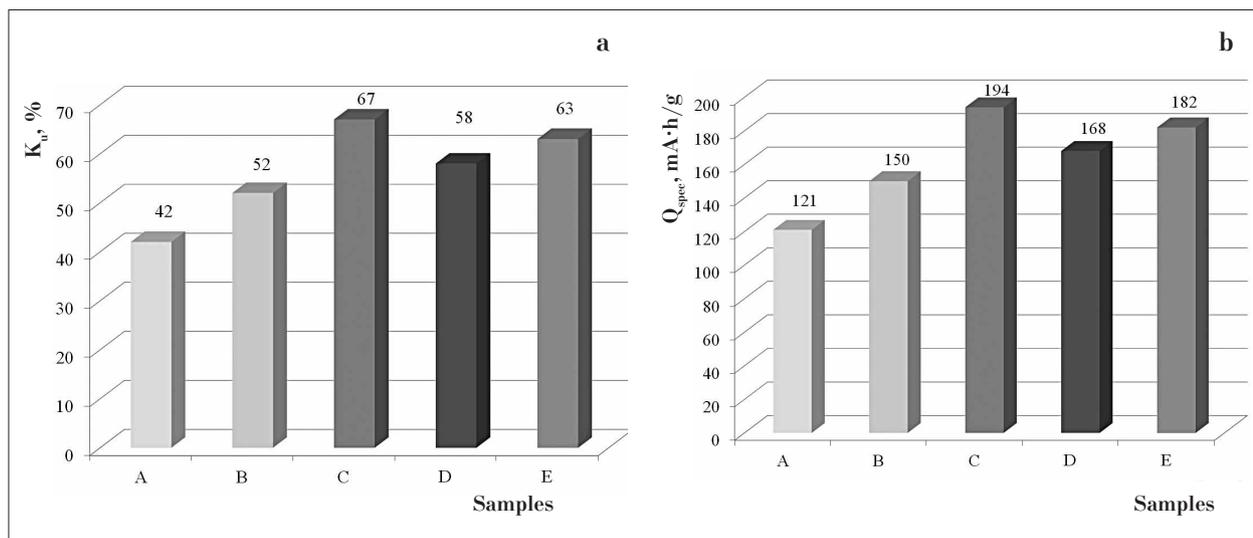


Fig. 5. Electrochemical properties of the samples a – mass utility (K_u), %; b – specific capacity (Q_{spec}), mA·h/g

of the commercial sample. It was concluded that this sample can be used as a partial substitute of commercial hydroxide in order to reduce the cost of accumulators. It was found that highest specific capacity (194 mA·h/g) was demonstrated by nickel hydroxide sample prepared from washing water of glossy nickel plating that was treated with bubble-film extraction.

References

1. Shulman M.V., Pakhomov O.Y., Brygadyrenko V.V. Effect of lead and cadmium ions upon the pupariation and morphological changes in *Calliphora vicina* (Diptera, Calliphoridae) // *Folia Oecologica*. 2017. V. 44 (1). P. 28–37. doi: 10.1515/foecol-2017-0004
2. Borba C.E., Guirardello R., Silva E.A., Veit M.T., Tavares C.R.G. Removal of nickel(II) ions from aqueous solution by biosorption in a fixed bed column: experimental and theoretical breakthrough curves // *Biochem. Eng. J.* 2006. V. 30. P. 184–191. doi: 10.1016/j.bej.2006.04.001
3. Fu F., Wang Q. Removal of heavy metal ions from wastewaters: a review // *Journal of Environmental Management*. 2011. V. 92 (3). P. 407–418. doi: 10.1016/j.jenvman.2010.11.011
4. Koga H. Recovery of having value metals in plating waste water // *Journal of the Surface Finishing Society of Japan*. 2015. V. 66 (3). P. 76–80.
5. Papadopoulos A., Fatta D., Parperis K., Mentzis A., Haralambous K.J., Loizidou M. Nickel uptake from a wastewater stream produced in a metal finishing industry by combination of ion-exchange and precipitation methods // *Sep. Purif. Technol.* 2004. V. 39. P. 181–188. doi: 10.1016/j.seppur.2003.10.010
6. Babel S., Kurniawan T.A. Low-cost adsorbents for heavy metals uptake from contaminated water: a review // *J. Hazard. Mater.* 2003. V. 97. P. 219–243. doi: 10.1016/S0304-3894(02)00263-7
7. Nikolenko N.V., Esajenko E.E. Surface properties of synthetic calcium hydroxyapatite // *Adsorption Science and Technology*. 2005. V. 23. No. 7. P. 543–553. doi: 10.1260/026361705775212466
8. Nechayev Y.A., Nikolenko N.V. An adsorption mechanism for supergene gold accumulation // *Geochemistry International*. 1988. V. 25. No. 11. P. 52–56.
9. Argun M.E. Use of clinoptilolite for the removal of nickel ions from water: kinetics and thermodynamics // *J. Hazard. Mater.* 2008. V. 150. P. 587–595. doi: 10.1016/j.jhazmat.2007.05.008
10. Wan Ngah S.W., Hanafiah M.A.K.M. Removal of heavy metal ions from wastewater by chemically modified plant wastes as adsorbents: a review // *Bioresour. Technol.* 2008. V. 99. P. 3935–3948. doi: 10.1016/j.biortech.2007.06.011
11. Alyüz B., Veli S. Kinetics and equilibrium studies for the removal of nickel and zinc from aqueous solutions by ion exchange resins. // *J. Hazard. Mater.* 2009. V. 167. P. 482–488. doi: 10.1016/j.jhazmat.2009.01.006
12. Danisa U., Aydinler C. Investigation of process performance and fouling mechanisms in micellar-enhanced ultrafiltration of nickel-contaminated waters // *J. Hazard. Mater.* 2009. V. 162. P. 577–587. doi: 10.1016/j.jhazmat
13. Ipek U. Removal of Ni(II) and Zn(II) from an aqueous solution by reverse osmosis // *Desalination*. 2005. V. 174. P. 161–169. doi: 10.1016/j.desal.2004.09.009
14. Zoungrana A., Cakmakci M., HakkıZengin I., İnoğlu O., Elcik H. Treatment of metal-plating waste water by modified direct contact membrane distillation // *Chemical Papers*. 2016. V. 70 (9). P. 1185–1195. doi: 10.1515/chempap-2016-006
15. Khelifa A., Moulay S., Naceur A.W. Treatment of metal finishing effluents by the electroflotation technique // *Desalination*. 2005. V. 181. P. 27–33. doi: 10.1016/j.desal.2005.01.011
16. Pivovarov A.A., Kravchenko A.V., Tishchenko A.P., Nikolenko N.V., Sergeeva O.V., Vorob'eva M.I., Treshchuk S.V. Contact nonequilibrium plasma as a tool for treatment of water and aqueous solutions: Theory and practice // *Russian Journal of General Chemistry*. 2015. V. 85. No. 5. P. 1339–1350. doi: 10.1134/S1070363215050497
17. Heidmann I., Calmano W. Removal of Zn(II), Cu(II), Ni(II), Ag(I) and Cr(VI) present in aqueous solutions by aluminium electrocoagulation // *J. Hazard. Mater.* 2008. V. 152. P. 934–941. doi: 10.1016/j.jhazmat.2007.07.068
18. Ramesh T.N., Kamath P.V. Synthesis of nickel hydroxide: Effect of precipitation conditions on phase selectivity and structural disorder // *Journal of Power Sources*. 2006. V. 156. No. 2. P. 655–661. doi: 10.1016/j.jpowsour.2005.05.050
19. Rajamathi M., Vishnu Kamath P., Seshadri R. Polymorphism in nickel hydroxide: role of interstratification // *Journal of Materials Chemistry*. 2000. V. 10. No. 2. P. 503–506. doi: 10.1039/A905651C
20. Kovalenko V., Kotok V. Obtaining of Ni–Al layered double hydroxide by slit diaphragm electrolyzer // *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2017. V. 2. No. 6. P. 11–17. doi: 10.15587/1729-4061.2017.95699
21. Kovalenko V., Kotok V. Definition of effectiveness of β -Ni(OH)₂ application in the alkaline secondary cells and hybrid supercapacitors // *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2017. V. 5. No. 6 (89). P. 17–22. doi: 10.15587/1729-4061.2017.110390
22. Kovalenko V., Kotok V. Comparative investigation of electrochemically synthesized (α + β) layered nickel hydroxide with mixture of α -Ni(OH)₂ and β -Ni(OH)₂ // *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2018. V. 2. No. 6. P. 16–22. doi: 10.15587/1729-4061.2018.125886
23. Kovalenko V., Kotok V. Influence of ultrasound and template on the properties of nickel hydroxide as an active substance of supercapacitors // *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2018. V. 3. No. 12 (93). P. 32–39. doi: 10.15587/1729-4061.2018.133548
24. Burmistr M.V., Boiko V.S., Lipko E.O., Gerasimenko K.O., Gomza Y.P., Vesnin R.L. Chernyayev A.V., Ananchenko B.A., Kovalenko V.L. Antifriction and construction materials based on modified phenol-formaldehyde resins reinforced with mineral and synthetic fibrous fillers // *Mechanics of Composite Materials*. 2014. V. 50. No. 2. P. 213–222. doi: 10.1007/s11029-014-9408-0
25. Kotok V., Kovalenko V. Optimization of nickel hydroxide electrode of the hybrid supercapacitor // *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2017. V. 1. No. 6 (85). P. 4–9. doi: 10.15587/1729-4061.2017.90810

Снижение эмиссии запахообразующих веществ в условиях промышленных свиноводческих предприятий

© 2019. Ю. Н. Терентьев¹, главный технолог, Н. В. Сырчина², к. х. н., доцент,
Т. Я. Ашихмина^{2,3}, д. т. н., профессор, зав. лабораторией,
Л. В. Пилип^{2,4}, к. в. н., доцент, магистрант,
¹ООО «РГ-АСУ-НАЛАДКА»,

142100, Россия, Московская область, г. Подольск, ул. Федорова, д. 34, стр. 2,

²Вятский государственный университет,
610000, Россия, г. Киров, ул. Московская, д. 36,

³Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,
167982, Россия, г. Сыктывкар, ул. Коммунистическая, д. 28,

⁴Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
610017, Россия, г. Киров, Октябрьский проспект, д. 133,

e-mail: teryun@yandex.ru, pilip_larisa@mail.ru,
nvms1956@mail.ru, usr11759@vyatsu.ru

Свиноводческие предприятия являются источником интенсивного запахового загрязнения атмосферного воздуха. Увеличение действующих и строительство новых комплексов приводит к существенному обострению проблемы запахового загрязнения и многочисленным жалобам населения на состояние окружающей среды. Складывающаяся ситуация обуславливает высокую актуальность и практическую значимость исследований, направленных на решение проблемы снижения эмиссии запахообразующих веществ. Цель настоящей работы состояла в разработке экономически и экологически обоснованного технологического решения, позволяющего снизить запаховое загрязнение воздуха за счёт очистки вентиляционных выбросов, снижения интенсивности микробиологических процессов разложения навоза и переработки соответствующих отходов в гранулированное органоминеральное удобрение. Экспериментальные исследования выполнялись в лабораторных и производственных условиях. В результате исследований установлено, что эффективным методом снижения эмиссии запахообразующих веществ может быть проведена реагентным методом непосредственно в газоходах за счёт последовательного орошения загрязнённого воздуха разбавленными растворами серной кислоты и щелочного гипохлорита натрия (отходы производства хлора электрохимическим методом) с последующей утилизацией отработанных растворов реагентов в составе навозных стоков. На основе полученных результатов разработана технологическая схема переработки навозных стоков в органоминеральное удобрение «НПК–глауконит–органика» – 2,5 : 5,5 : 3,2–13–22. Планируемый результат внедрения соответствующего технологического решения в практику заключается в резком сокращении количества отходов, образующихся на свиноводческих предприятиях, существенном снижении запахового загрязнения и оздоровлении экологической обстановки на территориях расположения свинокомплексов.

Ключевые слова: эмиссия газов, запаховое загрязнение, очистка вентиляционных выбросов, переработка свиного навоза, органоминеральные удобрения.

Reducing the emission of odorous substances in industrial pig breeding enterprises

© 2019. Yu. N. Terentyev¹ ORCID: 0000-0001-7812-6007, N. V. Syrchina² ORCID: 0000-0001-8049-6760,
T. Ya. Ashikhmina^{2,3} ORCID: 0000-0003-4919-0047, L. V. Pilip^{2,4} ORCID: 0000-0001-9695-7146,
¹LLC RG-ASU-NALADKA,

Building 2, 34, Fedorova St., Podolsk, Moscow Region, Russia, 142100,

²Vyatka State University,

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

³Institute of Biology of Komi Scientific Centre of the Ural Branch of RAS,
28, Kommunisticheskaya St., Syktyvkar, Republic of Komi, Russia, 167982,

⁴Vyatka State Agricultural Academy,
133, Ocyabrskiy Prospect, Kirov, Russia, 610017,

e-mail: teryun@yandex.ru, pilip_larisa@mail.ru,
nvms1956@mail.ru, usr11759@vyatsu.ru

Pig-breeding enterprises are a source of intense odor pollution of atmospheric air. The enlargement of the existing complexes and construction of new ones leads to a significant exacerbation of the problem of odor pollution and numerous public complaints about the state of the environment. The current situation determines the high relevance and practical significance of research aimed at solving the problem of reducing the emission of odorous substances. The purpose of this work is the development of economically and environmentally reasonable technological solution to reduce odor pollution of the air by cleaning ventilation emissions, reducing the intensity of microbiological processes of manure decomposition and processing the corresponding waste into granular organic-mineral fertilizer. Experimental studies were performed in laboratory and production conditions. As a result of research, it was found that acidification of manure runoff with sulfuric acid to a pH of 4.5 ± 0.2 can be an effective method for reducing the emission of odorous substances. Ventilation emissions can be cleaned by the reagent method directly in gas ducts due to the sequential irrigation of polluted air with dilute solutions of sulfuric acid and alkaline sodium hypochlorite (waste of chlorine production by the electrochemical method), followed by utilization of spent reagent solutions in manure. Based on the results obtained, a technological scheme for the processing of manure runoff into the NPK–glaucanite–organic fertilizer with proportion of components 2.5:5.5:3.2–13–22 was developed. The planned result of introducing an appropriate technological solution into practice is to drastically reduce the amount of waste generated at pig-breeding enterprises, significantly reduce odor pollution and improve the environmental situation in the territories where they are located.

Keywords: gas emissions, odor pollution, cleaning of ventilation emissions, processing of pig manure, organic-mineral fertilizers.

В настоящее время запахи рассматриваются как один из факторов загрязнения окружающей среды, оказывающий отрицательное влияние на здоровье и благополучие человека [4]. Неприятные запахи, даже при содержании запахообразующих веществ (ЗОВ) в воздухе ниже установленных значений ПДК, вызывают чувство раздражения, дискомфорта, ухудшение самочувствия [2–5]. Это обусловлено тем, что пороги восприятия запахов многих веществ имеют более низкие значения, чем значения ПДК соответствующих соединений в атмосферном воздухе [6]. Особенную остроту проблема загрязнения воздуха ЗОВ приобретает в районах размещения свиноводческих предприятий. Запаховое загрязнение приводит к многочисленным жалобам населения, проживающего на территориях, граничащих с санитарно-защитными зонами свинокомплексов. По мнению американских специалистов, рентабельность, устойчивость и объёмы производства свинины будут зависеть от того, смогут ли свиноводческие предприятия уменьшить выброс запахообразующих веществ до уровня, который окружающее население будет в состоянии терпеть [7].

Основными причинами загрязнения атмосферного воздуха ЗОВ на современных свинофермах являются источники выбросов от зданий свинарников: отверстия вытяжной вентиляции и аэрационные фонари, а также навозохранилища [8, 9]. Свойственный свинофермам неприятный запах формируется широким спектром разнообразных летучих веществ. В воздухе помещений для содержания свиней идентифицировано более 300 различных соединений, многие из которых имеют характерный запах [10]. Важнейшим источником неприятного запаха является на-

воз животных. Особенности запаха свиного навоза (СН) обусловлены главным образом летучими жирными кислотами, органическими соединениями серы, фенолами и индолами [11]. Многие из этих соединений представляют серьёзную угрозу для здоровья человека и животных.

Попытки решить проблему устранения неприятных запахов, генерируемых свиноводческими предприятиями, предпринимаются учёными и специалистами разных стран на протяжении многих лет. К настоящему времени разработан широкий спектр различных подходов к решению данной задачи, включая маскировку, связывание, деструкцию или снижение эмиссии ЗОВ, однако выпускаемые отечественной промышленностью и зарубежными производителями установки очистки воздуха имеют слишком высокую стоимость и энергоёмкость, что ограничивает их массовое внедрение в практическое свиноводство. Оснащение свиноферм таким оборудованием неизбежно приведёт к существенному повышению себестоимости и снижению конкурентоспособности производимой продукции. В связи с этим поиск экономичных способов снижения эмиссии ЗОВ до социально и экологически приемлемого уровня имеет большое практическое значение.

Цель работы состояла в разработке экономически и экологически обоснованного технологического решения проблемы снижения эмиссии запахообразующих веществ из производственных помещений для содержания животных, пригодного для практического внедрения в условиях промышленных свиноводческих предприятий.

В основу разрабатываемого решения был положен комбинированный подход, вклю-

чающий ограничение интенсивности микробиологического разложения СН в анаэробных условиях в навозных ваннах (за счёт подкисления навозных стоков серной кислотой), очистку вентиляционных выбросов (с помощью растворов серной кислоты и щелочного раствора гипохлорита натрия) с последующей утилизацией отработанных растворов реагентов в составе навозных стоков, переработку СН в гранулированное органоминеральное удобрение (ОМУ).

Планируемый результат внедрения соответствующего технологического решения в практику предполагает резкое сокращение количества отходов, образующихся на свиноводческих предприятиях, и оздоровление экологической обстановки на территориях их расположения.

Объекты и методы

В качестве источника запахообразующих веществ для проведения исследований использовался свежий бесподстилочный СН, влажностью $83 \pm 2\%$, отобранный из помещения откормочного типа. Поскольку в число основных компонентов, обуславливающих запах СН, входят вещества, проявляющие основные (аммиак) и кислотные свойства (летучие жирные кислоты, сероводород, индолы и др.), а также широкий спектр легко окисляемых соединений (альдегиды, сульфиды, меркаптаны и др.), в качестве реагентов для поглощения ЗОВ были выбраны и испытаны раствор серной кислоты (H_2SO_4) и щелочной раствор гипохлорита натрия ($NaOCl$). Оба реагента достаточно широко используются в практике сельского хозяйства и при правильном подходе к применению и утилизации не представляют опасности для окружающей среды. Для разбавленных растворов $NaOCl$ характерны бактерицидные, фунгицидные, антипротозойные, иммуномодулирующие свойства, а также отсутствие токсичных, мутагенных и канцерогенных эффектов, поэтому $NaOCl$ широко применяется в качестве ветеринарного препарата для лечения различных заболеваний животных [12]. Серная кислота находит применение на свинофермах Швеции и Дании для подкисления навоза до pH 5,5, с целью снижения эмиссии аммиака (NH_3) из навозных стоков [13].

Для приготовления рабочих растворов применялись 82% H_2SO_4 и щелочной раствор $NaOCl$, содержащий 3–5% гидроксида натрия и 5–9% гипохлорита натрия. Оба реагента

представляли собой отходы производства хлора электрохимическим методом (электролизом раствора $NaCl$). Применение отходов в качестве реагентов для обработки СН и поглощения ЗОВ позволяет снизить расходы на приобретение реагентов более чем в 10 раз. В качестве загрязняющих компонентов отходная H_2SO_4 содержала хлор в количестве 0,01%. Щелочной раствор $NaOCl$ не содержал значимых количеств загрязняющих компонентов. Следует отметить, что присутствие остаточного хлора в растворе H_2SO_4 позволяет обеспечить дезинфицирующий эффект при обработке навозных стоков и вентиляционных выбросов. При правильном применении реагента опасность воздействия остаточного хлора на животных и работников свиноферм полностью исключается. Из исходного раствора H_2SO_4 методом разбавления водой готовились 30% раствор для подкисления СН и 2–3% раствор для поглощения NH_3 абсорбционным методом. Серная кислота нелетучая и не имеет запаха, т. е. использование данного реагента в абсорберах не приводит к дополнительному загрязнению воздуха. Для приготовления рабочего раствора щелочного $NaOCl$ исходный раствор реагента разбавлялся водой таким образом, чтобы концентрация $NaOCl$ в растворе составляла 3–5%.

Изучение влияния добавки H_2SO_4 на эмиссию летучих соединений из СН выполнялось в лабораторных и производственных условиях. В лабораторных условиях проводились исследования, направленные на изучение влияния подкисления на общее выделение газов из навоза. Для этого в стеклянные конические колбы объёмом 2000 см³ помещались образцы СН массой 1 кг. В одной из колб навоз подкислялся раствором H_2SO_4 (30%) до pH $4,5 \pm 0,2$ ед. Колбы закрывались каучуковыми пробками с газоотводными трубками и выдерживались в термостатируемых условиях при температуре 25 °С. Выделяющиеся газы собирались в многоразовые пакеты для образцов газа Chemware из фторполимерной (PVF) плёнки толщиной 0,05 мм.

В производственных условиях выполнялся анализ воздуха свинарников на содержание NH_3 , H_2S и меркаптанов. Газовый состав воздуха исследовали линейно-колористическим методом аспиратором сифонным АМ-5М.00.000 ПС с использованием индикаторных трубок.

Изучение возможности и эффективности применения абсорбирующих растворов для поглощения ЗОВ проводилось с помощью ла-

бораторной установки, включающей ёмкость с навозом, электрический воздушный компрессор и два последовательно расположенных абсорбера с растворами H_2SO_4 и щелочного $NaOCl$. При барботаже через два абсорбера с растворами реагентов расход загрязнённого воздуха находился в пределах от 1,5 до 2,5 м³/час, при этом время контакта абгазов с поглощающими растворами оценочно составляло 0,5–1,5 с. Контроль интенсивности запаха проводился органолептическим методом группой экспертов из 5 человек. Следует иметь в виду, что порог восприятия запаха метилмеркаптана составляет 0,4 мкг/м³, сероводорода – 14 мкг/м³, что значительно ниже ПДК соответствующих соединений в воздухе рабочей зоны (ПДК метилмеркаптана в воздухе рабочей зоны составляет 0,8 мг/м³; сероводорода – 10 мг/м³) [14].

Результаты и их обсуждение

В результате исследований установлено, что эмиссия газов из СН нарастает в процессе хранения соответствующего отхода в обогреваемых помещениях, т. е. количество выделяющихся газов зависит не только от количества накопленного навоза, но и от времени нахождения СН в навозных ваннах. Так, на 4-е сутки хранения СН в анаэробных условиях при температуре 25 °С общее количество выделяющихся газов возрастает более чем в 2,3 раза. Подкисление СН до pH 4,5 приводит к существенному снижению эмиссии газообразных веществ (рис. 2). Содержание NH_3

в выделяемых из СН газах уменьшается на 80–90% по сравнению с контролем, что обусловлено связыванием NH_3 в кислой среде в нелетучие аммонийные соли. Эмиссия газообразных соединений из подкисленного СН также увеличивается в процессе хранения, однако остаётся на более низком уровне, чем эмиссия газов из СН без добавки H_2SO_4 (рис. 1).

Снижение эмиссии газообразных продуктов разложения под влиянием H_2SO_4 способствует улучшению климата в помещениях для содержания животных и уменьшению нагрузки на системы вентиляции.

При последовательном барботировании загрязнённого воздуха через водный раствор H_2SO_4 (2–3%) и щелочной раствор $NaOCl$ (3–5%) происходит полное устранение неприятного запаха СН.

В растворе H_2SO_4 происходит связывание NH_3 . При избытке H_2SO_4 в ходе соответствующей реакции образуется хорошо растворимый гидросульфат аммония:



В соответствии с уравнением реакции (1), 100 кг 3% раствора H_2SO_4 обеспечивает связывание 685 л NH_3 . Серная кислота (особенно в виде отхода производства) является одним из наиболее дешёвых реагентов, поэтому предлагаемый способ поглощения NH_3 является экономически обоснованным.

После удаления NH_3 очищаемый воздух пропускался через абсорбер, заполненный

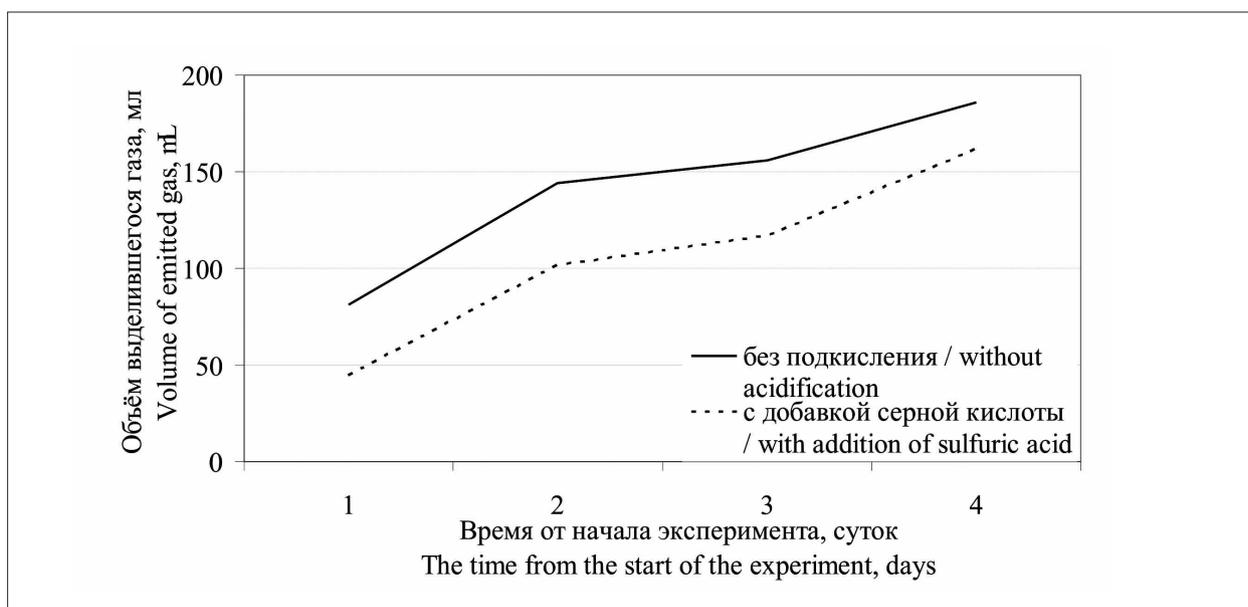


Рис. 1. Объём выделяющихся газов из свиного навоза
 Fig. 1. The amount of released gases from pig manure

щелочным раствором NaOCl. Окисление H_2S гипохлоритом натрия в щелочной среде может быть представлено следующим уравнением реакции:



Согласно уравнению реакции (2), на окисление 100 кг H_2S (65882 л) расходуется 876,5 кг NaOCl. Расход реагентов может быть существенно снижен (в 1,5–2 раза), если в свинарниках будет применяться система подкисления навозных стоков в навозных ваннах серной кислотой.

На основе результатов выполненных экспериментов была разработана технологическая схема (рис. 2), позволяющая существенно сократить эмиссию ЗОВ и переработать СН в ОМУ, содержащее полный комплекс макро- и микроэлементов, необходимых для питания растений. Для практической реализации предлагаемой схемы требуется определённая модернизация типовых систем принудительной приточно-вытяжной вентиляции, которыми обычно оборудуются свинарники.

Соответствующая модернизация заключается в обеспечении отдельного удаления воздуха из верхней зоны помещений для содержания животных и из навозосборников, расположенных под решётчатым полом. При этом воздух из верхней зоны выбрасывается в атмосферу через шахты, оборудованные осевыми вентиляторами (1), а наиболее загрязнённый воздух из навозосборников направляется на очистку реагентным методом. Через верхнюю зону удаляется 90%, а через навозосборники – 10% воздуха. Объём приточного воздуха не изменяется. Навозные стоки в навозосборниках подкисляются раствором 30% H_2SO_4 до pH 4,5–5,0. Подача раствора H_2SO_4 осуществляется через отдельный блок дозирования, состоящий из полиэтиленового еврокуба с мембранным насосом-дозатором. Воздух из канала навозоудаления и подземного навозосборника пропускается через два последовательно расположенных участка орошаемого газохода (6, 7), оборудованных форсунками тонкого распыла для подачи реагентов (2–3% растворов серной кислоты и щелочного гипохлорита натрия). Для подачи реагентов предусмотрены отдельные ёмкости (4, 5). Для улавливания капель орошающих растворов в конце соответствующих участков газохода установлены сепараторы в виде сетчатого рукава. Уловленная влага сливается через дренаж газохода в подземный сборник

навоза с мешалкой (2) и пульповым насосом (3). Слив отработанных реагентов в один навозосборник позволяет частично решить проблему нейтрализации H_2SO_4 щелочным раствором NaOCl. Очищенный воздух из канала навозоудаления через вентилятор (8) выбрасывается на высоту не менее 20 м для рассеивания в атмосфере. СН из навозосборников направляется в подземный сборник с рамной мешалкой и погружным пульповым насосом (2, 3), в который добавляется тонкодисперсная фосфоритная мука, содержащая соединения кальция (например, фосфоритная мука Вятско-Камского месторождения, которая содержит до 37,5% CaO [15]). За счёт фосфоритной муки pH навозных стоков доводится до 5,5, т. е. до уровня, обеспечивающего коррозионную устойчивость оборудования, используемого в технологическом процессе. При взаимодействии H_2SO_4 с солями кальция образуется свежесождённый гипс, улучшающий последующую сепарацию твёрдого остатка на центрифугах. Частичное обезвоживание навозных масс на центрифугах является важнейшим условием обеспечения экономически приемлемой технологии переработки СН в ОМУ. На осадительной центрифуге (9) навозные стоки разделяются на 2 фракции: кек, содержащий 30% сухого остатка и фугат, влажностью 98–99%. Кек в двухвальном смесителе (10) смешивается с KCl и другими добавками для стандартизации состава ОМУ по содержанию основных элементов минерального питания. Обогащение СН фосфором достигается за счёт вносимой в навозные стоки тонкодисперсной фосфоритной муки (на стадии нейтрализации подкисленного СН) и глауконитсодержащего эфеля (на стадии частичной очистки фугата). Смешанный с минеральными добавками кек подаётся на турболопастной смеситель-гранулятор (11) для получения крупки, которая направляется в барабанный гранулятор-сушилку (12). Сушильный агент из газового калорифера (13) при температуре 200 °C подаётся в сушилку с такой скоростью, чтобы минимизировать пылеунос в систему пылегазоочистки. Крупка высушивается до влажности 10–12% и окатывается. Высушивание крупки в течение 30–40 мин. при температуре в слое продукта не менее 100–135 °C позволяет обеспечить надёжное устранение биологических патогенов. Готовое ОМУ конвейерно-элеваторным транспортом направляется на склад для охлаждения и затаривания в мешки или биг-беги. Согласно расчётам, производство 1 т органоминераль-

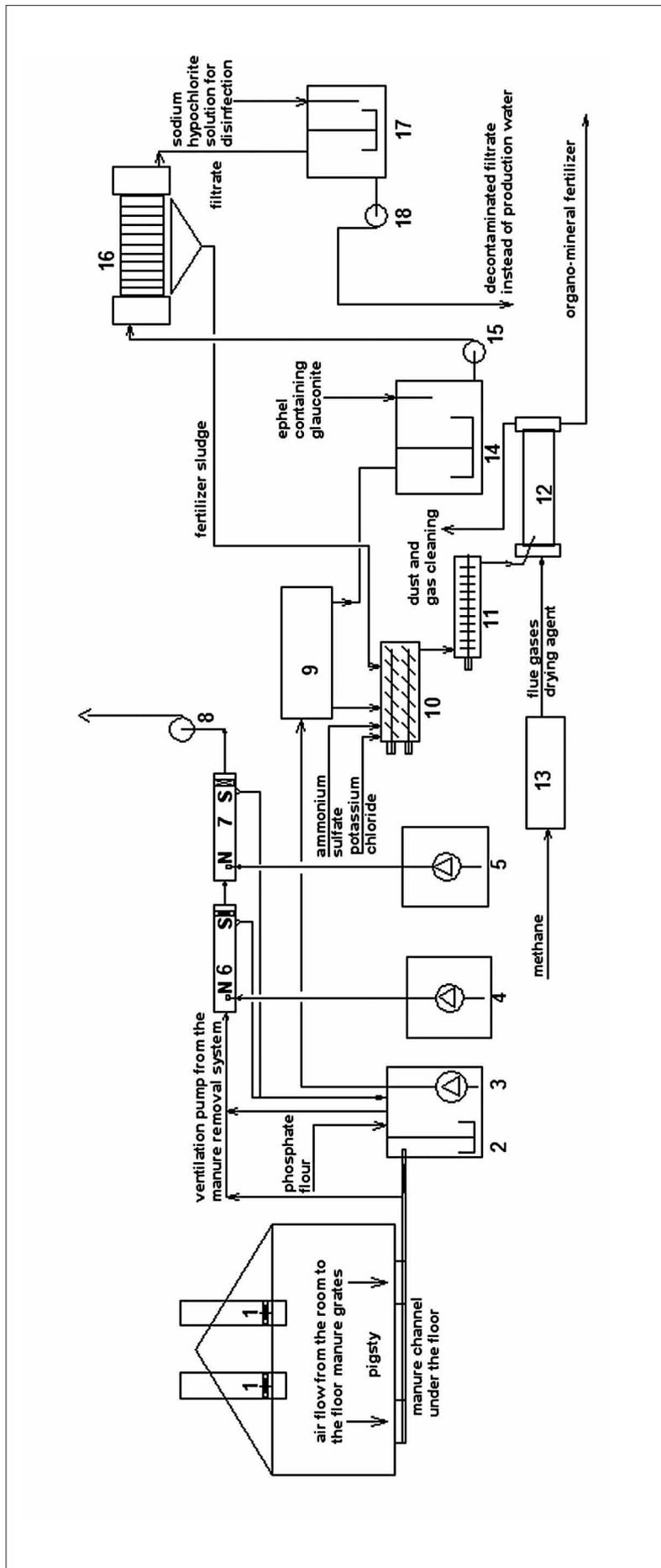


Рис. 2. Блок-схема дезодорации выбросов из помещений свинарников и переработки свиного навоза в органоминеральное удобрение (описание схемы приведено далее в тексте статьи)

Fig. 2. Block diagram of deodorization of emissions from the pigsty and processing of pig manure into organic-mineral fertilizer (the description of the scheme is given later in the text of the article):

- 1) shafts with exhaust fans;
- 2) manure collector with stirrer;
- 3) pulp pump;
- 4) reservoir of sulfuric acid solution with a pump;
- 5) a flue irrigated with alkaline-hypochlorite solution with nozzles and a droplet separator;
- 6) a flue irrigated with alkaline-hypochlorite solution with nozzles and a droplet separator;
- 7) a reactor with a stirrer for the absorption of fugate pollution by glauconite;
- 8) pump;
- 9) manure sedimentation centrifuge;
- 10) twin shaft mixer;
- 11) turbo-paddle mixer-granulator;
- 12) drum granulator-dryer;
- 13) gas heater;
- 14) a reactor for the absorption of fugate pollution by glauconite;
- 15) pulp pump;
- 16) frame press-filter;
- 17) a reactor for disinfecting the fugate with active chlorine;
- 18) pump

ного удобрения позволит утилизировать 5 т свиного навоза влажностью 95%.

Фугат подаётся в реактор с мешалкой (14), куда добавляется глауконитсодержащий эфель для адсорбции и осаждения растворённых и взвешенных загрязняющих веществ. Образующаяся пульпа с помощью пульпового насоса (15) для отделения твёрдой фазы (кека) пропускается через рамный фильтр-пресс (16), а фильтрат направляется в реактор с мешалкой (17) для обеззараживания. Обеззараженный фильтрат откачивается насосом (18) и используется в производстве для технических целей в качестве оборотной воды. Кек после фильтр-пресса направляется в двухвальный смеситель для смешения с кеком, полученным после центрифугирования.

Согласно расчётам, для переработки 1 т СН в органоминеральное удобрение потребуется 30 кг серной кислоты (в пересчёте на 100% H_2SO_4), 35 кг тонкомолотой фосфоритной муки, 5 кг глауконитсодержащего эфеля. Примерная формула получаемого по предлагаемой схеме органоминерального удобрения «НРК–глауконит–органика» – 2,5:5,5:3,2–13–22. Удобрение будет обогащено сульфатами, что имеет большое практическое значение, поскольку в настоящее время пахотные земли большинства регионов Российской Федерации характеризуются выраженным дефицитом серы, что приводит к снижению урожайности и уменьшению накопления белка в растениеводческой продукции. Согласно расчётам, себестоимость ОМУ должна составить не более 8000 руб./т, что обеспечивает надёжную конкурентоспособность соответствующего продукта при использовании его для собственных нужд предприятия. Для переработки 100 т СН в час (в расчёте на влажность 95%) в органоминеральное удобрение потребуется линия грануляции и сушки стоимостью 80 млн руб.

Заключение

Выполненные исследования позволяют решить задачу снижения экологического давления на окружающую среду промышленными свиноводческими предприятиями и показывают, что для уменьшения запахового загрязнения атмосферного воздуха отходами свиноводства может быть использован комплексный подход, включающий снижение эмиссии ЗОВ за счёт подкисления навозных стоков серной кислотой; очистку вентиляционных выбросов от ЗОВ с помощью последовательного орошения удаляемого воздуха

в воздуховодах 2–3% растворами H_2SO_4 и щелочного NaOCl; переработку СН и отработанных реагентов в ОМУ; очистку и использование для технических целей удаляемой из навозных стоков воды. Для снижения затрат в качестве реагентов могут быть использованы отходы производства хлора электрохимическим методом, а также отходы обогащения фосфоритов (глауконитсодержащий эфель). Включение соответствующих отходов в переработку позволяет значительно повысить экологическую значимость предлагаемой технологии. К преимуществам технологии следует отнести системный подход к решению заявленной проблемы, комплексное использование вторичных сырьевых ресурсов, относительно низкие затраты на внедрение технологии в практику, возможность модернизации технологической схемы в зависимости от конкретных условий, складывающихся на животноводческом предприятии.

Работа выполнена в рамках государственного задания Вятского государственного университета по теме «Механизмы адаптации и устойчивости почвенной микробиоты к техногенному загрязнению» №5.4962.2017/БЧ.

Литература

1. Schiffman S.S., Williams C.M. Science of odor as a potential health issue // Journal of Environmental Quality. 2005. V. 34 (1). P. 129–138.
2. Пинигин М.А., Бударина О.В., Сафиулин А.А. Развитие гигиенических основ нормирования и контроля запаха в атмосферном воздухе и пути гармонизации в этой области // Гигиена и санитария. 2012. № 5. С. 72–75.
3. Hangartner M. Recommendations on olfactometric measurements // Environmental Technology Letters. 1985. V. 6. P. 415–420.
4. Winneke G., Sucker K., Both R. Population odour annoyance is influenced by the hedonic quality of industrial odours // Environmental odour management: International Conference. Cologne, 2004. P. 9–12.
5. Sucker K., Muller F., Bischoff M., Both R., Winneke G. Assessment of frequency, intensity and hedonic tone of environmental odours in the field: A comparison of trained and untrained resident // Environmental odour management: International Conference. Cologne, 2004. P. 219–228.
6. Яценко-Хмелевская М.А., Цибульский В.В., Хитрина Н.Г., Короленко Л.И. Ольфактометрические исследования выбросов запаха на российских предприятиях // Биосфера. 2013. Т. 5. № 3. С. 303–310.
7. Zhu J. A review of microbiology in swine manure odor control // Agriculture, Ecosystems and Environment. 2000. V. 78. P. 93–106.

8. Слауценко Е.Г., Петросян А.А. Гигиеническое обоснование размеров санитарно-защитных зон для свинокомплексов средней мощности с учётом особенностей распространения запахообразующих химических веществ в атмосферном воздухе // Проблемы здоровья и экологии. 2018. № 1 (55). С. 98–101.

9. Сазанов А.В., Терентьев Ю.Н., Сырчина Н.В., Ашихмина Т.Я., Козвонин В.А. Производство биоорганических удобрений как направление реализации безотходных технологий в свиноводстве // Теоретическая и прикладная экология. 2017. № 3. С. 85–90.

10. Ciganek M., Neca J. Chemical characterization of volatile organic compounds on animal farms // Veterinarni Medicina. 2008. V. 53 (12). P. 641–651.

11. Cai L., Koziel J.A., Kerr B., Trabue S. Effects of dietary treatment on odor and VOCs emitted from swine manure lingshuang (Iowa State University Animal Industry Report 2009) [Электронный ресурс] https://lib.dr.iastate.edu/cgi/viewcontent.cgi?referer=https://www.google.com/&httpsredir=1&article=1477&context=ans_air (Дата обращения: 08.04.2019).

12. Бердников П.П., Труш Н.В., Сердцев М.И. Стимуляция ферментной активности кишечного химуса в зависимости от вариантов применения цеолита и гипохлорита // Вестник АГАУ. 2012. № 7. С. 64–65.

13. Тарасов С. Скандинавский опыт снижения экологических рисков при интенсивном применении органических удобрений // Международный сельскохозяйственный журнал. 2017. № 3. С. 32–37.

14. Чепегин И.В., Андрияшина Т.В. Выбросы пахучих веществ в атмосферу. Проблемы и решения // Вестник Казанского технологического университета. 2013. № 10. С. 80–83.

15. Минаковский А.Ф., Шатило В.И., Ларионова О.И., Дормешкин О.Б., Стоянова Л.Ф., Ахтямова С.С. Изучение бескислотного метода переработки фосфорита Вятско-Камского месторождения в комплексные удобрения // Вестник Казанского технологического университета. 2016. № 8. С. 43–49.

References

1. Schiffman S.S., Williams C.M. Science of odor as a potential health issue // Journal of Environmental Quality. 2005. V. 34 (1). P. 129–138.

2. Pinigin M.A., Budarina O.V., Safiulin A.A. Development of the hygienic bases of rationing and control of the groin in the atmospheric air and ways of harmonization in this area // Gigiena i sanitariya. 2012. No. 5. P. 72–75 (in Russian).

3. Hangartner M. Recommendations on olfactometric measurements // Environmental Technology Letters. 1985. V. 6. P. 415–420.

4. Winneke G., Sucker K., Both R. Population odour annoyance is influenced by the hedonic quality of industrial

odours // Environmental odour management: International Conference. Cologne, 2004. P. 9–12.

5. Sucker K., Muller F., Bischoff M., Both R., Winneke G. Assessment of frequency, intensity and hedonic tone of environmental odours in the field: A comparison of trained and untrained resident // Environmental odour management: International Conference. Cologne, 2004. P. 219–228.

6. Yatsenko-Khmelevskaya M.A., Tsibulsky V.V., Khitrina N.G., Korolenko L.I. Olfactory studies of odor emissions in Russian enterprises // Biosfera. 2013. V. 5. No. 3. P. 303–310 (in Russian).

7. Zhu J. A review of microbiology in swine manure odor control // Agriculture, Ecosystems and Environment. 2000. V. 78. P. 93–106.

8. Slautenko E.G., Petrosyan A.A. Hygienic substantiation of the size of sanitary protection zones for medium-power pig farms, taking into account the peculiarities of the spread of odor-forming chemicals in the atmospheric air // Problemy zdorovya i ekologii. 2018. No. 1 (55). P. 98–101 (in Russian).

9. Sazanov A.V., Terentyev Yu.N., Syrchina N.V., Ashikhmina T.Ya., Kozvoinin V.A. Production of bioorganic mineral fertilizers as a direction for the implementation of non-waste technologies in pig production // Theoretical and Applied Ecology. 2017. No. 3. P. 85–90 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2017-3-085-090

10. Ciganek M., Neca J. Chemical characterization of volatile organic compounds on animal farms // Veterinarni Medicina. 2008. V. 53 (12). P. 641–651.

11. Cai L., Koziel J.A., Kerr B., Trabue S. Effects of dietary treatment on odor and VOCs emitted from swine manure lingshuang (Iowa State University Animal Industry Report 2009) [Internet resource] https://lib.dr.iastate.edu/cgi/viewcontent.cgi?referer=https://www.google.com/&httpsredir=1&article=1477&context=ans_air (Accessed: 08.04.2019). doi: 10.31274/ans_air-180814-952

12. Berdnikov P.P., Trush N.V., Serdcev M.I. Stimulation of the enzyme activity of the intestinal chyme, depending on the uses of zeolite and hypochlorite // Vestnik AGAU. 2012. No. 7. P. 64–65 (in Russian).

13. Tarasov S. Scandinavian experience in reducing environmental risks with the intensive use of organic fertilizers // Mezhdunarodnyy selskokhozyaystvennyy zhurnal. 2017. No. 3. P. 32–37 (in Russian).

14. Chepegin I.V., Andriyashina T.V. Emissions of odorous substances into the atmosphere. Problems and solutions // Vestnik Kazanskogo tekhnologicheskogo universiteta. 2013. No. 10. P. 80–83 (in Russian).

15. Minakovskiy A.F., Shatilov V.I., Larionova O.I., Dormeshkin O.B., Stoyanova L.F., Akhtyamova S.S. Study of the acid-free method of processing phosphate rock from the Vyatsko-Kamsky deposit into complex fertilizers // Vestnik Kazanskogo tekhnologicheskogo universiteta. 2016. No. 8. P. 43–49 (in Russian).

Тестирование устойчивости разных форм ячменя (*Hordeum vulgare* L.) к токсическому действию алюминия

© 2019. Н. В. Кононенко¹, к. б. н., в. н. с., И. А. Чабан¹, к. б. н., в. н. с.,
Е. А. Смирнова^{1,2}, д. б. н., профессор, зав. лабораторией,
И. Г. Широких³, д. б. н., зав. лабораторией,
О. Н. Шуплецова³, к. б. н., с. н. с., Е. Н. Баранова¹, к. б. н., в. н. с.,
¹ ВНИИ сельскохозяйственной биотехнологии,
127550, Россия, г. Москва, ул. Тимирязевская, д. 42,
² МГУ им. М. В. Ломоносова,
119234, Россия, г. Москва, Ленинские горы, д. 1,
³ Федеральный аграрный научный центр Северо-Востока,
610007, Россия, г. Киров, ул. Ленина, д. 166а,
e-mail: nilava@mail.ru

Токсичность алюминия в условиях кислых почв создаёт для ячменя значительные трудности в реализации потенциала продуктивности. Разработка эффективных тест-систем для выявления и отбора устойчивых генотипов является актуальной задачей в связи с увеличением во всем мире земельных угодий с повышенной кислотностью. Для выявления особенностей реакции растений на токсическое действие алюминия использовали генотипы ячменя с различной устойчивостью к ионной токсикации (сорта Белгородский 100, Белогорский, Купец, Эло, 999-93 и регенерантная линия 917-01). В модельных экспериментах с помощью методов цитофотометрии, светооптической и электронной микроскопии охарактеризованы структурно-функциональные особенности клеток корневого чехлика проростков ячменя и установлены цитологические маркеры, пригодные для создания тест-системы ранней диагностики чувствительности генотипов ячменя к алюминию. Реакция растений на воздействие алюминия заключалась в изменениях митотического индекса, ином распределении клеток корневой меристемы по фазам клеточного цикла, особенностях накопления запасных веществ (крахмальные зёрна), как предполагаемых маркеров чувствительности. У чувствительных к алюминию генотипов (сорт Эло), при токсическом воздействии наблюдали деструкцию крахмальных зёрен в клетках корневого чехлика, тогда как у генотипов устойчивых (сорт Белогорский), напротив, структура крахмальных зёрен в клетках сохранялась. Предлагается использовать прижизненное окрашивание крахмальных зёрен в клетках корневого чехлика целого корешка в качестве теста на чувствительность растений ячменя к токсическому действию алюминия.

Ключевые слова: почвенная кислотность, алюминий, корневой чехлик, крахмальные зёрна, деструктивные изменения.

Testing the stability of different forms of *Hordeum vulgare* L. to the toxic action of aluminum

© 2019. N. V. Kononenko¹ ORCID:0000-0001-6064-2011, I. A. Chaban¹ ORCID:0000-0002-2508-1316,
E. A. Smirnova^{1,2} ORCID:0000-0001-8241-3578, I. G. Shirokikh³ ORCID: 0000-0002-3319-2729,
O. N. Shupletsova³ ORCID 0000-0003-4679-0717, E. N. Baranova¹ ORCID:0000-0001-9832-3948,
¹ All-Russia Research Institute of Agricultural Biotechnology,
42, Timiryazevskaya St., Moscow, Russia, 127550,
² Lomonosov Moscow State University,
1, Leninskie Gory, Moscow, Russia, 119234,
³ Federal Scientific Agricultural Center of the North-East,
166a, Lenina St., Kirov, Russia, 610007,
e-mail: nilava@mail.ru

Combined effect of aluminum toxicity and acidic soil conditions is the major problem for barley productivity in certain areas of crop cultivation. Therefore the development of effective test systems for the identification and selection of aluminum-resistant barley genotypes is an important goal, especially for regions all over the world with high soil

acidity. We used barley genotypes with different resistance to ionic toxicity (Belgorodsky 100, Belogorsky, Kupets, Elo, 999-93 and regenerant line 917-01) for characterization of the plant's reaction to the toxic effect of aluminum. Using methods of cytophotometry, light and electron microscopy we studied structural and functional changes of the root cap cells and obtained cytological markers suitable for early detection of the sensitivity of barley genotypes to aluminum. We showed that the response of plants to aluminum exposure was manifested in changes of mitotic index (MI) and phases of the cell cycle of meristematic cells, and differences in accumulation of starch grains in the root cap cells. It appeared that in aluminum-sensitive genotypes (variety Elo), aluminum induced destruction of starch grains in the root cap cells, whereas in aluminum-resistant genotypes (variety Belogorsky), the structure of starch grains was well preserved. We propose to use the live staining of starch grains in the root cap cells of the whole root as a test for the sensitivity of barley plants to the toxic effect of aluminum.

Keywords: soil acidity, aluminum, root cap, starch grains, destructive changes.

По объёмам производства зерна и посевных площадей ячмень (*Hordeum vulgare* L.) занимает четвёртое место в мире среди зерновых культур. В сезоне 2017–2018 гг. посевные площади ячменя составили 49,04 млн га, в том числе 7,7 млн га в Российской Федерации [1]. Поэтому увеличение устойчивости и урожайности ячменя к различным эдафическим стрессам является актуальной проблемой.

К числу широко распространённых (почти 70% мирового фонда пахотных земель) эдафических стрессов относится повышенная кислотность почв, часто усугубляемая токсичностью в кислой среде ионов алюминия. Ионная токсичность создаёт для ячменя значительные трудности в реализации потенциала продуктивности. Симптомы поражения алюминием могут обнаруживаться в различное время после токсического воздействия – от нескольких минут до часов или даже суток [2]. Корневая система растений является первоначальной мишенью действия алюминия на организменном уровне [2], тогда как на клеточном уровне повреждаются ядерная ДНК [3], ядрышки [4], цитоскелет [5], плазматические мембраны [6]. В результате действия высоких концентраций алюминия возникают геномные и хромосомные мутации, что учитывается при выяснении степени токсичности алюминия на ранних стадиях онтогенеза ячменя [7]. Алюминий ингибирует процессы клеточного деления, растяжения клеток и трансмембранного транспорта [8, 9].

Под воздействием алюминия в первую очередь снижается длина корня, изменяется его цвет, искривляются, редуцируются корневые волоски [10]. В результате асинхронного и радиального деления клеток кортекса изменяется толщина корней и возникают механические повреждения эпидермиса [11, 12]. Вызванные алюминием нарушения сопровождаются резким падением всасывающей способности корневой системы и кардинально изменяют нормальное снабжение растений водой и элементами питания [2].

Создание сортов, толерантных к ионам алюминия, позволяет сократить потери не только обусловленные низким сбором зерна, но и связанные с известкованием кислых почв.

Применение клеточной селекции значительно расширяет возможности традиционных методов создания исходного материала. Изучение эпигенетических изменений рибосомальной (35S) ДНК, сопровождающих клеточную дедифференциацию и дифференциацию, показало, что в дедифференцированном каллусе модельного растения *Nicotiana tabacum*, по сравнению с листьями, наблюдалось снижение метилирования по ЦГ (цитозин-гуанин) и ЦЛГ (цитозин-любой нуклеотид-гуанин), и оно не было случайным, а затрагивало определённые семейства генов рибосомальной ДНК [13]. Таким образом, стадия тотипотентности и пролиферации каллуса сопровождается снижением метилирования и, соответственно, увеличением экспрессии ряда рибосомальных генов. При этом регенерированные из каллусов растения лишь частично восстанавливают метилирование соответствующих последовательностей, в результате чего появляются соматклоны, отличающиеся по ряду признаков от исходного генотипа. Проведение отборов каллусных линий *in vitro* на кислых селективных средах с алюминием позволяет выявить среди них формы с повышенной устойчивостью к токсичным ионам [13]. При этом важное значение имеет разработка соответствующих критериев, позволяющих проводить сравнительный анализ исходных сортов и полученных экспериментальных линий [14–16].

Известно, что по признаку чувствительности к алюминию отдельные виды и даже сорта растений могут значительно различаться [17]. Обладающие устойчивостью растения в настоящее время активно используются для идентификации генов, контролирующей алюмотолерантность. Вместе с тем, чрезвычайно важно разработать такие критерии и тест-системы для оценки толерантности (или,

наоборот, чувствительности) исходного материала, которые позволят дифференцировать функционально различные линии и формы без применения дорогостоящих технологий и длительных полевых испытаний [18]. Возможным подходом к этому является использование в современном селекционном процессе цитологических маркеров.

Целью настоящего исследования было выявление клеточных структур, наиболее чувствительных к токсическому действию алюминия, для ранней диагностики устойчивости ячменя к эдафическому стрессу.

Материалы и методы исследования

В работе использовали различающиеся по толерантности к алюминию сорта Белгородский 100, Купец, 999-93, созданные методами традиционной селекции, и регенерантную линию 917-01, полученную из сорта 999-93 в результате клеточной селекции на устойчивость к алюминию. Для изучения структурной организации клеток корневого чехлика проростков ячменя использовали семена ячменя сортов Белогорский и Эло. Семена каждого генотипа были получены в результате репродукции на двух контрастных почвенных фонах в условиях вегетационного опыта, описанного ранее [19]. Дерново-подзолистая почва в одном случае характеризовалась содержанием подвижного алюминия 12,0 мг/100 г почвы, $pH_{\text{сол.}}$ 4,0; в другом – не содержала подвижный алюминий, $pH_{\text{сол.}}$ 5,5. Семена, полученные в контрастных почвенных условиях, проращивали в течение суток в дистиллированной воде в термостате при 21–23 °С. Проросшие семена помещали между двумя слоями увлажнённой фильтровальной бумаги и формировали рулоны, которые на 1/3 высоты помещали в воду (pH 5,8–6,0) или в раствор, в который был добавлен сульфат алюминия из расчёта конечной концентрации ионов алюминия 40 мг/л, согласно схеме опыта. Для получения проростков ёмкости с рулонами помещали в термостат при 21–23 °С на 5 суток.

Реакцию клеток корневой меристемы проростков на токсическое действие алюминия оценивали по величине митотического индекса (МИ) и распределению клеток по фазам клеточного цикла: собственно митоз (M), пресинтетический (G_1), синтетический (S) и постсинтетический (G_2) периоды.

Цитофотометрический анализ. Кончики корня размером около 4–5 мм фиксировали в смеси этанола и уксусной кислоты (в со-

отношении 3:1) в течение 3 час. Мацерацию корней проводили в растворе, содержащем 0,4% целлюлазы («Sigma», США) и 0,4% пектиназы («Merk») в течение 2 ч при 37 °С. После гидролиза в 5н HCl (40 мин при 22 °С) суспензию клеток окрашивали реактивом Шиффа («Merk») в течение 2 часов. Содержание ДНК в ядрах измеряли на цитофотометре SMP-20 (Opton) с объективом $\times 16$, окуляром $\times 10$ и зондом 0,16 мм. В качестве стандарта использовали ядра делящихся клеток на стадии телофазы (2С) или метафазы (4С). Выборка для каждой экспериментальной точки составляла не менее 300 ядер. Данные анализировали в программе Статистика 5.0.

Световая микроскопия. Для качественного анализа отбирали 5 одинаковых по размеру проростков, не имеющих механических и инфекционных повреждений. Отрезали лезвием часть корня с чехликом. Полученные фрагменты помещали в 1% раствор иода в молочной кислоте на 10 мин. Окрашенные чехлики корешков просматривали в световом микроскопе при 20 кратном увеличении и фотографировали. Количество повторений для каждого образца – 3.

Электронная микроскопия. От корешков отделяли фрагменты длиной 4–5 мм и фиксировали в 2,5% глутаровом альдегиде на фосфатном буфере (pH 7,2) с добавлением сахарозы (15 мг/мл) двое суток (при +4 °С). Постфиксацию образцов проводили в 1% растворе OsO_4 , дегидратацию – в этаноле возрастающей концентрации (30, 50, 70, 100%) и в оксиде пропилена. Образцы заключали в смесь эпона и аралдита по стандартному методу. Для светооптической микроскопии «полутонкие» срезы (около 1000 мкм толщиной) монтировали на предметные стекла, заключали в эпон, полимеризовали препараты 1 сутки при 60 °С и фотографировали с использованием микроскопа Olympus BX51 (Япония), оборудованного цифровой камерой Color View (Германия). Регистрация изображений проводилась с помощью фазово-контрастной микроскопии.

Результаты и обсуждение

Влияние высокой концентрации ионов алюминия (40 мг/л) на процесс прохождения клеточного цикла клетками корневой меристемы проростков ячменя определяли с помощью цитофотометрического анализа. Распределение клеток по фазам клеточного цикла у проростков из семян, репродуцированных на почве с алюминием и без него, было

различным. Известно, что клетки, находясь в постсинтетической (G_2) фазе, являются более чувствительными к стрессу по сравнению с клетками в пресинтетической (G_1) фазе, и увеличение их количества свидетельствует о стрессовом воздействии [20]. Толерантность к алюминию оценивали по количеству клеток в G_2 фазе. Так, у проростков ячменя сортов

Белгородский-100 и Купец, полученных из семенного потомства, выращенного на почвах, содержащих алюминий, в контроле отмечен блок (накопление клеток в одной из фаз, приводящее к остановке клеточного цикла) в G_2 фазе, ингибирующий деление, что приводит к снижению роста и урожая. В опыте у сортов Белгородский-100 и Купец

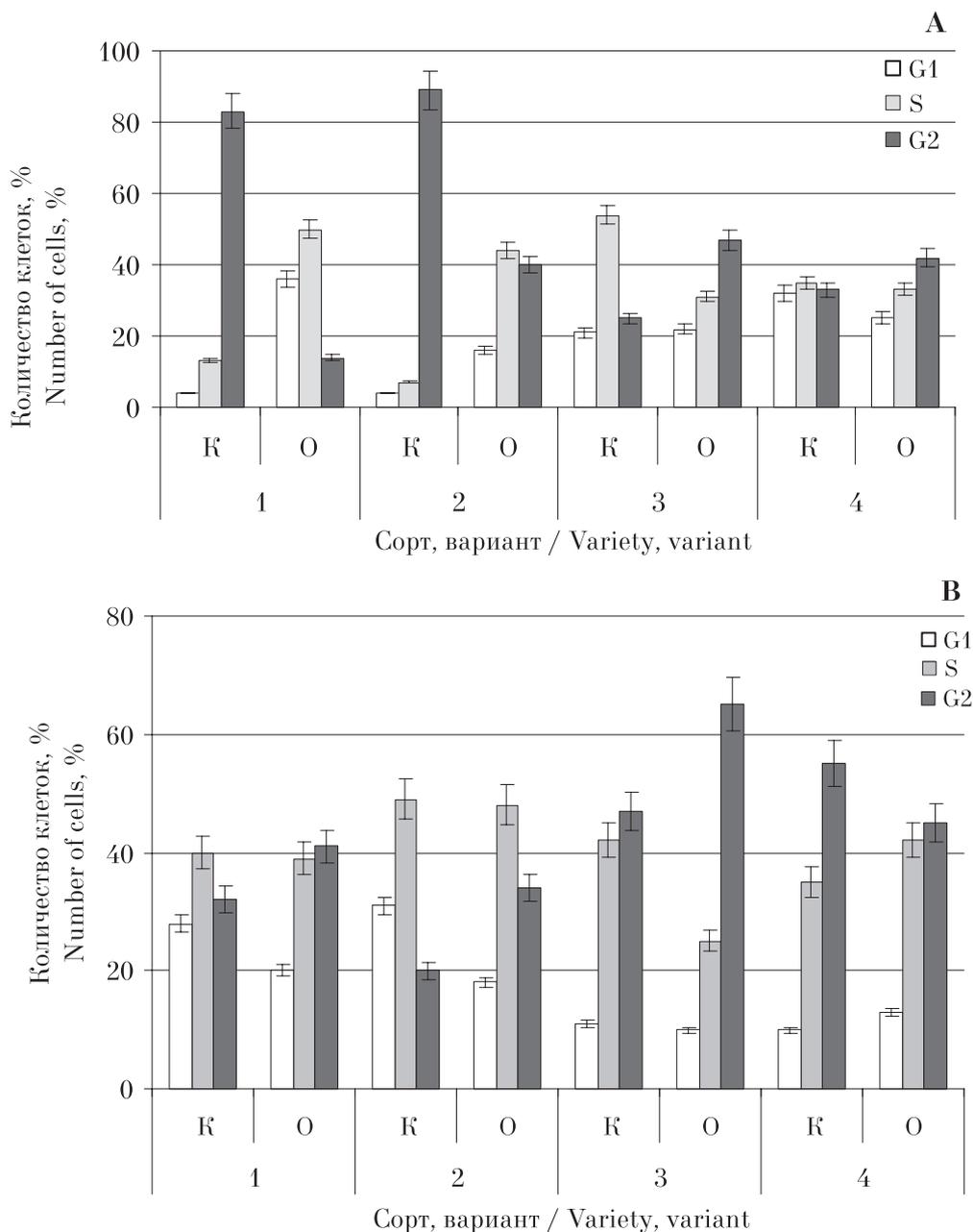


Рис. 1. Влияние высоких концентраций алюминия на распределение клеток по фазам клеточного цикла корневой меристемы проростков ячменя, полученных из семенного потомства, выращенного на почвах, содержащих алюминий (А) и при его отсутствии (В): 1 – сорт Белгородский 100; 2 – сорт Купец; 3 – сорт 999-93; 4 – линия 917-01; К – контроль; О – опыт

Fig. 1. Effect of high concentrations of aluminum on the distribution of cells in the cell cycle phases of the root meristem of barley seedlings obtained from seed progeny grown on soils containing aluminum (A) and in its absence (B): 1 – variety Belgorodsky 100; 2 – Kupets variety; 3 – variety 999-93; 4 – line 917-01; K – control; O – experiment

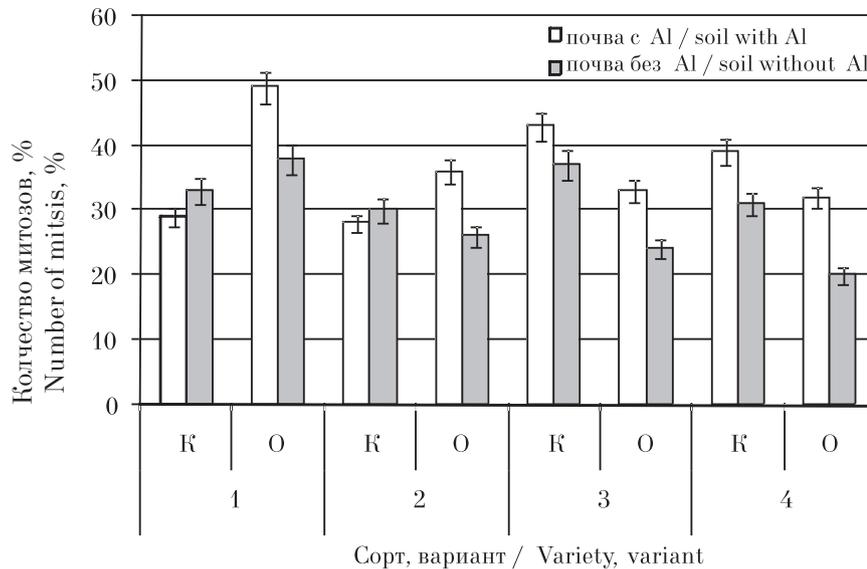


Рис. 2. Влияние алюминия на митотический индекс корневой меристемы проростков ячменя, выросших из семян растений, произраставших на почве с алюминием и без алюминия: 1 – сорт Белгородский 100; 2 – сорт Купец; 3 – сорт 999-93; 4 – линия 917-01; К – контроль; О – опыт
Fig. 2. Effect of aluminum on the mitotic index of the root meristem of barley seedlings grown from plant seeds grown on soil with aluminum and without aluminum: 1 – variety Belgorodsky 100; 2 – Kupets variety; 3 – variety 999-93; 4 – line 917-01; K – control; O – experiment

максимальное количество клеток находится в фазе S (фазе синтеза). У сорта 999-93 и линии 917-01 как в контроле, так и в опыте блок в G₂ фазе отсутствует. У сорта 999-93 количество клеток в G₂ фазе в опыте выше по сравнению с контролем (в 2 раза), что свидетельствует о меньшей устойчивости опытных растений. У линии 917-01 опытные растения в G₂ фазе в меньшей степени отличаются от контрольных, по сравнению с растениями сорта 999-93, что предопределяет толерантность к алюминию.

При анализе проростков ячменя, полученных из семян, репродуцированных на почве без алюминия, выделяется линия 917-01, опытные растения которой, в отличие от контроля, содержат меньшее количество клеток в G₂ фазе. Проростки 917-01 проявили большую устойчивость в сравнении с исходным сортом 999-93, из которого данная линия была отобрана в каллусной культуре на кислых селективных средах с алюминием [19]. Линия 917-01 в этом случае превосходила также по устойчивости сорта Купец и Белгородский 100.

Таким образом, результаты цитофотометрического анализа распределения клеток по фазам клеточного цикла свидетельствуют, что растения ячменя генотипов 917-01 и 999-93, репродуцированные в условиях токсичности ионов алюминия, лучше переносят его высо-

кие концентрации, по сравнению с проростками генотипов Купец и Белгородский 100, репродуцированными в тех же условиях.

В результате обработки корней проростков высокими концентрациями алюминия выявлены также изменения МИ. У проростков линии 917-01 и сорта 999-93, полученных из семенного потомства, выращенного на почвах, содержащих алюминий, МИ снижался у опытных растений (в 1,2–1,3 раза) по сравнению с контролем, а у сортов Купец и Белгородский 100 повышался по сравнению с контролем (в 1,3–1,6 раза).

У проростков, полученных из семенного потомства, выращенного на почвах без алюминия, МИ снижался у опытных растений по сравнению с контрольными у сортов Купец, 999-93, линии 917-01 (в 1,2–1,7 раза), а у сорта Белгородский 100, наоборот, повышался (в 1,2 раза) (рис. 2).

Это говорит о том, что условия репродукции семян (в присутствии алюминия или без него) могут оказывать влияние на устойчивость проростков к алюминию. Чувствительность к алюминию регенерантной линии 917-01 в большей степени зависела от условий репродукции семян, чем чувствительность исходного сорта 999-93. Возможно, это вызвано эпигенетической нестабильностью в связи с проведением генотипа 917-01 через каллус-

ную культуру. Известно, что эпигенетические события – амплификация генов и метилирование – происходят в дедифференцированных каллусных клетках с большей интенсивностью, чем в интактном растении [21, 22].

Поскольку форма, длина, толщина корня и гравитропическая направленность роста (выражавшаяся в искривлении корней) [10] существенно различались у исследованных генотипов, мы предположили наличие связи между этими нарушениями и формированием крахмальных зёрен (статолитов), ответственных за гравитропическую реакцию, в клетках колумеллы (осевая часть чехлика) корня. В связи с этим мы исследовали структуру корней проростков ячменя на полутонких срезах, отмечая структурные изменения в чехлике корня.

Для изучения структурной организации клеток корневого чехлика проростков ячменя использовали семена сортов Белогорский и

Эло, отличающихся по солеустойчивости [23]. Было показано, что у проростков Белогорский крахмальные зёрна в клетках колумеллы не разрушались и сохраняли целостность, тогда как у ячменя сорта Эло наблюдалась деструкция крахмальных зёрен и разрушение статолитов в клетках корневого чехлика (рис. 3). Воздействие ионов алюминия (40 мг/л) на корни проростков ячменя изменило морфологию клеток чехлика, наиболее сильно проявившись у сорта Эло, у которого наблюдали выраженные дефекты статолитов колумеллы чехлика. Недавно показано, что действие ионов алюминия вызывает уменьшение содержания крахмала в листьях чая [24]. Таким образом, мы предполагаем, что существует тесная связь между изменениями структуры крахмальных зёрен и неблагоприятными условиями среды (засуха, низкая или высокая температура, действие некоторых химических веществ) [25–27].

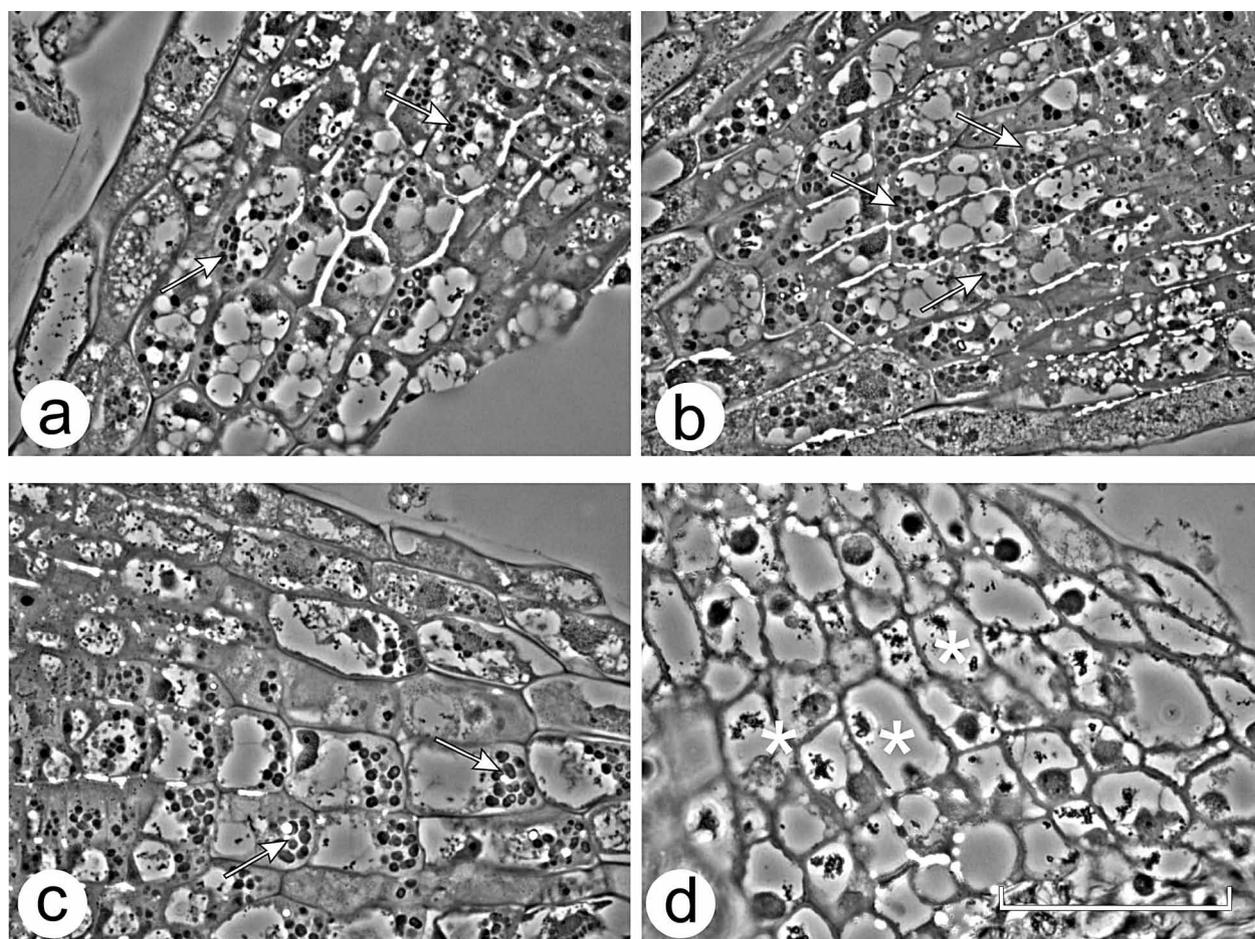


Рис. 3. Влияние алюминия на структуру крахмальных зёрен в клетках корневого чехлика проростков ячменя. Объектив $\times 40$. Сорт Белогорский: а – контроль, б – алюминий 40 мг/л; сорт Эло: с – контроль, d – алюминий 40 мг/л. Обозначения: стрелка – крахмальные зёрна; * – деструкция крахмальных зёрен. Масштабный отрезок 400 мкм.

Fig. 3. Effect of aluminum on the structure of starch grains of the root cap cells of barley seedling. Lens 40 x. Variety Belogorsky: a – control, b – aluminum 40 mg/L; variety Elo: c – control, d – aluminum 40 mg/L. Legend: arrow – starch grains; * – destruction of starch grains. The scale bar is 400 μm

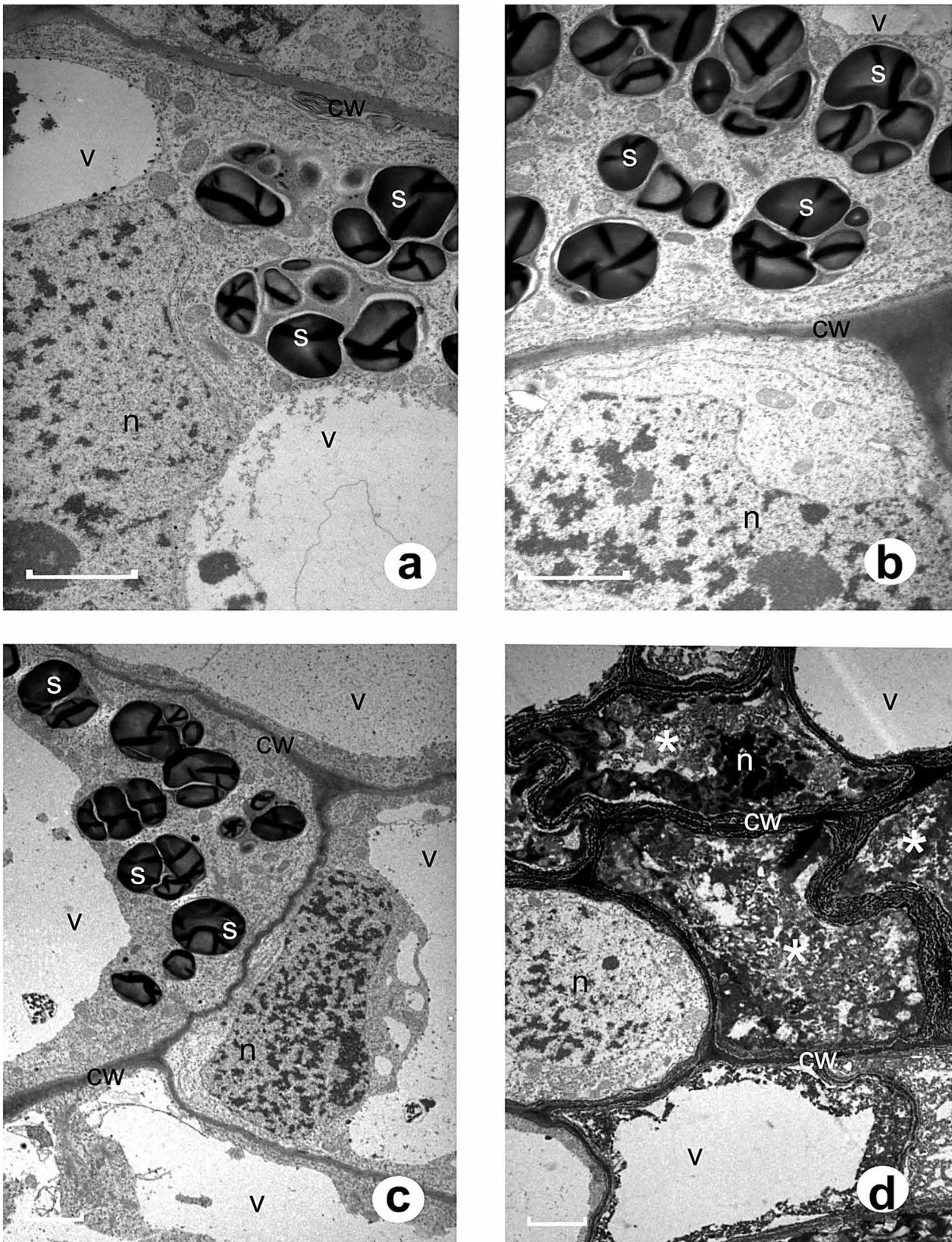


Рис. 4. Ультраструктура клеток чехлика корня ячменя сорта Белгородский 100 (а – контроль; б – алюминий 40 мг/л) и сорта Эло (с – контроль; д – алюминий 40 мг/л).
 Обозначения: n – ядро, v – вакуоль, s – крахмальное зерно, cw – клеточная стенка,
 * – деструкция крахмальных зёрен. Масштабный отрезок 50 мкм

Fig. 4. Ultrastructure of the root cap cells of barley variety Belgorodsky 100 (a – control; b – aluminium 40 mg/L) and variety of Elo (c – control; d – aluminium 40 mg/L).
 Designations: n – nucleus, v – vacuole, s – starch grain, cw – cell wall,
 * – destruction of starch grains. The scale bar is 50 μm

Для уточнения структурно-функциональных нарушений статолитов в клетках колумеллы корней при воздействии алюминия проводили электронно-микроскопический анализ (рис. 4). Мишенями токсического действия алюминия являлись дифференцированные клетки корневого чехлика: сохранность статолитов, преобразование вакуолей и повреждения цитоплазматических мембран клеток корневого меристемы. Ранее нами уже было показано, что в качестве цитологических маркеров чувствительности растений к действию алюминия можно использовать данные по структуре ядер, ядрышек и вакуолей клеток меристемы корня [12].

Однако методы трансмиссионной микроскопии достаточно трудоёмки и продолжительны по времени, поэтому в данном исследовании мы рассматривали варианты экспресс-оценки, исходя из полученных данных на ультратонких и полутонких срезах.

Полученные на ультраструктурном и светооптическом уровне данные ранней диагностики устойчивости ячменя к токсическому действию алюминия дают основание считать, что идентификация наличия крахмала в зоне чехлика, может быть произведена более простым методом. В частности, возможна визуализация крахмальных зёрен в колумелле путём прижизненной (на целом корешке) цитохимической детекции при помощи специфической реакции на чувствительность растений ячменя к абиотическому стрессу. Оптимизация тест-системы для диагностики устойчивости растений к алюминию проводилась на сортах ячменя Белогорский и Эло (отличающихся по устойчивости к солям). Для качественной реакции на крахмал использовался 1% водный раствор иода. У 2-х суточных проростков, выращенных в воде (контроль) и в растворе с алюминием (опыт), обнаружено, что контрольные растения обоих

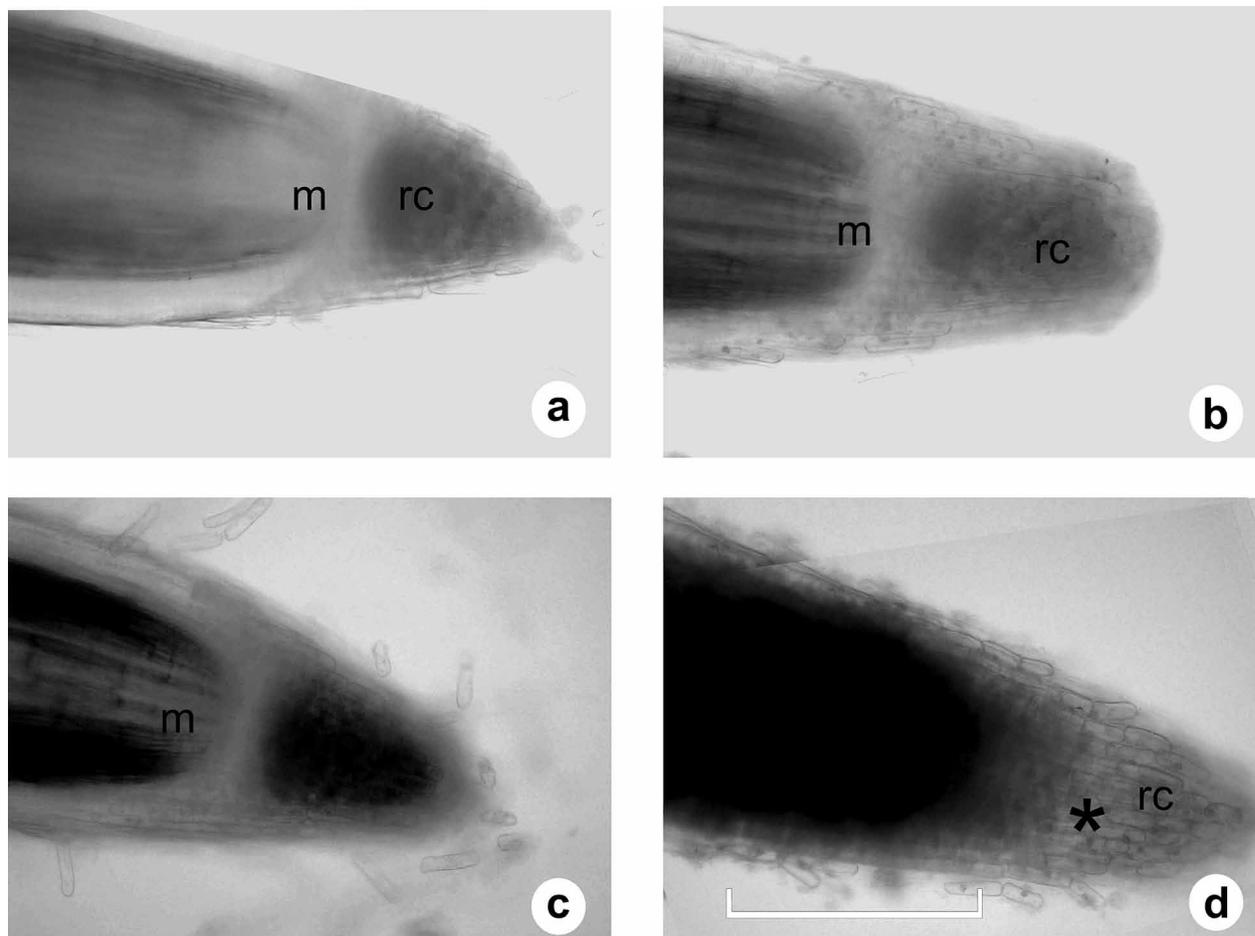


Рис. 5. Окрашенные раствором иода корешки проростков ячменя сорта Белогорский (а – контроль; б – сульфат алюминия) и сорта Эло (с – контроль; д – сульфат алюминия).

Обозначения: m – меристема, rc – корневого чехлик;

* – деструкция крахмальных зёрен. Масштабный отрезок 400 мкм

Fig. 5. The iodine-stained roots of barley seedlings of the Belogorsky variety (a – control; b – aluminum sulphate) and Elo variety (c – control; d – aluminum sulphate). Designations: m – meristem, rc – root cap; * – destruction of starch grains. The scale bar is 400 μm

сортов по локализации крахмала в чехлике корня не отличаются между собой. Растения в опыте, в зависимости от сорта, обнаруживают отличия. Так, в чехлике корня проростков ячменя сорта Белогорский, при концентрации ионов алюминия 60 мг/л, обнаруживается крахмал. Чехлик корня проростков ячменя сорта Эло в тех же условиях подвергается разрушению. Гранулы крахмала размыты, что свидетельствует о неустойчивости сорта к данной концентрации алюминия. На рисунке 5 представлены фотографии тотальных препаратов корешков, прижизненно окрашенных раствором иода. Как видно из них, у контрольных растений обоих сортов в корневом чехлике интенсивно окрашиваются крахмальные зёрна (рис. 5 а, с). После проращивания растений в присутствии алюминия окраска крахмальных зёрен не визуализируется у сорта Эло (рис. 5 d), но наблюдается у сорта Белогорский (рис. 5 b).

Таким образом, данный подход позволил чётко дифференцировать устойчивые и неустойчивые сорта ячменя по структурным нарушениям, ультраструктурной организации клеток колумеллы и статолитов и определять их при помощи специфической реакции.

Заключение

В процессе исследования были получены экспериментальные данные по выявлению устойчивых генотипов, которые позволили охарактеризовать системный клеточный ответ на стрессовые воздействия абиотической природы (на примере действия эдафического стресса – токсического действия алюминия) в клетках корней проростков ячменя.

Анализ распределения клеток по фазам клеточного цикла корней проростков ячменя, полученных из семенного потомства, выращенного на почвах, содержащих алюминий и при его отсутствии, показал, что из представленных образцов устойчивость к алюминию проявили проростки линии 917-01. Сорт 999-93 оказался среднеустойчивым. Чувствительными к токсичности алюминия были сорта Купец и Белгородский 100. Таким образом, процесс прохождения клеточного цикла в корневой меристеме проростков ячменя можно использовать в качестве цитологического маркера чувствительности растений к токсическому действию алюминия.

Сравнение по структуре крахмальных зёрен генотипов ячменя, различающихся по устойчивости к ионам алюминия, позволило оха-

актеризовать структурно-функциональные преобразования на клеточном и организменном уровнях и установить цитологический маркер (наличие крахмальных зёрен в клетках чехлика), который мы предлагаем в качестве перспективной тест-системы для ранней диагностики чувствительности ячменя к эдафическому стрессу.

Работа выполнена в рамках Программы фундаментальных научных исследований государственных академий наук по заданиям № 0574-2019-002 «Разработка экспериментальных подходов повышения продуктивности, а также устойчивости сельскохозяйственных растений к абиотическим и биотическим стрессовым факторам методами биотехнологии и генной инженерии» и № 0767-2019-0093 «Разработка и реализация фундаментальных научно-методических подходов мобилизации, изучения, создания (в т. ч. с использованием биотехнологий) и поддержания уникальных природных и экспериментальных генетических ресурсов яровых зерновых культур (пшеница, ячмень, овес); моделей сортов с повышенной продуктивностью и устойчивостью к действию стрессовых биотических и абиотических факторов, с улучшенными селекционно-ценными признаками; технологии управления продукционным процессом с учётом эдафических и биотических стрессовых факторов европейского Северо-Востока России, локального и глобального изменения климата для решения актуальных задач обеспечения импортозамещения и улучшения качества питания населения».

References

1. World agricultural production / United States Department of Agriculture, Foreign Agricultural Service, Circular Series: December 2018. 31 p. [Internet resource] <https://apps.fas.usda.gov/psdonline/circulars/production.pdf> (Accessed: 25.02.2019).
2. Barceló J., Poschenrieder C. Fast root growth responses, root exudates, and internal detoxification as clues to the mechanisms of aluminium toxicity and resistance // *Environmental and Experimental Botany*. 2002. V. 48. No. 1. P. 75–92.
3. Silva I.R., Smyth T.J., Moxley D.F., Carter T.E. Aluminum accumulation at nuclei of cells in the root tip. Fluorescence detection using lumogallion and confocal laser scanning microscopy // *Plant Physiology*. 2000. V. 123. No. 2. P. 543–552.
4. Qin F.J., Sun Q.W., Huang L.M., Chen X.S., Zhou D.X. Rice SUVH histone methyltransferase genes display specific functions in chromatin modification and

- retrotransposon repression // *Molecular plant*. 2010. V. 3. No. 4. P. 773–782.
5. Sivaguru M., Ezaki B., He Z.H., Tong H., Osawa H., Baluska F., Volkmann D., Matsumoto H. Aluminum-induced gene expression and protein localization of a cell wall-associated receptor kinase in *Arabidopsis* // *Plant Physiology*. 2003. V. 132. No. 4. P. 2256–2266.
6. Kochian L.V., Pineros M.A., Hoekenga O.A. The physiology, genetics and molecular biology of plant aluminum resistance and toxicity // *Root Physiology: from Gene to Function*. 2005. No. 2. P. 175–195.
7. Amosova N.V., Synzynyns B.I. About complex action by aluminum and iron ions on barley and wheat seedlings // *Selskokhozyaistvennaya biologiya*. 2005. No. 1. P. 46–49 (in Russian).
8. Mossor-Pietraszewska T. Effect of aluminium on plant growth and metabolism // *Acta Biochim. Pol.* 2001. V. 48. No. 3. P. 673–686.
9. Wang J.P., Raman H., Zhang G.P., Mendham N., Meixue Z. Aluminium tolerance in barley (*Hordeum vulgare* L.) // *Physiological mechanisms, genetics and screening Wang methods. Journal of Zhejiang University SCIENCE B*. 2006. V. 7. No. 10. P. 769–787. doi: 10.1631/jzus.2006
10. Vardar F., Arican E., Gozukirmizi N. Effects of aluminum on in vitro root growth and seed germination of tobacco (*Nicotiana tabacum* L.) // *Advances in food sciences*. 2006. V. 28. No. 2. P. 85–88.
11. Čiamporová M. Morphological and structural responses of plant roots to aluminium at organ, tissue, and cellular levels // *Biologia Plantarum*. 2002. V. 45. No. 2. P. 161–171.
12. Baranova E.N., Bakulina A.V., Shirokikh I.G., Shuplechova O.N., Chaban I.A., Gulevich A.A., Polyakov V.Y. The influence of aluminium on the structural organization of the roots of barley in culture *in vitro* // *Russian agricultural sciences*. 2011. V. 37. No. 5. P. 358–363.
13. Koukalova B., Fojtova M., Lim K.Y., Fulnecek J., Leitch R.A., Kovarik A. Dedifferentiation of tobacco cells is associated with ribosomal RNA gene hypomethylation, increased transcription, and chromatin alterations // *Plant Physiology*. 2005. V. 139. P. 275–286. doi: 10.1104/pp.105.061788
14. Baranova E.N., Chaban I.A., Kononenko N.V., Shupletsova O.N., Shirokikh I.G., Polyakov V.Y. Morphological and functional characteristics of the barley calluses tolerant to the toxic action of aluminum // *Biochemistry (Moscow) Supplement Series A: Membrane and Cell Biology*. 2015. V. 32. No. 4. P. 274–286 (in Russian). doi: 10.7868/S0233475515030032
15. Shirokikh I.G., Kononenko N.V., Shupletsova O.N., Baranova E.N. Effect of aluminium on morphogenesis in callus culture of barley // *Phytobiotechnology Prospects for Improving the Quality of Life in the North. Yakutsk*, 2014. P. 82–84.
16. Rout G.R., Samantaray S., Das P. Aluminium toxicity in plants: a review // *Agronomie, EDP Sciences*. 2001. V. 21. No. 1. P. 3–21. doi: 10.1051/agro:2001105
17. Ma J.F., Zheng S.J., Matsumoto H., Hiradate S. Detoxifying aluminium with buckwheat // *Nature*. 1997. V. 39. P. 569–570. .
18. Belozerova A.A., Bome N.A. Study of spring wheat reaction to salinity on the variability of sprouts morphometric parameters // *Biological sciences*. 2014. V. 12. No. 2. P. 300–306 (in Russian).
19. Shupletsova O.N., Shchennikova I.N. Results of using cell technologies for creation of new barley varieties resistant against aluminum toxicity and drought // *Vavilov Journal of Genetics and Breeding*. 2016. V. 20. No. 5. P. 623–628. doi: 10.18699/VJ16.183
20. Lutsenko E.K., Marushko E.A., Kononenko N.V., Leonova T.G. Effects of fusicoccin on the early stages of sorghum growth at high NaCl concentrations // *Russian Journal of Plant Physiology*. 2005. V. 52. No. 3. P. 332–337 (in Russian).
21. Li X., Yu X., Wang N., Feng Q., Dong Z., Liu L., Shen J., Liu B. Genetic and epigenetic instabilities induced by tissue culture in wild barley (*Hordeum brevisubulatum* (Trin.)) // *Plant Cell, Tissue and Organ Culture*. 2007. V. 90. P. 153–168.
22. Bottley A., Chapman N.H., Koebner R.M. Homoeologous gene silencing in tissue cultured wheat callus // *BMC Genetics*. 2008. V. 9. P. 65.
23. Leonova T.G., Goncharova E.A., Khodorenko A.V., Babakov A.V. Salt tolerant and salt sensitive barley varieties and their characteristics // *Fiziologiya rasteniy*. 2005. V. 52. No. 6. P. 876–881 (in Russian).
24. Huang L., Yuan J., Wang H., Tan X., Niu G. Aluminum stress affects growth and physiological characteristics in oil tea // *Hort Science*. 2017. V. 52. No. 11. P. 1601–1607.
25. Vitorello V.A., Capaldi F.R., Stefanuto V.A. Recent advances in aluminum toxicity and resistance in higher plants // *Brazilian Journal of Plant Physiology*. 2005. V. 17. No. 1. P. 129–143.
26. Yan Z. Q., Jin H., Wang D.D., Yang X.Y., Qin B. The effect of ellagic acid on the root gravitropic response in *Arabidopsis thaliana* // *Russian journal of plant physiology*. 2015. V. 62. No. 5. P. 664–669.
27. Baranova E.N., Chaban I.A., Kononenko N.V., Gulevich A.A., Kurenina L.V., Smirnova E.A. Ultrastructural changes of plastids in root cap cells of tobacco under salinity // *Proceedings of the Latvian Academy of Sciences. Section B. Natural, Exact, and Applied Sciences*. 2019. V. 73. No. 1. P. 47–55.

Environmental safety of consumer products: legal and regulatory issues

© 2019. D. G. Domrachev¹ ORCID: 0000-0002-7967-9129¹

A. A. Kirillovykh¹ ORCID: 0000-0002-0035-9035²

V. N. Pugach¹ ORCID: 0000-0003-1220-4062²

Y. M. Gordeeva^{1, 2} ORCID: 0000-0003-4337-6721¹

¹Vyatka State University,

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

²Hasselt University,

42, Campus Hasselt, Martelarenlaan, Belgium, BE3500,

e-mail: zentr-pravo@mail.ru, kirillovykh2014@yandex.ru, yelena.gordeeva@uhasselt.be

Modern problems of ensuring ecological safety of consumer products in the Russian Federation are considered, and also measures for improvement of the mechanism of regulation of quality and ecological safety in the sphere of consumption are offered.

The methodological basis of the research is the analytical method, which allows to consider the practice of regulation of the environmental safety of products, the formal legal method, which allows to reveal the systemic connections in legal regulation, regulatory features of legal acts, law enforcement practice in Russia and abroad.

The directions of public administration in the field of environmental safety in terms of improving the legislation in the field of environmental requirements for production are analyzed. The criteria for greener products are reviewed, the need to raise awareness among consumers about the product's properties is identified. Practical problems and directions of further development of legislation on environmental safety of products are determined.

The problem in the regulation of quality and safety of products is the presence of a large number of evaluation concepts that carry the initial risk in the regulation of relations between sellers and consumers. The social significance of food, its key role in ensuring human activity causes an increased interest on the part of the state.

Product safety management is carried out by the state within the framework of technical regulation. Exceeding the maximum permissible levels of product safety indicators makes it dangerous for consumption. The world food industry uses a system of hazard analysis according to established criteria. Through the system of hazard analysis at critical points, a technology for the safety of the products was created. In a free market, the legislature has significantly reduced the degree of public danger for violations in the field of environmental safety of products.

The model of legal regulation of product safety issues is based on mandatory technical regulations as framework for regulatory documents. According to the authors, the legislation should be developed in the direction of regulation of environmental protection from the effects of hazardous products. For environmentally hazardous products, all production processes should be regulated, including product operation, transportation, storage, disposal, i.e. at all stages of the life cycle. In solving this problem, it is important to ensure the optimal combination of state technical regulation with the economic freedom of producers.

Regions should independently develop legislative acts relating to the regulation of the quality and safety of products in their territories.

Keywords: environmental safety, product quality, legal regulation.

УДК 349.42

Экологическая безопасность потребительской продукции: проблемы правового регулирования

© 2019. Д. Г. Домрачев¹, к. ю. н., доцент, зав. кафедрой,

А. А. Кирилловых¹, к. ю. н., доцент, В. Н. Пугач¹, к. э. н., доцент, ректор,

Ю. М. Гордеева^{1, 2}, доктор права, профессор,

¹Вятский государственный университет,

610000, Россия, г. Киров, ул. Московская, д. 36,

²Университет Хасселта,

3500, Бельгия, Мартеларенлаан, Хасселт Кампус, д. 42,

e-mail: zentr-pravo@mail.ru, kirillovykh2014@yandex.ru,

elena.gordeeva@uhasselt.be

Рассмотрены современные проблемы обеспечения экологической безопасности потребительской продукции в Российской Федерации, а также предложены меры по совершенствованию механизма регламентации вопросов качества и экологической безопасности в сфере потребления.

Методологическую основу исследования составили аналитический метод, позволяющий рассмотреть практику регламентации вопросов экологической безопасности продукции, формально-юридический метод, позволяющий раскрыть системные связи в правовом регулировании, регулятивные особенности правовых актов, правоприменительную практику в России и за рубежом.

Проведён анализ направлений государственного управления в сфере экологической безопасности в части совершенствования законодательства в сфере соблюдения экологических требований к производству продукции. Рассмотрены критерии экологичности продукции, выявлена необходимость повышения информированности потребителей о свойствах продукта. Определены практические проблемы и предложены направления дальнейшего развития законодательства в области экологической безопасности продукции.

Ключевые слова: экологическая безопасность, качество продукции, правовое регулирование.

At present one of the main social benefits guaranteed by the international legislation is the security of an individual and a citizen. One cannot overestimate the significance of the right to security. It is both a constitutional value and a comprehensive right or guarantee which facilitates the realization of all other human and citizens' rights. Fundamentally, security is directly linked to realization of the right to life, which is, as it is known, an inherent and natural right of every individual.

The product quality and safety are the issues of crucial significance in relations between the producer and the consumer. The goods (works, services) are produced (performed) only for consumers and satisfaction of their interests. These relations should be built in such a way that it is guaranteed that the consumers' rights to get the product which fully meets their needs in respect to the price, quality and safety are ensured. Thus, it is of current concern to study the legal and regulatory issues of product environmental safety [1–4]. The purpose of the study is to consider the problems of legal regulation and practical environmental safety of products for the consumer in modern conditions.

The organizational and legal mechanism of ensuring the requirements of environmental safety of products in Russia and abroad is considered. The analytical method, the method of the description allowing to consider practice of regulation of questions of ecological safety of production is used.

In Russia the issues of realization of goods to consumers are regulated by the civil legislation (Civil Code of the Russian Federation, part one of 30.11.1994, No. 51-FZ [5] and part two of 26.01.1996, No. 14-FZ) [5], as well as by Federal law of 07.02.1992 No. 2300-14 “On Protection of Consumers' Rights” [6]. At the same time, the specified legislation regulates only general issues of product turnover; however, in terms

of quality and safety, it describes only general norms (articles 4 and 7 of the Law on Protection of Consumers' Rights) and evaluation categories or makes a reference to other regulatory legal acts.

The practice of foreign states, including the United States and the European Union determines the necessary requirements for the level of environmental friendliness of consumer products in the legislation [7–16]. Within the European Union, great importance is attached to the various directives on product sustainability and cycling to be followed by member states [17–21]. To streamline the process of regulation, based on the use of these numerous legal and political instruments in relation to the same products or groups of products from the point of view of their “circularity”, it is necessary to explore further the interaction between these instruments.

The evaluation of the effectiveness of state regulation of product quality is performed, regulatory and technical criteria to determine the safety of products are identified. Formal-legal, comparative-legal methods, the method of interpretation, allowing to reveal system communications in legal regulation, regulatory features of legal acts, law enforcement practice in Russia and abroad in the sphere of ensuring environmental safety of production are used.

Ecology and product safety: state regulation

The social significance of food, its key role in ensuring that human activity causes an increased interest on the part of the state. The RF 2020 Policy on Healthy Nutrition (the Russian Federation Government Decree No. 1873-r dated October 25, 2010) was developed in Russia [22]. Among the main tasks of this document there is an increase in domestic production of the main

types of food raw materials which should meet present-day quality and safety requirements.

Product safety management is carried out by the state within the framework of technical regulation. Federal Law No. 184-FZ of December 27, 2002 “On Technical Regulation” (further referred to as FZ No. 184-FZ), Article 2 [23] defines product safety as a condition ruling out the possibility of inadmissible risk associated with harm to be caused to individuals’ life or health while using and operating the goods. This is the absence of risk to life and health during the operation of goods. Safety of goods is a mandatory requirement, which is established by the relevant technical regulations. All consumer goods must have safety as a quality. This is the main consumer property, and is associated with the need to determine the levels of safety of goods. Exceeding the maximum permissible levels of product safety indicators makes it dangerous for consumption. This issue is particularly acute with regard to food.

The world food industry uses a system of hazard analysis according to established criteria. In particular, Hazard Analysis and Critical Control Point (HACCP) is an internationally recognized system used most often and allowing for controlling the process of food production and its quality on the basis of hazard criteria. In general, the HACCP system has developed a system of management of safety of the produced food products. Through the system of hazard analysis at critical points, a technology for the safety of the products was created. In Russia, as well in the developed Western countries currently recognize the Codex Alimentarius, a collection of food standards, guidelines and codes of practice contributing to the safety and quality of the food products.

Environmental friendliness of products: approaches to defining criteria

Criteria for the environmentally friendly products were defined in the subordinate legislation act: Order No. 21 of the All-Russia Scientific Research Institute for Certification of February 17, 1992 “Recommendations. Requirements for environmentally friendly products: standards and technical conditions. R 50-601-22-92” (hereinafter – VNIIS Order) [24]. The document was not published. The order of VNIIS defined the terms “environmentally safe products” and “environmentally hazardous products”. The first included products whose impact on the environment does not expose it to risk and meets the

established standards and requirements of organizations that control environmental protection.

The order of VNIIS did not fix what requirements the products must meet in order to be safe, establishing only that it must meet the requirements of organizations that control environmental protection. It is advisable to talk about the safety rules enshrined in the law. Environmentally hazardous products, in accordance with the VNIIS Order, are the products which expose the environment to risk and their use should be limited due to non-compliance of their properties and characteristics with the established environmental safety standards and requirements. The risk categories are defined in Federal Law No. 184-FZ dated December 27, 2002 “On Technical Regulation”. Any product to a certain degree affects the environment [25].

It is worth mentioning that the term “environmentally friendly product” is not clearly defined in the legislation and is not scientifically justified; there is no regulation concerning the sales and circulation of environmentally friendly products. This has negatively affected the situation in regard to the observance of the rights of consumers who, according to Art. 10 of the Law on Consumers’ Rights Protection, have the right to get the necessary and reliable information about the goods (works, services). Thus, in 2009, there was adopted an addition to the Resolution of the Chief Sanitary Inspector of the RF No. 36 of November 14, 2001 “On Implementation of Sanitary Rules” (hereinafter – Resolution No. 36) [26] prohibiting the use of the phrase “environmentally friendly product” in the product name and in the information given on the product packaging not to mislead the consumers.

Resolution No. 36 establishes the basis for informing consumers of the composition of products. Along with the term of “environmentally friendly products”, the term “ecological products” is used as a more neutral one but reflecting the position of products in relation to the environment. The use of the latter term is more preferable since it does not mislead consumers about the safety of products.

The terms “environmentally friendly product” and “ecological product” are used in the federal programs and plans aimed at establishing and developing a market for such products, including the international market. At the same time, the term “ecological product” has not received wide recognition, and is only used in product labeling as well as in the documents defining plans and forecasts concerning the development of the market for ecological products.

The current legislation allows for several characteristics applicable to the term “ecological product”. This may be, firstly, a product of natural origin, and secondly, a product in the life cycle of which only environmentally friendly technologies are used. The term “environmentally friendly technologies” is used in the legislation, but it is not clearly defined and not scientifically justified either.

In a free market, the legislator has significantly reduced the degree of public danger for violations in the field of environmental safety of products. The onset of administrative responsibility is now possible for non-compliance with the quality and safety of a particular product. Only cases of violation of security requirements will be a criminal offence here. The legislator thereby tried to create a balance between the interests of producers, without constraining their entrepreneurial activity by excessive tightening of responsibility in the field of product safety, and the interests of the consumer who wants to buy a quality and safe product for health.

The regulation of purity within the framework of environmental regulations and requirements can only provide a level of safety, but not purity of products. This suggests that the term “environmental friendliness” should be used in the system of voluntary certification and labeling of products.

The effective regulation of the market for ecological goods is only possible through a systematic approach which assumes establishing the basis for the environmental safety of products in the environmental legislation and specifying the criteria for classifying products as ecological. In addition, it is important to establish a higher level of voluntary requirements for the production processes in relation to certain obligatory technical regulations. It is the effective development of the system for ecological standardization that can contribute to the production of higher quality products.

It is important to establish a higher level of voluntary requirements for production processes in relation to mandatory, defined technical regulations. It is the effective development of the environmental standardization system that can contribute to the production of higher quality products.

Directions of development of legislation on environmental safety of products

The role of legal regulation of product quality can be manifested along two lines: specifying

certain requirements for products in technical and legal provisions; providing with legal means (guarantees) for manufacturing and sale of products in accordance with the specified requirements.

The model of legal regulation of product safety issues is based on obligatory technical regulations considered to be the normative framework. The respective legal regulator of the production processes is the standard or a system of standards. It should be noted that the voluntary standardization covers issues that are not regulated by binding legal documents (technical regulations, standards) [27].

Meanwhile, in developed Western countries, namely in the United States, an important role in the regulation of the product safety is assigned to the public. Public and professional associations actively participate in the development of standards. Moreover, their participation is not limited only to the control of the compliance with the existing regulatory documents but also includes monitoring the level of rules and standards, assessing their efficiency on the basis of current scientific and technological achievements, so that the needs and requirements of consumers are fully met [28].

As for further focus areas to achieve the goals and objectives of the Ecological Doctrine, one should think of ways of adopting by the legal system of the Russian Federation of the international environmental standards which reduce the anthropogenic load on the environment. Development of the state environmental policy is also associated with ensuring the environment quality optimal for human life on the basis of scientifically based and sound management of economic and environmental interests.

In addition, the development of legislation should be continued in the sphere of regulating the environment protection from hazardous products. We believe that all production processes with respect to environmentally hazardous products, including operation, storage, transportation, sale and reclamation, i. e. all stages of their life cycle should be regulated.

Some scientists consider it necessary to ensure the uniformity of legal regulation of the entire production cycle, which can be possible as a result of systematization of the current normative and regulatory standards. One of the solutions to the problem of regulating the product life cycle is the development and adoption of the Technical Regulation Code, which will allow for concentrating the main directions of economic, industrial, and technological activity [28]. The

key task of this kind of systematization of the normative and regulatory framework should be achieving an optimal balance between the state technical regulation and the economic freedom of producers.

Legislative acts have been adopted in some constitutive entities of the Russian Federation (for example, Moscow, the Republic of Bashkortostan, Buryatia, Tatarstan, the Krasnodar Krai and the Krasnoyarsk Krai, the Voronezh, Kurgan, Kursk and Tomsk regions) which regulate product safety and quality issues or some specific issues of food quality and safety. As one can see from the list, only a few regions of the Russian Federation pay enough attention to the regulation of product quality and safety at the sub-national level. Meanwhile, it is worth reminding that the issues under consideration are the issues of joint jurisdiction of the Russian Federation and its entities, therefore the RF regions should independently develop legislative acts regulating the product quality and safety standards in their territories.

Conclusion

To draw a conclusion, the present study analyses current problems in the sphere of ensuring the environmental safety of consumer products in the Russian Federation and suggests measures to improve the mechanism for regulating environmental safety and quality issues in the sphere of consumption.

The successful implementation of the suggested measures will assist the implementation of the state environmental policy in the field of healthy public nutrition and increase the effectiveness of legal regulation of public relations in the field of safety and quality of consumer products.

References

1. Latyntsev A.V. To the question of effective mechanisms of strengthening of responsibility for offences in sphere of the consumer market // *Administrativnoye pravo i protsess*. 2011. No. 6. P. 30–34 (in Russian).
2. Kuznetsova Y.A. The concept of quality of civil contracts // *Rossiyskiy sudya*. 2012. No. 6. P. 28–31 (in Russian).
3. Andreeva L.V. Legal means of ensuring the quality and safety of goods // *Kommercheskoye pravo*. 2010. No. 1. P. 6–12 (in Russian).
4. Baturova T.A. To regulate the quality of goods in the international law // *Kommercheskoye pravo*. 2010. No. 1. P. 13–16 (in Russian).

5. Civil code of the Russian Federation (part one) of 30.11.1994, No. 51-FZ and (part two) from No. 14 26.01.1996-FZ // *Sobraniye zakonodatelstva RF*. 1994. No. 32. P. 3301; 1996. No. 5. P. 4–10 (in Russian).
6. The law of the Russian Federation from 2300-1 of 07.02.1992 consumer rights protection // *Sobraniye zakonodatelstva RF*. 1996. No. 3. P. 140 (in Russian).
7. Onida M. Products and Environment // *Reflections on 30 Years of EU Environmental Law: A High Level of Protection? / Ed. R. Maccrory*. Groningen: Europa Law, 2005. P. 236–237.
8. Wood C. Environmental impact assessment: a comparative review, 2nd edition. Essex, UK: Pearson Education Limited, 2003. 230 p.
9. Vanclay F. International principles for social impact assessment // *Impact Assessment and Project Assessment*. 2003. V. 21. P. 5–12. doi: 10.3152/147154603781766491.
10. Partidario M.R. Strategic environmental assessment better practice guide: methodological guidance for strategic thinking in SEA. Lisbon: Portuguese Environment Agency and Redas Energeticas Nacionais, 2012. 76 p.
11. Swiss environmental law: A brief guide. Bern: Federal Office for the Environment (FOEN), 2013. 36 p.
12. Jungbluth N., Nathani C., Stucki M., Leuenberger M. Environmental impacts of Swiss consumption and production. A combination of input-output analysis with life cycle assessment. Bern: Federal Office for the Environment, 2011. 171 p.
13. Harry H.G. Post legal risks in European environmental law and policy // *Legal Risks in EU Law*. Switzerland, 2016. 221 p.
14. Beck U. Risk Society: Towards a new modernity. Munich: Sage Publications Ltd, 1992. 260 p.
15. Decision No. 1386/2013/EU of the European Parliament and of the Council of 20 November 2013 on a General Union Environment Action Programme to 2020 “Living well, within the limits of our planet”, OJEU L 354, 28 December 2013. 171 p.
16. European Commission, Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions, Roadmap to a Resource Efficient Europe, COM (2011) 571 final, Brussels, 20 September 2011.
17. European Parliament and the Council of the European Union, Directive 2009/125/EC of the European Parliament and of the Council, 21 October 2009, establishing a framework for the setting of eco-design requirements for energy related products (recast), OJ L 285/10, 31 October 2009.
18. European Parliament and the Council of the European Union, Regulation (EC), 1907/2006 of the European Parliament and of the Council, 18 December 2006, concerning the registration, evaluation, authorization and restriction of chemicals (REACH), establishing a European Chemicals Agency, amending Directive 1999/45/EC and repealing Council Regulation (EEC) No. 793/93 and Com-

mission Regulation (EC) No. 1488/94 as well as Council Directive 76/769/EEC and Commission Directives 91/155/EEC, 93/67/EEC, 93/105/EC and 2000/21/EC.

19. European Parliament and the Council of the European Union, Directive 2011/65/EU of the European Parliament and of the Council of 8 June 2011, on the restriction of the use of certain hazardous substances in electrical and electronic equipment (recast), OJ L 174/88, 1 July 2011.

20. European Parliament and the Council of the European Union, Regulation (EC), No. 66/2010 of the European Parliament and of the Council of 25 November 2009 on the EU Ecolabel, OJ L 27/4, 30 January 2010.

21. European Parliament and the Council of the European Union, Regulation (EC) No. 122/2009 of the European Parliament and of the Council of 25 November 2009 on the voluntary participation by organizations in a Community eco-management and audit scheme (EMAS), repealing Regulation (EC) No. 761/2001 and Commission Decisions 2001/681/EC and 2006/193/EC, OJ L 342/4, 22 December 2009.

22. Russian Federation Government Decree № 1873 25.10.2010-r "About principles of State policy of the Russian Federation in the field of healthy nutrition for the period up to the year 2020" // Collected legislation of RF. 2010. No. 45. P. 5869 (in Russian).

23. The Federal law from 27.12.2002 No. 184-FZ "On technical regulation" // Sobraniye zakonodatelstva RF. 2002. No. 52 (Ch. 1). P. 5140 (in Russian).

24. R 50-601-21-92. Recommendations. Requirements for product safety standards and technical conditions (approved and put into effect by an order from the Russian village. No. 21) // [Internet resource] <http://www.lawru.info/dok/1992/02/17/n480941.htm> (Accessed: 20.04.2019) (in Russian).

25. Dubovik O.L., Ivanova A.L., Kalinichenko V.T., Rednikova T.V., Roericht A.A. Environmental policy of the European Union in the field of legal regulation of turnover of products and products // *Ekologicheskoye pravo*. 2008. No. 2. P. 33–36 (in Russian).

26. Decision of Chief State sanitary doctor of the Russian Federation dated 14.11.2001. No. 36 (Ed. on 06/07/2011, 2011). "The introduction of sanitary regulations" // *Byulleten normativnykh aktov federalnykh organov ispolnitelnoy vlasti*. 2002. No. 22 (in Russian).

27. Broslavskiy L.I. Technical regulation of quality and safety of products and environment: problems of theory and practice // *Biznes, Menedzhment i Pravo*. 2015. No. 2. P. 47–54 (in Russian).

28. Zaporozhets A.M. Code of technical regulation (to the question of its relevance in the Russian Federation) // *Pravo i politika*. 2005. No. 4. P. 65 (in Russian).

Conceptual framework for ensuring resource and environmental safety in the region

© 2019. P. V. Pysarenko^{ORCID: 0000-0003-2801-2049}, M. S. Samojlik^{ORCID: 0000-0003-2410-865X},
I. L. Plaksiienko^{ORCID: 0000-0002-1002-4984}, L. A. Kolesnikova^{ORCID: 0000-0001-8302-7715},
Poltava State Agrarian Academy,
1/3, Skovorody St., Poltava, Ukraine, 36003,
e-mail: nil@pdaa.com.ua

A problem of providing the resource-ecological safety, increase of efficiency of the naturally-economic potential use of territory is one of priority for every region of Ukraine. At the same time, formation of an efficient market economy in the regions requires solution of the problems between the goals of the social and economic system development and negative effects of its impact on the environment with considering the influence of destabilizing factors. In this aspect, forming new comprehensive approaches to ensuring resource and environmental safety in the region and creating strategies for improving primary and secondary resources management based on economic models and mechanisms are becoming a priority in regional development.

Therefore in the article there are worked out and scientifically justified the methodological principles of estimation of resource-ecological safety in the region. They consist in the calculation of three-component index that takes into account ecological safety of regional economy, level of ecological risk on the basis of a priori choice of model of relations "man-environment", and level of resources proceeding in the region. These approaches are based on developing an innovative methodology for regional social and economic system development, that ensures prevention of ecosystems and human health deterioration while improving social and economic conditions of a given system through a mechanism of more efficient use of natural and economic potential of the area.

The methodological basis of the study were the results of basic and applied research in the field of physical economy, ecological economics, of the concept of sustainable development. Methodological-theoretical basis of organizing resource-ecological safety of the region is based on integration of ecologic, economic, technological and social imperatives. Economic-mathematic model of resource-ecological safety management and approaches of optimal management strategies determination and their implementation mechanisms are proposed. The results of research allowed to form conceptual principles of providing the resource-ecological safety in the regions of Ukraine, oriented to the increase of efficiency of territory naturally-economic potential use on the basis of solid wastes capitalization and minimization of their negative influence. The methodical base of risks diagnostics of regional resource-ecological safety management system and evaluation of its efficiency are worked out. Practical importance of work consists in optimization of strategy of providing the resource-ecological safety in a region, realization of that will allow: to improve competitiveness of region; to get an additional profit from secondary resources; to save primary resources and improve their quality; to turn contaminated lands in economic turnover of region; to decrease a risk to the health of population from negative influence of wastes; to ensure the preservation and resumption of the natural environment of the region.

Keywords: resource-ecological safety, region, secondary resources, solid wastes.

УДК 504.06

Концептуальные основы обеспечения ресурсно-экологической безопасности в регионе

© 2019. П. В. Писаренко, д. с.-х. н., профессор,
М. С. Самойлик, д. э. н., зав. кафедрой, И. Л. Плаксиенко, к. х. н., доцент,
Л. А. Колесникова, к. с.-х. н., доцент,
Полтавская государственная аграрная академия,
36003, Украина, г. Полтава, ул. Сквороды, 1/3,
e-mail: nil@pdaa.com.ua

Проблема обеспечения ресурсно-экологической безопасности, повышения эффективности использования естественно-экономического потенциала территории является одной из приоритетных для каждого региона Украины. В этом аспекте формирование региональных подходов к обеспечению ресурсной и экологической безопасности

в регионе и разработка стратегий совершенствования управления первичными и вторичными ресурсами на основе экономических моделей и механизмов становятся приоритетными в региональном развитии.

Поэтому в статье разработан и научно обоснован теоретико-методологический подход к оценке уровня ресурсно-экологической безопасности регионов в системе устойчивого развития, который заключается в расчёте трёхкомпонентного показателя и учитывает уровень экологической безопасности экономики региона, уровень экологического риска здоровью населения на основе априорного выбора модели, которая отображает разные взаимозависимости в системе отношений «человек-среда», уровень ресурсосбережения и ресурсозамещение в регионе. Разработаны теоретико-методологические подходы к формированию ресурсно-экологической безопасности региона на принципах сочетания экологических, экономических, технологических и социальных императивов. Разработана математическая модель управления ресурсно-экологической безопасностью и подходы к определению оптимальных управленческих стратегий и механизмов их реализации на региональном уровне. Методологической основой исследования стали результаты фундаментальных и прикладных исследований в отрасли физической и экологической экономики, положение концепции устойчивого развития. Полученные результаты исследования позволили сформировать концептуальные принципы обеспечения ресурсно-экологической безопасности регионов Украины, ориентированных на повышение эффективности использования естественно-экономического потенциала территории, ресурсосбережения и ресурсозамещения на основе капитализации твёрдых отходов и минимизации их негативного влияния. Полученные результаты исследования позволили сформировать концептуальные принципы обеспечения ресурсно-экологической безопасности регионов Украины, ориентированных на ресурсосбережение и повышение эффективности использования естественно-экономического потенциала территории. Практическая значимость работы заключается в оптимизации стратегии обеспечения ресурсно-экологической безопасности в регионе, реализация которой позволит улучшить конкурентоспособность региона; получить дополнительный доход от вторичных ресурсов; сохранить первичные ресурсы и улучшить их качество; уменьшить риск здоровью населения от негативного влияния отходов; обеспечить сохранение и возобновление окружающей естественной среды региона, естественного состояния экосистем.

Ключевые слова: ресурсно-экологическая безопасность, регион, вторичные ресурсы, твёрдые отходы.

Modern society is characterized by contradiction of two interrelated processes – economic growth and limited assimilation properties of biosphere. The previous conceptual basis of the economy and development of society has been exhausted, and the use of traditional methods to achieve the objectives is unacceptable for solving new problems of environmental protection. Changing the social development paradigm to an eco-oriented one should promote the harmonious and environmentally sound socio-economic development of society, preservation of the environment and natural resources. In this context methodological research on resource and environmental safety should be multidisciplinary and include elements of the theory that define the purpose of applied research: systemic, synergistic, strategic, targeted, value and functional approaches.

The problem of ensuring resource and environmental safety and more efficient use of natural and economic potential of the area is a priority for each region of Ukraine. According to the natural resource intensity index, which is an integrated indicator of energy and water consumption and airborne emissions hazard, etc. (for Ukraine it makes 8.7), Ukraine is ahead of such countries as Russia, Moldova, Poland and EU-members (this index is equal to 1.0 worldwide) [1].

The formation of an effective market economy in the regions of Ukraine requires a comprehensive solution of problems between the

goals of the social and economic system development and negative effects of its impact on the environment, taking into account the influence of destabilizing factors.

In this aspect, forming new comprehensive approaches to ensuring resource and environmental safety in the region and creating strategies for improving primary and secondary resources management based on economic models and mechanisms are becoming a priority in regional development.

Many researchers have made a great contribution to the development of theoretical and methodological framework of a balanced development of the regions [2–9]. The works of V. Vernadskyi, A. Klymenko, L. Melnyk, J. Odum, S. Podolinskyi, N. Reimers, M. Rudenko, J. Forester and other scientists are dedicated to fundamental studies of interaction between a society and nature.

The issues for further scientific research still involve a problem of forming comprehensive approaches to ensure resource and environmental safety of the regions. These approaches are based on developing an innovative methodology for regional social and economic system development, that ensures prevention of ecosystems and human health deterioration while improving social and economic conditions of a given system through a mechanism of more efficient use of natural and economic potential of the area.

The aim of our research was to develop and to scientifically substantiate theoretical

and methodological approach in relation to the estimation of resource-ecological safety in the regions, on the basis of that to form conceptual principles of providing the resource-ecological safety in the regions of Ukraine, oriented to the increase of efficiency of the territory naturally-economic potential use on the basis of solid wastes capitalization and minimization of their negative influence.

Problem definition: to develop and to scientifically substantiate a conceptual framework for ensuring resource and environmental safety of the Poltava region, that includes theoretical-methodological approach to strategy optimization for ensuring resource and environmental safety and scientific-methodological principles for choosing measures for ensuring resource and environmental safety in the Poltava region.

Description of the main materials of research

Resource and environmental safety of the region is a state of a regional natural and social and economic system that ensures prevention of ecosystems and human health deterioration while improving social and economic conditions of a given system (minimum entropy) considering the influence of destabilizing resource and environmental hazards of external and internal environments through a mechanism of more efficient use of natural and economic potential of the area, which is focused on resource preservation and substitution.

According to the theory of ecosystems safety and taking into account the influence of social and economic factors thereon [10], a theoretical and methodological approach to assessing the level of the resource and environmental safety of the regions has been developed. This approach is to calculate a three-component index taking into account a level of environmental safety of the region's economy (P), a level of environmental risk to the health of population (M) and a level of resource preservation and resource restoration in the region (W):

$$K = f(P, M, W) \quad (1)$$

$$P, M, W \rightarrow 1, \text{ if } P, S, W \geq P_{\text{suff}}, S_{\text{suff}}, W_{\text{suff}}$$

$$P, M, W \rightarrow 0, \text{ if } P, S, W < P_{\text{suff}}, S_{\text{suff}}, W_{\text{suff}}$$

where $P_{\text{suff}}, M_{\text{suff}}, W_{\text{suff}}$ – sufficient value of indexes P, M, W .

Constituents of three-component index in relation to resource-ecological strength of region security it is suggested to determine so:

Calculation of the index of the regional economy environmental safety as a total economic loss for contamination of environment from the technogenic loading in a region on authorial methodology [11], the results of calculation of that allowed to define near-term strategy to direction of improvement of the system ecologically safe development in Poltava region.

The estimation of risk to the health of population that may be carried out by means of authorial model that represents various interdependencies in the system of relations “man-environment:

$$\begin{aligned} Z &= 5,42 + 12,8G - 0,112D + 0,144E \\ E &= 42,4 + 8,2F + 17,5H - 1,4C \\ C &= 21,45 + 1,45M. \end{aligned} \quad (2)$$

In these equations the index of morbidity of population (Z), as a basic indicator of ecological risk, is examined as a function from social-ecological-economic factors that have direct influence on a health of population: influence of contamination of the ground cover (G) as sources of food products, degree of satisfaction of requirements in services of health protection (D) and level of ecological danger of regional economy (E). The level of ecological danger of regional economy (E) is conditioned by social-ecological factors, namely by side effects from the production of contamination of atmosphere (F) and hydrosphere (H), by the level of “social trouble” in the region (C), determining from one side potential possibilities on the improvement of environment, and from other side it is observed to circulating connection: level of morbidity (Z) in much why determines the level of “social trouble” in a region, so as higher morbidity provokes the greater amount of the lost working days and worsening of material terms. On the basis of economic-mathematical model (2) the estimation of ecological risk in the Poltava region (Fig. 1) is conducted (Fig. 1).

The indicator of resource saving in the region includes the following components: energy intensity of solid waste management in the region [11]; economic efficiency of the use of secondary resources in a region [12]; economic efficiency of the use of bioenergetic potential in a region [13]; an estimation of risk of health of population from the existent system of solid wastes handling [14].

Eight values of three-component index of estimation of resource-ecological regional security are possible in theory, that corresponds to 4 zones presented on Figure 2.

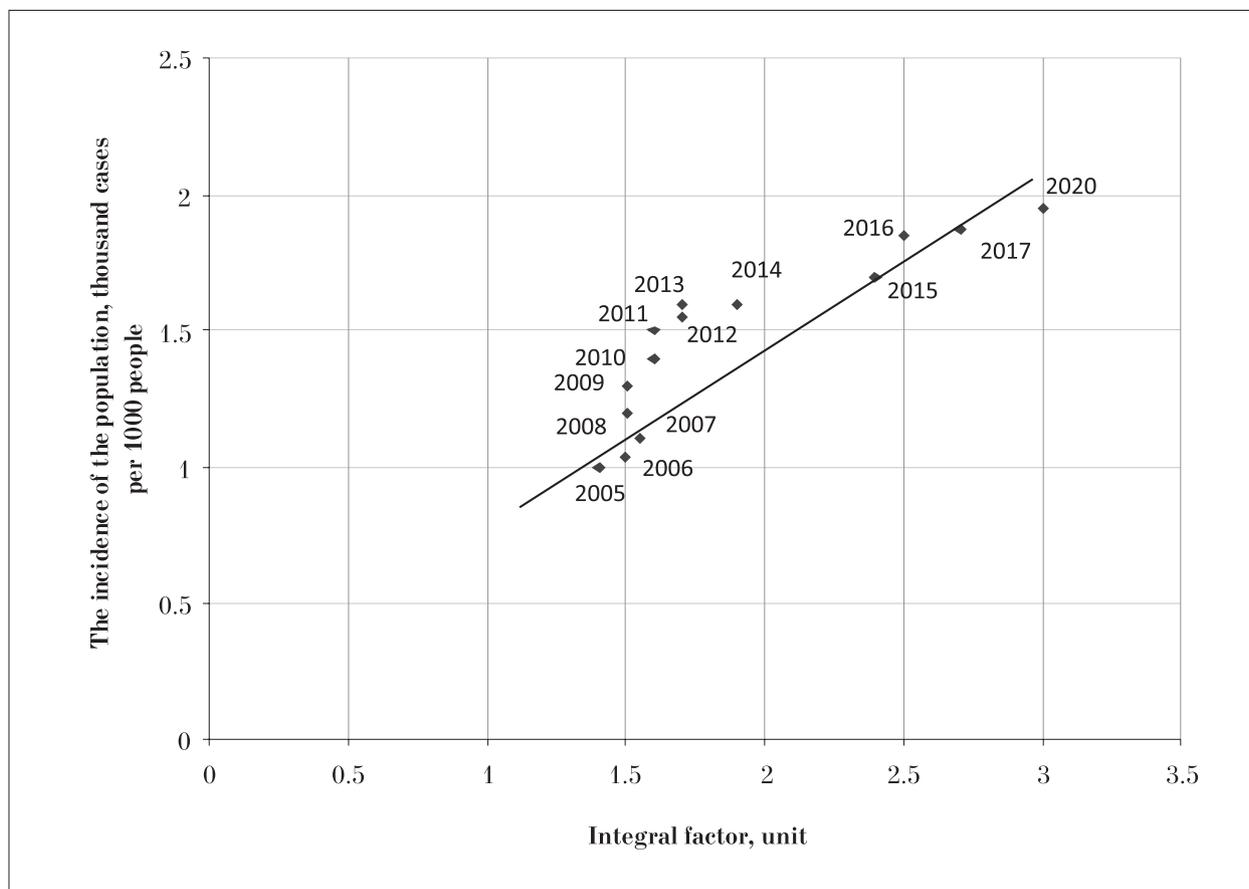


Fig. 1. Estimation (2005–2017) and forecast of ecological risk (until 2020) for the Poltava region

Level of maintenance and proceeding in resources		Level of ecological danger of economy of region				Zone of absolute resource-ecological safety of region	
		sufficient		insufficient			Zone of acceptable resource-ecological safety of region
		Risk to the health of population					
sufficient	sufficient	(1; 1; 1)	(1; 1; 0)	(1; 0; 1)	(1; 0; 0)	Zone of shaky resource-ecological safety to the region	
	insufficient	(0; 1; 1)	(0; 1; 0)	(0; 0; 1)	(0; 0; 0)		Zone of impermissible resource-ecological safety of region

Fig. 2. Zones of resource-ecological safety of region

Based on the author’s methodology for identifying danger and for defining resource-environmental safety zones, an integrated approach has been developed to ensure the resource-environmental security of the region.

This approach should include the following components: identification of danger and definition of resource-environmental security zones; scientific and methodological principles for the selection of measures to ensure a sufficient level of

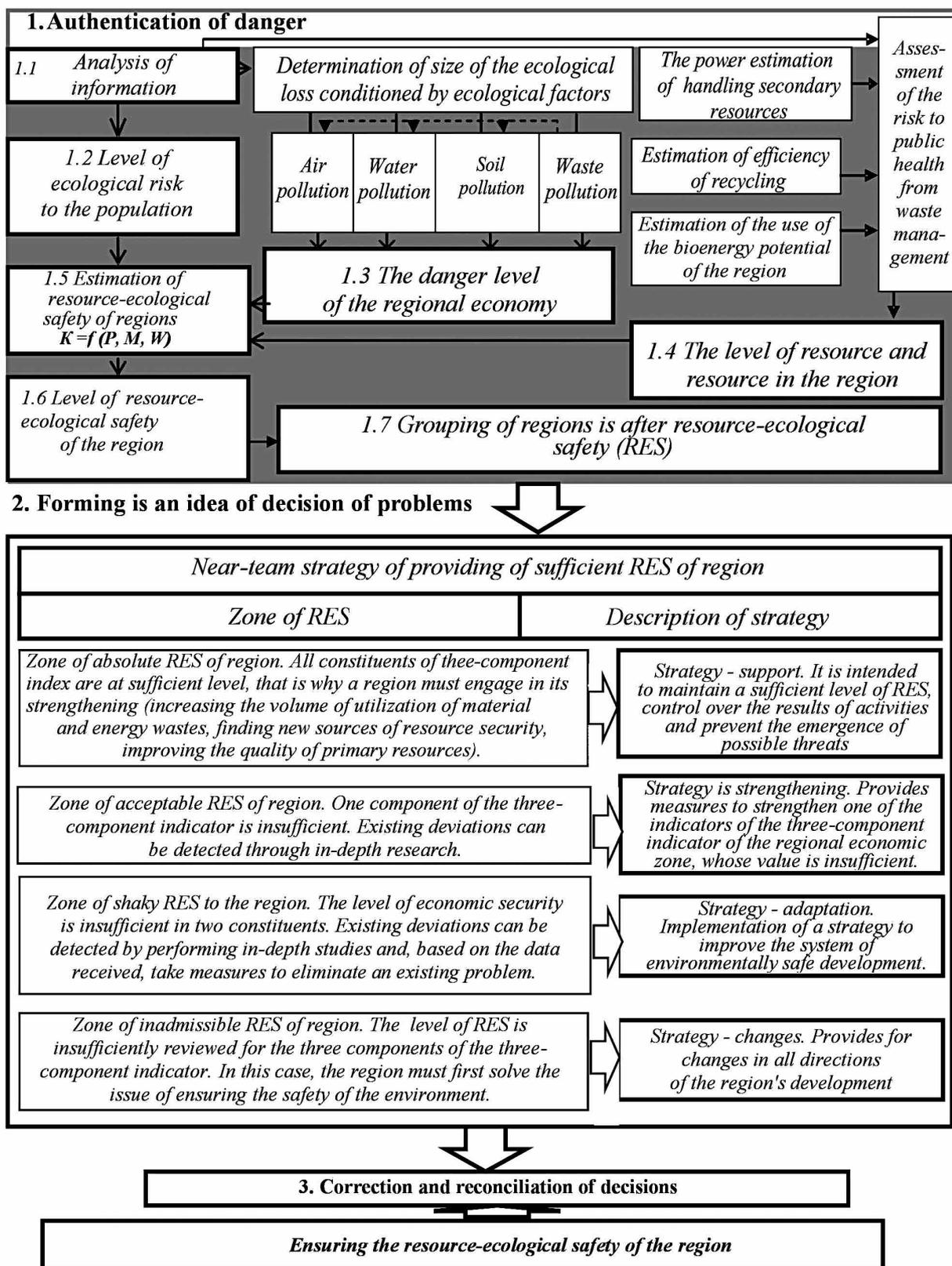


Fig. 3. Methodological principles of providing of resource-ecological safety (RES) in the region

economic security, based on the optimization of economic models; adjustment and concordance of decisions on the basis of an integral model of development of the economical-ecological systems of the use of naturally-economic potential of region (Fig. 3).

In general, implementation of this ideology of rational solutions making in developing a strategy of the environmentally safe and economically effective development of the regions assumes the use of a set of specific scientific and methodological approaches, among which one should primarily distinguish: a scenario approach when developing possible strategy options for the environmentally safe development of the region; studying of business plans of the most effective projects of production development and use of resources, the implementation of which is substantiated by both the perspective of estimating an expected economical efficiency and by ensuring the RES of the region.

Conclusion

The article developed a theoretical and methodological approach to assessing the level of resource-ecological security of regions in the system of sustainable development. This approach is based on calculating a three-component indicator that takes into account the level of ecological security of the regional economy, the level of environmental risk to public health based on an a priori choice of model reflecting various interdependencies in the system relations “man-environment” and the level of resource saving and restoration in the region.

References

1. National Environmental Policy of Ukraine: Assessment and Development Strategy. The document was prepared within the framework of the UNDP / GEN Project “Assessment of National Capacity in the Area of Global Environmental Management in Ukraine”. Kiev: Gheneza, 2007. 186 p. (in Ukrainian).
2. Burkinskiy B.V., Stepanov V.N., Kharichkov S.K. Economic and ecological bases of regional nature management and development. Odessa: IPREEI NAN Ukraine, 2005. 575 p. (in Russian).
3. Powell J., Townsend T., Zimmerman J. Estimates of solid waste disposal rates and reduction targets for landfill gas emissions // *Nat. Clim. Change*. 2016. No. 6 (2). P. 162–165. doi: 10.1038/nclimate2804
4. Yunjiang Y., Ziling Y., Peng S., Bigui L. Effects of ambient air pollution from municipal solid waste landfill on children’s non-specific immunity and respiratory health // *Environmental Pollution*. 2018. V. 236. P. 382–390. doi: 10.1016/j.envpol.2017.12.094
5. Wierzbicki A. Model-based decision support methodology with environmental applications // Kluwer Academic Publishers. IASA Institute for Applied Systems Analysis Dordrecht. Boston, London, 2013. No. 2. P. 67–71.
6. Gerding J., Kirshy M., Moran J.W., Bialek R., Lamers V., Sarisky J. A performance management initiative for local health department vector control programs // *Environmental Health Insights*. 2016. No. 10. P. 113–118. doi: 10.4137/EHI.S39805
7. Forrester Jay W. System dynamics: the foundation under systems. Sloan School of Management Massachusetts Institute of Technology Cambridge, 2010. 385 p.
8. Amin A., Thrift N. Globalization, socio-economics, territoriality // *Geographies of Economies*. London: Arnold, 1997. P. 147–157. doi: 10.1080/14747730500202230
9. Meadows D.H., Meadows D.L., Randers J., Behrens W. The limits to growth. A report for the Club of Rome’s project on the predicament of mankind. New York: Universe Boors, 1997. 205 p.
10. Reymers N.F. Environmental management. Moskva: Mysl, 1990. 424 p. (in Russian).
11. Samoylik M.S., Onyshhenko C.V. Ecological-economic assessment of environmental pollution in the system of ecologically safe development of regions of Ukraine. Poltava: PoltNTU, 2012. 269 p. (in Ukrainian).
12. Samoylik M.S. Resource and ecological security of the region. Poltava: Simon, 2014. 317 p. (in Ukrainian).
13. Onyshhenko V.O., Samojlik M.S. Theoretical and methodological principles of of solid waste management at the regional level. Poltava: Simon, 2013. 524 p. (in Ukrainian).
14. Samoylik M.S. Economic assessment of the health risks of the population when using different technological solutions in the area of solid waste management at the regional level // *Tavriyskiy naukovyi visnyk*. 2013. V. 86. P. 242–246 (in Ukrainian).

**Статистические методы анализа взаимосвязи
качества атмосферного воздуха и состояния здоровья
детского населения Кировской области**

© 2019. С. И. Калинин, д. п. н., профессор, С. И. Торопова, ассистент,
Вятский государственный университет,
610000, Россия, г. Киров, ул. Московская, д. 36,
e-mail: kalinin_gu@mail.ru, svetori82@mail.ru

Настоящее исследование реализовано с целью оценки вклада загрязнения атмосферного воздуха в формирование детской заболеваемости на территории Кировской области. На основе оценки областных показателей установлено наличие статистически значимых связей между выбросами в атмосферу углеводородов, летучих органических соединений и первичной заболеваемостью детского населения области болезнями органов дыхания. В результате анализа статистических показателей на уровне муниципальных образований обосновано наличие статистически значимого вклада выбросов загрязняющих веществ от стационарных источников загрязнения в возникновение заболеваний детского населения региона острыми инфекциями верхних дыхательных путей. Математическое моделирование осуществлялось с помощью регрессионного анализа по панельным данным, представляющего возможность анализировать индивидуальные отличия изучаемых объектов, чего нельзя сделать в рамках стандартных регрессионных моделей. Определено, что регрессионная модель с фиксированными эффектами обеспечивает получение обоснованного варианта моделирования.

Ключевые слова: корреляционно-регрессионный анализ, регрессионные модели, панельные данные, кластерный анализ.

**Statistical methods for analyzing the correlation
between air quality and the state of
children's health in the Kirov region**

© 2019. S. I. Kalinin ORCID: 0000-0001-5439-9414, S. I. Toropova ORCID: 0000-0003-0533-5654
Vyatka State University,
36, Moskovskay St., Kirov, Russia, 610000,
e-mail: kalinin_gu@mail.ru, svetori82@mail.ru

The aim of this study is to assess the contribution of atmospheric air pollution to the formation of childhood morbidity in the Kirov region. Statistically significant interaction of air emissions of hydrocarbons, volatile organic compounds and the primary incidence of respiratory diseases among the children of the region has been established on the base of the regional indicators assessment. The analysis of statistical indicators at the municipal level showed the presence of a statistically significant contribution of pollutant emissions from stationary pollution sources to the occurrence of diseases of the children of the region by acute upper respiratory tract infections. Mathematical modeling was carried out with the help of regression analysis based on panel data, which makes it possible taking into account the spatial and temporal structure of the analyzed statistical data, what cannot be done using standard regression models. The multidimensional classification of the regions of the Kirov region in terms of the level of atmospheric pollution by means of cluster analysis into four groups preceded the implementation of the panel data analysis. Using Fisher, Breusch-Pagan and Hausman tests, it is determined that the regression model with fixed effects provides a justified version of the simulation.

A similar research devoted to the correlation between the prevalence of diseases of the respiratory system, digestion, skin and subcutaneous tissue, the genitourinary system, infectious and parasitic diseases, the musculoskeletal system and connective tissue, the eye and its adnexa in the adult population of the Kirov region and the amount of pollutants released into the atmosphere doesn't show statistically significant interrelations.

Keywords: correlation and regression analysis, regression models from panel data, cluster analysis.

Согласно классификации Всемирной организации здравоохранения, второе место среди факторов, оказывающих влияние на процесс формирования здоровья населения, после социально-экономических показателей принадлежит экологическим факторам, или состоянию окружающей среды [1]. Имеется обширное количество серьёзных исследований по экологии и медицине, посвящённых изучению данной зависимости, существенное место среди которых занимают работы по анализу экологозависимых заболеваний, в том числе болезней органов дыхания (БОД) [1–6]. Особую обеспокоенность авторов вызывает заболеваемость детского населения как индикатора экологически неблагоприятного состояния воздушной среды [2–4, 6].

В соответствии с официальными данными [7] наиболее частой причиной первичной заболеваемости всех категорий населения региона, в том числе детского, на протяжении нескольких последних десятилетий являются БОД. Следовательно, проблема влияния качества атмосферного воздуха на заболеваемость населения представляется актуальной для жителей области.

Одним из важнейших инструментов изучения рассматриваемых зависимостей выступает математический аппарат, в частности математическое моделирование и статистический анализ данных. В связи с тем, что многие характеристики окружающей среды и показатели здоровья населения являются непрерывными количественными переменными, для их оценки применяются методы корреляционно-регрессионного анализа [3].

Не менее важной задачей, решаемой методами математической статистики, является задача классификации объектов и их группировка по следующим причинам. Во-первых, существуют многочисленные исследования, авторы которых делают обоснованный вывод о том, что оценка взаимосвязи факторов окружающей среды и состояния здоровья населения должна осуществляться с учётом конкретной территории [3–5]. В тех случаях, когда исследование охватывает, например, федеральный округ, целесообразно распределение территорий на группы, характеризующиеся однотипными показателями. Во-вторых, одной из существенных проблем, возникающих в подобных исследованиях, является необходимость учёта одновременного воздействия огромных массивов факторов разной силы, интенсивности и природы. В связи с тем, что анализ модели, содержащей

десятки или сотни переменных, затруднительно, целесообразно уменьшить размерность множества исходных данных и оставить из них приоритетные группы.

Обзор научных исследований свидетельствует о том, что большинство из них может быть отнесено к одному из двух направлений: изучение временных рядов (статистических показателей определённой территории в разные моменты времени) или пространственных совокупностей (информации в фиксированный момент времени на различных территориях). Практически отсутствуют работы, реализующие одновременно анализ по времени и в пространстве. Можно выделить исследование [3], в котором описано несколько типов регрессионных моделей, отражающих влияние факторов воздушного бассейна на распространение БОД населения в зависимости от биоклиматических зон Приморского края за 2000–2013 гг.

Построение одной модели, совмещающей в себе пространственные и временные ряды и сочетающей достоинства каждого из этих видов данных, предусматривает аппарат регрессионного анализа панельных данных. Вследствие своей специальной структуры данные этого типа обеспечивают построение более адекватных и содержательных математических моделей с целью изучения причинно-следственной связи между факторами [9–11].

Цель настоящего исследования – установить наличие статистически значимого вклада загрязнителей атмосферного воздуха Кировской области в формирование заболеваемости детского населения региона БОД на основе моделей панельных данных, учитывающих пространственную и временную структуру имеющихся результатов мониторинга.

Объекты и методы

Объектами исследования являлись статистические данные, опубликованные на официальных сайтах правительства Кировской области, Роспотребнадзора, Росстата и Кировстата за 2002–2017 гг.

На уровне Кировской области для установления возможной связи качества атмосферного воздуха и заболеваемости детского населения БОД в качестве исследуемых функций были составлены и проанализированы регрессионные модели с помощью программы MS Excel. Целью исследования на уровне районов Кировской области явилось

Результаты и обсуждение

изучение вклада отдельных загрязнителей в формирование заболеваемости детского населения острыми инфекциями верхних дыхательных путей с использованием моделей панельных данных, параметры которых были оценены посредством программы Gretl.

Принято выделять три типа регрессионных моделей по панельным данным: объединённая модель (модель сквозной регрессии, *pooled model*), модель с фиксированными эффектами (*fixed effects model*, FEM), модель со случайными эффектами (*random effects model*, REM) [9–11]. Представим данные модели.

Объединённая модель есть обычная линейная модель регрессии, она фактически не учитывает панельную структуру данных, в частности индивидуальные различия изучаемых объектов. Учёт упоминаемых индивидуальных различий предусматривает модель с фиксированными эффектами за счёт включения в уравнение регрессии N фиктивных переменных, где N – количество объектов исследования. Считается целесообразным использование модели с фиксированными эффектами, если выбирается уникальный набор N регионов страны, N муниципальных образований определённой административной территории и т. п. [12]. Модель регрессии со случайными эффектами основана на предположении о случайном выборе N объектов из некоторой генеральной совокупности.

Панельный анализ данных представлен в публикациях, посвящённых современным исследованиям в области медицины и экологии. Например, целью работы [12] явилась оценка социально-экономических и экологических факторов на региональные демографические процессы в РФ. В нём обоснована адекватность модели с фиксированными эффектами. В исследовании [13] представлен анализ обычных регрессионных моделей и регрессионных моделей по панельным данным, рассмотрены их сходства и различия, недостатки и преимущества. В данном источнике приведены примеры панельных исследований из отечественной и зарубежной литературы по медицине.

В настоящем исследовании реализации панельного анализа данных предшествовала многомерная классификация районов Кировской области по уровню загрязнения атмосферы средствами кластерного анализа с применением пакета прикладных программ Statistica 12.0 методом k -средних.

В процессе реализации поставленной цели исследования формулировалась последовательность взаимосвязанных задач, решение которых осуществлялось поэтапно.

На первом этапе моделирования зависимости «Загрязнение атмосферного воздуха – здоровье детского населения» проводился научно обоснованный отбор факторов в модель. Были учтены имеющиеся в открытом доступе статистические данные, ряд исследований [1, 5, 6], наличие тесной связи факторов с зависимыми переменными и слабой коррелированности друг с другом. В результате в качестве исследуемых функций были отобраны y_1 – первичная заболеваемость БОД детского населения Кировской области (на 1000 чел.) и y_2 – заболеваемость детского населения районов области острыми инфекциями верхних дыхательных путей (на 100 тыс. чел.); в число независимых переменных были включены следующие показатели: x – количество выброшенных в атмосферу загрязняющих веществ от стационарных источников загрязнения (тыс. тонн), из них x_1 – газообразные и жидкие вещества (тыс. тонн), x_2, x_3 – аналогичные показатели по углеводородам (без летучих органических соединений) и летучие органические соединения (ЛОС) соответственно.

Статистические данные, соответствующие числовым значениям переменных y_1, x, x_1, x_2, x_3 , были представлены графически (рис.). Сравнение построенных графиков послужило основанием предположить, что имеет место линейная корреляционная зависимость между заболеваемостью детского населения БОД и выбросами загрязняющих веществ в атмосферу Кировской области. В дальнейшем сформулированная гипотеза обосновывается аналитически.

На втором этапе моделирования применение аппарата корреляционно-регрессионного анализа к моделированию зависимости заболеваемости детского населения Кировской области БОД обеспечило установление двух статистически значимых переменных x_2 и x_3 . Линейные модели парной регрессии имеют вид: $\hat{y}_1 = 1074,62 + 25,44x_2$ и $\hat{y}_1 = 950,67 + 111,92x_3$. Характеристики данных уравнений статистически значимы на уровне значимости $\alpha = 0,001$.

Известно, что корректное использование построенных регрессионных моделей, в частности прогнозирование на их основе, осуществляется при условии установления их адекватности моделируемому объекту [8].

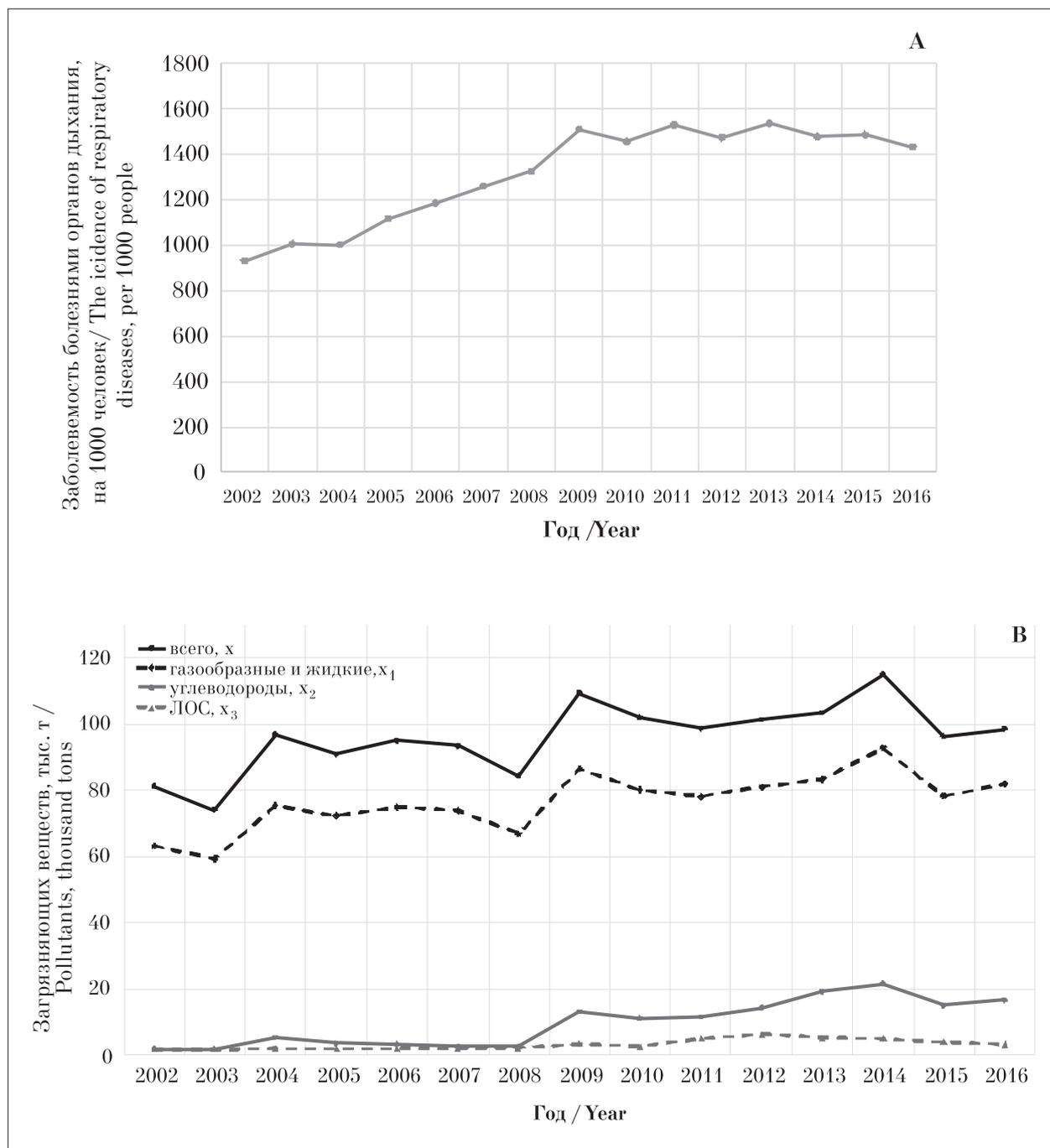


Рис. Динамика первичной заболеваемости БОД детского населения Кировской области (А) и количества выброшенных в атмосферу региона загрязняющих веществ от стационарных источников загрязнения (В) в 2002–2016 гг.

Fig. Dynamics of primary morbidity of children's population in the Kirov region (A) and the amount of pollutants emitted to the atmosphere from stationary sources of pollution (B) in 2002–2016

Дальнейшие рассуждения проведём с моделью $\hat{y}_1 = 1074,62 + 25,44x_2$. Её достоверность была обусловлена относительной ошибкой аппроксимации $\bar{A} = 8,53\%$, не превышающей 10%, коэффициентом детерминации $R^2 = 0,66$, объясняющим уравнением регрессии 66% дисперсии результативного признака, и соответствием случайных остатков нормальному закону распределения на основе коэффициен-

тов асимметрии $A = -0,21$ и эксцесса $E = -1,02$, удовлетворяющих неравенствам $|A| < 1,5\sigma_A$ и $\left|E + \frac{6}{n+1}\right| < 1,5\sigma_E$,

где σ_A и σ_E – это среднее квадратическое отклонение асимметрии и эксцесса соответственно. Однако анализируемая модель имеет ряд недостатков, среди которых – не-

возможность учёта индивидуальных различий районов области по концентрации загрязняющих веществ и количеству источников загрязнения.

Как упоминалось выше, регрессионная модель с фиксированными эффектами обычно представляет наиболее значимый вариант моделирования для исследования регионов России или районов определённой области. В связи с тем, что указанная модель, содержащая одну независимую переменную и сорок фиктивных переменных (г. Киров и 39 районов Кировской области), является довольно громоздкой для исследования, перед анализом панельных данных целесообразно разбить рассматриваемые районы на группы со сходными значениями и уменьшить размерность конструируемой модели.

На третьем этапе моделирования на основании изучения статистики выбросов вредных веществ в атмосферу и количества стационарных источников загрязнения за 2008–2017 гг. был осуществлён кластерный анализ, в результате которого административные территории Кировской области были разбиты на четыре группы.

Кластер № 1 включает только г. Киров, поскольку все рассматриваемые показатели для областного центра превышают соответствующие показатели по районам области [7]; кластер № 2 – Верхнекамский, Зуевский, Кирово-Чепецкий, Кумёнский, Малмыжский, Нолинский, Омутнинский, Оричевский, Слободской и Советский районы; кластер № 3 – Афанасьевский, Белохолуницкий, Вятскополянский, Даровской, Верхошижемский, Лузский, Нагорский, Орловский, Уржумский, Фалёнский, Юрьянский и Яранский районы; остальные районы Кировской области были отнесены к кластеру № 4. Кластеры 2–4 упорядочены по убыванию указанных показателей и улучшению состояния атмосферного воздуха соответственно.

На четвёртом этапе моделирования с учётом реализованного кластерного анализа для построения моделей панельных данных были отобраны исследуемые показатели г. Кирова и трёх районов Кировской области по одному из оставшихся кластеров. Результаты регрессионного анализа по панельным данным следующие.

Объединённая модель имеет вид $\hat{y}_2 = 74565,17 + 2423,53x$, все параметры данной модели статистически значимы на уровне значимости $\alpha = 0,05$, $R^2 = 0,54$.

Уравнение $\hat{y}_2 = -188,06x + 157222f_1 + 71900,5f_2 + 39617,9f_3 + 117892f_4$ есть модель

с фиксированными эффектами, в которой статистически значим на уровне значимости $\alpha = 0,05$ коэффициент при переменной x , остальные параметры статистически значимы на уровне значимости $\alpha = 0,001$, $R^2 = 0,92$.

Модель со случайными эффектами имеет вид: $\hat{y}_{it}^* = 92012,8 + 361,04x$, где $y_{it}^* = y_{it} - \theta y_{it}$, \hat{y}_{it}^* – преобразованное значение зависимой переменной для i -ой единицы совокупности в момент времени t ($i = 1, 2, \dots, N, t = 1, 2, \dots, T$), y_{it} – аналогичное исходное значение функции, \bar{y}_i – среднее значение по времени для каждого объекта наблюдения, $\theta = 0,88$ – параметр корректировки; для независимой переменной имеют место аналогичные соотношения. Угловой коэффициент статистически значим на уровне значимости $\alpha = 0,01$, свободный член – на уровне значимости $\alpha = 0,001$, $R^2 = 0,54$.

Оценка основных типов регрессионных моделей по панельным данным на адекватность с помощью тестов Фишера, Бреуша-Пагана и Хаусмана [8], показала, что модель с фиксированными эффектами наиболее достоверно описывает исходные данные.

Проведено аналогичное исследование, посвящённое изучению распространённости БОД, заболеваний органов пищеварения, кожи и подкожной клетчатки, мочеполовой системы, инфекционных и паразитарных заболеваний, костно-мышечной системы и соединительной ткани, глаза и его придаточного аппарата взрослого населения Кировской области от количества выброшенных в атмосферу загрязняющих веществ. Статистически значимые связи не выявлены.

Данный вывод согласуется с результатами, полученными другими исследователями, указывающими на социально-значимый характер заболеваемости органов дыхания взрослого населения Ханты-Мансийского автономного округа [2], Приморского края [3] и др.

Заключение

В результате исследования были установлены статистически значимые связи между количеством выбросов загрязняющих веществ в атмосферу Кировской области и показателем заболеваемости детского населения региона БОД, в частности, острыми инфекциями верхних дыхательных путей. Отличительной чертой данного исследования явилось построение модели с фиксированными эффектами, позволяющей учесть пространственную и временную структуру анализируемых стати-

стических данных, что нельзя сделать в рамках стандартных регрессионных моделей.

Литература

1. Семёнова Н.П. Состояние атмосферного воздуха и заболеваемость населения республики Саха (Якутия) // Экология человека. 2013. № 12. С. 14–19.
2. Аристархов А.Б., Козлова И.И., Кашапов Н.Г., Миняйло Л.А., Галиев А.Г. Использование методологии оценки риска при ведении социально-гигиенического мониторинга по атмосферному воздуху и связь здоровья населения с загрязнением атмосферы в г. Нижневартовске // Гигиена и санитария. 2015. № 94 (2). С. 10–12.
3. Кикү П.Ф., Гельцер Б.И., Ярыгина М.В., Бениова С.Н., Горборукова Т.В., Морева В.Г., Шитер Н.С., Сабирова К.М., Мезенцева М.А. Эколого-гигиенические аспекты распространённости болезней органов дыхания у подростков и детей Приморского края // Гигиена и санитария. 2016. № 95 (8). С. 749–753.
4. Кочурова Л.В., Елисеев В.А. Множественность заболеваний у детей, проживающих в экологически неблагоприятных регионах Сибири // Экология человека. 2011. № 11. С. 19–24.
5. Новиков С.М., Шашина Т.А., Додина Н.С., Кислицин В.А., Воробьёва Л.М., Горяев Д.В., Тихонова И.В., Куркатов С.В. Сравнительная оценка канцерогенных рисков здоровью населения при многосредовом воздействии химических веществ // Гигиена и санитария. 2015. № 94 (2). С. 88–92.
6. Тафеева Е.А., Иванов А.В., Титова А.А., Ахметзянова И.Ф. Мониторинг загрязнения атмосферного воздуха как фактор риска здоровью населения Казани // Гигиена и санитария. 2015. № 94 (3). С. 37–40.
7. О состоянии санитарно-эпидемиологического благополучия населения в Кировской области в 2017 году: государственный доклад [Электронный ресурс] <http://www.43.rospotrebnadzor.ru/documents/gosregdoklad/publications/gosudarstvennyy-doklad-2017.pdf> (Дата обращения: 01.05.2018).
8. Эконометрика: учебник для бакалавриата и магистратуры / Под ред. И.И. Елисейевой. М.: Издательство Юрайт, 2015. 449 с.
9. Mátyás L. The econometrics of panel data. Fundamentals and recent developments in theory and practice. Berlin: Springer, 2008. 954 p.
10. Stock J., Watson M. Introduction to econometrics. Pearson, Addison Wesley, 2010. 827 p.
11. Wooldridge J.M. Econometric analysis of cross section and panel data. Boston: The MIT Press, 2010. 1096 p.
12. Буркин М.М., Молчанова Е.В., Кручек М.М. Интегральная оценка влияния социально-экономических и экологических факторов на региональные демографические процессы // Экология человека. 2016. № 6. С. 39–46.
13. Холматова К.К., Гржибовский А.М. Панельные исследования и исследования тренда в медицине и обще-

ственном здравоохранении // Экология человека. 2016. № 10. С. 57–64.

References

1. Semenova N.P. Atmospheric air state and morbidity among population in republic of Sakha (Yakutia) // Ekologiya cheloveka. 2013. No. 12. P. 14–19 (in Russian).
2. Aristarkhov A.B., Kozlova I.I., Kashapov N.G., Minyaylo L.A., Galiyev A.G. The use of risk assessment methodology in the management of social-hygienic monitoring for ambient air and the relationship of population’s health state with the air pollution in Nizhnevartovsk // Gigiyena i sanitariya. 2015. No. 94 (2). P. 10–12 (in Russian).
3. Kiku P.F., Gel'tser B.I., Yarygina M.V., Beniova S.N., Gorborukova T.V., Moreva V.G., Shiter N.S., Sabirova K.M., Mezentseva M.A. Ecological-hygienic aspects of the prevalence of respiratory diseases in adolescents and children of the Primorsky Krai // Gigiyena i sanitariya. 2016. No. 95 (8). P. 749–753 (in Russian). doi: 10.18821/0016-9900-2016-95-8-749-753
4. Kochurova L.V., Yeliseyev V.A. Disease multiplicity in children – indicator of environmentally neglected regions of Siberia // Ekologiya cheloveka. 2011. No. 11. P. 19–24 (in Russian).
5. Novikov S.M., Shashina T.A., Dodina N.S., Kislitsin V.A., Vorob'yeva L.M., Goryayev D.V., Tikhonova I.V., Kurkatov S.V. Comparative assessment of the multimedia cancer health risks caused by contamination of the Krasnoyarsk Krai regions’ environment // Gigiyena i sanitariya. 2015. No. 94 (2). P. 88–92 (in Russian).
6. Tafeyeva Ye.A., Ivanov A.V., Titova A.A., Akhmetzyanova I.F. Air pollutions as a risk factor for the population health in Kazan city // Gigiyena i sanitariya. 2015. No. 94 (3). P. 37–40 (in Russian).
7. On the state of sanitary and epidemiological welfare of the population in the Kirov region in 2017: state report [Internet resource] <http://www.43.rospotrebnadzor.ru/documents/gosregdoklad/publications/gosudarstvennyy-doklad-2017.pdf> (Accessed: 01.05.2018) (in Russian).
8. Econometrics: a textbook for undergraduate and graduate studies / Ed. I.I. Yeliseyeva. Moskva: Izdatel'stvo Yurayt, 2015. 449 p. (in Russian).
9. Mátyás L. The Econometrics of panel data. Fundamentals and recent developments in theory and practice. Berlin: Springer, 2008. 954 p.
10. Stock J., Watson M. Introduction to econometrics. Pearson, Addison Wesley, 2010. 827 p.
11. Wooldridge J.M. Econometric analysis of cross section and panel data. Boston: The MIT Press, 2010. 1096 p.
12. Burkin M.M., Molchanova Ye.V., Kruchek M.M. Integral criterion of the influence of social, economic and environmental factors on the regional demographic processes // Ekologiya cheloveka. 2016. No. 6. P. 39–46 (in Russian).
13. Kholmatova K.K., Grzhibovskiy A.M. Panel and trend studies in medicine and public health // Ekologiya cheloveka. 2016. No. 10. P. 57–64 (in Russian).



В настоящее время журнал «Теоретическая и прикладная экология» 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).

26 марта 2019 г. журнал успешно прошёл перерегистрацию в ВАК по следующим отраслям науки и специальностям:

- 02.00.02 – Аналитическая химия (химические науки)
- 03.02.03 – Микробиология (биологические науки)
- 03.02.08 – Экология (по отраслям) (биологические науки)
- 03.02.08 – Экология (по отраслям) (химические науки)
- 03.02.09 – Биогеохимия (химические науки)
- 03.02.13 – Почвоведение (биологические науки)
- 25.00.23 – Физическая география и биогеография, география почв и геохимия ландшафтов (географические науки)
- 25.00.34 – Аэрокосмические исследования Земли, фотограмметрия (технические науки).

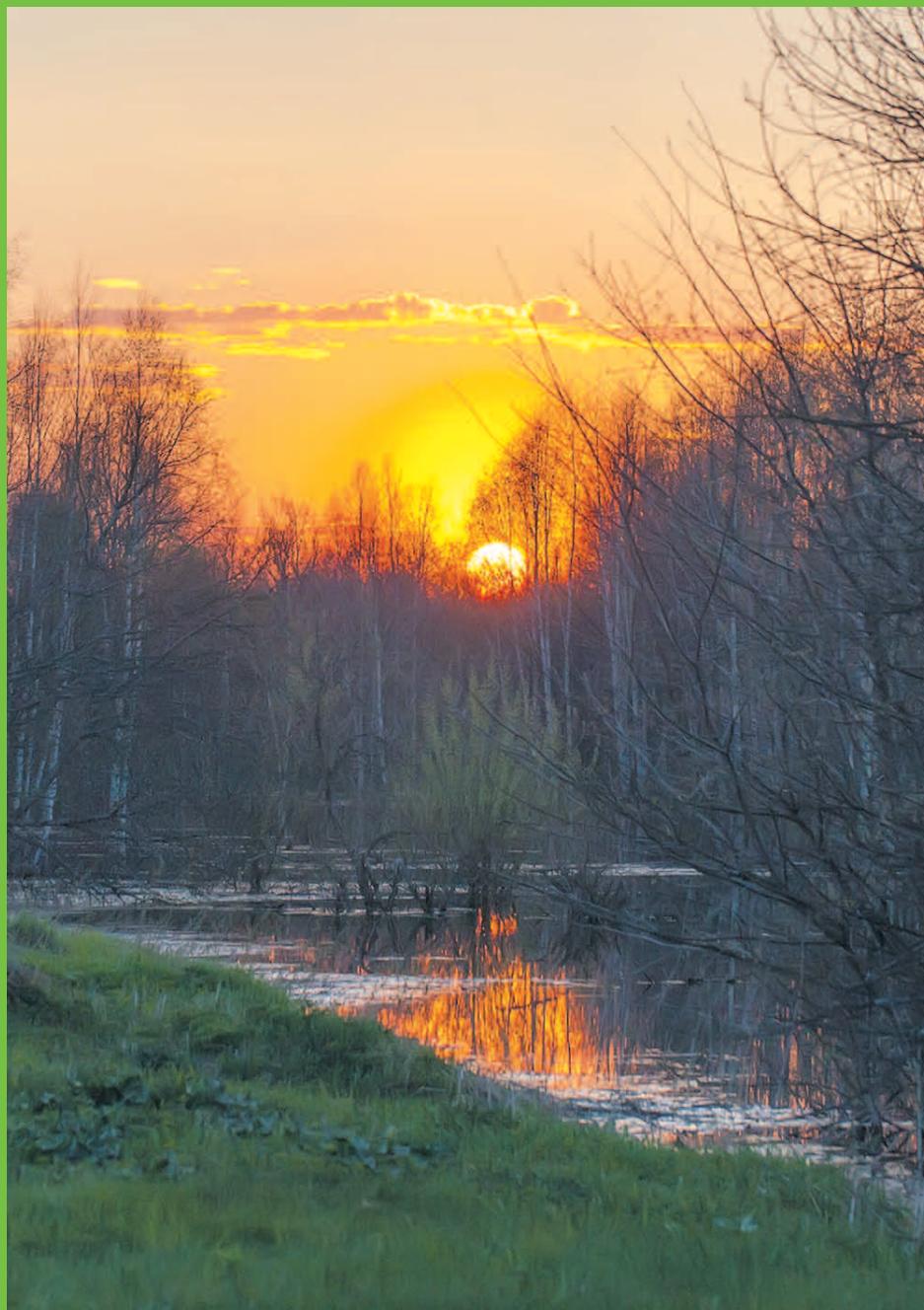
С целью дальнейшего развития журнала, перехода на более высокий квартиль в международных наукометрических базах данных Scopus и Web of Science Core Collection, редколлегия журнала приглашает к сотрудничеству ведущих учёных с мировым именем, участвующих в разработке инно-

вационных проектов, технологий и методов исследования, научных программ в рамках грантов Президента Российской Федерации, РФФИ, РНФ и международных конкурсов. Редколлегия журнала практикует публикацию совместных статей российских учёных с иностранными авторами. За последнее время в журнале появились работы с участием иностранных учёных из Китая, Алжира, Канады, Польши, Германии, Дании, Украины, Беларуси, Казахстана. Статьи принимаются и публикуются не только на русском, но и на английском языках. С 2018 г. коллективом редакции проводится конкурс на лучшую обзорную и экспериментальную статью в журнале.

Модифицирован и активно функционирует сайт журнала – <http://envjournal.ru>. Для оперативной работы с авторами редколлегией журнала разработан личный кабинет, позволяющий загружать публикацию, отслеживать её статус, ход редактирования и доработки статьи до сдачи в печать и публикации в журнале, обмениваться информацией с редколлегией. Инструкция и правила пользования личным кабинетом сайта журнала «Теоретическая и прикладная экология» размещены по адресу <http://envjournal.ru/libnet.php> Электронная редакция журнала позволяет в оперативном режиме регистрировать поступающие рукописи, рецензировать их, осуществлять всю предпечатную подготовку.

Главный редактор журнала, профессор
Т. Я. Ашихмина

Индекс 82027, 48482



ISSN 1995-4301



9 771995 430004