



2016

*Теоретическая
и прикладная*

ЭКОЛОГИЯ

ISSN 1995-4301

№ 2

ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ
ПРОБЛЕМЫ
ЭКОЛОГИИ

МЕТОДОЛОГИЯ
И МЕТОДЫ
ИССЛЕДОВАНИЙ.
МОДЕЛИ И ПРОГНОЗЫ

МОНИТОРИНГ
АНТРОПОГЕННО
НАРУШЕННЫХ
ТЕРРИТОРИЙ

ЭКОТОКСИКОЛОГИЯ

ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ
РИСК
И ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ
БЕЗОПАСНОСТЬ

РЕМЕДИАЦИЯ
И РЕКУЛЬТИВАЦИЯ

ПОПУЛЯЦИОННАЯ
ЭКОЛОГИЯ

СОЦИАЛЬНАЯ
ЭКОЛОГИЯ

БИБЛИОГРАФИЯ

ХРОНИКА

ОБЩЕСТВЕННО-НАУЧНЫЙ ЖУРНАЛ



**Теоретическая
и прикладная
ЭКОЛОГИЯ**
№ 2, 2016
<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

Журнал включён в каталог периодических изданий Ульрих (Ulrich's Periodicals Directory), в библиографические базы Google Scholar и Российский индекс научного цитирования (РИНЦ)

Учредитель журнала ООО Издательский дом «Камертон»

РЕДАКЦИОННАЯ КОЛЛЕГИЯ

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

Зам. главного редактора В.В. Гутенёв, д.т.н., профессор, первый зам. председателя Комитета Государственной Думы РФ по промышленности

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

Зам. главного редактора И.Г. Широких, д.б.н., зав. лабораторией биотехнологии растений и микроорганизмов Зонального научно-исследовательского института сельского хозяйства 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. Скугорева, к.б.н., научный сотрудник Института биологии Коми НЦ УрО РАН

Журнал издаётся при поддержке ФГБОУ ВО «Вятский государственный университет». По вопросам публикации статей обращаться: 610000, г. Киров, ул. Московская, 36. Тел. (8332) 37-02-77. E-mail: ecolab2@gmail.com

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 массовых коммуникаций, связи и охраны культурного наследия. Свидетельство о регистрации ПФ № ФС 77-29059

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. Факс (495) 281-37-98 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. Тел. (8332) 32-28-39. E-mail: okrat@okrat.ru
Оригинал-макет – Татьяна Коршунова, фото на обложке – Александр Широких, перевод – Ирина Кондакова, Григорий Кантор, выпускающий редактор – Мария Зелаева
Директор издательства «О-Краткое» Евгений Дрогов © Оформление. Издательство «О-Краткое»

Подписано в печать 15.06.2016. Тираж 1150 экз. Заказ № 392.

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

ПРЕДСЕДАТЕЛЬ РЕДАКЦИОННЫХ СОВЕТОВ ИД «КАМЕРТОН»

Н.П. Лавёров – председатель межведомственной комиссии при Совете безопасности РФ, академик РАН

ПРЕЗИДИУМ РЕДАКЦИОННОГО СОВЕТА:

В.А. Грачёв – д.т.н., профессор, член-корреспондент РАН, председатель Общественного совета Федеральной службы по экологическому, техническому и атомному надзору
В.И. Холстов – д.х.н., директор Департамента реализации конвенционных обязательств Министерства промышленности и торговли РФ
В.Г. Ильницкий – д.э.н., директор ОАО «Научно-исследовательский проектно-изыскательский институт «Кировпроект»

ЧЛЕНЫ РЕДАКЦИОННОГО СОВЕТА:

В.А. Алексеев – д.т.н., профессор Ижевского государственного университета
А.М. Асхабов – д.г.-м.н., академик РАН, Председатель Президиума Коми НЦ УрО РАН
С.И. Барановский – д.т.н., профессор, заместитель председателя Общественного совета «Росатома», председатель Российского экологического конгресса
Л.И. Домрачева – д.б.н., профессор Вятской государственной сельскохозяйственной академии
И.Е. Дубовик – д.б.н., профессор Башкирского государственного университета
Г.П. Дудин – д.б.н., профессор, зав. кафедрой биологии растений, селекции и семеноводства, микробиологии Вятской государственной сельскохозяйственной академии
Г.А. Евдокимова – д.б.н., профессор, заместитель директора Института проблем промышленной экологии Севера Кольского НЦ РАН
И.А. Жуйкова – к.г.н., доцент Вятского государственного университета
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
Е.Ю. Колбовский – д.г.н., профессор, в.н.с. Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова
Э.И. Коломиец – д.б.н., член-корреспондент НАН Беларуси, директор Института микробиологии НАН Беларуси
Л.В. Кондакова – д.б.н., профессор, зав. кафедрой экологии Вятского государственного университета
А.В. Кучин – д.х.н., член-корреспондент РАН, профессор, директор института химии Коми НЦ УрО РАН
В.Н. Лаженцев – д.г.н., член-корреспондент РАН, профессор, советник РАН
В.З. Латыпова – д.х.н., член-корреспондент 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., и.о. проректора по науке и инновациям ВятГУ
В.А. Малинников – д.т.н., профессор, проректор Московского государственного университета геодезии и картографии
Н.В. Мищенко – д.б.н., доцент Владимирского государственного университета имени Александра Григорьевича и Николая Григорьевича Столетовых
А.А. Москалёв – д.б.н., зав. лаб. молекулярной радиобиологии и геронтологии Института биологии Коми НЦ УрО РАН
С.В. Пестов – к.б.н., доцент Вятского государственного университета
О.Ю. Растегаев – д.х.н., заместитель директора Государственного научно-исследовательского института промышленной экологии
С.А. Рубцова – д.х.н., старший научный сотрудник, зам. директора Института химии Коми НЦ УрО РАН
В.П. Савиных – д.т.н., член-корреспондент 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. Сысуюев – д.т.н., академик РАН, директор Зонального научно-исследовательского института сельского хозяйства Северо-Востока им. Н.В. Рудницкого
Т.А. Трифонова – д.б.н., профессор Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова
М.Х. Хусейн – д.б.н., профессор Университета Ассиут (Египет)
В.Т. Юнгблюд – д.и.н., профессор Вятского государственного университета



*Theoretical
and applied*
ECOLOGY
№ 2, 2016

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 Google Scholar and Russian Science Citation Index (RSCI)

The founder of the magazine Publishing house «Kamerton»

**THE EDITORIAL BOARD OF THE JOURNAL
«THEORETICAL AND APPLIED ECOLOGY»**

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 Division RAS

Vice-Editor-in-Chief V.V. Gutenev,
Doctor in Technical Sciences, Professor, First Deputy Chairman of the State Duma Committee on Industry

Vice-Editor-in-Chief S.V. Degteva,
Doctor in Biology, Director of Institute of Biology of the Komi Science Centre of the Ural Division RAS

Vice-Editor-in-Chief I.G. Shirokikh,
Doctor in Biology, Rudnitskiy Zonal Research Institute of Agriculture of the North-East

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 Division 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: ecolab2@gmail.com

The edition is registered by Federal service for supervision in the sphere of mass communications, communication and protection of cultural heritage.
Certificate of PF registration № FS 77-29059

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 Dynamoskiy proezd, Kirov, 610000
Tel. +7 (8332) 32-28-39. E-mail: okrat@okrat.ru.
Designer – Tatiana Korshunova. Cover photo – Aleksandr Shirokikh.
Translation – Irina Kondakova, Grigoriy Kantor.
Managing editor – Maria Zelaeva
Director of the publishing house «O-Kratkoe» Evgeniy Drogov
© Publishing house «O-Kratkoe»

Printed in «Kirov digital printing house»
38 Energetikov st., Kirov, 610000

**THE CHAIRPERSON OF THE EDITORIAL BOARDS
OF THE PUBLISHING HOUSE «KAMERTON»**

N.P. Laverov The Chairperson of Interdepartmental Commission of the Security Council of the Russian Federation, PRESIONMI, Academician of RAS

OF THE EDITORIAL BOARD:

V.A. Grachev Doctor in Technical Sciences, Professor, corresponding member of RAS, Chairperson of the Social Council of the Federal Service for Ecological, Technological, and Atomic Supervision
V.I. Kholstov Doctor in Chemistry, Director of the Conventional Obligations Implementation Department of the Industry and Trade Ministry of the Russian Federation
V.G. Ilitskiy Doctor in Economics, Director of Ltd Research Project Institute «Kirovproect»

THE EDITORIAL BOARD:

V.A. Alexeyev Doctor in Technical Sciences, Professor of Udmurt State University
A.M. Askhabov Doctor in Geology and Mineralogy, Academician of RAS, Chairperson of the Komi Science Centre of the Ural Division RAS
S.I. Baranovskiy Doctor in Technical Sciences, Professor, Vice-Chairperson of the Rosatom Social Council, Chairperson of the Russian Ecological Congress
L.I. Domracheva Doctor in Biology, Professor of Vyatka State Agricultural Academy
I.E. Dubovik Doctor in Biology, Professor of Bashkir State University
G.P. Dudin Doctor in Biology, Professor of Vyatka State Agricultural Academy
G.A. Yevdokimova Doctor in Biology, Professor, Vice-Director of Research Institute of the North Industrial Ecology, Kola SC of RAS
I.A. Zhuykova Ph D in Geography, Associate Professor of Vyatka State University
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 Division RAS
E.Yu. Kolbovskiy 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
A.V. Kuchin Doctor in Chemistry, corresponding member of RAS, Professor, Director of the Institute of Chemistry of the Komi Science Centre of the Ural Division 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 Professor, Director of Mycology Institute of Jilin Agricultural University, Foreign Associate of RAS (China)
S.G. Litvinets acting Vice-Rector for Science and Innovation of Vyatka State University
V.A. Malinnikov Doctor in Technical Sciences, Professor, Vice-Rector of Moscow State University of Geodesy and Cartography
N.V. Mishchenko Doctor in Biology, Associate Professor of Vladimir State University named after Alexander and Nicholas Stoletovs
A.A. Moskalev Doctor in Biology, Chief of the Laboratory of Molecule Radiobiology and Gerontology of Institute of Biology of the Komi Science Centre of the Ural Division RAS
S.V. Pestov PhD in Biology, Associate Professor of Vyatka State University
O.Yu. Rastegayev Doctor in Chemistry, Vice-Director of State Research Institute of Industrial Ecology
S.A. Rubtsova Doctor in Chemistry, senior researcher, Vice-Director of the Institute of Chemistry the Komi Science Centre of the Ural Division 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. Skapini Doctor in Biology, Professor of Florence University (Italy)
V.A. Sysuev Doctor in Technical Sciences, Academician of RAS, Director of Rudnitskiy Zonal Research Institute of Agriculture of the North-East
T.A. Trifonova Doctor in Biology, Professor of Lomonosov Moscow State University
M.Kh. Husseyin Doctor in Biology, Professor of University of Assiut University (Egypt)
V.T. Yungblyud Doctor in History, Professor of Vyatka State University

СОДЕРЖАНИЕ

ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ ЭКОЛОГИИ

- В. С. Артамонова, С. Б. Бортникова* Диатомовые водоросли в почвообразовании 4
- И. Г. Широких, Т. Я. Ашихмина* Повышение толерантности растений к алюминию на кислых почвах методами биотехнологии (обзор) 12

МЕТОДОЛОГИЯ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ. МОДЕЛИ И ПРОГНОЗЫ

- И. Г. Абдуррахманова* Новый метод определения общего содержания хлорофилла в кроне растений 20

МОНИТОРИНГ АНТРОПОГЕННО НАРУШЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

- Д. В. Попыванов, А. А. Широких* Накопление свинца, меди и цинка базидиомицетами разных эколого-трофических групп в парках г. Кирова 25
- С. Г. Скугорева, А. И. Фокина, Л. И. Домрачева* Токсичность тяжёлых металлов для растений ячменя, почвенной и ризосферной микрофлоры 32

ПОПУЛЯЦИОННАЯ ЭКОЛОГИЯ

- В. Н. Шубина* Личинки ручейников в реках национального парка «Югыд ва» (Республика Коми) 46

ЭКОТОКСИКОЛОГИЯ

- А. И. Таскаев, Л. Д. Материй, А. Г. Кудяшева, О. В. Ермакова, Л. А. Башлыкова, Н. Г. Загорская, Л. Н. Шишкина* Биологические последствия радиоактивного загрязнения для мышевидных грызунов в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС 55
- П. А. Курынцева, П. Ю. Галицкая, Л. Р. Бикташева, С. Ю. Селивановская* Сравнение эффективности двух способов переработки муниципальных органических отходов (на примере Казани) 65
- Е. С. Петухова, Т. Я. Ашихмина* Выяснение особенностей рост-ингибирующего действия тяжёлых металлов на фоне различных форм минерального азота (на примере *Hordeum vulgare* L.) 72

РЕМЕДИАЦИЯ И РЕКУЛЬТИВАЦИЯ

- М. А. Пукальчик, В. А. Терехова, О. С. Якименко, М. И. Акулова* Сравнение ремедиационных эффектов Биочара и Лигногумата на почвы при полиметаллическом загрязнении 79
- Д. Н. Отрошко, Н. Н. Волченко, А. А. Самков, А. А. Худокормов* Отбор растений и микроорганизмов для дальнейшего применения в ризоремедиации 86

СОЦИАЛЬНАЯ ЭКОЛОГИЯ

- М. М. Шац* Эколого-геокриологическая специфика проектируемого магистрального газопровода «Алтай» 93

БИБЛИОГРАФИЯ

- Н. П. Савиных* Новая монография о физиолого-биохимической обусловленности морфологических изменений у растений 99

ХРОНИКА

- О юбилее издательства «О-Краткое» 101

CONTENTS

THEORETICAL PROBLEMS OF ECOLOGY

- V. S. Artamonova, S. B. Bortnikova* The diatoms algae
in soil-forming 4
- I. G. Shirokikh, T. Ya. Ashihmina* Plant improvement
for tolerance to aluminum in acid soils by of biotechnology
methods (review) 12

METHODOLOGY AND RESEARCH METHODS. MODELS AND FORECASTS

- I. H. Abdurrahmanova* New method of determination of total
amount of chlorophyll in the vegetation crown 20

MONITORING OF ANTHROPO- GENICALLY DISTURBED AREAS

- D. V. Popyvanov, A. A. Shirokikh* Accumulation of lead, copper
and zinc by Basidiomycetes of different ecological trophic groups
in the parks of Kirov 25
- S. G. Skugoreva, A. I. Fokina, L. I. Domracheva* Heavy metal
toxicity and barley plants, soil and rhizosphere microflora 32

POPULATION ECOLOGY

- V. N. Shubina* Larvae of caddis flies (Trichoptera) in rivers
of the Yugyd Va National Park (Republic of Komi) 46

ECOTOXICOLOGY

- A. I. Taskaev, L. D. Materiy, A. G. Kudyasheva,
O. V. Ermakova, L. A. Baschlikova, N. G. Zagorskaya,
L. N. Shishkina* Biological consequences of radioactive
contamination for rodents in the exclusion zone
of the Chernobyl NPP 55
- P. A. Kuryntseva, P. Yu. Galitskaya, L. R. Biktasheva,
S. Yu. Selivanovskaya* Comparing the effectiveness
of two methods of processing municipal organic waste
(by the example of Kazan) 65
- E. S. Petukhova, T. Ya. Ashihmina* The peculiarities
of growth inhibitory effect of heavy metals on the background
of various forms of mineral nitrogen
(by the example of *Hordeum vulgare* L.) 72

REMEDICATION AND RECOLTIVATION

- M. A. Pukalchik, V. A. Terekhova, O. S. Yakimenko,
M. I. Akulova* Evaluation of biochar and lignogumate
remediation effect in heavy metal-contaminated soil 79
- D. N. Otroshko, N. N. Volchenko, A. A. Samkov,
A. A. Khudokormov* The screening of plant and
microorganisms for further application in rhizoremediation 86

SOCIAL ECOLOGY

- M. M. Shats* Ecological-permafrost specificity designed
the main gas pipeline «Altai» 93

BIBLIOGRAPHY

- Savinykh N. P.* New monograph on the physiological
and biochemical bases of morphological changes in plants 99

THE CHRONICLE

- About Jubilee Publishing house «O-Kratkoe» 101

Диатомовые водоросли в почвообразовании© 2016. В. С. Артамонова¹, в. н. с., С. Б. Бортникова², профессор, гл. н. с.,¹Институт почвоведения и агрохимии СО РАН,
630090, Россия, г. Новосибирск, пр. Академика Лаврентьева, 8/2,²Институт нефтегазовой геологии им. А. А. Трофимука, СО РАН,
630090, Россия, г. Новосибирск, пр. Академика Коптюга, 3,
e-mail: artamonova@issa.nsc.ru, bortnikovasb@ipgg.sbras.ru

В работе приводится обзор литературы об участии пресноводных диатомовых водорослей в образовании почв в геологически отдалённые эпохи и в настоящее время, обсуждается современное состояние изученности места диатомей в экстремальных условиях почвообразования, приводится перечень основных определений, используемых при характеристике древних и современных почвенных сред обитания водорослей.

В статье изложены представления авторов о почвообразовании как одном из ведущих биосферных механизмов. В его истории большое внимание уделяется роли пресноводных диатомовых водорослей в формировании осадочных пород и сапропелевых кор выветривания. Продемонстрирована связь между развитием диатомей в прошлые эпохи и формированием современных почв. Приводятся сведения о развитии диатомовых водорослей в голоценовых почвах на территории Европейской части России, в Западной Сибири, Крайнем Севере. Акцентируется внимание на развитие водорослей в гидроморфных и автоморфных условиях почвообразования. Уделяется внимание присутствию диатомовых водорослей в подводных почвах – сапропелях и смежных почвах межгрядных повышений. Подчеркивается важность активного роста диатомовых водорослей в нарушенных подзолистых почвах реликтовых экосистем, быстрого воспроизводства клеток в мелкозёме молодых техногенных почв.

Высказывается предположение о возможном позитивном влиянии останков ископаемых диатомей, присутствующих во вскрышных и вмещающих породах в районах угледобычи на развитие современных диатомовых. Обсуждаются способы выживания водорослей в криогенных и погребённых почвах. Особое внимание авторы уделяют обоснованию своих позиций в отношении терминов, используемых при обсуждении палеопочв. Приводится расшифровка отечественных и международных понятий, применяемых в палеопочвоведении.

Ключевые слова: диатомовые водоросли, почва, кремнезём, голоцен, погребённая почва, лёд.

The diatoms algae in soil-formingV. S. Artamonova¹, S. B. Bortnikova²,¹Institute of Soil Science and Agrochemistry Siberian
Branch Russian Academy of Science,
8/2 pr. Lavrentieva, Novosibirsk, Russia, 630090,²Trofimuk Institute of Petroleum Geology and Geophysics SB RAS,
3 Koptug pr., Novosibirsk, Russia, 630090,
e-mail: artamonova@issa.nsc.ru, bortnikovasb@ipgg.sbras.ru

The paper provides an overview on the participation of freshwater diatoms in the formation of soil in geologically remote epochs and currently; the current state of knowledge of the place of diatoms in the extreme conditions of soil formation are discussed. A list of basic definitions used in the characterization of ancient and modern soil algae habitats is given.

The article describes the authors' view on soil formation as a one of the leading mechanisms of biosphere. Great attention is paid to the role of freshwater diatoms in the formation of sedimentary rocks and weathering sapropels. A relationship between the development of diatoms in the previous periods and the formation of modern soils is shown. The data on the development of diatoms in the Holocene soils in the European part of Russia, in Western Siberia, and in the Far North are presented. The attention is focused on the development of algae in hydromorphic and automorphic soil conditions as well as on the presence of diatoms in underwater soils, such as sapropel soils and the adjacent intermane increases. The importance of active growth of diatoms in disturbed podzolic soils of relict ecosystems, as well as of rapid reproduction of cells in the fine earth young man-made soils is underlined.

It is supposed that diatoms fossil remains in the overburden and host rocks of coal mining possibly have a positive effect on the vegetation on the modern of diatoms. The methods of seaweed survival in cryogenic and buried soils are discussed. The authors focus on justifying their position concerning the terms used in the discussion of paleosoils. The transcript of domestic and international concepts used in paleopedology is given.

Keywords: diatoms algae, soil, silica, Holocene, buried soil, ice.

Педосфера – это оболочка высокой концентрации и разнообразия жизни на планете Земля [1]. Её обитатели являются связующим звеном биологического и геологического круговорота веществ. Особенно интересны в этом отношении пресноводные диатомовые водоросли (Bacillariophyta), которые в древние времена колонизировали сушу, участвовали в формировании подводных, болотных, сухопутных почв [2–4]. В настоящее время ископаемые диатомеи можно встретить в древних почвах, а их современных потомков – в разновозрастных голоценовых.

Основные вехи эволюции диатомовых водорослей совпадают с историей биосферы и со временем появления той или иной формы почвообразования: гидрозёмной, атмосферной, литозёмной. Наиболее «продвинутые» водоросли – пеннатные (перистые) виды, появились в позднем мелу и стали постоянными обитателями голоцена. Панцири, живые и жизнеспособные особи этих диатомей можно встретить как в зональных почвах, так и в самобытных, сохранивших реликтовые признаки. Присутствие покоящихся форм диатомовых водорослей регистрируется в погребённых человеком культурозёмах, в ледовых образованиях криосолей. Жизнедеятельные особи встречаются прежде всего в дневных почвах, в том числе эмбриозёмах, урбанозёмах, а также подводных почвах – сапропелях. Можно предположить, что современные пресноводные диатомовые водоросли функционируют в почвоподобных телах и молодых почвах не случайно, эта способность «унаследована» ими ещё в геологическом прошлом. Для подтверждения участия диатомовых водорослей в почвообразовании в древние времена и в голоцене был проведён обзор литературы. Работа также продиктована повышенным вниманием к этой группе педобиоты в связи с поиском индикаторов условий былого почвообразования, включая места былых поселений и погребений человека.

Палеонтологические исследования осадконакопления подтверждают вовлечение массовых скоплений диатомовых водорослей в процессы формирования осадочных пород, в частности диатомита и сапропелевых кор

выветривания [5]. Детритовый мел (в меловой и третичный периоды) постепенно обескарбоначивался и преобразовывался в кремниевые глины. Они служили основой подстилающих пород будущих почв. В частности, на геологически молодых отложениях детрита, богатых останками диатомей, в присутствии слюды, под лесной растительностью сформировались почвы: глейсоли и флювисоли [6]. Сапропелевые коры выветривания трансформировались в присутствии кварцевых пород в схожее геологическое время, и в местах их расположения образовались ферральсоли, плинтосоли, акриосоли, ареносоли, подзолы, а вблизи обводнённых территорий – гистосоли.

В голоценовых почвах диатомовые водоросли не утратили древнюю способность использовать Si, Al, Fe, Mg в построении панциря, сохранив своё активное участие в биологической миграции этих элементов. Хотя произошло изменение биологического круговорота в направлении вовлечения в него P, S, Ca.

Преимущественное накопление диатомеями аморфного кремнезёма ($\text{SiO}_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$) в створках панциря, плотность которого достигает 2,07, обеспечивает временную иммобилизацию кремния и других биогенных элементов в живых особях и их останках (в литературе можно встретить схожие по смыслу термины – опад, фитолиты, опал). Мелкодисперсные фрагменты могут концентрироваться в илистой фракции почв [7], образовывать опал [8]. Неминерализованные фрагменты панциря в комплексе с мелкими частицами глинистых минералов могут сорбировать ионы и тем самым влиять на обменную поглотительную способность почв [9]. Биогенный кремнезём в почвах подвергается растворению либо кристаллизации с преобразованием во вторичный кварц. Наибольшую устойчивость к деградации диатомовые останки обнаруживают в слабокислых и кислых почвенных растворах.

Бурный рост диатомовых водорослей отмечается в самобытных бурых и глубокооподзоленных почвах, сформировавшихся на облессованных осадках (позднеплейстоценовая сиалитно-карбонатная кора выветривания) в постледниковый период под реликтовыми черневыми лесами (Салаирское низкогорье,

Западная Сибирь). Высокая численность живых клеток и пустых панцирей, или опада [10–12] обеспечивается за счёт активизации гидролиза силикатов, в которой непосредственно участвуют диатомеи. Концентрация диоксида кремния в панцире диатомей достигает величин, сопоставимых с таковыми в подстилке. По расчётам [13], содержание SiO₂ в ней достигает 2,4% сухого вещества. Учитывая тот факт, что цитоплазма диатомей высококалорийна из-за присутствия высокого содержания жира, можно заключить, что клеточное содержимое диатомовых водорослей обеспечивает активность других представителей педобиоты, которые принимают участие в процессах подзолообразования под черными лесами. Ускоренное воспроизводство клеток диатомей в ситуациях утраты подстилки можно рассматривать как кремнезёмную компенсацию почв под лесом, изначально характеризующимся высоким биогеохимическим обменом.

Сравнение разнообразия диатомей сибирских реликтовых автоморфных почв [14] с таковыми подзолов Европейской части России [15–17] обнаружило большое сходство. Вместе с тем видовой состав диатомей в почвах Сибири представительнее – общий список широко распространённых и редких видов приближается к 40. Состав же активно размножающихся видов во всех случаях не превышает 10. Их развитию в самобытных почвах способствуют временное переувлажнение почв (до 70% годового количества осадков выпадает в летний и летне-осенний периоды), отсутствие зимнего промерзания почв (вследствие мощного снежного покрова).

В современных подводных почвах – сапропелях [18] диатомеи участвуют в образовании пеллет, детрита, ила с высоким содержанием кремнезёма [19]. Так, например, в межгривных понижениях Барабинской лесостепи (Новосибирская и Омская области), сравнительно молодой по геологическим меркам территории, запасы диоксида кремния в сапропелевых залежах достигают 65%, окиси железа – до 5% минеральной массы [20]. Пул пустых панцирей и их обломков складывается как из фитопланктона и фитобентоса, так и эдафона грив. При этом родовое разнообразие диатомей мелководий и смежных почв имеет схожий состав. Встречаются представители родов *Hantzschia*, *Pinnularia*, *Diatoma*, *Achnanthes*, *Navicula*, *Nitzschia*, *Fragillaria*, *Cocconeis*, *Cyclotella*, *Synedra* и другие. По географической приуроченности обнаружен-

ные диатомеи относятся преимущественно к космополитам, по солёности среды обитания – к индифферентам, по её кислотности – к алкалофилам и нейтрофилам. Среда обитания диатомей могут быть опреснёнными и засоленными. Происхождение водорастворимых солей и весьма характерной для этого региона соды связывается многими исследователями с процессами выветривания и почвообразования, как в прошлое, так и настоящее время, и частично – с явлениями десульфатизации [21]. Образование соды обязано в некоторой степени развитию самих диатомовых водорослей [22, 23].

Об участии диатомей в процессах первичного почвообразования в современный период голоцена можно судить по их быстрому расселению в техногенных субстратах. Жизнедеятельные особи обнаруживаются в мелкозёме, формирующемся на лессовидных суглинках, обнажённых при лесоразработках и добыче золота на Салаире [24], при угледобыче на КАТЭКе [25], в Кузбассе [26], Подмосковном, Кизеловском, Печорском районах [27]. Встречаются они при зарастании породных угольных отвалов, расположенных за Полярным кругом, в районе Воркуты [28]. Следует сказать, что «образ» микроэлементного состава [29] пород на каждом месторождении свой, но состав диатомовых водорослей схож. Не исключено, что выживанию диатомей на начальных стадиях самозарастания техногенных субстратов способствуют поднятые на дневную поверхность глубинные породы: алевролиты, углистые аргиллиты, глинистые сланцы, которые содержат элементный комплекс, обеспечивающий рост и размножение с воспроизводством силикатного панциря. Не исключено, что в качестве источника доступных форм кремния, железа и алюминия могут оказаться присутствующие в углистых аргиллитах останки ископаемых диатомей. Неогеновые диатомеи в угленосных породах Западной Сибири обнаружены ещё в прошлом веке [30], встречены они и в бурых углях Закарпатья [31]. Большое внимание присутствию кремнезёма в углистых породах осадочного происхождения и в молодых почвах Кузбасса уделено в работах сотрудников ИПА СО СССР [32, 33]. Они неоднократно обращали внимание на прохождение сибирскими лессовидными суглинками в былые эпохи нескольких фаз почвенного развития, что не могло не отразиться на накоплении в них заметных количеств биофильных элементов, которые могут быть востребованы водорослями в современных

молодых почвах техногенного генезиса. Участие диатомей в образовании почв на угольных отвалах не ограничивается синтезом биомассы и формированием запасов кремнезёма. Эти водоросли способствуют биогенному агрегированию глинистых минералов, благодаря продуцированию слизи, а также становлению почвенно-поглощающего комплекса и самоочищающей способности. Не исключена антагонистическая активность диатомовых водорослей по отношению к ряду микроорганизмов.

Не менее интересным может оказаться расшифровка жизнедеятельности диатомовых водорослей и их роли в условиях криолитозоны. Почвообразование в условиях криогенеза наблюдается в широком диапазоне времени и пространства: от раннего плейстоцена до современности, при этом почти на всей территории Сибири, в горах Средней Азии и Монголии, на большей части Русской равнины [34]. Вклад диатомей в биогенность криогенных почв недостаточно ясен. Подробный таксономический состав водорослей приводится для гидроморфных почв Карелии [35], для водных и наземных экосистем Крайнего Севера [36], для почв аласных экосистем [37]. Но информации о биомассе и численности криофильных диатомей в почвах основных провинций тундровой зоны (Восточно-Европейской, Сибирской, Чукотско-Анадырской) мало. Отсутствуют сведения о диатомовых водорослях в почвах едом. Едома – элемент рельефа субарктических равнин Восточной Сибири – небольшая возвышенность (большой, обычно каменный холм), содержащая погребённый ископаемый лёд и имеющая мелкобугристую поверхность. Фактически это районы вечной мерзлоты. Как и арктические пустыни, тундровые экосистемы и едомы характеризуются присутствием льда в почвах. По этой причине криофильное население почв, по всей видимости, наряду с адаптацией к низким температурам, проявляет различные экологические тактики. Не исключено, что в некоторых ситуациях водоросли криоконсервируются в ледяных линзах и сегретационном льду, которые образуются по фронту промерзания мелкозернистых субстратов (иле, суглинке, глине), а также в ледовом цементе, формирующемся при замерзании грунтовой воды в крупных порах крупнозернистых субстратов (песке, гравии). В ходе почвообразующих процессов: криотурбации, солифлюкации (гелифлюкации), льдообразования происходит перемещение и погребение покоящихся форм диатомей внутри почвенного тела. При таянии льда активизируется крио-

турбация и в мелководьях, вследствие чего ледовые массы механически сносят диатомей со дна, камней и илов. Они могут мигрировать в почвы, пополнять их биогенность. Поэтому активизация жизни диатомовых водорослей в биологически активный период, чрезвычайно сжатый во времени, интересна с позиций проявления их поведенческих реакций.

Термин «поведение» в общем понимании – это отклик организма на сигналы, поступающие из окружающей среды [38]. Элементарные поведенческие реакции микробов – это таксисы: фото-, хемо-, аэро-, термо-, магнито-, вискози-, которые возможны лишь при наличии жидкой воды в почве, а значит, в период таяния льда. Повышение вязкости почвенного раствора может продлить метаболические процессы диатомей, которые вовлечены в процессы почвообразования. «Цветение» льда в отличие от снега происходит не столько на поверхности, сколько в его толще – в углублениях и выступах [39]. «Ледовых» диатомей в арктических и антарктических морях обнаружено уже более 80 видов. Приводятся единичные факты о численности клеток и запасах биомассы диатомовых водорослей в ледовом «плене»: до 200 тыс. клеток / 1 мл ледовой воды и до 1 кг (сырой массы) / 1 м³ льда [40].

Сохранность диатомовых водорослей в погребённых почвах также представляет не меньший интерес, чем криогенных. В них обеспечивается долговременная консервация покоящихся форм и хорошая сохранность пустых панцирей. Пресноводные диатомей, в отличие от морских представителей, не формируют споры, но обладают разными формами покоя. Однако информации об их разнообразии в погребённых почвах пока недостаточно. Совершенно очевидно, что введение молекулярно-биологических методов ускорит их расшифровку. Кроме того, привлечение современных подходов изучения физиологии диатомей обеспечит определение состояния метаболически активных членов диатомового сообщества, в том числе фото- и гетеротрофных. Поскольку диатомовые водоросли чрезвычайно чувствительны к дефициту света, влаги, кремния, железа, алюминия, избытку некоторых экотоксикантов, то эксперименты с «оживлением» покоящихся форм могут оказаться информативными в отношении диагностики гидротермического и химического состава палеопочв. В свою очередь, морфологический анализ панцирей перспективен в отношении выявления диморфных клеток, которые возникают при резких колебаниях

условий почвообразования, а также в присутствии мутирующих факторов.

Несмотря на давний и большой интерес к проблеме участия диатомей в образовании почв, фактических материалов, разносторонне характеризующих их роль в разных экологических ситуациях, явно недостаточно. Учитывая, что сущность педогенеза во многом определяется познанием особенностей развития почв во времени, следует отметить очевидный дефицит количественных характеристик в хронологическом аспекте почвообразования.

Кроме вышеизложенного, нам представляется целесообразным остановиться на терминологии, прежде всего смысловом значении некоторых понятий, касающихся почвенной среды обитания диатомовых водорослей в древности и голоцене. Их расшифровка не часто приводится в литературе, а история развития понятийного аппарата, применимого к прошлому почв, чрезвычайно интересна, поскольку отражает вызовы времени. Кроме того, при анализе литературы о диатомовых водорослях почв голоцена мы столкнулись с очень неопределёнными толкованиями некоторых терминов. Это послужило причиной вернуться к первоисточникам упоминания терминов и попытаться их систематизировать.

В западноевропейской классификации древняя почва (палеосо́ль) – это почва, сформировавшаяся в различных экологических (в частности, климатических, растительных) условиях [18]. Она может быть погребена под более свежими и обычно мощными отложениями (ископаемая почва), которые препятствуют любой последующей эволюции, или, напротив, перекрыта маломощным наносом (сложная почва). Ископаемые погребённые почвы встречаются преимущественно среди осадочных отложений аллювиального или эолового происхождения. Эти почвы последовательно перекрыты аллювием и особенно отложениями лёсса. В случае погребения древних почв под маломощной толщей они в той или иной мере вовлекаются в современный педогенез и, следовательно, почвенное образование оказывается сложным. Ископаемые почвы называют также «мёртвыми», сложные аналоги – «деградированными» [41]. По мнению ряда авторов [42], определению «ископаемая почва» соответствуют 3 положения: 1) исследованное геологическое тело есть почва; 2) данная древняя почва обладает тем же основным набором признаков и свойств, которые присущи современной почве, как природному телу; 3) данная древняя

почва имеет ряд признаков и свойств, которые под влиянием диагенеза не претерпевают значительных изменений, могут служить надёжными диагностическими признаками для характеристики элементарных почвообразовательных процессов и типов почвообразования.

Термин палеопочвы, или реликтовые почвы, был введён в середине прошлого века [43]. Поскольку некоторые свойства, унаследованные от древнего почвообразовательного процесса, характеризуют почвы и в современное время, Б. Гэз в 1959 г. назвал их «унаследованными» – цит. по [44]. В середине прошлого века палеопочвенные и эволюционные исследования получили в нашей стране социальный заказ от палеогеографии, четвертичной геологии, археологии и других дисциплин [45]. Не случайно, развитие исследований палеопочв существенно продвинулось вперёд и в настоящее время пристальное внимание палеопочвоведов обращено к четвертичным лёссово-почвенным сериям, голоценовым возрастным группам погребённых (buried paleosols) и непогребённых педообразований (non-buried, surface paleosols). Особый интерес вызывают эксгумированные культурные слои древних поселений и захоронений, а также почвы среднего и раннего голоцена, обнажённые в ходе современной эрозии и техногенных воздействий.

В продолжение научного языка следует остановиться на термине «сапропели», поскольку генезис сапропелеобразования в последние годы вызывает вновь возросший интерес у геологов и почвоведов. В зарубежной почвенной классификации сапропели – это подводные почвы, сформировавшиеся в бедных кислородом водах [18]. В отечественной литературе сапропели рассматриваются, как гниющие илы [46], биогенные грунты [47], иловые отложения пресных водоёмов [48], озёрные илы [20], донные отложения пресноводных и солоноватоводных озёр [49] и другие. Пожалуй, при рассмотрении индикационных возможностей диатомовых водорослей в генезисе сапропелей не принципиально использование того или иного термина, но нам ближе определение: сапропели – это почвы.

Итак, подводя итог вышесказанному, мы считаем, что современный уровень изученности пресноводных диатомовых водорослей, обитающих в почвах, независимо от геологической привязки, остаётся весьма далёким до завершения. В равной мере это относится и к разработке понятийного аппарата. Ясно одно, жизнь и следы жизни диатомовых водорослей

представляют значительный информационный ресурсный потенциал, который может быть использован в ходе углублённой расшифровки почвообразования, геологических и палеоэкологических реконструкций.

Литература

1. Добровольский Г.В. Педосфера как оболочка высокой концентрации и разнообразия жизни на планете Земля // Почвы в биосфере и жизни человека. М.: ФГБУ ВПО МГУЛ, 2012. С. 20–34.
2. Герасимов И.П., Глазовская М.А. Основы почвоведения и географии почв. М.: Гос. изд-во географ. литературы, 1960. 490 с.
3. Бахнов В.К. Основные вехи эволюции биосферы и почвообразования // 4-я Всерос. конф. «Проблемы эволюции почв»: Тез. докл. Пушкино. 2001. С. 9–10.
4. Бахнов В.К. Почвообразование: взгляд в прошлое и настоящее (биосферные аспекты). Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2002. 117 с.
5. Карпачевский Л.О. Экологическое почвоведение. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1993. 184 с.
6. Цех В., Хинтермайер-Эрхард Г. Почвы мира. Атлас. М.: Изд. Центр «Академия», 2007. 120 с.
7. Тюрин И.В. Органическое вещество почв. М.: Сельхозгиз, 1937. 287 с.
8. Schuttler P.L., Weaver T. Concentrating soil diatoms for assemblage description // Soil Biology and Biochemistry. 1986. V. 18. № 4. P. 389–394.
9. Добровольский Г.В., Никитин Е.Д. Экология почв. М.: Наука, 2006. 364 с.
10. Артамонова В.С. Развитие почвенных водорослей в некоторых антропогенных сообществах в зоне черневой тайги // Вопросы метаболизма почвенных микроорганизмов. Новосибирск: Наука, 1981. С. 170–184.
11. Артамонова В.С. Развитие водорослевых сообществ в почвах при антропогенном воздействии // Микробоценозы почв при антропогенном воздействии. Новосибирск: Наука, 1985. С. 111–123.
12. Артамонова В.С. Эволюция сообществ фототрофных микроорганизмов // Экология и рекультивация техногенных ландшафтов. Новосибирск: Наука. Сиб. отд-ние, 1992. С. 199–214.
13. Корсунов В.М. Генетические особенности глубокоподзоленных почв черневой тайги Салаира и некоторые элементы современного почвообразования в них // Лесные почвы горного окаймления юго-востока Западной Сибири. Новосибирск: Наука. Сиб. отд-ние, 1974. С. 133–197.
14. Артамонова В.С. Почвенные водоросли осиново-пихтового леса стационара «Которово» // Микробиологические процессы в почвах Западной Сибири. Новосибирск: Наука. Сиб. отд-ние, 1982. С. 159–175.
15. Алексахина Т.И., Штина Э.А. Почвенные водоросли лесных биогеоценозов. М.: Наука, 1984. 150 с.
16. Кондакова Л.В., Домрачева Л.И. Флора Вятского края. Часть 2. Водоросли (Видовой состав, специфика водных и почвенных биоценозов). Киров: ОАО «Киров. обл. тип.», 2007. 192 с.
17. Кондакова Л.В. Альго-цианобактериальная флора и особенности её развития в антропогенно нарушенных почвах (на примере почв подзоны Европейской части России): Дис. докт. биол. наук. Сыктывкар. 2013. 416 с.
18. Лозе Ж., Матье К. Толковый словарь по почвоведению. М.: Мир, 1978. 398 с.
19. Бреховских В.Ф., Казмирук В.Д., Вишневская Г.Н. Биота в процессах массопереноса в водных объектах. М.: Наука, 2008. 315 с.
20. Алтухов В.М., Бгатов В.И., Ван А.В., Григорьева Т.Р. и др. Органо-минеральное сырье сельскохозяйственного назначения Новосибирской области (Объяснительная записка к карте). Новосибирск, 1990. 170 с.
21. Базилевич Н.В. Биогеохимия почв содового засоления. М.: Наука, 1965. 350 с.
22. Большев Н.Н. Водоросли и их роль в образовании почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1968. 84 с.
23. Леонова В.В. Водоросли почв засоленного ряда и их участие в солонцовом процессе: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Новосибирск. 1983. 17 с.
24. Артамонова В.С. Микробиологические особенности антропогенно преобразованных почв Западной Сибири. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2002. 225 с.
25. Артамонова В.С. Сукцессии в сообществе фототрофных микроорганизмов // Сукцессии и биологический круговорот. Новосибирск: Наука. Сиб. изд. фирма, 1993. С. 52–61.
26. Шушуева М.Г. Формирование водорослевых группировок на отвалах угольных разработок в Кузбассе // Природные комплексы низших растений Западной Сибири. Новосибирск: Наука. Сиб. отд-ние, 1977. С. 57–85.
27. Дорохова М.Ф. Формирование и значение группировок почвенных водорослей в условиях промышленного загрязнения (на примере угледобычи): Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М.: МГУ. 1989. 24 с.
28. Зимонина Н.В. Количественные показатели альгогруппировок техногенных субстратов в районах угле- и нефтедобычи Европейского Северо-Востока (Республика Коми) // 2-я Межд. научно-практ. конф., посвящённая 105-летию со дня рождения проф. Э.А. Штиной: Матер. докладов. Киров. 2015. С. 134–139.
29. Махонина Г.И. Экологические аспекты почвообразования в техногенных экосистемах Урала. Екатеринбург: Изд-во Урал. ун-та, 2003. 356 с.
30. Ларищев А.А. Об образовании одного третичного угля из области низовьев р. Оби // Химия твёрдого тела. 1937. № 3. С. 201–207.
31. Оксийук О.П. Диатомовый анализ бурых углей из Виноградского района Закарпатской области // Укр. бот. ж. 1960. Вып. 17. № 1. С. 76–84.

32. Рагим-заде Ф.К. оглы. Техногенные элювии вскрышных пород угольных месторождений Сибири, оценка их потенциального плодородия и пригодности для восстановления почвенного покрова: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Новосибирск. 1997. 22 с.

33. Таранов С.А. Особенности почвообразования в техногенных ландшафтах Кузбасса (предварительные итоги опытов на лизиметрических моделях) // Восстановление техногенных ландшафтов Сибири. Новосибирск: Наука. Сиб. отд-ние, 1977. С. 81–105.

34. Алифанов В.М., Гугалинская Л.А. Криогенез и эволюция почв // Всес. конф. «История развития почв СССР в голоцене»: Тез. докл. Пущино. 1984. С. 21–22.

35. Штина Э.А., Антипина Г.С., Козловская Л.С. Альгофлора болот Карелии и её динамика. Л.: Наука, 1981. 269 с.

36. Гецен М.В. Водоросли в экосистемах Крайнего Севера. Л.: Наука, 1985. 165 с.

37. Пшеничкова Е.В. Водоросли аласов Ленно-Амгинского междуречья: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Новосибирск. 1994. 17 с.

38. Громов Б.В. Поведение бактерий // Соросовский образовательный журнал. 1997. № 6. С. 28–32.

39. Садчиков А.П. Водоросли, обитающие в экстремальных условиях. 2013: [Электронный ресурс] <http://www.moip.msu.ru>.

40. Самсонов Н.И. Диатомовые водоросли морских льдов Южного океана: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Санкт-Петербург. 1995. 24 с.

41. Pallmann H. Pedologie et phytosociologie. Congres intern. de pedol. mediter. Montpellier. 1947. P. 1–36.

42. Дергачева М.И., Зыкина В.С., Волков И.А. Проблемы и методы изучения ископаемых почв: методические рекомендации. Новосибирск, 1984. 79 с.

43. Kubiena W.L. The soils of Europe. London, 1953. 318 p.

44. Дюшофур Ф. Основы почвоведения и эволюция почв (опыт изучения динамики почвообразования). М.: Изд-во «Прогресс», 1970. 592 с.

45. Иванов И.В. Развитие представлений об эволюции почв в российском почвоведении // 4-я Всерос. конф. «Проблемы эволюции почв»: Тез. докл. Пущино. 2001. С. 4–6.

46. Пикалова Г.М., Дороненко Е.П., Жерносенко К.К. Перспективы рекультивации земель в условиях Заполярья // Почвообразование в антропогенных условиях. Свердловск, 1981. С. 101–108.

47. Рубинштейн А.Я. Биогенные грунты. М.: Наука, 1986. 89 с.

48. Критерии оценки качества лечебных грязей при их разведке, использовании, охране // Методические указания. М.: 1987. 24 с.

49. Страховенко В.Д., Росляков Н.А., Сысо А.И. Месторождения озёрных сапропелевых залежей Западной Сибири // IX Междунар. биогеохим. школа. 2015. Т. 1. Барнаул. С. 242–245.

References

1. Dobrovolskiy G.V. The pedosphere as the shell of high concentration and diversity of life on Earth. M.: FGBU VPO MGUL, 2012. P. 20–34 (in Russian).

2. Gerasimov I.P., Glasovskaya M.A. The basis of pedology and geography of soils. M.: Gos. izd-vo geograf. literatury, 1960. 490 p. (in Russian).

3. Bakhnov V.K. Key milestones of biosphere and soil evolution // 4-ya Vseros. konf. «Problemy evolyutsii pochv»: Tez. dokl. Pushchino, 2001. P. 9–10 (in Russian).

4. Bakhnov V.K. Soil formation: the past and the present (biosphere aspects). Novosibirsk: Izd-vo SO RAN, 2002. 117 p. (in Russian).

5. Korpachevskiy L.O. Ecological soil studies. M.: Izd-vo Mosk. un-ta, 1993. 184 p. (in Russian).

6. Tsek V., Khintermayer-Erhard G. Soils of world. Atlas. M.: Izd. Tsentr «Akademiya», 2007. 120 p. (in Russian).

7. Tyurin I.V. Organic substance of soils. M.: Selkhozgiz, 1937. 287 p. (in Russian).

8. Schuttler P.L., Weaver T. Concentrating soil diatoms for assemblage description // Soil Biology and Biochemistry. 1986. V. 18. № 4. P. 389–394.

9. Dobrovolekiy G.V., Nikitin E.D. Ecology of soils. M.: Nauka, 2006. 364 p. (in Russian).

10. Artamonova V.S. The development of soil algae in some communities in anthropogenic black taiga zone // Voprosy metabolisma pochvennykh mikroorganizmov. Novosibirsk: Nauka, 1981. P. 170–184 (in Russian).

11. Artamonova V.S. The development of algal communities in soil under anthropogenic impact // Mikrobotsenozy pochv pri antropogennom vozdeystvii. Novosibirsk: Nauka, 1985. P. 111–123 (in Russian).

12. Artamonova V.S. Evolution of communities of phototrophic microorganisms // Ecologiya i rekultivatsiya tekhnogennikh landshaftov. Novosibirsk: Nauka, 1992. P. 199–214 (in Russian).

13. Korsunov V.M. Genetic features of deeply podzolized soils in black Salair taiga and some elements of modern soil in them // Lesnye pochvy gornogo okaymlyeniya yugo-vostoka Zapadnoy Sibiri. Novosibirsk: Nauka, 1974. P. 133–197 (in Russian).

14. Artamonova V.S. Soil algae of the aspen-fir forest of «Kotorovo» station // Mikrobiologicheskiye protsessy v pochvakh Zapadnoy Sibiri. Novosibirsk: Nauka, 1982. P. 159–175 (in Russian).

15. Aleksakhina T.I., Shtina E.A. Soil algae in forest ecosystems. M.: Nauka, 1984. 150 p. (in Russian).

16. Kondakova L.V., Domracheva L.I. Flora of the Vyatka region. Part 2. Algae (Species composition, the specificity of water and soil biocenoses). Kirov: OAO «Kirov. obl. tip.», 2007. 192 p. (in Russian).

17. Kondakova L.V. Algo-cyanobacterial flora and the specific features of its development in anthropogeni-

cally disturbed soils (by the example of soil of the subzone of the European part of Russia). Dis. doctor. biol. sciences. Syktyvkar. 2013. 416 p. (in Russian).

18. Loze J., Matue K. Glossary of soil studies. M.: Mir, 1978. 298 p. (in Russian).

19. Brekhovskikh V.F., Kazmiruk V.D., Vishnevskaya G.N. Biota in mass transfer processes in water bodies. M.: Nauka, 2008. 315 p. (in Russian).

20. Altukhov V.M., Bgatov V.I., Van A.V., Grigoryeva T.R. et al. Organo-mineral raw materials for agricultural purposes in the Novosibirsk region (Explanatory note to the map). Novosibirsk, 1990. 170 p. (in Russian).

21. Bazilevich N.V. Biogeochemistry of soil of soda salinity. M.: Nauka, 1965. 350 p. (in Russian).

22. Bolyshv N.N. Algae and their role in the formation of soils. M.: Izd-vo Mosk. un-ta, 1968. 84 p. (in Russian).

23. Leonova V.V. Algae in soil of salinity range and their participation in the solonetz process: Avtoref. dis. ... kand. biol. nauk. Novosibirsk, 1983. 17 p. (in Russian).

24. Artamonova V.S. Microbiological characteristics of anthropogenically transformed soils of Western Siberia. Novosibirsk: Izd-vo SO RAN, 2002. 225 p. (in Russian).

25. Artamonova V.S. Successions in the community of phototrophic microorganisms // Suktsessii i biologicheskii krugovorot. Novosibirsk: Nauka, 1993. P. 52–61 (in Russian).

26. Shushueva M.G. Formation of algal groups in the dumps coal mines in Kuzbass // Prirodnye komplekсы nizshikh rasteniy Zapadnoy Sibiri. Novosibirsk: Nauka. Sib. otd-nie, 1977. P. 57–85 (in Russian).

27. Dorohova M.F. Formation and importance of soil algae groups in industrial pollution (by the example of coal mines): Avtoref. diss. ... kand. biol. nauk. M.: MGU. 1989. 24 p. (in Russian).

28. Zimonina N.V. Quantitative indicators of algal groups in man-made substrates in the areas of coal and oil production at the European Northeast (the Komi Republic) // 2-ya Mezhd. nauchno-prakt. konf., posvyashchenoy 105-letiyu so dnya rozhdeniya prof. E.A. Shtinoy: Mater. dokladov. Kirov. 2015. P. 134–139 (in Russian).

29. Makhonina G.I. Environmental aspects of soil formation in man-made ecosystems of the Urals. Ekaterinburg: Izd-vo Ural. un-ta, 2003. 356 p. (in Russian).

30. Laristshchev A.A. On the formation of one tertiary coal from the region of the lower reaches of the Ob River // Khimiya tverdogo tela. 1937. № 3. P. 201–207 (in Russian).

31. Oksiyuk O.P. Diatom analyzes of lignite from the Vynohradiv District, Zakarpatska region // Ukr. bot. zh. 1960. V. 17. № 1. P. 76–84 (in Russian).

32. Ragim-zade F.K. ogly. Technogenic eluvii of overburden of coal deposits in Siberia, an assessment of their potential fertility and suitability for soil restoration:

Avtoref. dis. ... kand. biol. nauk. Novosibirsk, 1997. 22 p. (in Russian).

33. Taranov S.A. Features of soil formation in man-made landscapes of the Kuznetsk Basin (preliminary results of experiments on lysimetric models) // Vosstanovlenie tekhnogennykh landshaftov Sibiri. Novosibirsk: Nauka. Sib. otd-nie, 1977. P. 81–105 (in Russian).

34. Alifanov V.M., Gugalinskaya L.A. Cryogenesis and evolution of soils // Vses. konf. «Istoriya razvitiya pochv SSSR v golotsene»: Tez. dokl. Pushchino. 1984. P. 21–22 (in Russian).

35. Shtina E.A., Antipina G.S., Kozlovskaya L.S. Algae of marshes of Karelia and it dynamics. L.: Nauka, 1981. 269 p. (in Russian).

36. Getsen M.V. The algae in the ecosystems of the Far North. L.: Nauka, 1985. 165 p. (in Russian).

37. Pshennikova E.V. Algae of alas of Leno-Amginsky interflume: Avtoref. dis. ... kand. biol. nauk. Novosibirsk. 1994. 17 p. (in Russian).

38. Gromov B.V. The behavior of bacteria // Sorosovskiy obrazovatelnyy zhurnal. 1997. № 6. P. 28–32. (in Russian).

39. Sadchikov A.P. Algae that live in extreme conditions. 2013: [Electronic resource] <http://www.moip.msu.ru> (in Russian).

40. Samsonov N.I. Diatoms of sea ice in the Southern Ocean.: Avtoref. dis. ... kand. biol. nauk. Sankt-Peterburg. 1995. 24 p. (in Russian).

41. Pallmann H. Pedologie et phytosociologie. Congres intern. de pedol. mediter. Montpellier. 1947. P. 1–36.

42. Dergacheva M.I., Zykina V.S., Volkov I.A. Problems and methods of fossil soils studying: guidelines. Novosibirsk, 1984. 79 p. (in Russian).

43. Kubiens W.L. The soils of Europe. London, 1953. 318 p.

44. Dyushofur F. Fundamentals of Soil Science and evolution of soil (experience of studies soil formation dynamics). M.: Izd-vo «Progress», 1970. 592 p. (in Russian).

45. Ivanov I.V. The development of ideas on the evolution of soils in Russian soil science // 4-ya Vseros. konf. «Problemy evolyutsii pochv»: Tez. dokl. Pushchino. Pushchino, 2001. P. 4–6 (in Russian).

46. Pikalova G.M., Doronenko E.P., Zhernosenko K.K. Prospects for land reclamation in conditions of the Arctic // Pochvoobrazovanie v antropogennykh usloviyakh. Sverdlovsk, 1981. P. 101–108 (in Russian).

47. Rubinstein A.Ya. Biogenic grounds. M.: Nauka, 1986. 89 p. (in Russian).

48. Criteria for assessing the quality of therapeutic mud with its exploration, use, protection // Metodicheskie ukazaniya. M., 1987. 24 p. (in Russian).

49. Strahovenko V.D., Roslyakov N.A., Sysso A.I. The deposits of lake sapropel in Western Siberia // IX Mezhdunar. biogeokhim. shkola. 2015. T. 1. Barnaul. P. 242–245 (in Russian).

Повышение толерантности растений к алюминию на кислых почвах методами биотехнологии (обзор)

© 2016. И. Г. Широких^{1,2}, д.б.н., зав. лабораторией, в.н.с.,

Т. Я. Ашихмина^{2,3}, д.т.н., зав. лабораторией,

¹Зональный НИИСХ Северо-Востока им. Н. В. Рудницкого,
610007, Россия, г. Киров, ул. Ленина, 166 а,

²Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,
167982, Россия, Республика Коми, г. Сыктывкар, ул. Коммунистическая, 28,

³Вятский государственный университет,
610000, Россия, г. Киров, ул. Московская, д. 36,

e-mail: irgenal@mail.ru

Увеличение площадей кислых почв вследствие антропогенного воздействия является одним из ограничивающих факторов продуктивности сельскохозяйственных растений во всём мире. Фитотоксичность этих почв зависит от многих факторов, однако основная причина снижения урожайности культур на кислых почвах связана с высоким содержанием подвижного алюминия (Al^{3+}). Высокие концентрации Al^{3+} вызывают ингибирование деления клеток, что приводит к задержке роста корневой системы и сопровождается снижением поглощения растением воды и питательных веществ. Природная вариабельность по признаку толерантности к алюминию была выявлена у многих видов сельскохозяйственных культур, что говорит о возможности выведения высокопродуктивных, хорошо адаптированных к ионной токсичности сортов. Толерантность к алюминию относится к числу полигенных признаков, в связи с чем выбор стратегии по-прежнему остаётся ограничивающим фактором в развитии селекционных подходов. У различных культур были установлены гены, которые индуцируются, или, наоборот, подавляются воздействием Al^{3+} . Выявлены молекулярные маркеры, связанные с генами Al-толерантности. В обзоре рассматриваются подходы, основанные на использовании для уменьшения поглощения Al^{3+} или ограничения повреждения клеток токсичными ионами экспрессии гетерологичных генов и соматональной изменчивости в культуре изолированной растительной ткани. Прогресс в понимании механизмов аломоустойчивости позволяет сегодня создавать толерантные формы и линии с использованием методов генной инженерии и клеточной селекции.

Ключевые слова: алюминий, почвенная кислотность, сельскохозяйственные культуры, стресс, механизмы устойчивости, генная инженерия, клеточная селекция.

Plant improvement for tolerance to aluminum in acid soils by of biotechnology methods (review)

I. G. Shirokikh^{1,2}, T. Ya. Ashihmina^{2,3},

¹N. V. Rudnitski Zonal North-East Agricultural Research Institute,
166a Lenina st., Kirov, Russia, 610007,

²Institute of Biology of the Komi Science Centre of the Ural Division RAS,
28 Kommunisticheskaya st., Syktyvkar, Russia, 167982,

³Vyatka State University,
36 Moskovskaya st., Kirov, Russia, 610000,
e-mail: irgenal@mail.ru

Acidic soil area increase which takes place due to anthropogenic impact is one of the factors limiting the productivity of agricultural plants worldwide. Phytotoxicity of acidic soil depends on many factors, however, the main reason for crop yields decrease is connected with a high content of mobile aluminium (Al^{3+}). High concentrations Al^{3+} cause inhibition of cell division, resulting in stunted root growth and decrease of the plants water and nutrients uptake of. Natural variability of tolerance to aluminum has been identified in many crop species, suggesting the possibility of breeding the varieties which are high-yielding and well-adapted to ionic toxicity. Tolerance to aluminum is among polygenic traits, and therefore the choice of strategy remains the limiting factor in the development of breeding approaches. In different cultures the genes were found, which are either induced or suppressed by the influence of Al^{3+} . The molecular markers were identified which are associated with Al-tolerance genes. This review discusses the approaches based on the use of

heterologous genes expression and somaclonal variation in the culture of isolated plant tissue which lead to reducing absorption of Al^{3+} or limiting cell damage by toxic ions. The progress in understanding the mechanisms of aluminosilicate allows to create tolerant shapes and lines using the methods of genetic engineering and cell selection.

Keywords: aluminum, soil acidity, crops, stress resistance mechanisms, genetic engineering, cell selection.

Алюминий занимает первое место среди металлов по распространённости, составляя около 8% массы земной коры [1]. Алюминий входит в огромное число минералов, главным образом алюмосиликатов и горных пород. Соединения алюминия содержат граниты, базальты, глины, полевые шпаты и др. Валовое содержание алюминия в различных почвах может изменяться в широких пределах от 1 до 30% (10000–300000 Al мг/кг) и не коррелирует с показателями токсичности почвы. Токсичность соединений алюминия в почве зависит от его химической формы [2]. Нерастворимые соединения алюминия, такие как оксиды, значительно менее токсичны по сравнению с его водорастворимыми формами (хлорид, нитрат, ацетат и сульфат алюминия). Если ионы алюминия образуют органические комплексы, а также соединения с фосфором или серой, то токсичность алюминия значительно снижается. При pH менее 4,5 растворимость фосфатов алюминия резко возрастает. Поэтому ионы Al^{3+} – основной токсический фактор в почвах с высоким уровнем кислотности [3].

Кислые почвы распространены во всём мире. Два основных географических пояса распространения кислых почв включают в себя влажные таёжные леса северной Евразии (9,9%) и влажные тропики Америки (40,9%), Азии (26,4%), Африки (16,7%), Австралии и Новой Зеландии (6,1%). Таким образом, почти 70% мирового фонда пахотных земель имеют кислую реакцию [4, 5], что приносит значительный ущерб, ограничивая сбор урожая сельскохозяйственных культур. Резкое сокращение в последнее время объёмов известкования земель сельскохозяйственного назначения, увеличение массы сброса в сточных водах тяжёлых металлов и алюминия, возрастание темпов аэротехногенного загрязнения существенно способствуют тенденции антропогенного закисления почв. Хотя низкое плодородие кислых почв обусловлено, как правило, сочетанием целого комплекса неблагоприятных факторов, таких как дефицит фосфора, кальция, магния и т. д., алюминий является всё же главным фактором снижения производства сельскохозяйственной продукции на 67% площадей кислых почв [5].

Токсичность алюминия и механизмы толерантности

Токсичность алюминия в растениях проявляется на физиологическом, клеточном и молекулярном уровнях, являясь причиной различных негативных эффектов: при митотическом делении клеток, в процессах фотосинтеза и дыхания, деформации корней, общем замедлении роста и развития растений [2, 6–8]. Алюминий вытесняет из клеток корней кальций, вызывая тем самым снижение проницаемости плазмалеммы, быстро блокирует её сорбционные центры, что нарушает ионный обмен. В результате, наряду с кальцием, алюминий вызывает недостаточность фосфора, железа, магния, марганца, калия, воды, нитратов для растений [9, 10]. Быстро проникая в клетки, алюминий и водород разобщают окисление и фосфорилирование [2].

Наиболее значимое место среди мишеней фитотоксичности алюминия занимают клеточная стенка, плазматическая мембрана, пути трансдукции сигналов, цитоскелет клеток корня, ДНК/ядро клетки. На молекулярном уровне основной мишенью токсического действия ионов алюминия являются комплексы белков и липидов, входящие в состав клеточных мембран [11, 12]. Имеются сведения о генотоксичном действии алюминия с образованием структурных мутаций различных видов: геномных, хроматидных и хромосомных aberrаций [13–15]. Для алюминия, как и для солей тяжёлых металлов, характерен феномен образования двуядерных клеток [16].

Механизм устойчивости растений к избытку ионов алюминия в почве направлен на ограничение скорости поступления алюминия в цитозоль и проявляется в степени иммобилизации ионов алюминия в клеточных стенках, уровне катионообменной ёмкости клеточных стенок; избирательной проницаемости клеточной мембраны; формировании индуцируемого растением pH-барьера в ризосфере или апопласте корня; выделении хелатирующих лигандов; выделении фосфатов и алюминия наружу [17–19]. Установлено, что специфической реакцией на ионы Al^{3+} для многих культур является стимуляция выработки

органических кислот корневой системой. Выделение янтарной, яблочной, лимонной и некоторых других кислот и их производных (малата, цитрата, оксалата, сукцината), которые хелатируют алюминий в корневой зоне почвы, является эффективным механизмом устойчивости многих культур [8]. Органические кислоты и их производные, выделяемые корнями растений, видоспецифичны: малат найден в корнях пшеницы [20], озимой ржи [21], цитрат – у растений кукурузы [22], сорго [23], ячменя [24]. У более устойчивых к алюминию растений пшеницы было найдено 10-кратное увеличение малоновой кислоты по сравнению с менее устойчивыми генотипами [25]. Выделение органических кислот в ответ на ионы Al^{3+} в среде выражено в наибольшей степени при его низких концентрациях. При увеличении концентрации токсичных ионов начинают действовать иные механизмы, как во внешней среде, так и в самом растении.

Многие высокоустойчивые виды, вместо того чтобы препятствовать попаданию ионов Al^{3+} в ткани, поглощают Al^{3+} и накапливают его в листьях, иногда в концентрациях, превышающих 3000 мг/кг. Во внутриклеточных процессах иммобилизации алюминия участвуют реакции комплексообразования, детоксикации и транспортировки алюминия. Растения, накапливающие в листьях алюминий в количестве от 1000 мг/кг и более, считаются видами-аккумуляторами. К их числу относят чай (*Camelia sinensis*), гортензию (*Hydrangea* sp.) и гречиху (*Fagopyrum esculentum*), а также целый ряд деревьев и кустарников. Большая часть алюминия в листьях чая находится в апопласте [26], тогда как в листьях гортензии и гречихи алюминий связан соответственно цитрат- и оксалат-ионами в вакуолярном пространстве. Декоративное растение гортензия изменяет цвет своих цветков от розового до голубого при выращивании на кислой почве с высоким содержанием Al^{3+} [27]. Причиной изменения цвета является формирование комплексов дельфинидина с алюминием [28]. Гречиха может накапливать до 15000 мг/кг алюминия в листьях, если её выращивают на кислых почвах [27]. Для защиты растительных клеток от повреждений алюминий связывается органическими лигандами [29]. В реакции связывания участвуют, в зависимости от локализации алюминия в ксилеме или листьях, соответственно цитрат или оксалат [30].

Наиболее важные внешние физиологические механизмы толерантности растений к избытку ионов Al^{3+} сводятся к следующему:

экссудация органических кислот и фосфатов, хелатирующих алюминий; иммобилизация и закрепление алюминия в клеточных стенках; активный отток алюминия через мембраны; продукция клеточной слизи; эксклюзия алюминия из клеток корня в ризосферу; избирательная проницаемость мембран клеток корня [16]. К внутренним механизмам авторы относят синтез алюмосвязывающих протейнов, хелатирование алюминия в цитозоле, компартментацию в вакуоле, присутствие алюмотолерантных ферментов и в целом повышенную ферментную активность растений в условиях стрессовой ситуации.

Это говорит о возможности мультигенной зависимости механизмов адаптации к обусловленной алюминием токсичности, каждый из которых реализуется при определённых условиях [4]. Устойчивость растений к токсичности алюминия имеет сложную природу и контролируется генетически [31, 32]. При изучении процесса индуцированной алюминием секреции малата корнями устойчивых и неустойчивых к Al^{3+} изогенных линий пшеницы была выявлена разница в реакции растений, различающихся по одному известному гену. Установлен ген *ALMT1* (aluminum-activated malate transporter), детерминирующий мембранный белок, который образуется в больших количествах в апексах корней более устойчивых к алюминию изогенных линий пшеницы [20].

Многие исследовательские группы занимаются выделением, созданием и изучением молекулярных маркеров генов толерантности растений к алюминию. Клонированы гены, контролирующие корневую экскрецию органических анионов – малата [20, 24] и цитрата [21, 24], которые связывают токсичные ионы Al^{3+} во внеклеточном пространстве; и гены белков транспортёров [33, 34], повышающих резистентность при попадании алюминия в апопласт.

К сожалению, результаты подобных работ пока не могут быть напрямую использованы в практической селекции. Идентификация локусов RFLP, RAPD, SSR и AFLP часто затруднена присутствием гомологичных локусов и/или множественными аллелями.

Генная инженерия транспортных белков и антиоксидантов

Темпы накопления знаний о роли отдельных генов в реакциях на ионную токсикацию среды резко возросли в связи с возможностью

целенаправленного генно-инженерного манипулирования [35]. Путём внедрения генных конструкций создаются линии с потенциально более высокой толерантностью к токсичности алюминия на кислых почвах. Например, с этой целью использовали ген транспортера малата (*ALMT1*), выделенный из алюмотолерантной пшеницы, с промотором *Ubi1* [36]. Путём агробактериальной трансформации данной конструкцией сорта Golden Promise были получены 25 первичных трансформантов, три из которых проявили высокий уровень экспрессии целевого гена. Благодаря активному выведению из клеток малата трансформанты ячменя были устойчивы к ионам Al^{3+} как при тестировании в гидропонной культуре, так и при выращивании в почве с повышенной кислотностью. Стабильная экспрессия гетерологического гена сохранялась и в поколении T2.

После того как были установлены и клонированы гены, контролирующие устойчивость к ионам Al^{3+} , они были использованы для трансформации растений [35]. Большинство из них относятся к семействам генов MATE и ALMT и кодируют белки, участвующие в транспорте органических анионов через плазматическую мембрану во внешнюю среду. Генно-инженерное встраивание *ALMT1* было осуществлено в геном таких видов растений, как арабидопсис, пшеница, ячмень, и почти во всех случаях трансгенные растения характеризовались Al^{3+} -обусловленной активацией транспорта малата и повышенной устойчивостью к ионам Al^{3+} [35–38]. Единственным исключением был рис, после трансформации которого геном *ALMT1* наблюдали активацию малатного транспортера, но это не сопровождалось повышением алюмоустойчивости растений [20]. Гены, принадлежащие семейству MATE, кодирующие транспортные белки цитрата, были использованы для трансформации модельных растений арабидопсиса и табака [22, 24], что также сопровождалось повышением устойчивости растений к алюминию. Таким образом, увеличение экспрессии генов, кодирующих транспортные белки, рассматривается на сегодняшний день как наиболее эффективный генно-инженерный способ повышения устойчивости растений к токсичности ионов [35].

В то же время одним из механизмов цитотоксического действия алюминия является окислительный стресс [39, 40]. К числу ключевых компонентов системы защиты клеток и тканей от окислительной деструкции относится антиоксидантный фермент супер-

оксиддисмутаза (СОД, КФ 1.15.1.1). СОД катализирует реакцию дисмутации супероксидных анион-радикалов до молекулярного кислорода и пероксида водорода. Супероксидные анион-радикалы могут вызывать прямые повреждающие эффекты, а также быть источником образования других, в том числе и более токсичных, форм кислорода. Поэтому клетка нуждается в строгом контроле над продукцией и своевременном удалении данных радикалов.

Антиокислительную активность внутри клетки можно значительно повысить, внедрив в геном реципиентного растения ген фермента супероксиддисмутазы с промотором, обеспечивающим высокий уровень экспрессии во всех органах и тканях. Генетически модифицированные культуры с суперэкспрессией гена СОД – табак [41], кукуруза [42], арабидопсис [43], томат [44, 45], рапс [46] – демонстрировали большую, в сравнении с обычными растениями, устойчивость к воздействию неблагоприятных факторов среды, включая токсичность алюминия [46].

Культура *in vitro* и клеточная селекция

Методы культуры изолированной ткани и клеток используются для изучения реакции клеток на алюминиевую токсичность, скрининга устойчивых к алюминию генотипов, а также для создания и идентификации соматоклональных вариантов с повышенной устойчивостью к токсичным ионам [3]. Клеточная основа устойчивости к алюминию делает целесообразным получение алюмоустойчивых форм растений методом отбора в культуре ткани. В основе клеточной селекции лежит явление соматоклональной (генетической) изменчивости, накапливаемой в процессе искусственного культивирования тканей на кариотипическом, морфологическом, биохимическом и молекулярном уровнях [47]. Одно из наиболее важных следствий соматоклональной изменчивости заключается в значительном увеличении частоты хромосомных нарушений в процессе культивирования тканей. Многие из этих хромосомных изменений способны влиять на тотипотентность и не будут передаваться регенерантам, поскольку избирательность морфогенеза элиминирует многие хромосомные отклонения от нормы. Несмотря на высокую изменчивость каллусной культуры в процессе культивирования, регенеранты сохраняют относительную стабильность. Это обеспечивается тем, что, во-первых, регенерационной способностью обладают, как пра-

вило, цитогенетически нормальные клетки; во-вторых, происходит элиминация крупных изменений в стадии мейоза. В результате этого в потомство первичных регенерантов передаются только точковые мутации, не вызывающие резкого снижения жизнеспособности растений. Вследствие этого предлагалось, в частности, применять культуру ткани для создания чувствительных мутантов из устойчивых растений. Это обеспечило бы возможность использовать для идентификации и характеристики генов устойчивости формы с близкими генотипами [48]. Хотя точная природа соматональной изменчивости пока не установлена (возможны мутации, разная экспрессия генов, соматический кроссинговер и др.), целесообразность её использования в селекционных целях очевидна ввиду расширения спектра генетического разнообразия.

На уровень соматональной изменчивости влияют многие факторы: наличие генетической изменчивости в соматической ткани растений, используемой в качестве экспланта, длительность выращивания в культуре *in vitro*, использование специфических компонентов среды. В индукции соматональной изменчивости *in vitro* участвуют основные фитогормоны – ауксины и цитокинины, которые входят в состав питательных сред для культивирования каллусных тканей [49, 50]. Их воздействие осуществляется через регуляторные гены [51, 52], модуляцию метилирования генома [53] и индукцию стрессзависимых генов [54, 55]. Всё это определяет возможность непосредственного участия ауксинов и цитокининов в адаптационных процессах за счёт регуляции экспрессии генов в растениях.

В работе, проведённой на культуре винограда, было показано, что соматоклоны, полученные в культуре изолированной ткани, проявляли больший полиморфизм, чем клоны, полученные традиционным путём в полевых условиях [56]. Авторы считают, что соматональный эмбриогенез с отклонениями желаемых признаков может быть полезен для улучшения сортов при сохранении их основных сортовых характеристик.

Опираясь на данные геномики и транскриптомики, сегодня с уверенностью можно говорить о значительном вкладе в природу соматональной изменчивости эпигенетических факторов. Эпигенетические механизмы регуляции экспрессии генов реализуются посредством стойких модификаций хроматина в тех участках, где эти гены расположены. Установлено, в частности, что вызванные стрессовыми усло-

виями изменения в процессах метилирования ДНК могут наследоваться и обуславливать адаптацию растения к стрессовому фактору в ряду поколений [35]. В дедифференцированных каллусных клетках эпигенетические события – амплификация генов и метилирование – происходят с большей интенсивностью, чем в интактном растении [57]. Изучали эпигенетические изменения рибосомальной (35S) ДНК *Nicotiana tabacum*, сопровождающие клеточную дедифференциацию и дифференциацию. В дедифференцированном каллусе и корнях, по сравнению с листьями, наблюдалось снижение метилирования по ЦГ и ЦЛГ (цитозин – гуанин и цитозин – любой нуклеотид – гуанин). Деметилирование было неслучайным, а затрагивало определённые семейства генов рибосомальной ДНК. Таким образом, стадия тотипотентности и пролиферации каллуса сопровождалась снижением метилирования, т. е. увеличением экспрессии ряда рибосомальных генов, но это не было связано с деконденсацией хроматина в соответствующих рибосомальных ДНК локусах [58]. Характерно, что регенерированные из каллусов растения имели частичное или полное восстановление метилирования соответствующих последовательностей.

Для риса было показано, что несколько копий определённых транспозонов активировались (деметилировались) в культуре ткани [59]. Но при получении регенерантов из каллусов степень метилирования этих транспозонов постепенно увеличивалась с ростом растений и существенно – в последующей генерации. Таким образом, соматональные изменения, индуцируемые *in vitro*, реализовываются в процессе регенерации с высокой степенью неопределённости.

Тем не менее соматональная изменчивость по признаку чувствительности к алюминию была успешно использована при выведении устойчивого к кислым почвам сорго – культуры, весьма чувствительной к алюминию [60].

Однако для практического использования селекции *in vitro* с целью создания устойчивых сортов необходимо, чтобы степень устойчивости на уровне культуры клеток и всего растения тесно коррелировала, как это было показано для люцерны [61]. Устойчивые формы можно идентифицировать путём сравнения роста каллуса на кислой среде в присутствии и отсутствии алюминия. Видимо, как в культуре клеток, так и на уровне целого растения функционируют аналогичные механизмы устойчивости. До настоящего времени недо-

статочно изучена связь признаков *in vitro* по отношению к условиям *in vivo*.

Для проведения направленных отборов в культуре *in vitro* создаётся селективный фон, позволяющий отобрать клетки с нужными качествами. Разработка селективных сред с введением фитотоксичных ионов Al^{3+} для культуры клеток может представлять определённые трудности, поскольку алюминий способен взаимодействовать с другими ионами с образованием нерастворимых осадков. Поэтому фактические концентрации алюминия в агаризованной среде могут быть значительно ниже, чем добавленные в среду [3]. Однако именно этот этап клеточной селекции обеспечивает возможность повышения приспособленности генотипов и позволяет отнести данное направление клеточной инженерии к методам адаптивной селекции.

Путём выращивания непосредственно на кислой среде, содержащей алюминий, с последующим снятием его воздействия, впервые удалось отобрать устойчивые клеточные линии табака [62]. В культуре клеток на среде, содержащей алюминий, также были отобраны стабильные по признаку устойчивости к алюминию линии моркови [63]. Позднее возможность использования кислых селективных систем с алюминием в культуре *in vitro* была показана в работах [64–65] для ячменя. Сочетание отборов *in vitro* с традиционными методами селекции позволило создать в НИИСХ Северо-Востока новые высокопродуктивные сорта ячменя Бионик и Форвард, отличающиеся повышенной устойчивостью к токсичности алюминия на кислых почвах [66].

Заключение

Эдафический стресс, обусловленный высокими концентрациями в почвенном растворе ионов водорода и алюминия, в значительной степени снижает возможности растений реализовать свою генетическую программу. Формируя специфический фенотип, токсичность ионов накладывает ограничения на интенсивность продукционного процесса и, следовательно, на конечный урожай сельскохозяйственных культур.

Понимание механизмов токсичности алюминия и устойчивости к нему растений необходимо для создания сортов растений с повышенной устойчивостью. Основной причиной существенных различий в степени чувствительности генетически близких форм растений к токсичности алюминия является

наличие механизмов, инактивирующих токсические ионы и в неодинаковой степени проявляющихся у разных видов и сортов.

Прогресс в изучении алюмоустойчивости растений позволяет сегодня создавать толерантные формы и линии с использованием биотехнологических методов, в частности, генетической инженерии и клеточной селекции. Это особенно важно для повышения адаптации растений к неблагоприятным условиям выращивания, эффективного использования генетических и почвенно-климатических ресурсов, охраны окружающей среды.

References

1. Pukhalskaya N.V. Problematic issues of aluminum toxicity (review) // *Agrokhimiya*. 2005. № 8. P. 70–82. [Пухальская Н.В. Проблемные вопросы алюминиевой токсичности (обзор) // *Агрохимия*. 2005. № 8. С. 70–82]
2. Klimashevskiy E.L., Chernysheva N.F. Genetic variability of plant resistance to ion toxicity (hydrogen and aluminium) in the root zone: theory and practical aspects // *Selskokhozaystvennaya biologiya*. 1980. T. 15. № 2. P. 270–277. [Климашевский Э.Л., Чернышева Н.Ф. Генетическая вариабельность устойчивости растений к ионной токсичности (водорода и алюминия) в зоне корней: теория и практические аспекты // *Сельскохозяйственная биология*. 1980. Т. 15. № 2. С. 270–277].
3. Samac D.A., Tesfaye M. Plant improvement for tolerance to aluminum in acid soils – a review // *Plant Cell, Tissue and Organ Culture*. 2003. V. 75. P. 189–207.
4. von Uexkull H.R., Mutert E. Global extent, development and economic impact of acid soils // *Plant Soil*. 1995. V. 71. P. 1–15.
5. Eswaran H., Reich P., Beinroth F. Global distribution of soils with acidity // *Plant-soil interactions at low pH* / Moniz A.C. et al. (eds) *Brazilian Soil Science Society*, 1997. P. 159–164.
6. Taylor G.J. Overcoming barriers to understanding the cellular basis of aluminium resistance // *Plant and Soil*. 1995. V. 171. № 1. P. 89–103.
7. Kochian L.V. Cellular mechanisms of aluminum toxicity and resistance plants // *Ann. Rev. Plant Biol.* 1995. V. 46. P. 237–260
8. Ma J.F., Ryan P.R., Delhaize E. Aluminium tolerance in plants and the complexing role of organic acids // *Trends in Plant Science*. 2001. V. 6. P. 273–278.
9. Matsumoto H. Cell biology of aluminum toxicity and tolerance in higher plants // *Int. Rev. Citol.* 2000. V. 200. P. 1–46.
10. Kochian L.V., Hoekenga J.A., Pineros M.A. How do crop plants tolerate acid soils? Mechanisms of aluminum tolerance and phosphorous efficiency // *Ann. Rev. Plant Biol.* 2004. V. 55. P. 459–493.
11. Yamamoto Y., Kobayashi Y., Matsumoto H. Lipid peroxidation is an early symptom triggered by aluminum,

but not the primary cause of elongation inhibition in pea roots // *Plant Physiol.* 2001. V. 125. P. 199–208.

12. Zheng S.J., Yang J.L., He Y.F., Yu X.H., Zhang L., You J.F., Shen R.F., Matsumoto H. Immobilization of aluminum with phosphorus in roots is associated with high aluminum resistance in buckwheat // *Plant Physiol.* 2005. V. 138. P. 297–303.

13. Synzynys B.I., Nikolskaya O.G., Bulanova N.V., Kharlamova O.V. On the effect of aluminum on wheat seedlings at different pH values of cultivation medium // *Sel'skokhozyaystvennaya biologiya.* 2004. № 3. P. 80–84. [Сынзыныс Б.И., Никольская О.Г., Буланова Н.В., Харламова О.В. О действии алюминия на проростки пшеницы при разных значениях pH среды культивирования // *Сельскохозяйственная биология.* 2004. № 3. С. 80–84].

14. Aniol A.M. Physiological aspects of Al tolerance associated with the long arm of chromosome 2D of the wheat genome // *Theor. Appl. Genet.* 1995. № 91. P. 510–516.

15. Muyuan Y.Z., Jianwe, P., Lilin W., Qing G., Chunyuan H. Mutation induced enhancement of Al tolerance in barley cell lines // *Plant Science.* 2003. V. 164. P. 17–23.

16. Hede A. R., Skovmand B., Lopez-Cesati J. Acid soils and aluminum toxicity // *Application of Physiology in Wheat Breeding.* CIMMYT. 2001. 240 p.

17. Li Y.Y., Zhang Y.J., Zhou Y., Yang J.L., Zheng S.J. Protecting cell walls from binding aluminum by organic acids contributes to aluminum resistance // *Journal of Integrative Plant Biology.* 2009. V. 51. P. 574–580.

18. Ryan P.R., Delhaize E., Jones D.L. Function and mechanism of organic anion exudation from plant roots // *Annual Review of Plant Biology.* 2001. V. 52. P. 527–560.

19. Basu U., Godbold, D., Taylor G. J. Aluminium resistance in *Triticum aestivum* associated with enhanced exudation of malate // *J. Plant Physiol.* 1994. № 144. P. 747–753.

20. Sasaki T., Yamamoto Y., Ezaki B., Katsuhara M., Ahn S., Ryan P., Delhaize E., Matsumoto H. A wheat gene encoding an aluminum-activated malate transporter // *J. Plant. Phys.* 2004. V. 37. № 5. P. 645–653.

21. Collins N.C., Shirley N.J., Saeed M., Pallotta M., Gustafson J.P. An *ALMT1* gene cluster controlling aluminum tolerance at the *Alt4* locus of rye (*Secale cereale* L.) // *Genetics.* 2008. V. 179. P. 669–682.

22. Maron L.G., Pineros M.A., Guimaraes C.T., Magalhaes J.V., Pleiman J.K., Mao C.Z., Shaff J., Belicuas S.N.J., Kochian L.V. Two functionally distinct members of the MATE (multidrug and toxic compound extrusion) family of transporters potentially underlie two major aluminum tolerance QTLs in maize // *Plant J.* 2010. V. 61. P. 728–740.

23. Magalhaes J.V., Garvin D.F., Wang Y.H., Sorrells M.E., Klein P.E., Schaffert R.E., Li L., Kochian L.V. Comparative mapping of a major aluminum tolerance gene in sorghum and other species in the Poaceae // *Genetics.* 2004. V. 167. P. 1905–1914.

24. Furukawa J., Yamaji N., Wang H., Mitani N., Murata Y., Sato K., Katsuhara M., Takeda K., Ma J.F. An aluminum-activated citrate transporter in barley // *Plant Cell Physiol.* 2007. V. 48. P. 1081–1091.

25. Delhaize E., Ryan P., Rendall P. Altolerance in wheat. Aluminium stimulated excretion // *Plant Physiol.* 1993. V. 103. P. 695–702.

26. Tolra R., Vogel-Mikus K., Hajiboland R., Kump P., Pongrac P., Kaulich B., Gianoncelli A., Babin V., Barcelo J., Regvar M., Poschenrieder C. Localization of aluminium in tea (*Camellia sinensis*) leaves using low energy X-ray fluorescence spectromicroscopy // *J. Plant. Res.* 2011. V. 124. P. 165–172.

27. Ma J.F., Hiradate S., Nomoto K., Iwashita T., Matsumoto H. Internal detoxification mechanism of Al in hydrangea – Identification of Al form in the leaves // *Plant Physiol.* 1997. V. 113. P. 1033–1039.

28. Takeda K., Kariuda M., Itoi H. Blueing of sepal color of hydrangea-macrophylla // *Phytochemistry.* 1985. V. 24. P. 2251–2254.

29. Ma J.F., Ryan P.R., Delhaize E. Aluminium tolerance in plants and the complexing role of organic acids // *Trends Plant Sci.* 2001. V. 6. P. 273–278.

30. Ma J.F., Hiradate S. Form of aluminium for uptake and translocation in buckwheat (*Fagopyrum esculentum* Moench) // *Planta.* 2000. V. 211. P. 355–360.

31. Komatsuda T., Annaka T., Oka S., Genetic mapping of a quantitative trait locus (QTL) that enhances the shoot differentiation rate in *Hordeum vulgare* L. // *Theor. Appl. Genet.* 1993. V. 86. P. 713–720.

32. Hoekenga O.A., Maron L.G., Pineros M.A., Cancado G.M.A., Shaff J., Kobayashi Y., Ryan P.R., Dong B., Delhaize E., Sasaki T., Matsumoto H., Yamamoto Y., Koyama H., Kochian L.V. *AtALMT1*, which encodes a malate transporter, is identified as one of several genes critical for aluminum tolerance in *Arabidopsis* // *Proc Natl Acad Sci USA.* 2006. V. 103. P. 9738–9743.

33. Huang C.F., Yamaji N., Mitani N., Yano M., Nagamura Y., Ma J.F. A bacterial-type ABC transporter is involved in aluminum tolerance rice // *Plant Cell.* 2009. V. 21. P. 655–667.

34. Huang C.F., Yamaji N., Ma J.F. Knockout of a bacterial-type atp-binding cassette transporter gene, *AtSTAR1*, results in increased aluminum sensitivity in *Arabidopsis* // *Plant Physiol.* 2010. V. 153. P. 1669–1677.

35. Zhou G., Delhaize E., Zhou M., Ryan P. R. Biotechnological solutions for enhancing the aluminium resistance of crop plants // *Abiotic stress in plants – mechanisms and adaptations* / Ed. A. Shanker and B. Venkateswarlu / Publisher: In Tech September, 2011. P. 119–142. [Электронный ресурс]. <http://www.intechopen.com/books>.

36. Delhaize E., Ryan P.R., Hebb D.M., Yamamoto Y., Sasaki T., Matsumoto H. Engineering high level aluminium tolerance in barley with the *ALMT1* gene // *Proc. Natl. Acad. Sci. USA.* 2004. V. 101. P. 15249–15254.

37. Pereira J.F., Zhou G.F., Delhaize E., Richardson T., Zhou M.X., Ryan P.R. Engineering greater aluminium resistance in wheat by overexpressing *TaALMT1* // *Ann Bot.* 2010. V. 106. P. 205–214.

38. Ryan P.R., Tyerman S.D., Sasaki T., Furuichi T., Yamamoto Y., Zhang W.H., Delhaize E. The identification of aluminium-resistance genes provides opportunities for enhancing crop production on acid soils // *J. Exp. Bot.* 2011. V. 62. P. 9–20.

39. Chzhan Kh., Li Ya.Kh., Khu L.Yu., Van S. Kh., Chzhan F. K., Khu K. D. The effect of treatment of wheat leaves with nitric oxide donor on the antioxidant metabolism under stress caused by aluminium // *Fiziologiya rasteniy.* 2008. V. 55. № 4. P. 523–528. [Чжан Х., Ли Я.Х., Ху Л.Ю.,

- Ван С.Х., Чжан Ф.К., Ху К. Д. Влияние обработки листьев пшеницы донором окиси азота на антиокислительный метаболизм при стрессе, вызванном алюминием // Физиология растений. 2008. V. 55. № 4. P. 523–528].
40. Ezaki B., Gardner R.C., Ezaki Y., Matsumoto H. Expression of aluminum-induced genes in transgenic *Arabidopsis* plants can ameliorate aluminum stress and/or oxidative stress // Plant Physiol. 2000. V. 122. P. 657–665.
41. Van Camp W., Capiou K., Van Montagu M., Inze D., Slooten L. Enhancement of oxidative stress tolerance in transgenic tobacco plants overexpressing Fe-superoxide dismutase in chloroplasts // Plant Physiol. 1996. V. 112. P. 1703–1714.
42. Van Breusegem F., Slooten L., Stassart J., Moens T., Botterman J., Van Montagu M., Inze D. Overproduction of *Arabidopsis thaliana* FeSOD confers oxidative stress tolerance to transgenic maize // Plant Cell Physiol. 1999. V. 40. P. 515–523.
43. Gao X., Ren Z., Zhao Y., Zhang H. Overexpression of SOD increases salt tolerance of *Arabidopsis* // Plant Physiol. 2003. V. 133. P. 1873–1881.
44. Serenko E.K., Ovchinnikova V.N., Kurenina L.V., Baranova E.N., Gulevich A.A., Maysuryan A.N., Kharchenko P.N. Obtaining transgenic tomato plants with the gene Fe dependent superoxide dismutase // Доклады Российской академии наук. № 4. P. 12–14. [Серенко Е.К., Овчинникова В.Н., Куренина Л.В., Баранова Е.Н., Гулевич А.А., Майсурян А.Н., Харченко П.Н. Получение трансгенных растений томата с геном Fe-зависимой супероксиддисмутазы // Доклады РАН. № 4. P. 12–14].
45. Baranova E.N., Gulevich A.A., Maysuryan A.N., Lavrova N.V. Ultrastructural organization of cells of transgenic tomato plants with gene Fe-SOD in conditions of salinization of the nutrient medium // Izvestiya TSKHA. 2011. № 1. P. 90–96. [Баранова Е.Н., Гулевич А.А., Майсурян А.Н., Лаврова Н.В. Ультраструктурная организация клеток трансгенных растений томата с геном Fe-SOD при засолении питательной среды // Известия ТСХА. 2011. № 1. С. 90–96].
46. Basu U., Good A. G., Taylor G.J. Transgenic *Brassica napus* plants overexpressing aluminium-induced mitochondrial manganese superoxide dismutase cDNA are resistant to aluminium // Plant. Cell Envir. 2001. V. 24. P. 1269–1278.
47. Larkin P.J., Scowcroft W.R. Somaclonal variation – a novel source of variability from cell culture for plant improvement // Theor. Appl. Genet. 1981. V. 60. P. 197–214.
48. Moon D.H., Ottoboni L.M.M., Souza A.P., Sibov S.T., Gaspar M., Arruda P. Somaclonal-variation-induced aluminum-sensitive mutant from an aluminum-inbred maize tolerant line // Plant Cell Rep. 1997. V. 16. P. 686–691.
49. Marchenko A.O. Realization of morphogenetic potential of plant organisms: calibration approach // Zhurnal obshchey biologii. 1999. T. 60. № 6. P. 654–667. [Марченко А.О. Реализация морфогенетического потенциала растительных организмов: калибровочный подход // Журн. общей биологии. 1999. Т. 60. № 6. С. 654–667].
50. Meins F.Jr, Seldran M. Pseudodirected variation in the requirement of cultured plant cells for cell-division factors // Development. 1994. V. 120. P. 1163–1168.
51. Schmulling T., Schafer S., Romanov G. Cytokinins as regulators of gene expression // Physiol. Plant. 1997. V. 100. P. 505–519.
52. Woodward A.W., Bartel B. Auxin: regulation, action, and interaction // Annals Bot. 2005. V. 95. № 5. P. 707–735.
53. Vanyushin B.F. DNA methylation and epigenetics // Genetics. 2006. T. 42. № 9. P. 1186–1199. [Ванюшин Б.Ф. Метилирование ДНК и эпигенетика // Генетика. 2006. Т. 42. № 9. С. 1186–1199]
54. Davletova S., Meszaros T., Miskolczi P. Auxin and heat shock activation of a novel member of the calmodulin like domain protein kinase gene family in cultured alfalfa cells // J. Exp. Bot. 2001. V. 52. P. 215–221.
55. Reiser V., Raitt D.C., Saito H. Yeast osmosensor Sln1 and plant cytokinin receptor Cre 1 respond to changes in turgor pressure // J. Cell. Biol. 2003. V. 161. P. 1035–1040.
56. Schellenbaum P., Mohler V., Wenzel G., Walter B. Variation in DNA methylation patterns of grapevine somaclones (*Vitis vinifera* L.) // BMC Plant Biol. 2008. V. 8. P. 78–87.
57. 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.
58. 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.
59. Cheng C., Daigen M., Hirochika H. Epigenetic regulation of the rice retrotransposon Tos17 // Mol. Genet. Genomics. 2006. V. 276 (4). P. 378–390.
60. Foy C.D., Duncan R.R., Waskon R.M., Miller D.R. Tolerance of sorghum genotypes to an acid, aluminum toxic tatum subsoil // J. Plant Nutr. 1993. V. 161. P. 97–127.
61. Dall'Agnol M., Bouton J.H., Parrott W.A. Screening methods to develop alfalfa germplasm tolerant of acid, aluminum toxic soils // Crop Sci. 1996. V. 36. P. 64–70.
62. Conner A.J., Meredith C.P. Large scale selection of aluminum-resistant mutants from plant cell cultures: expression and inheritance in seedlings // Theor. Appl. Genet. 1985. V. 71. P. 159–165.
63. Arihara A., Kumagai R., Koyama H., Ojima K. Aluminum tolerance of carrot (*Daucus carota* L.) plants regenerated from cell cultures // Soil Sci. Plant Nutr. 1991. V. 37. P. 699–705.
64. Muyuan, Y.Z., Jianwei, P., Lilin, W., Qing, G., Chunyuan, H. Mutation induced enhancement of Al tolerance in barley cell lines // Plant Science. 2003. V. 164. P. 17–23.
65. Shirokikh I.G., Ogorodnikova S.Yu., Dalke I.V., Shupletsova O.N. Biochemical and physiological estimation of barley regenerants obtained in selective systems // Biology Bulletin. 2011. V. 38. № 6. P. 602–607.
66. Shupletsova O.N., Shirokikh I.G. Creation of new barley varieties by biotechnology methods and the results of evaluating their economic value // Rasteniya v usloviyakh globalnikh i lokalnikh prirodno-klimaticheskikh i antropogennikh vozdeystviy. Petrozavodsk: KNCRAN, 2015. P. 606. [Шуплецова О.Н., Широких И.Г. Создание новых сортов ячменя методами биотехнологии и результаты оценки их хозяйственной ценности // Растения в условиях глобальных и локальных природно-климатических и антропогенных воздействий. Петрозаводск: КНЦ РАН, 2015. С. 606]

Новый метод определения общего содержания хлорофилла в кроне растений

© 2016. И. Г. Абдурахманова, нач. отд.,
Национальное аэрокосмическое агентство,
AZ 1115, Азербайджан, г. Баку, ул. Ахундова, стр. 1,
e-mail: irada.abdurrahmanova@mail.ru

В общем случае хлорофилл в листьях может быть определен с учётом спектра отражения, так как красный участок спектра сильно поглощается хлорофиллом. Однако изменения в красной области спектра отражения в расчёте на единицу измерения хлорофилла при увеличении содержания хлорофилла малы. Рост LAI приводит к увеличению содержания хлорофилла в кроне независимо от изменений среднего содержания хлорофилла в листьях. Хлорофилл *a* и *b* поглощают меньше радиации в зелёном спектральном диапазоне, а также в диапазоне «Red edge». Индексы «Chl-G» и «Chl-Re» являются более чувствительными к изменению значения содержания хлорофилла в листьях, так как в них используются зелёные и красные диапазоны. Триангулярный вегетационный индекс (TGI), вычисляемый по треугольнику с узловыми точками (λ_n, R_n) , (λ_r, R_r) и (λ_g, R_g) , где R_n является коэффициентом отражения в ближнем инфракрасном диапазоне; λ_n , λ_r и λ_g являются центральными длинами волн в ближнем инфракрасном, красном и зелёном диапазонах соответственно, имеет существенно различные зависимости от содержания хлорофилла *a+b* и от индекса листовой площади. В статье исследуется возможность определения временного максимума общего содержания хлорофилла в кроне растений с помощью триангулярного вегетационного индекса. Получена формула для определения суммарного количества хлорофилла в кроне применительно к моменту стыка вегетационного и репродуктивного циклов в фенологии растений. Показано, что произведение $Chl \times LAI$ имеет максимум от триангулярного вегетационного индекса TGI. При этом имеет место совпадение максимума $Chl \times LAI$ от индекса TGI с максимумом $Chl \times LAI$ от текущего времени фенологического цикла T_{fen} . Следовательно, экстремальное значение общего содержания хлорофилла в кроне растений в вегетационном цикле может быть определено с помощью индекса TGI. Показано, что при этом достигается существенное упрощение измерительных процедур, и достаточным в этих целях является измерение индекса TGI во временной последовательности вегетационного цикла или нормализованной разницы измеренных спектральных значений в двух диапазонах.

Ключевые слова: растительность, хлорофилл, спектр, вегетационный индекс, дистанционное зондирование, триангулярный индекс.

New method of determination of total amount of chlorophyll in the vegetation crown

I. H. Abdurrahmanova,
National Aerospace Agency,
1 Akhundov str., Baku, Azerbaijan, AZ1115,
e-mail: irada.abdurrahmanova@mail.ru

Commonly the amount of chlorophyll in leaves can be determined taking into account the reflection spectrum, because the red zone of spectrum is strongly absorbed by chlorophyll. But changes in the red zone of reflection spectrum are low if calculated per unit of chlorophyll measurement upon increase of chlorophyll content. The increase of LAI index leads to increase of content of chlorophyll in the vegetation crown independently from changes of the average amount of chlorophyll in leaves. Chlorophyll *a* and *b* absorb less radiation in green spectral zone, as well as in and the «red edge» band. The indices «Chl-G» and «Chl-Re» are more sensitive to changes of leaves chlorophyll content because these indices use green and red spectral zones. Triangular vegetation index (TGI), calculated using a triangle with node points (λ_n, R_n) , (λ_r, R_r) и (λ_g, R_g) , R_n is a reflectance coefficient in the near infrared band, λ_n , λ_r and λ_g are accordingly central wavelengths in near infrared, red and green bands, is characterized by a significantly different dependence on chlorophyll content *a+b* and on leaf area index. The paper studies the possibility of determination of temporal maximum of total amount of chlorophyll in the vegetation crown with the help of triangular vegetation index. The formula for determination

of total amount of chlorophyll in the crown in application to time point of juncture of vegetation and reproduction cycles in the vegetation phenology is derived. It is shown that product $Chl \times LAI$ has a maximum of the triangular vegetation index TGI. At the same time the maximums of $Chl \times LAI$ depending on TGI coincides with the maximum of $Chl \times LAI$ in dependence of current time of phenology cycle T_{fen} . Therefore, the extremum value of total content of chlorophyll in the vegetation crown during the vegetational cycle can be calculated using TGI index. It is shown that it can simplify significantly the measuring procedures and for that purpose it would be enough to measure the TGI index in the temporal sequence of vegetational cycle or normalized difference of measured spectral values in two spectral bands.

Keywords: vegetation, chlorophyll, spectrum, vegetation index, remote sensing, triangular index.

С развитием спутниковых систем дистанционного зондирования одним из приоритетных направлений исследования земного покрова стал дистанционный мониторинг состояния растительных массивов. С этой целью в настоящее время используется большое количество вегетационных индексов [1–8]. Одним из таких индексов является триангуляционный вегетационный индекс (TGI), широко используемый для исследования общего содержания хлорофилла ($a+b$) в листьях, а также индекса листовой площади (LAI).

В настоящей статье мы рассмотрим возможность определения с помощью индекса TGI экстремальной величины общего содержания хлорофилла в кроне растений в вегетационном цикле. Важность такого исследования заключается в том, что при этом достигается существенное упрощение измерительных процедур и взамен временных измерений LAI и содержания хлорофилла в листьях оказывается достаточным измерение индекса TGI во временной последовательности вегетационного цикла.

Как сообщается в работе [1], первый спутниковый относительный вегетационный индекс (RVI) и нормализованный дифференциальный вегетационный индекс (NDVI) были предложены для ослабления влияния атмосферы при оценке состояния вегетации. В дальнейшем появилось множество других индексов, которые основывались на вычислении отношения или нормализованной разницы измеренных спектральных значений в двух диапазонах.

Следует отметить, что все используемые вегетационные индексы рассчитываются с учётом спектральных отражательных и поглощающих способностей растительности. При этом рассматриваются спектральные свойства как отдельных листьев, так и всей кроны растения.

На отражательную способность кроны растительности влияют LAI, ориентация листьев. При этом содержание хлорофилла в листьях может быть определено с учётом

спектра отражения листьев. Известно, что красный участок спектра сильно поглощается хлорофиллом. При увеличении содержания хлорофилла изменения в красной области спектра отражения в расчёте на единицу измерения хлорофилла достаточно малы. При росте LAI содержание хлорофилла в кроне увеличивается независимо от изменений среднего содержания хлорофилла в листьях [1]. Согласно [2], NDVI хорошо коррелирует с содержанием хлорофилла в значении LAI. Хлорофиллы a и b поглощают меньше радиации в зелёном спектральном диапазоне, а также в диапазоне «Red edge» (край красного перехода). По этой причине чувствительность индексов, использующих зелёные или красные диапазоны, таких как хлорофильные индексы «Chl-G» и «Chl-Re», являются более чувствительными к изменению значения содержания хлорофилла в листьях [3].

Следует отметить, что в технике спутникового дистанционного зондирования достаточно широко применяется такой показатель, как общее количество хлорофилла в кроне растений.

Как отмечается в работе [4], общее количество хлорофилла в кроне растений увеличивается в течение вегетационного периода роста растений и, достигнув максимума, начинает убывать в периоды репродуктивности и увядания (senescence) (рис. 1).

Согласно работе [5], общее количество хлорофилла в кроне растений определяется по формуле:

$$Chl_c = Chl_v \times green LAI \quad (1),$$

где Chl_v – содержание хлорофилла в верхних листьях кроны; $green LAI$ – индекс LAI для кроны, содержащей зелёные листья. Согласно рисунку 1, максимум содержания хлорофилла в кроне соответствует к моменту стыка вегетационных и репродуктивных периодов, когда все листья кроны с большой вероятностью являются зелёными. С учётом вышесказанного формула (1) может быть записана как:

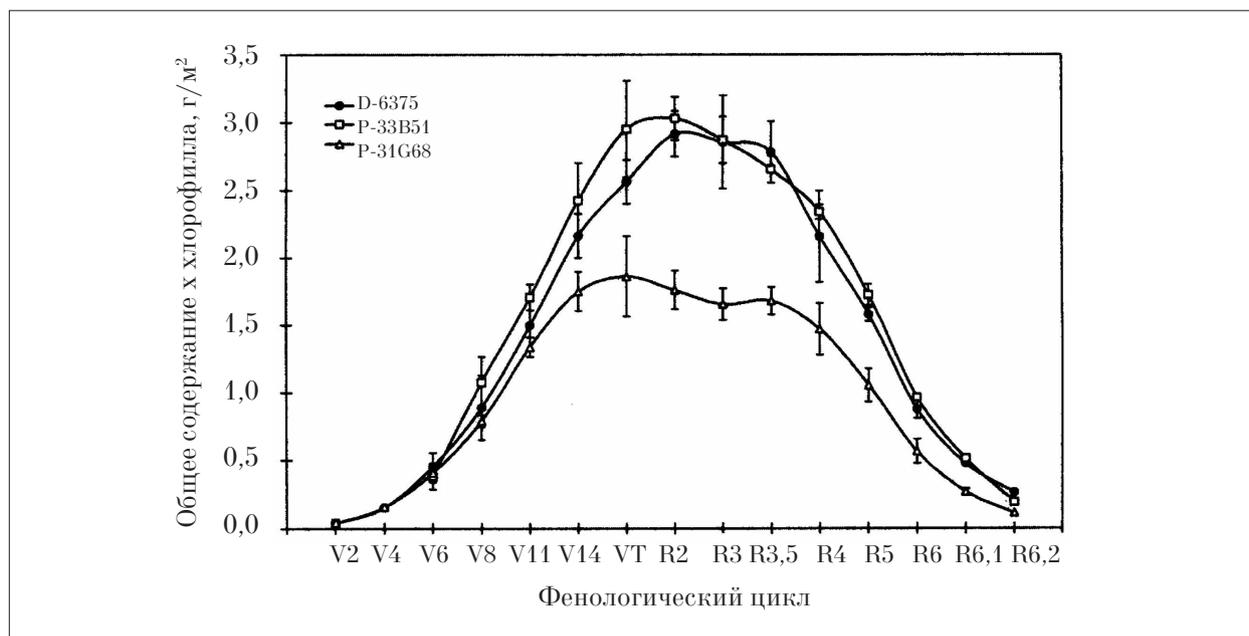


Рис. 1. Кривые изменения общего содержания хлорофилла в кроне растений (в расчете на единицу площади на земле) для трёх видов кукурузы (D-6375; P-33B51; P-31G68) [4]

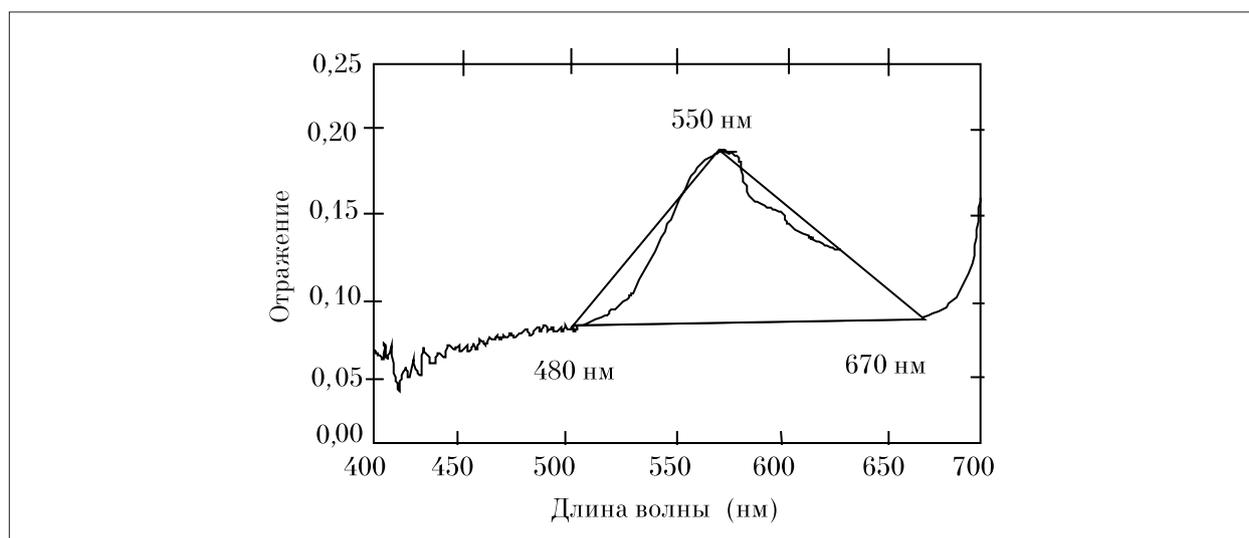


Рис. 2. Графическое определение треугольного вегетационного индекса [1]

$$Chl_c = Chl_v \times LAI \quad (2)$$

Следует отметить, что с точки зрения применения средств дистанционного зондирования для изучения состояния вегетации переход на временную точку максимума Chl_c вполне оправдан, так как в этом случае достигается максимальное отношение «сигнал/шум».

Далее мы рассмотрим возможность определения Chl_c косвенным путём, без измерения Chl_v и LAI , путём оценки по величине треугольного вегетационного индекса.

Отметим, что в работе [6] был предложен треугольный вегетационный индекс (TGI),

который основывается на треугольнике с узловыми точками (λ_n, R_n) , (λ_r, R_r) и (λ_g, R_g) , где R_n является коэффициентом отражения в ближнем инфракрасном диапазоне; λ_n , λ_r и λ_g являются центральными длинами волн в ближнем инфракрасном, красном и зелёном диапазонах соответственно (рис. 2).

Согласно работе [1] треугольный индекс определяется следующим образом:

$$TGI = -0,5 [(\lambda_{670} - \lambda_{480})(R_{670} - R_{550}) - (\lambda_{670} - \lambda_{550})(R_{670} - R_{480})], \quad (3)$$

где использованы следующие узловые точки соответствующего треугольника $(\lambda_r,$

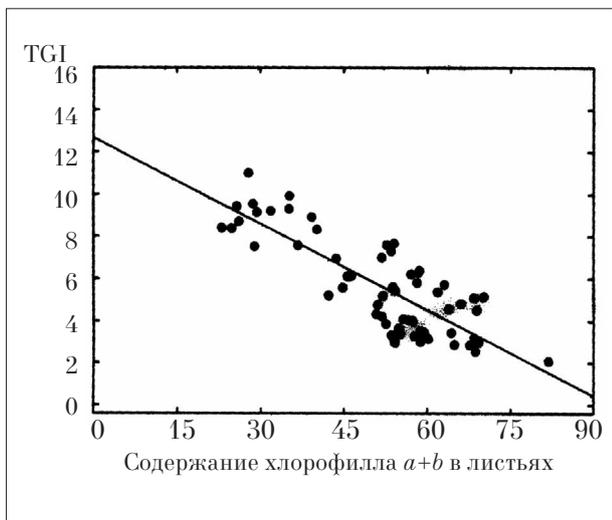


Рис. 3 А. Графическая интерпретация зависимости индекса TGI от содержания хлорофилла *a* и *b* в листьях [1]

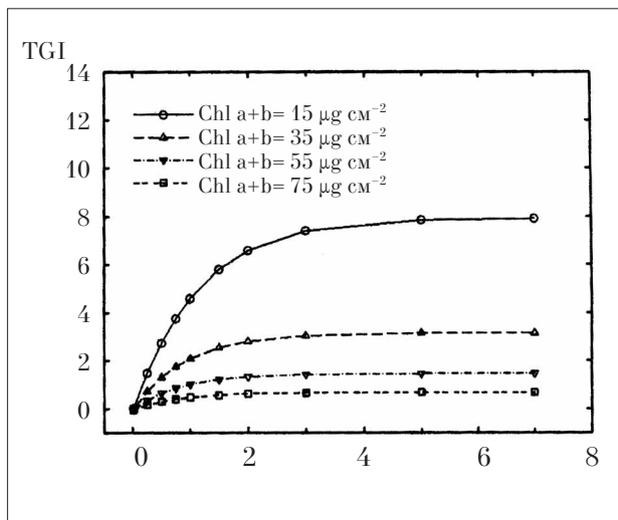


Рис. 3 Б. Зависимость TGI от индекса площади листьев [1]

R_r), (λ_g, R_g) , (λ_b, R_b) , где R_b является коэффициентом отражения, λ_b – центральной длиной волны в синем диапазоне.

Как показано в работе [1], зависимость TGI от содержания хлорофилла $a + b$ в листьях TGI и зависимость TGI от индекса листовой площади (LAI) существенно различны (рис. 3 А и рис. 3 Б).

Зависимость индекса TGI от LAI [1] вычислена на основе модели SAIL (модель листьев с произвольным наклоном). Парафазное изменение LAI и $Chl(a+b)$ также отмечается в работе [7], что показано на рисунке 4.

Покажем, что произведение $Chl(a+b) \cdot LAI$ имеет максимум от TGI и при линейной зависимости TGI от текущего времени в течение вегетационного цикла этот максимум совпадает с максимумом общего содержания хлорофилла в кроне.

Зависимость $LChl(a+b)$ от TGI, согласно графику, представленному на рисунке 3 А, будет аппроксимироваться прямой линией, т. е.:

$$LChl(a+b) = A - b \cdot TGI, \tag{4}$$

где $A, b = const$.

Зависимость индекса TGI от LAI будем аппроксимировать следующей функцией:

$$TGI = e^{LAI} - 1 \tag{5}$$

Из выражения (5) получим:

$$LAI = \ln(TGI + 1) \tag{6}$$

Рассмотрим произведение $Chl(a+b) \cdot LAI$.

Имеем:

$$\gamma = Chl(a+b) \cdot LAI = (A - b \cdot TGI) \cdot \ln(TGI + 1) \tag{7}$$

Исследуем γ на экстремум от TGI.

Имеем:

$$\frac{d\gamma}{d(TGI)} = -b \cdot \ln(TGI + 1) + \frac{(A - b \cdot TGI)}{TGI + 1} \tag{8}$$

Приравнивая правую сторону выражения (8) к нулю, получаем следующее трансцендентное уравнение:

$$\ln(TGI + 1) = \frac{A/b - TGI}{TGI + 1} \tag{9}$$

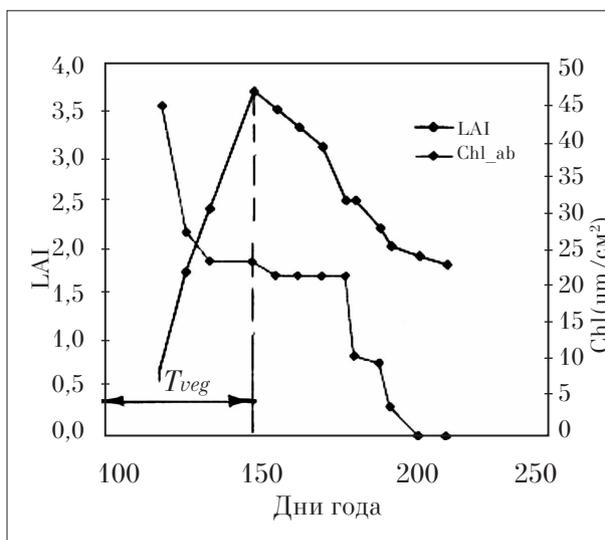


Рис. 4. Противофазное изменение LAI и $Chl(a+b)$ во времени в течение вегетационного цикла [7]

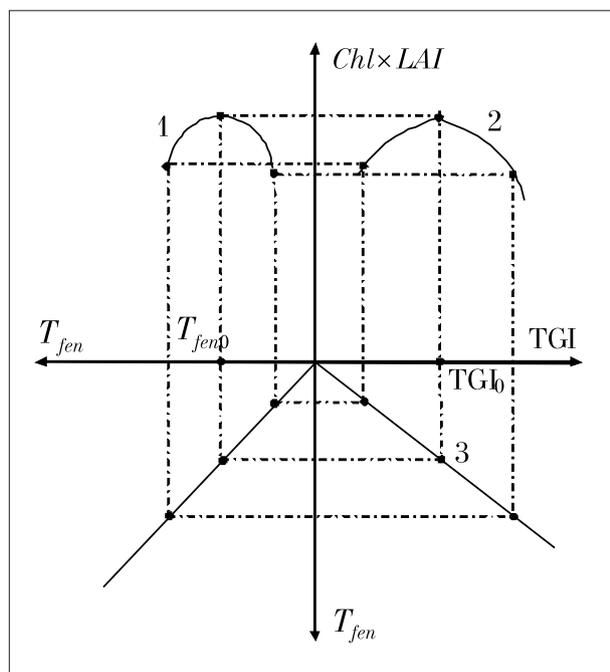


Рис. 5. Графическая иллюстрация совпадения максимумов произведения $Chl \times LAI$ от TGI и текущего времени фенологического цикла T_{fen} при наличии линейной связи TGI и T_{fen}

Для выяснения типа экстремума (минимум или максимум) вычислим $\frac{d^2\gamma}{d(TGI)^2}$.

Имеем:

$$\begin{aligned} \frac{d^2\gamma}{d(TGI)^2} &= -\frac{b}{TGI+1} - \frac{(-b)(TGI+1) - (A-bTGI)}{(TGI+1)^2} = \\ &= -\frac{2b}{TGI+1} - \frac{A-bTGI}{(TGI+1)^2} \end{aligned} \quad (10).$$

Так как $A - bTGI$ в рассматриваемом контексте всегда является положительной величиной, то согласно (10) величина $\frac{d^2\gamma}{d(TGI)^2}$ всегда отрицательна, что указывает на наличие максимума γ от TGI.

Покажем, что при наличии линейной зависимости TGI от текущего времени, в течение вегетационного периода максимум показателя γ от TGI соответствует максимуму суммарного количества хлорофилла в кроне в зависимости от времени. Указанный факт графически иллюстрируется на рисунке 5. Следует отметить, что указанное совпадение максимумов сохраняет однозначность при наличии монотонной возрастающей зависимости между TGI и T_{fen} .

Таким образом, показана возможность использования треугольного вегетацион-

ного индекса для определения временного максимума общего содержания хлорофилла в кроне растений.

В заключение сформулируем основные выводы и положения проведенного исследования:

1. Предложена новая формула для определения суммарного количества хлорофилла в кроне применительно к моменту стыка вегетационного и репродуктивного циклов в фенологии растений.

2. Показано, что произведение $Chl \times LAI$ имеет максимум от треугольного вегетационного индекса TGI.

3. Показано совпадение максимума $Chl \times LAI$ от индекса TGI и максимума $Chl \times LAI$ от текущего времени фенологического цикла T_{fen} . Такое совпадение позволяет существенно сократить количество необходимых операций для вычисления $Chl \times LAI$.

References

- Hunt E.R., Daughtry C.S., Eitel J.U.H., Long D.S. Remote sensing leaf chlorophyll content using a visible band index // *Agronomy journal*. 2011. V. 103. Issue 4. P. 1090–1099.
- Daughtry C.S.T., Warthall C.I., Kim M.S., de Colstoun E.B., McMurtrey J.F. Estimating leaf chlorophyll concentration for leaf and canopy reflectance // *Remote Sens. Environ.* 2000. V. 74. P. 229–239.
- Gitelson A.A., Gritz Y., Merzlyak M.N. Relationships between leaf chlorophyll content and spectral reflectance algorithms for non-destructive chlorophyll in higher plants // *J. Plant Physiol.* 2003. V. 160. P. 271–282.
- Giganda V., et.al. Non-destructive determination of maize leaf and canopy chlorophyll content // *J. Plant Physiol.* 2009. V. 166 (2). P. 157–167.
- Gitelson A.A., Vina A., Rundquist D.C., Giganda V., Arkebauer T.J. Remote estimation of canopy chlorophyll content in crops // *Geophys Res Lett.* 2005. V. 32. L08403.
- Broge N.H., Leblanc E. Comparing predictive power and stability of board band and hyperspectral vegetation indices for estimation of green leaf area index and canopy chlorophyll density // *Remote Sens. Environ.* 2001. V. 76. P. 156–172.
- Gonzales M.C., Toan T.L., Moreno J., Guanter L. Multi-temporal biophysical parameters from MERIS-FR Data in agricultural areas. MERIS-(A)ATSR Workshop, ESA-ESRIN, Frascati, September 2005. Proceeding of Workshop. P. 132–137.
- Gitelson A.A., Peng Y., Arkebauer T.J., Schepers J. Relationships between gross primary green LAI, and canopy chlorophyll content in maize: Implications for remote sensing of primary production // *Remote Sensing Environment*. 2014. V. 144. P. 65–72.

Накопление свинца, меди и цинка базидиомицетами разных эколого-трофических групп в парках г. Кирова

© 2016. Д. В. Попыванов¹, аспирант, А. А. Широких^{1,2}, д.б.н., профессор,

¹Вятский государственный университет,

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

²Зональный научно-исследовательский институт сельского хозяйства

Северо-Востока им. Н. В. Рудницкого,

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

e-mail: 1fast@mail.ru

На территории парков и скверов в различных районах города было собрано и проанализировано 94 образца базидиальных грибов, относящихся к 24 видам, 14 семействам и 4 порядкам (Polyporales, Agaricales, Russulales, Boletales). Представлены данные по содержанию Cu, Pb, Zn в плодовых телах представителей базидиомицетов разных эколого-трофических групп. Установлено, что между представителями различных эколого-трофических групп наиболее выражены различия в способности аккумулировать медь. Отмечена также достоверная разница между содержанием цинка в базидиомах различных эколого-трофических групп. Способность грибов накапливать Zn снижалась в ряду: микоризообразующие базидиомицеты – сапротрофы – ксилотрофы. Максимальными концентрациями меди характеризовались плодовые тела сапротрофных видов *Clitocybe nebularis* (84,7 мкг/г) и *Agaricus campestris* (42,9 мкг/г), цинка – микоризообразующие виды *Tricholoma terreum* (253,6 мкг/г) и *Cortinarius torvus* (236,7 мкг/г), свинца – ксилотрофный вид *T. gibbosa* (5,4 мкг/г). Большинство исследованных видов грибов вообще не накапливали в плодовых телах свинец или накапливали его в незначительных количествах (менее 0,03 мкг/г). По суммарному накоплению ТМ в плодовых телах лидировали представители симбиотрофных микоризообразующих грибов (в среднем 230 мкг/г), существенно уступали им сапротрофные виды (187 мкг/г) и ксилотрофы (117,5 мкг/г). Полученные результаты представляют интерес для развития методов биоиндикации загрязнения ТМ городской среды.

Ключевые слова: тяжёлые металлы, базидиомицеты, ксилотрофы, микоризообразователи, сапротрофы.

Accumulation of lead, copper, and zinc by Basidiomycetes of different ecological trophic groups in the parks of Kirov

D. V. Popyvanov¹, A. A. Shirokikh²,

¹Vyatka State University,

36 Moskovskaya st., Kirov, Russia, 610000,

²N. V. Rudnitski Zonal North-East Agricultural Research Institute,

166a Lenin st., Kirov, Russia, 610007,

e-mail: 1fast@mail.ru

94 samples related to 24 species of *Basidiomycetes* were collected on the territory of parks and gardens in various parts of the city. All the samples which belong to 14 families, 4 orders (Polyporales, Agaricales, Russulales, Boletales) were analyzed as for content of heavy metals (HM). The article contain data about concentration of Cu, Pb, Zn in fruit bodies of different species related to different ecological trophic groups (saprotrophs, xylophilic and mycorrhizal macromycetes). It was stated that the most pronounced differences between different ecological trophic groups are in their ability to accumulate copper. Significant difference in the content of zinc in bodies of *Basidiomycetes* of different ecological trophic groups was stated. The ability to accumulate Zn can be arranged in order of descending: mycorrhizal macromycetes – saprotrophic – xylophilic macromycetes. The maximum concentration of copper was characteristic of the fruit bodies of the species *Clitocybe nebularis* (84.7 µg/g) and *Agaricus campestris* (42.9 µg/g) belonging to the saprotrophic group, the maximum concentration of zinc was characteristic of the of the fruit bodies of the mycorrhizal macromycetes species *Tricholoma terreum* (253.6 µg/g) and *Cortinarius torvus* (236.7 µg/g), and the maximum concentration of lead was characteristic of xylophilic macromycetes *T. gibbosa* (5.4 µg/g). Most of the fungi species studied did not accumulate Pb in their fruit bodies, or accumulated it in small amounts (up to 0.03 µg/g). The representatives of mycorrhizal fungi (on the average 230 µg/g) accumulated HM in the fruit bodies most of all, saprotrophic group (187 µg/g) and xylophilic (117.5 µg/g) accumulated significantly less HM. The results obtained are of interest for the development of bio-indication of urban environment pollution with HM.

Keywords: heavy metals, basidiomycetes, xylophilic macromycetes, mycorrhizal macromycetes, saprotrophic macromycetes.

Одной из важнейших экологических проблем г. Кирова является загрязнение атмосферного воздуха от стационарных промышленных и передвижных источников загрязнения. Особенно значителен вклад в загрязнение городской среды таких промышленных технологий, как металлообработка, шинная промышленность, целлюлозно-бумажное, химическое и лесохимическое производства. Сточки зрения воздействия на окружающую среду около 3000 предприятий г. Кирова и Кировской области отнесены к опасным объектам, из них особо опасными являются 54 металлообрабатывающих предприятия, которые расположены в основном в гг. Кирове и Кирово-Чепецке, а также в 13 районах области. Важным фактором антропогенного воздействия на природные среды и объекты г. Кирова является трансграничный перенос загрязнителей с соседних территорий [1]. К числу основных загрязнителей окружающей среды относятся соединения тяжёлых металлов (ТМ), источниками которых являются автотранспорт, сжигание органического топлива и отходов, химическая промышленность, гальваника и др. Только в г. Кирове 17 предприятий имеют гальванические цеха с линиями цинкования, кадмирования, никелирования, хромирования, меднения и др. [1].

Накопление различных химических элементов-загрязнителей из почвы и атмосферы, в том числе и ТМ, в концентрациях значительно более высоких, чем в окружающей среде, происходит в плодовых телах ряда базидиальных грибов [2]. Описано накопление свинца и мышьяка плодовыми телами дикорастущих грибов в условиях Пензенской области [3]. В базидиомах трутовика чешуйчатого (*Polyporus squamosus*), собранного в пределах г. Кирова, выявлены концентрации Cu, Zn и Pb, составившие соответственно 24,6; 23,3 и 21,6 мкг/г [4]. Приводятся сведения о накоплении ТМ различными видами грибов в национальном парке «Плещеево озеро», расположенном на территории Ярославской области [5]. Проведённые исследования показывают, что разные виды грибов имеют свою специфику в накоплении ТМ, которая определяется биологическими особенностями видов грибов и условиями их произрастания [2, 3, 6].

Несмотря на большое количество работ по данной теме, до сих пор не выделены виды грибов, которые могли бы служить универсальным биоиндикатором загрязнения местности ТМ, не совсем ясны физиологические особенности аккумуляции металлов плодовыми телами

отдельных видов базидиомицетов. В связи с этим целью нашей работы являлась оценка способности представителей разных экологических групп базидиальных грибов к аккумуляции ТМ в условиях городской среды.

Материалы и методы

Сбор плодовых тел грибов для исследований осуществляли во второй-третьей декадах сентября 2015 г. в парках и скверах города: Александровский сад, парк Победы, парк им. С.М. Кирова, парк им. Ю. А. Гагарина, сквер завода «Искож».

Для сравнения были использованы образцы грибов, собранные на территории лесного массива вблизи п. Порошино на противоположном берегу р. Вятки (на расстоянии 15 км от города). Идентификация грибов была выполнена в соответствии с определителями [7–9]. Названия видов грибов приведены в соответствии с базой данных международного проекта Index Fungorum (<http://www.indexfungorum.org>).

Отобранные пробы грибов измельчали, затем высушивали при температуре 105°C и тщательно размалывали до однородной массы. Валовое содержание меди (Cu), цинка (Zn), свинца (Pb) в плодовых телах базидиомицетов определяли на атомно-абсорбционном спектрометре Shimadzu-AA-6800 после озоления их биомассы в муфельной печи при 600°C в течение 6 ч с последующим растворением зольного остатка в 10 мл 1 М HCl [10].

В экотопах, где был проведён сбор плодовых тел грибов, отбирали образцы почв с глубины 0–5 см. Содержание подвижных форм Cu, Zn, Pb в почвах определяли методом атомно-абсорбционной спектроскопии, предварительно экстрагируя воздушно-сухие почвенные образцы аммонийно-ацетатным буфером (pH 4,8) [11].

О способности грибов к биосорбции изучаемых элементов судили по коэффициенту накопления, рассчитываемому как отношение концентраций элемента в биомассе гриба и в слое почвы 0–5 см.

Полученные данные обрабатывали стандартными методами статистического анализа с использованием пакета программ Excel.

Результаты и обсуждение

Базидиальная микобиота городских парков и скверов в период проведения исследований была представлена древоразрушающими (кси-

Таблица 1

Таксономический состав образцов базидиальных макромицетов, выявленных в парках г. Кирова

ПОРЯДКИ Семейства	Перечень видов
POLYPORALES	
<i>Meripilaceae</i>	<i>Meripilus giganteus</i> <i>Bjerkandera adusta</i>
<i>Polyporaceae</i>	<i>Trametes gibbosa</i> <i>T. hirsute</i> <i>T. versicolor</i>
	<i>Fomes fomentarius</i>
<i>Fomitopsidaceae</i>	<i>Tyromyces stipticus</i>
<i>Ganodermataceae</i>	<i>Ganoderma applanatum</i>
AGARICALES	
<i>Strophariaceae</i>	<i>Hebeloma crustuliniforme</i> <i>H. mesophaeum</i>
<i>Tricholomataceae</i>	<i>Tricholoma terreum</i> <i>Clitocybe nebularis</i> <i>C. dealbata</i> <i>Collybia dryophila</i> <i>C. fusipes</i>
<i>Mycenaceae</i>	<i>Panellus serotinus</i>
<i>Inocybaceae</i>	<i>Inocybe griseolilacina</i>
<i>Agaricaceae</i>	<i>Agaricus campestris</i> <i>Coprinus niveus</i>
<i>Pluteaceae</i>	<i>Pluteus cervinus</i>
<i>Cortinariaceae</i>	<i>Cortinarius torvus</i>
RUSSUALES	
<i>Bondarzewiaceae</i>	<i>Heterobasidion annosum</i>
<i>Russulaceae</i>	<i>Russula rosea</i>
BOLETALES	
<i>Sclerodermataceae</i>	<i>Scleroderma verrucosum</i>

лотрофными) видами, напочвенными сапротрофами и симбиотрофными грибами-микоризообразователями, тогда как на территории загородного лесного массива были обнаружены лишь два вида сапротрофов. Анализ таксономической структуры базидиомицетов, выявленных на территории города Кирова на данном этапе исследований, показал, что они относятся к 4 порядкам, 14 семействам и 24 видам (табл. 1).

Анализ распределения грибов по экотопам показал, что наибольшим видовым разнообразием отличаются парк Победы (11 видов) и парк им. С.М. Кирова (9 видов) (табл. 2).

Сопоставление этих данных с результатами определения ТМ в почвах парков показало, что суммарное содержание Zn+Cu+Pb именно в этих экотопах меньше (6,1 и 9,1 мкг/г), чем в почвах трёх других парковых экотопов (до

25,5 мкг/г). А содержание свинца и меди в почвах парка Победы и парка им. С. М. Кирова, как и в почве фоновой территории (лес в Порошино), характеризовалось значениями менее 0,05 мкг/г (табл. 3).

Если в парках Победы и С. М. Кирова доля ксилотрофных грибов в общем количестве выявленных видов была приблизительно одинаковой (33–36%), то в значительно более старовозрастных насаждениях Александровского сада преобладали ксилотрофные виды (63%) базидиомицетов. Почвы Александровского сада, парка им. Ю. А. Гагарина и сквера завода «Искож» характеризовались более выраженным загрязнением ТМ, чем почвы фоновой территории и других парков в черте города. Выявленные на их территории грибы относились большей частью к ксилотрофной микобиоте и были представлены незначительным, за исключением Александровского сада (8 видов), количеством видов. Доля микоризообразующих грибов изменялась в исследованных биотопах от 11% в парке С. М. Кирова до 25% в микобиоте Александровского сада. В парке им. Ю. А. Гагарина и сквере завода «Искож», как и в загородном лесу, близ п. Порошино, плодовые тела грибов-микоризообразователей в период проведения исследований не обнаружены.

Анализ содержания ТМ в плодовых телах грибов показал, что уровень накопления отдельных элементов определялся, в первую очередь, природой самого химического элемента: медь (до 84,7 мкг/г) и цинк (до 253,6 мкг/г) накапливались в большем количестве, чем свинец (до 5,4 мкг/г) (табл. 4–6).

Аналогичные данные были получены нами для ксилотрофных грибов г. Кирова ранее [12], а также при исследовании распределения элементов-загрязнителей в сосновых биогеоценозах Смоленской и Брянской областей [6]. Более интенсивное, по сравнению со свинцом, накопление ксилотрофными базидиомицетами меди и цинка может объясняться тем, что эти элементы входят в состав некоторых ферментов и участвуют в клеточном метаболизме. Отмечена достоверная разница между содержанием цинка в базидиомах грибов различных эколого-трофических групп. Содержание цинка убывало в ряду: микоризообразующие макромицеты (217,7 мкг/г) – сапротрофы (136,7 мкг/г) – ксилотрофы (109,8 мкг/г), а содержание меди снижалось в ряду: сапротрофы (50,2 мкг/г) – микоризообразующие макромицеты (13,1 мкг/г) – ксилотрофы (7,15 мкг/г).

Таблица 2

Распределение видов грибов по экотопам

Виды грибов	Александровский сад	Парк Победы	Парк им. С.М. Кирова	Парк им. Ю.А. Гагарина	Сквер завода «Искож»	Лес в Порошино
Ксилотрофы						
<i>Meripilus giganteus</i>					+	
<i>Bjerkandera adusta</i>	+	+		+		
<i>Trametes gibbosa</i>		+	+	+		
<i>Tyromyces stipiticus</i>			+			
<i>Ganoderma applanatum</i>			+			
<i>Trametes hirsuta</i>	+	+				
<i>Trametes versicolor</i>		+				
<i>Panellus serotinus</i>	+					
<i>Heterobasidion annosum</i>	+					
<i>Fomes fomentarius</i>	+					
Сапротрофы						
<i>Clitocybe nebularis</i>						+
<i>Clitocybe dealbata</i>		+	+			
<i>Collybia dryophila</i>			+			+
<i>Inocybe griseolilacina</i>			+			
<i>Agaricus campestris</i>			+			
<i>Pluteus cervinus</i>		+	+			
<i>Coprinus niveus</i>	+	+				
<i>Russula rosea</i>		+				
<i>Collybia fusipes</i>		+				
Микоризообразователи						
<i>Hebeloma crustuliniforme</i>			+		+	
<i>Triholoma terreum</i>		+				
<i>Scleroderma verrucosum</i>		+				
<i>Cortinarius torvus</i>	+					
<i>Hebeloma mesophaeum</i>	+					
Всего видов	8	11	9	2	2	2

Таблица 3

Содержание тяжёлых металлов в образцах почв исследуемых экотопов

Экотоп	Подвижные формы, мкг/г			
	Cu	Pb	Zn	Сумма (Zn+Cu+Pb)
Парк Победы	<0,05	<0,05	9,1±1,6	9,1
Сквер завода «Искож»	0,10±0,05	10,9±2,1	14,50±0,12	25,5
Александровский сад	<0,05	1,4±0,4	16,4±2,0	17,8
Парк им. Ю.А. Гагарина	<0,05	0,20±0,09	8,7±1,3	8,9
Парк им. С.М. Кирова	<0,05	<0,05	6,1±1,4	6,1
Лес в Порошино	<0,05	<0,05	4,8±2,1	4,8

Таблица 4

Накопление ТМ в плодовых телах ксилотрофных грибов

Виды грибов	Содержание элементов, мкг/г воздушно-сухой массы			Коэффициент накопления		
	Cu	Pb	Zn	Cu	Pb	Zn
<i>Meripilus giganteus</i>	1,3	<0,03	187,8	8,9	–	12,9
* <i>Bjerkandera adusta</i>	7,3	0,07	107,9	7,3	–	15,5

Виды грибов	Содержание элементов, мкг/г воздушно-сухой массы			Коэффициент накопления		
	Cu	Pb	Zn	Cu	Pb	Zn
* <i>Trametes gibbosa</i>	12,0	5,4	70,5	12,0	2,7	9,3
<i>Tyromyces stipticus</i>	2,9	<0,03	136,9	3,0	–	22,5
<i>Ganoderma applanatum</i>	30,4	0,03	74,3	30,4	–	12,2
* <i>Trametes hirsuta</i>	5,6	<0,03	57,2	5,6	–	5,3
<i>Trametes versicolor</i>	2,5	<0,03	62,8	2,5	–	6,9
<i>Punellus serotinus</i>	4,3	<0,03	142,1	4,3	–	8,6
<i>Heterobasidion annosum</i>	1,7	<0,03	101,3	1,7	–	6,2
<i>Fomes fomentarius</i>	3,5	<0,03	157,4	3,5	–	9,6
В среднем:	7,15	0,6	109,8	7,9	0,3	19,8

Примечание. * Представлены средние результаты для 2–3 образцов; прочерк обозначает, что коэффициент накопления рассчитать невозможно, т. к. содержание элемента в грибах ниже предела обнаружения метода.

Таблица 5

Накопление ТМ в плодовых телах сапротрофных базидиомицетов

Виды грибов	Содержание элементов, мкг/г воздушно-сухой массы			Коэффициент накопления		
	Cu	Pb	Zn	Cu	Pb	Zn
<i>Clitocybe nebularis</i>	84,7	0,73	113,8	84,7	0,73	23,5
* <i>Collybia dryophila</i>	30,7	<0,03	144	30,7	–	27,5
* <i>Clitocybe dealbata</i>	9,4	<0,03	194,8	9,4	–	22,2
<i>Inocybe griseolilacina</i>	30,6	3,2	132,8	30,6	3,2	21,8
<i>Agaricus campestris</i>	43,0	0,9	201,5	42,9	0,9	33,1
* <i>Pluteus cervinus</i>	14,9	4,8	114,2	14,9	4,8	16,1
* <i>Coprinus niveus</i>	29,9	<0,03	94,1	29,9	–	7,6
<i>Russula rosea</i>	14,5	<0,03	114,9	14,5	–	12,6
<i>Collybia fusipes</i>	18,4	<0,03	120,5	18,4	–	13,3
В среднем:	50,2	0,76	136,7	30,7	1,2	19,7

Примечание. * Представлены средние результаты для 2–3 образцов; прочерк обозначает, что коэффициент накопления ассчитать невозможно, т. к. содержание элемента в грибах ниже предела обнаружения метода.

Таблица 6

Накопление ТМ в плодовых телах микоризообразующих базидиомицетов

Виды грибов	Содержание элементов, мкг/г воздушно-сухой массы			Коэффициенты накопления		
	Cu	Pb	Zn	Cu	Pb	Zn
* <i>Hebeloma crustuliniforme</i>	33,3	<0,03	225,3	62,8	–	27,7
<i>Tricholoma terreum</i>	23,6	<0,03	253,6	23,6	–	27,9
<i>Scleroderma verrucosum</i>	<0,03	<0,03	179,6	–	–	19,7
<i>Cortinarius torvus</i>	13,9	0,92	236,7	13,9	0,65	14,4
<i>Hebeloma mesophaeum</i>	6,7	0,03	193,4	6,7	0,02	11,8
В среднем:	13,1	0,2	217,7	21,4	0,1	20,3

Примечание. * Представлены средние результаты для 2 образцов; прочерк обозначает, что коэффициент накопления рассчитать невозможно, так как содержание элемента в грибах ниже предела обнаружения метода.

Концентрация химических элементов в базидиомах зависела также от биологических особенностей видов. Так, максимальными концентрациями меди характеризовались плодовые тела сапротрофных видов *Clitocybe nebularis* (84,7 мкг/г) и *Agaricus campestris* (42,9 мкг/г), цинка — микоризообразующие виды *Tricholoma terreum* (253,6 мкг/г)

и *Cortinarius torvus* (236,7 мкг/г), свинца — ксилотрофный вид *Trametes gibbosa* (5,4 мкг/г). Большинство исследованных видов грибов (от 55% среди сапротрофов до 80% среди ксилотрофов) вообще не накапливали в плодовых телах свинец или накапливали его в незначительных количествах (менее 0,03 мкг/г).

Расчёт коэффициентов накопления ТМ в плодовых телах показал, что для каждого элемента они изменялись в определённых пределах, в зависимости от физиологических особенностей грибов и условий их произрастания (табл. 4–6).

Сравнительный анализ средних значений коэффициентов накопления ТМ представителями различных эколого-трофических групп грибов позволил установить, что в наибольшей степени грибы различаются по способности к аккумуляции в плодовых телах меди. Так, коэффициенты накопления этого металла из внешней среды изменялись от 7,9 в базидиомах ксилотрофов (табл. 4) до 30,7 в плодовых телах сапротрофных базидиомицетов (табл. 5). Микоризообразующие виды занимали по способности накапливать медь промежуточное положение, о чём говорит коэффициент накопления, равный 21,4 (табл. 6). В отношении способности аккумулировать в плодовых телах свинец представители различных эколого-трофических групп тоже различались существенно, хотя абсолютные значения коэффициентов накопления свинца были на 1–3 порядка ниже, чем для меди и цинка. Максимальные коэффициенты накопления свинца среди исследованных видов установлены у сапротрофных видов *Pluteus cervinus* (4,8) и *Inocybe griseolilacina* (3,2), тогда как у микоризообразующих (0–0,65) и ксилотрофных (0–2,7) грибов они были в среднем в 4–10 раз меньше. В отношении аккумуляции цинка способность грибов, принадлежащих к различным эколого-трофическим группам, варьировала в меньшей степени, чем в отношении меди и свинца, и средний коэффициент накопления цинка изменялся в узких пределах от 19,7 до 20,3 для различных эколого-трофических групп.

По суммарному накоплению Zn+Cu+Pb в плодовых телах лидировали представители симбиотрофных микоризообразующих грибов (в среднем 230 мкг/г), существенно им уступали сапротрофные виды (187 мкг/г) и ксилотрофы (117,5 мкг/г).

Таким образом, многолетние плодовые тела древоразрушающих грибов накапливают ТМ в меньших количествах, чем однолетние базидиомы наземных видов, поглощающих элементы-загрязнители непосредственно из почвы. Наибольшей аккумуляцией ТМ в плодовых телах отличаются представители группы симбиотрофных микоризообразующих грибов, в частности *Hebeloma crustuliniforme* (258,6 мкг/г) и *Tricholoma terreum* (277,2 мкг/г). Из

литературы известно, что предотвращение проникновения металлов путём изоляции в грибных симбиотических структурах помогает растению избежать интоксикации [13]. На поверхности грибных гиф могут присутствовать множество потенциальных участков связывания в виде свободных карбоксильных, гидроксильных, фосфатных и аминогрупп. Адсорбируемые свободными гифами металлы представляют собой угрозу для клеточного метаболизма, главным образом в силу индукции окислительного стресса. Многие эктомикоризные грибы способны противостоять токсичности ТМ путём мощной индукции синтеза глутатиона, сопровождающегося быстрым транспортом токсичных металлов в вакуоли [14]. Известен также ряд белков, участвующих в регуляции устойчивости эктомикоризных грибов к окислительному стрессу и ТМ за счёт внутриклеточного связывания металлов [15].

Заключение

В результате определения содержания меди, свинца и цинка в плодовых телах 24 видов базидиальных грибов, собранных на территории парков и скверов в пределах г. Кирова, установлены существенные различия в аккумуляции ТМ представителями различных эколого-трофических групп. Наибольшей способностью к накоплению ТМ, в сравнении с надземными ксилотрофными и наземными сапротрофными грибами, отличались симбиотрофные микоризообразующие виды, а именно *Tricholoma terreum* и *Hebeloma crustuliniforme*. Повышенная устойчивость эктомикоризных грибов к действию токсичных ионов может объясняться эволюционно сложившимися внутриклеточными механизмами противодействия окислительному стрессу за счёт оттока металлов в органеллы и регуляции клеточного редокс-гомеостаза.

Накопление ТМ в грибах определялось не только биологическими особенностями грибов, но и химической природой самого элемента. Максимальные уровни накопления отмечены для цинка и меди, гораздо меньшие – для свинца. Концентрации меди и цинка в плодовых телах большинства исследованных видов грибов превышают концентрацию этих элементов в окружающей среде (почве) от 2 до 85 раз, тогда как концентрации свинца — не более чем в 5 раз. Повышенной способностью накапливать медь и свинец характеризуются сапротрофные виды базидиомицетов, цинк – симбиотрофные грибы-микоризообразователи.

Эти данные представляют интерес для развития методов биоиндикации загрязнения ТМ городской среды.

Литература

1. Особенности урбоэкосистем подзоны южной тайги Европейского Северо-Востока / Под ред. Т. Я. Ашихминой, Л. И. Домрачевой. Киров: Изд-во ВятГГУ, 2012. 282 с.
2. Иванов А.И., Костычев А.А., Скобанев А.В., Аккумуляция тяжёлых металлов и мышьяка базидиомами макромицетов различных эколого-трофических и таксономических групп // Поволжский экологический журнал. 2008. № 3. С. 190–199.
3. Костычев А.А. Накопление свинца и мышьяка плодовыми телами дикорастущих грибов в условиях Пензенской области // Современная микология в России. М.: Национальная академия микологии, 2012. Т. 3. С. 187.
4. Широких А.А., Пушкарева Л.В., Широких И.Г. *Polyporus squamosus* как биоиндикатор загрязнения среды тяжёлыми металлами // Современная микология в России. М.: Национальная академия микологии, 2012. Т. 3. С. 196–197.
5. Пельгунов А.Н., Пельгунова Л.А. Аккумуляция тяжёлых металлов грибами на территории национального парка «Плещеево озеро» // Поволжский экологический журнал. 2015. № 2. С. 215–219.
6. Цветнова О.Б., Шатрова Н.Е., Щеглов А.И. Накопление радионуклидов и тяжёлых металлов грибным комплексом лесных экосистем // Сб. науч. трудов ИЯИ. Киев, 2001. № 3 (5). С. 171–176.
7. Ниемеля Т. Трутовые грибы Финляндии и прилегающей территории России. Хельсинки: Botanical Museum, Finnish museum of Natural History, 2001. 120 с.
8. Лессо Т. Грибы: Определитель. М.: ООО «Издательство АСТ», 2003. 304 с.
9. Кибби Дж. Атлас грибов: Определитель видов. СПб.: Амфора, 2009. 269 с.
10. Отмахов В.И., Петрова Е.В., Пушкарева Т.Н., Островерхова Г.П. Атомно-эмиссионная методика анализа грибов на содержание тяжёлых металлов и использование её для целей экомониторинга // Изв. Томского политех. ун-в. 2004. Т. 307. № 6. С. 44–46.
11. Воробьёва Л.А. Теория и практика химического анализа почв. М.: Геос, 2006. 400 с.
12. Широких А.А., Широких И.Г. Накопление тяжёлых металлов ксилотрофными базидиальными грибами в городских экосистемах // Микология и фитопатология. 2010. Т. 44. Вып. 4. С. 359–366.
13. Смит С.Э., Рид Д.Дж. Влияние эктомикоризной колонизации на устойчивость к токсичным ионам металлов // Микоризный симбиоз. М.: Товарищество научных изданий КМК. 2012. С. 378–381.
14. Blaudez D., Jacob C., Turnau K., Colpaert J. V., Aho-nen-Jonnarth U., Finlay R., Botton B., Chalot M. Differential responses of ectomycorrhizal fungi to heavy metals *in vitro* // Mycological Research. 2000. V. 104. P. 1366–1371.
15. Andriaensen K., Vralstad T., Noben J.P., Vangronsveld J., Colpaert J.V. Copper – adapted *Suillus luteus*, a symbiotic solution for pines colonizing Cu mine spoils //

Applied and Environmental Microbiology. 2005. V. 71. № 11. P. 7279–7284.

References

1. Features of urboecosystems of southern taiga of the European Northeast / Eds. T.Ya. Ashihmina, L.I. Domracheva. Kirov: Izd-vo VyatGGU, 2012. 282 p. (in Russian).
2. Ivanov A.I., Kostychev A.A., Skobanov A.V. Accumulation of heavy metals and arsenic by fruit bodies of macromycetes of different ecological trophic and taxonomic groups // Povolzhskiy ekologicheskiy zhurnal. 2008. № 3. P. 190–199 (in Russian).
3. Kostychev A.A. Accumulation of lead and arsenic in fruit bodies of wild mushrooms in the conditions of Penza region // Sovremennaya mikologiya v Rossii. M.: Natsionalnaya akademiya mikologii, 2012. T. 3. 187 p. (in Russian).
4. Shirokikh A.A., Pushkareva L.V., Shirokikh I.G. *Polyporus squamosus* as a bioindicator of heavy metal pollution // Sovremennaya mikologiya v Rossii. M.: Natsionalnaya akademiya mikologii, 2012. T. 3. P. 196–197 (in Russian).
5. Pelgunov A.N., Pelgunova L.A. Heavy metal accumulation by fungi in the National Park «Lake Pleshcheyevo» // Povolzhskiy ekologicheskiy zhurnal. 2015. № 2. P. 215–219 (in Russian).
6. Tsvetnova O.B., Shatrova N.E., Shcheglov A.I. The accumulation of radionuclides and heavy metals by the mushroom complex of forest ecosystems // Sb. nauch. trudov IYAI. Kiev. 2001. № 3 (5). P. 171–176 (in Russian).
7. Niemela T. Polypores of Finland and adjacent Russia. Helsinki: Botanical Museum, Finnish museum of Natural History, 2001. 120 p. (in Russian).
8. Laessoe T. Fungi: Identification guide. M.: ООО «Izdatelstvo AST», 2003. 304 p. (in Russian).
9. Kibby G. Fungi atlas: Identification guide of species. S-Pb.: Amphora, 2009. 269 p. (in Russian).
10. Otmakhov V.I., Petrova E.V., Pushkareva T.N., Ostroverkhova G.P. The technique of atomic emission analysis of fungi as for the content of heavy metals and its use in environmental monitoring // Izvestiya Tomskogo politekh. univ. 2004. T. 307. № 6. P. 44–46 (in Russian).
11. Vorobyeva L.A. Theory and practice of chemical soil analysis. M.: Geos, 2006. 400 p. (in Russian).
12. Shirokikh A.A., Shirokikh I.G. Heavy metals accumulation by xylo-trophic *Basidiomycetes* in urban ecosystems // Mikologiya i fitopatologiya. 2010. T. 44. P. 359–366.
13. Smith S.E., Reed D.J. Influence of ectomycorrhizas colonization on the resistance to toxic metal ions // Mikoriznyy simbios. M.: Tovarishestvo nauchnykh izdaniy KMK, 2012. P. 378–381 (in Russian).
14. Blaudez D., Jacob C., Turnau K. et al. Differential responses of ectomycorrhizal fungi to heavy metals *in vitro* // Mycological Research. 2000. V. 104. P. 1366–1371.
15. Andriaensen K., Vralstad T., Noben J.P., Vangronsveld J., Colpaert J.V. Copper – adapted *Suillus luteus*, a symbiotic solution for pines colonizing Cu mine spoils // Applied and Environmental Microbiology. 2005. V. 71. № 11. P. 7279–7284.

**Токсичность тяжёлых металлов для растений ячменя,
почвенной и ризосферной микрофлоры**

© 2016. С. Г. Скугорева^{1,2}, к.б.н., н.с., А. И. Фокина², к.б.н., доцент,
Л. И. Домрачева^{1,3} д.б.н., профессор

¹Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,
167982, Россия, Республика Коми, г. Сыктывкар, ул. Коммунистическая, д. 28,

²Вятский государственный университет,
610000, Россия, г. Киров, ул. Московская, д. 36,

³Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
610017, Россия, г. Киров, Октябрьский проспект, д. 133,

e-mail: skugoreva@mail.ru

Исследовали состояние урбанозёмов на содержание тяжёлых металлов (ТМ) в зоне действия горно-металлургического комбината на территории г. Владикавказа (Республика Северная Осетия-Алания). Установлено, что почвы участков, расположенных вблизи ОАО «Электроцинк», имеют чрезвычайно высокий уровень загрязнения подвижными формами свинца и цинка, более чем в 200 раз превышающим значения фона и ПДК.

В ходе модельного эксперимента изучена аккумуляция ТМ растениями ячменя сорта Новичок. Установлено, что наибольшим накоплением цинка и свинца отличались растения, выращенные на загрязнённых почвах. Аккумуляция ТМ в корнях была выше, чем в побегах. Однако по сравнению с почвой корни содержали меньше ТМ: коэффициент накопления был меньше 1. С увеличением содержания ТМ в почве увеличивалось их содержание в корнях, однако при этом количество элементов в побегах мало изменялось, что свидетельствует о барьерной функции корней. Всё же даже незначительная аккумуляция побегами свинца (4 ПДК) и цинка (1,44 ПДК) в расчёте на сырую массу приводила к снижению накопления их биомассы в среднем в два раза. Согласно рассчитанным коэффициентам биологического поглощения свинец является элементом слабого накопления, а медь, никель и цинк – сильного накопления.

Изучение особенностей развития микробных комплексов в ризосферной и внешней почве показало, что наиболее сильное влияние ТМ оказывают на азотфиксирующие бактерии. Ризосферный эффект в загрязнённой почве не проявляется так ярко, что обычно бывает характерным для незагрязнённых почв. Существенное подавление всех групп изучаемых микроорганизмов (аммонификаторов, азотфиксаторов, грибов) отмечено на участке с максимальным уровнем загрязнения почвы ТМ.

Ключевые слова: тяжёлые металлы, загрязнение почвы, сорбция, ячмень, ризосферные микроорганизмы, почвенные микроорганизмы, токсичность.

**Heavy metal toxicity and barley plants,
soil and rhizosphere microflora**

S. G. Skugoreva^{1,2}, A. I. Fokina², L. I. Domracheva^{1,3},

¹Institute of Biology of the Komi Science Centre of the Ural Division RAS,
28 Kommunisticheskaya st., Syktyvkar, Russia, 167982,

²Vyatka State University,

36 Moskovskaya st., Kirov, Russia, 610000,

³Vyatka State Agricultural Academy,

133 Oktyabrsky Prospect, Kirov, Russia, 610017

e-mail: skugoreva@mail.ru

The state urban soil was researched as for heavy metals (HM) content within the area of mining and metallurgical complex in the city of Vladikavkaz (the Republic of North Ossetia-Alania). It was found that level of pollution of the soil in the sites located near the JSC «Electrozink» is extremely high. It is contaminated with mobile forms of lead and zinc, the contamination level is more than 200 times higher than the background values and MPC.

A model experiment was conducted, the accumulation of HM by barley plants of the species Novichok. It has been established that the greatest lead and zinc accumulation is characteristic of plants which are grown in contaminated soils.

The accumulation of HM in roots was higher than in shoots. However, the accumulation of HM in roots is less than in soil: accumulation ratio was less than 1. With the increase of HM in soil the content of HM in the roots also increased, at the same time the amount of HM in shoots changed just a little, which suggests the barrier function of roots. Yet, even a slight accumulation of lead (4 MPC) and zinc (1.44 MPC) in shoots as for wet weight lead to two times decrease in their biomass accumulation on the average. According to biological absorption coefficients calculated lead is an element of poor accumulation, while copper, nickel, and zinc – of strong accumulation.

The study of microbial complexes development in rhizosphere and in foreign soil has shown that HM have the strongest influence on nitrogen-fixing bacteria. Rhizosphere effect in polluted soil does not appear to be so evident that usually is typical of uncontaminated soil. Significant suppression of all groups of micro-organisms (ammonifiers, nitrogen-fixing bacteria, fungi) is noted on Site 5 with the maximum level of soil pollution with HM.

Keywords: heavy metals, contamination of soil, sorption, barley, rhizosphere microorganisms, soil micro-organisms, toxicity.

Загрязнение почвы тяжёлыми металлами (ТМ) стало одним из наиболее опасных последствий антропогенного воздействия на окружающую среду. Особенно резко меняется баланс ТМ на территориях, находящихся в зоне действия горнодобывающих и металлургических комбинатов. Вследствие этого происходит неизбежная аккумуляция металлов различными видами растений природных фитоценозов и сельскохозяйственных экосистем [1, 2]. Пресс ТМ ощущает также почвенная микробиота, реакция которой неоднозначна и зависит от систематического положения микроорганизмов (МО), типа почвы, характера высшей растительности, природы загрязнителей и других факторов [3–5]. В то же время именно бактерии, грибы и водоросли снижают металлотоксикоз почв при иммобилизации ТМ, которая осуществляется различными путями [6]. МО обладают молекулярными механизмами, регулирующими потребление ионов ТМ, адсорбцию их на внеклеточных полисахаридах, внутриклеточное распределение, хранение и вывод из клетки [7, 8]. В зависимости от уровня адаптационных возможностей МО к действию различных биоцидов, включая ТМ, происходят кардинальные перестройки и сапротрофных, и фототрофных микробных сообществ, как правило, с абсолютным доминированием немногих видов бактерий, водорослей и грибов [9–11]. В почвенных микробоценозах происходит не только адаптация МО к стресс-факторам. Имеются данные о влиянии ризобактерий на биодоступность и фитотоксичность соединений ТМ при выращивании растений на загрязнённой почве [12, 13]. МО меняют уровень поступления ТМ в растения в результате сорбционной активности, выработке метаболитов, изменяющих химическую форму металла и соответственно физико-химические свойства, находящие отражение в токсичности и биоаккумуляции. Данное влияние может быть использовано в оптимизации процессов фиторемедиации.

Вопрос о защитной роли ризосферной микрофлоры по отношению к высшим растениям актуален в двух аспектах: МО могут обеспечивать снижение уровня поступления ТМ в растения в результате сорбционной активности; при выращивании растений-фиторемедиаторов МО могут увеличивать активность поглощения ТМ растением.

Вопросам фиторемедиации загрязнённых территорий в настоящее время посвящены многочисленные исследования, в которых изучается миграция ТМ в системе «почва – растение», при этом рассматриваются как различные ТМ (цинк, медь, никель, свинец, кадмий), так и различные растения (салат листовой, перец сладкий, томаты, горох, ячмень, кукуруза, горчица белая, клевер, рапс и др.) [14–17]. В ходе проводимых экспериментов изучают распределение ТМ по органам растений [18], проводят серии исследований в вегетационных и полевых условиях с целью расширения списка растений, способных выполнять роль фиторемедиантов [19].

Одним из городов РФ, урбанозёмы которого загрязнены соединениями ТМ, является Владикавказ (столица Республики Северная Осетия-Алания). Сильнейшее загрязнение городских почв ТМ – основная экологическая проблема региона. Источниками загрязнения изучаемых урбанозёмов являются выбросы автотранспорта и металлургических заводов [20–22]. Проживание 48% населения республики на территории города делает крайне актуальной проблему исследования токсичности почвы для оценки экологической ситуации, решения вопроса о направлениях использования земель и принятия своевременных мер по сохранению здоровья населения.

Задачи данной работы – изучить влияние тяжёлых металлов на накопление биомассы растений ячменя, их аккумуляцию в органах растений, а также определить численность микроорганизмов в ризосферной и внешней почве, загрязнённой ТМ.

Объекты и методы

Опыт проводили с пробами почв (урбано-зёмов) г. Владикавказ, отобранными с территории, расположенной в зоне действия горно-металлургического комбината.

По результатам общего мониторингового исследования всей территории города и данных литературы были выявлены 8 наиболее загрязнённых участков, расположенных вблизи предприятия и находящихся в местах общей доступности для населения города [20].

Для отбора проб почв использован метод прикопок глубиной 0–5 см [23, 24]. Пробные площадки закладывали в соответствии с общепринятыми методиками химических и микробиологических исследований почв [23]. Участки обозначены на карте-схеме (рис. 1).

Выбор определяемых ТМ (свинец, медь, никель и цинк) обусловлен перечнем загрязняющих веществ, поступающих в окружающую среду в результате работы ОАО «Электроцинк». Определяли также кислотность почв и содержание органического вещества.

Валовое содержание ТМ и содержание их подвижных форм (извлекаемых аммонийно-ацетатным буфером) определяли методом атомно-абсорбционной спектроскопии [25].

Содержание органического вещества определяли фотометрически по методу Тюрина в модификации ЦИНАО: по количеству образовавшегося иона хрома Cr^{3+} [26]. Кислотность – потенциометрически в водной и солевой вытяжках [27]. Механический состав почвы определяли методом раскатывания жгута [27].

В качестве фоновой взята проба почвы вблизи поселения Гизель, расположенного в Пригородном районе Северной Осетии, в 80 км к западу от Владикавказ.

Для изучения накопления ТМ растениями из урбано-зёмов г. Владикавказ был проведён модельный эксперимент. В пластиковые ёмкости объёмом 1 л насыпали почву массой 700 г. В сосудах выращивали растения ячменя сорта Новичок ПР-1 в течение 25 сут после появления всходов. Количество семян ячменя на сосуд составляло 30 шт. Сосуды с семенами помещали в контролируемые условия климатической камеры: фотопериод – 14 ч, освещённость – 1000 лк, температурный режим выращивания – 11°C (ночь)/20°C (день).

Через 25 сут растения извлекали из почвы, отделяли надземную часть и корневую систему, корни отмывали, определяли сырую массу частей растений в каждом варианте. Растительный материал фиксировали при 105°C, затем высушивали до постоянной

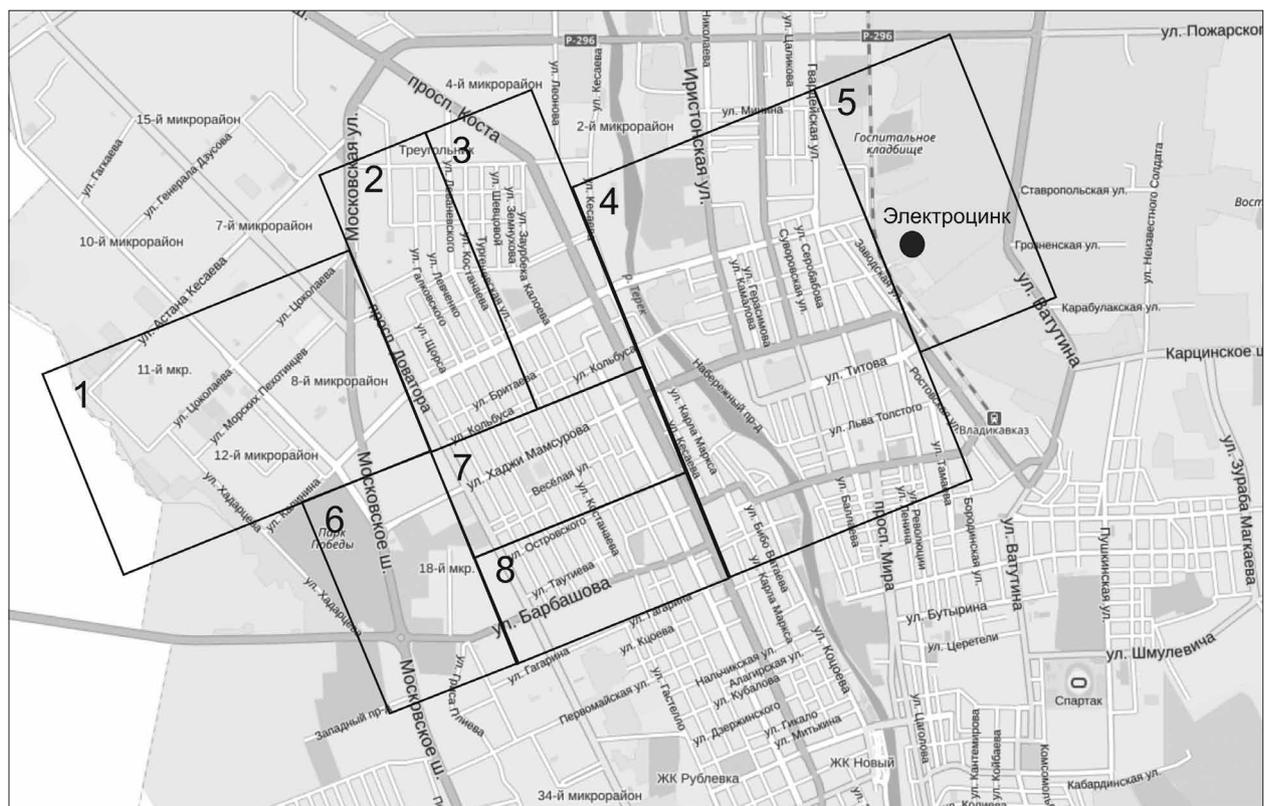


Рис. 1. Расположение участков отбора проб почвы в г. Владикавказе

Таблица 1

Кислотность, содержание органического вещества и тяжёлых металлов в пробах урбаноёмов г. Владикавказа

№ участка	pH _{H₂O}	pH _{KCl}	Органическое вещество, %	Содержание ТМ, мг/кг				$\frac{Z_c(\text{подв.})}{Z_c(\text{вал.})}$
				Pb	Cu	Ni	Zn	
1	7,02	5,93	2,7±0,5	<u>149±31</u> 480±100	<u>2,0±0,5</u> 96±22	<u>0,43±0,18</u> 29±8	<u>490±160</u> 1400±500	<u>78</u> 15
2	6,55	5,53	7,3±0,7	<u>7,3±1,5</u> 43±9	<u>0,53±0,12</u> 26±6	<u>0,90±0,38</u> 30±8	<u>13±4</u> 102±34	<u>1,7</u> –
3	7,31	6,46	11,5±1,1	<u>162±34</u> 410±90	<u>2,1±0,5</u> 63±14	<u>0,93±0,39</u> 31±9	<u>420±140</u> 1500±500	<u>75</u> 15
4	7,60	6,93	11,0±1,1	<u>610±130</u> 1240±260	<u>5,3±1,2</u> 101±23	<u>0,91±0,38</u> 28±8	<u>470±150</u> 2000±700	<u>173</u> 27
5	6,60	6,06	5,0±0,7	<u>1860±390</u> 3700±800	<u>152±35</u> 620±140	<u>1,6±0,4</u> 32±9	<u>5900±1900</u> 13000±4000	<u>1174</u> 150
6	7,24	6,41	6,6±0,7	<u>13,9±2,9</u> 62±13	<u>0,95±0,22</u> 23±5	<u>0,54±0,22</u> 25±7	<u>56±19</u> 170±60	<u>7,7</u> 1,4
7	7,29	6,45	8,5±0,8	<u>96±20</u> 240±50	<u>3,1±0,7</u> 60±14	<u>0,42±0,18</u> 25±7	<u>1010±330</u> 1170±380	<u>120</u> 11
8	7,15	6,65	8,6±0,9	<u>48±10</u> 120±25	<u>1,07±0,25</u> 40±9	<u>0,22±0,09</u> 25±7	<u>480±160</u> 800±270	<u>56</u> 7
Фон	–	–	–	<u>5,0±0,9</u> 116±20	<u>0,66±0,11</u> 25±6	<u>0,9±0,4</u> 37±10	<u>10,3±2,9</u> 120±40	–
ПДК [34]/ ОДК [35]	–	–	–	<u>6</u> 130	<u>3</u> 132	<u>4</u> 80	<u>23</u> 220	–

Примечание. Над чертой приведены данные по содержанию подвижных форм, под чертой – валовых форм ТМ в почве. Прочерк обозначает, что данные отсутствуют или не могут быть определены. Жирным шрифтом выделены значения, превышающие норматив; $Z_c(\text{подв.})$, $Z_c(\text{вал.})$ – суммарный коэффициент загрязнения почвы подвижными, валовыми формами ТМ. Измерения кислотности выполнены с отклонением результатов повторных измерений от среднего арифметического не более 0,1 ед. рН.

массы при 70°C. Содержание свинца, меди, никеля и цинка в растениях определяли методом инверсионной вольтамперометрии на анализаторе «Экотест-ВА» [28]. Подготовку проб растений к анализу проводили по ГОСТ 26929-94 [29].

В ходе эксперимента определено содержание ТМ в растениях ячменя (табл. 4). Для характеристики депонирующих свойств корня рассчитан коэффициент задержки или акропетальный коэффициент (АК) как отношение содержания элемента в корне к его содержанию в побеге. Для сравнения аккумулирующей способности растений были рассчитаны коэффициент накопления (КН) и коэффициент биологического поглощения (КБП), которые равны отношению содержания элемента в сухой биомассе и в золе растения к его валовому содержанию в почве [30].

Определение численности почвенных МО в ризосферной и внешней почве проводили методом разведений с последующим посевом на агаризованные питательные среды: МПА (для

аммонификаторов), Эшби (для азотфиксаторов), Чапека (для грибов) [31]. Ризосферный эффект определяли путём деления численности МО в ризосферной почве к численности МО во внешней почве (Р/П).

Результаты и обсуждение

Характеристика проб урбаноёмов г. Владикавказа

В ходе химического анализа проб урбаноёмов, отобранных на территории г. Владикавказа, получены данные по актуальной и потенциальной кислотности, содержанию органического вещества, валовых и подвижных форм свинца, меди, никеля и цинка (табл. 1).

Реакция почвы оказывает большое влияние на развитие растений и почвенных МО. Согласно полученным данным, актуальная кислотность проб колеблется от слабокислой (№№ 2 и 5) до слабощелочной (на остальных участках), проба с участка № 1 имеет нейтральную реакцию. По кислотности солевой

вытяжки проба с участка № 2 является слабокислой, кислотность проб с других участков можно отнести к нейтральной (№ 5) или близкой к нейтральной реакции.

Содержание органического вещества варьирует в широких пределах: от 2,2 до 11,5%. Пробы почвы с участков № 1 и № 5 характеризуются низким (2,7%) и средним содержанием органического вещества (5,0%). В остальных пробах установлено повышенное и высокое содержание органического вещества, особенно в пробах №№ 3 и 4 (11 и 11,5% соответственно).

Основной особенностью проб урбаноэмов является их высокое загрязнение соединениями ТМ. За исключением проб с участков №№ 1, 6 и 8, установлено сверхнормативное содержание валовых форм свинца: кратность превышения ОДК варьировала от 1,8 для пробы № 7 до 28 для пробы № 5. Содержание подвижных форм свинца во всех пробах превышало ПДК и фон (6 и 5 мг/кг). Максимальные значения показателя определены в пробах №№ 4 и 5: ПДК превышено в 102 и 310 раз соответственно.

Высокие концентрации соединений меди установлены в почве участка № 5: содержание валовых форм элемента составило 620, а подвижных – 152 мг/кг, что выше норматива в 4,7 и 51 раз соответственно. Повышенным содержанием меди отличалась проба с участка № 4, кратность превышения ПДК по подвижным формам составила 1,8 раза. Содержание подвижных форм элемента в почвах всех участков превышало фон от 1,9 до 230 раз.

Содержание никеля во всех проанализированных пробах было в пределах ОДК и ПДК, кроме участка № 5, где содержание подвижных форм металла превышало фоновое значение в 1,4 раза.

В большинстве отобранных проб установлены высокие концентрации соединений цинка. Наибольшее содержание элемента установлено для проб №№ 1, 3, 4, 5 и 7. Отличительной особенностью большинства проанализированных проб является высокое содержание подвижных форм ТМ (до 260 ПДК), а также их высокая доля в валовом содержании элемента (до 86%). Относительно невысока концентрация валовых форм цинка в пробах №№ 2 и 6.

Для характеристики интегральной степени загрязнения проб урбаноэмов ТМ рассчитывали суммарный показатель загрязнения (Z_c). Он представляет собой сумму превышений коэффициентов концентраций ТМ и рассчитывается по формуле: $Z_c = \sum k_k - (n - 1)$, где k_k – коэффициент концентрации, n – число

аномальных элементов [32]. Коэффициент концентрации показывает кратность превышения содержания ТМ в точке опробования над его средним содержанием в аналогичной природной среде на фоновом участке. Z_c рассчитывали как для валовых, так и для подвижных форм ТМ.

Полученные показатели интегральной оценки загрязнения почв характеризуют степень загрязнения: $Z_c > 128$ – чрезвычайное загрязнение, $Z_c = 32-128$ – опасное загрязнение; $Z_c = 16-32$ – умеренно опасное загрязнение; $Z_c < 16$ – допустимое загрязнение.

Суммарный показатель загрязнения проб почв валовыми формами ТМ сильно различался: от незагрязнённой почвы участка № 2 ($Z_{c(вал.)} < 1$) до чрезвычайно опасно загрязнённой пробы № 5 ($Z_{c(вал.)} = 150$). Суммарный показатель загрязнения почв по подвижным формам ТМ гораздо выше, чем по валовым формам. Согласно рассчитанным значениям Z_c для подвижных форм ТМ, пробы с участков №№ 5 и 4 имеют чрезвычайно опасную, с участков №№ 1, 3, 7 и 8 – опасную степень загрязнения. Остальные пробы имеют допустимую степень загрязнения (№№ 2 и 6).

Таким образом, как по актуальной, так и потенциальной кислотности большинство проб являются близкими к нейтральным, за исключением слабокислой пробы № 2. Содержание органического вещества в пробах сильно варьирует: от низкого (№ 1) до высокого (№№ 3 и 4). Наиболее загрязнёнными соединениями свинца, цинка, меди являются пробы с участков №№ 5 и 4, расположенных в непосредственной близости от источника загрязнения – ОАО «Электроцинк». Чрезвычайно высокое содержание меди, цинка, свинца в почве на участке № 5 может приводить к высокому уровню заболеваемости детей, нарушениям репродуктивной функции женщин [33]. Пробы с наиболее удалённых от источника загрязнения участков (№№ 2 и 6) загрязнены ТМ в меньшей степени. Содержание подвижных форм цинка и свинца, относящихся к первому классу опасности, на всех участках превышает фон и ПДК. Подвижные формы ТМ являются доступными для растений и могут аккумулироваться ими в больших концентрациях.

Влияние тяжёлых металлов на растения ячменя

Накопление биомассы

Влияние ТМ на растения изучали в ходе модельного опыта. Для этого на почвах, ото-

бранных в г. Владикавказе, в течение 25 сут выращивали ячмень сорта Новичок. У 25-суточных растений определяли накопление сырой и сухой биомассы корнями и побегами (табл. 3).

Высокие значения накопления биомассы побегов и корней характерны для растений, выращенных на почве участка № 3. Почва данного участка имеет кислотность, близкую к нейтральной, высокое содержание органического вещества (табл. 1).

Установлено, что наименьшим накоплением биомассы отличались побеги растений, выращенных на почве участка № 5, наиболее загрязнённого соединениями меди, цинка и свинца. Минимальное накопление биомассы отмечено для корней растений, выращенных на почве участка № 2.

Низкое накопление биомассы побегов и невысокое накопление биомассы корней растений, выращенных на почве участка № 5, может быть связано с высоким содержанием ТМ в почве. Накопление биомассы зависит не

только от химического, но и от механического состава почвы. Вероятно, низкое накопление биомассы корней и относительно невысокое накопление у побегов ячменя на почве участка № 2 связано с тяжёлым механическим составом почвы – почва данного участка глинистая, не исключено и то, что почва содержала кроме ТМ и другие поллютанты.

Кроме того, содержание ТМ в побегах ячменя пересчитывали на сырую массу и сравнивали со значениями ПДК для растениеводческой продукции (табл. 3). Выявлено, что содержание меди в побегах ячменя, выращенного на почвах, отобранных со всех участков, не превышает норматива [36].

Концентрация свинца в побегах растений была выше в 1,8–4,7 раза норматива для всех почв (исключение – участок № 7), что позволяет считать растения, выращенные на данных почвах, загрязнёнными свинцом. Наибольшее накопление элемента в побегах 25-суточных растений ячменя характерно для почвы участка № 5 (2 мг/кг), что, вероятно,

Таблица 2

Накопление биомассы 25-суточными растениями ячменя при выращивании на урбанозёмах г. Владикавказа (модельный опыт)

№ участка	Масса корня, мг/растение		Масса побега, мг/растение	
	сырая	сухая	сырая	сухая
1	246±41	16,9±3,3	580±90	45±8
2	117±28	8,9±2,0	440±90	41±9
3	232±34	12,8±3,7	730±210	56±13
4	199±29	14±4	536±70	49±14
5	164±32	10,9±2,3	251±29	22±6
6	175±41	12±4	640±190	51±16
7	168±44	9,6±2,3	630±160	37±8
8	137±43	7,7±2,0	610±170	45±10

Примечание: жирным шрифтом выделены минимальные значения.

Таблица 3

Содержание тяжёлых металлов в побегах ячменя, мг/кг сырой массы

№ участка	Pb	Cu	Zn
1	0,90	0,83	14,4
2	0,73	0,37	2,6
3	1,00	0,97	10,4
4	1,74	0,91	6,0
5	2,02	1,84	14,4
6	1,43	1,08	5,1
7	0,28	1,35	3,8
8	1,22	0,75	7,3
ПДК [36]	0,5	5	10

Примечание: жирным шрифтом выделены значения, превышающие ПДК.

приводило к снижению накопления сырой биомассы побегами (табл. 2). В побегах растений накапливался и цинк: содержание цинка было выше норматива СанПин в 1,44 раза.

Аккумуляция тяжёлых металлов растениями

Свинец. Содержание элемента в растениях ячменя сильно варьировало: от 5,5 до 118 мг/кг сухой массы. Максимальным содержанием свинца – 23 и 118 мг/кг в корнях и побегах соответственно – отличались растения, выращенные на почве участка № 5. Для всех растений характерно большее накопление элемента в корнях (табл. 4), о чём свидетельствует акропетальный коэффициент (АК), больший единицы: от 1,23 до 14,3.

В ходе работы были рассчитаны коэффициенты накопления свинца растениями (КН). КН варьировали в пределах от 0,01 до 0,45. Как видно из данных таблицы 4, КН свинца невысокие у растений на участках с высоким содержанием элемента в почве (№№ 4 и 5). При низком содержании элемента в почве накопительная способность растений увеличивается. Так, на малозагрязнённых участках №№ 2 и 6 КН гораздо выше, чем на загрязнённых участках.

Показателем степени накопления элементов растениями является коэффициент биологического поглощения (КБП). Он позволяет косвенно судить о степени доступности элемента для растений и его поведении в системе «почва – растение». Согласно шкале [37] к элементам сильного накопления ($10 > \text{КБП} \geq 1$) относятся медь, никель и цинк, к элементам слабого накопления ($1 > \text{КБП} \geq 0,1$) – свинец.

Для исследованных растений КБП для свинца был ниже 1 только в случае загрязнённых почв. На участках с небольшими количествами элемента в почве КБП был выше единицы (на участках №№ 2 и 6).

Согласно современным представлениям накопление свинца в корнях является защитным механизмом растений. Установлено, что часть подвижных форм свинца под действием корневых выделений переходит в менее активное состояние или адсорбируется на внешней поверхности корней. Поглощённый корнями свинец задерживается в свободном клеточном пространстве или используется в процессах метаболизма. Только часть катионов свинца (около 3%) с ксилемным током транспортируется в надземные органы [38].

Медь. Концентрация меди в растениях колебалась от 4 до 79 мг/кг сухой массы. Наибольшим содержанием элемента отличались

растения, выращенные на почвах участков №№ 4 и 5, содержащих наибольшее её количество. Для большинства растений характерна аккумуляция меди в корнях. Исключение составили растения участков с минимальным содержанием элемента в почве – №№ 2 и 6 – АК составил для них 0,43 и 0,49 соответственно. Ячмень, выращенный на почвах участков №№ 7 и 8, накапливал элемент в равной степени в корнях и побегах (АК ≈ 1).

КН меди растениями был во всех вариантах меньше единицы (0,03–0,65), т. е. растения содержали элемент в меньшем количестве, чем почва. В отличие от неэссенциального для растений свинца, медь характеризовалась значениями КБП выше единицы или близкими к ней, за исключением наиболее загрязнённого участка № 5. Для данного участка побеги растений имели КБП = 0,21, основное количество элемента накапливалось в корнях ($C = 18,4$ мг/кг, КБП = 0,92), который, по-видимому, играл роль защитного барьера на пути проникновения избыточных концентраций элемента в побег. Таким образом, полученные данные подтверждают данные литературы [37], и медь можно отнести к элементам сильного накопления ($10 > \text{КБП} \geq 1$).

Никель. При выращивании модельных растений на урбанозёмах г. Владикавказа не отмечено накопления элемента растениями ячменя. Исключение составили растения, выращенные на почве участка № 5. Корни ячменя на данном участке накапливали никель в большей степени по сравнению с побегами: АК > 1 . Лишь в корнях элемент накапливался из почв участков № 1 и № 7. Однако и на данных участках содержание элемента в растениях было ниже, чем в почве, КН < 1 . Таким образом, как почвы со всех участков, так и растения, выращенные на этих почвах, не являются загрязнёнными соединениями никеля.

Цинк. По сравнению с другими исследованными ТМ, содержание цинка в растениях было на порядок выше. Концентрация элемента в ячмене изменялась от 28 до 1820 мг/кг сухой массы. Максимальным содержанием элемента (1450 и 1820 мг/кг) отличались растения участков №№ 4 и 5, почва которых содержала до 13 г/кг, или 1,3% цинка (№ 5) (табл. 1). Для растений характерна наибольшая аккумуляция цинка в корнях. АК во всех случаях был выше 1, особенно высок он на загрязнённых участках №№ 4 и 5 – 22 и 11,1. В побегах растений даже на самом загрязнённом участке № 5 содержалось сравнительно

Таблица 4
Содержание тяжёлых металлов в 25-суточных растениях ячменя (С, мг/кг), коэффициенты накопления растениями

Участок	Орган	Pb			Cu			Ni			Zn			
		С	AK	KH	KБП	С	AK	KH	KБП	С	AK	KH	KБП	
1	Корень	71±21	6,12	0,15	1,25	13±4	1,21	0,14	0,16	0,90	540±110	2,90	0,39	3,23
	Побег	11,6±3,5		0,02	0,14	10,7±3,2		0,11			186±37		0,13	0,73
2	Корень	14±5	1,78	0,33	4,39	8,1±2,4	0,49	0,31			54±13	1,93	0,53	7,04
	Побег	7,9±3,0		0,18	1,02	4,0±1,2		0,15			28±13		0,27	1,39
3	Корень	16±6	1,23	0,04	0,35	30±9	2,36	0,48			191±38	1,41	0,13	1,35
	Побег	13±4		0,03	0,19	12,7±3,8		0,20			135±27		0,09	0,25
4	Корень	36±11	1,89	0,03	0,20	65±13	6,57	0,65			1450±290	22,0	0,73	5,37
	Побег	19±6		0,02	0,11	9,9±3,0		0,10			66±13		0,03	0,23
5	Корень	118±35	5,13	0,03	0,23	79±16	3,76	0,13		2,19	1820±360	11,1	0,14	0,96
	Побег	23±7		0,01	0,04	21±6		0,03			164±33		0,01	0,07
6	Корень	28±11	1,56	0,45	1,68	5,9±1,8	0,43	0,25			72±25	1,57	0,43	1,47
	Побег	18±5		0,29	1,42	13,6±2,7		0,58			46±11		0,27	1,39
7	Корень	68±20	14,3	0,29	2,58	22±7	0,96	0,37			350±70	5,47	0,30	2,70
	Побег	4,7±1,9		0,02	0,12	23±5		0,39			64±13		0,05	0,35
8	Корень	16,5±7	3,00	0,19	0,96	10,4±3,1	1,03	0,26			460±90	4,64	0,57	4,00
	Побег	5,5±2,2		0,03	0,24	10,1±3,0		0,26			99±20		0,12	0,62

Примечание: С – содержание ТМ в растении, мг/кг сухой массы, AK – акропетальный коэффициент, KH – коэффициент накопления, KБП – коэффициент биологического поглощения, н/о – ниже предела обнаружения метода, «-» – расчёт невозможен, так как содержание ТМ в растении ниже предела обнаружения, жирным шрифтом выделены наибольшие значения.

небольшое количество элемента – 164 мг/кг, что свидетельствует о наличии барьера на уровне «корень – побег».

КН цинка растениями изменялся в пределах от 0,01 до 0,73, т. е. растения содержали элемент в меньшем количестве, чем почва. Расчётным путём определены КБП: они были выше или равны 1 для корней, но меньше 1 для побегов. Следовательно, для ячменя цинк – элемент сильного накопления ($10 > \text{КБП} \geq 1$) для корней и слабого – для побегов.

Таким образом, в ходе модельного эксперимента выявлено наибольшее содержание цинка и свинца в растениях ячменя, особенно на почвах участков с максимальным количеством данных элементов – №№ 4 и 5. Наибольшим накоплением ТМ отличаются корни растений: АК в большинстве случаев больше единицы. По сравнению с почвой корни содержали меньше ТМ ($\text{КН} < 1$). С увеличением содержания ТМ в почве увеличивалось содержание в корнях, однако при этом количество элементов в побегах мало изменялось, что свидетельствует о барьерной функции корней. Даже незначительная аккумуляция свинца (4 ПДК) и цинка (1,44 ПДК) в расчёте на сырую массу приводила к снижению накопления биомассы побегами растений (участок № 5). Согласно рассчитанным КБП свинец является элементом слабого накопления, а медь, никель и цинк – сильного, что подтверждается данными литературы. Однако эта закономерность не всегда соблюдалась: для свинца исключение

составили незагрязнённые участки, для меди – загрязнённый участок. Для цинка закономерность соблюдалась лишь для корней.

Влияние ТМ на почвенную микрофлору

Результаты количественного анализа почвенной микрофлоры показали, что численность любой из изучаемых групп МО в исследуемых образцах почвы колеблется в широком диапазоне (рис. 2). Для аммонифицирующих бактерий минимальная численность клеток зарегистрирована на участке № 5, где она составляет всего 8 тыс. КОЕ/г. Максимум отмечен на участке № 6 (1241 тыс. КОЕ/г). Абсолютное доминирование принадлежит грамположительным спорообразующим бактериям р. *Bacillus* (*B. mycoides*, *B. mesentericus*, *B. subtilis*). Во всех почвенных образцах, кроме образца с участка № 5, именно аммонификаторы преобладают над другими группами МО в количественном плане.

Высокий уровень загрязнения почвы ТМ приводит к подавлению развития азотфиксаторов (рис. 3). В этой группе бактерий минимальная численность так же, как и в случае с аммонификаторами, зарегистрирована на участке № 5 (всего 1,1 тыс. КОЕ/г). Максимальный показатель (92,2 тыс. КОЕ/г) зарегистрирован на участке № 3. Явными доминантами среди азотфиксаторов являются бактерии р. *Azotobacter*. Вероятно, это обусловлено тем, что на данном участке зарегистрировано максимальное содержание органического

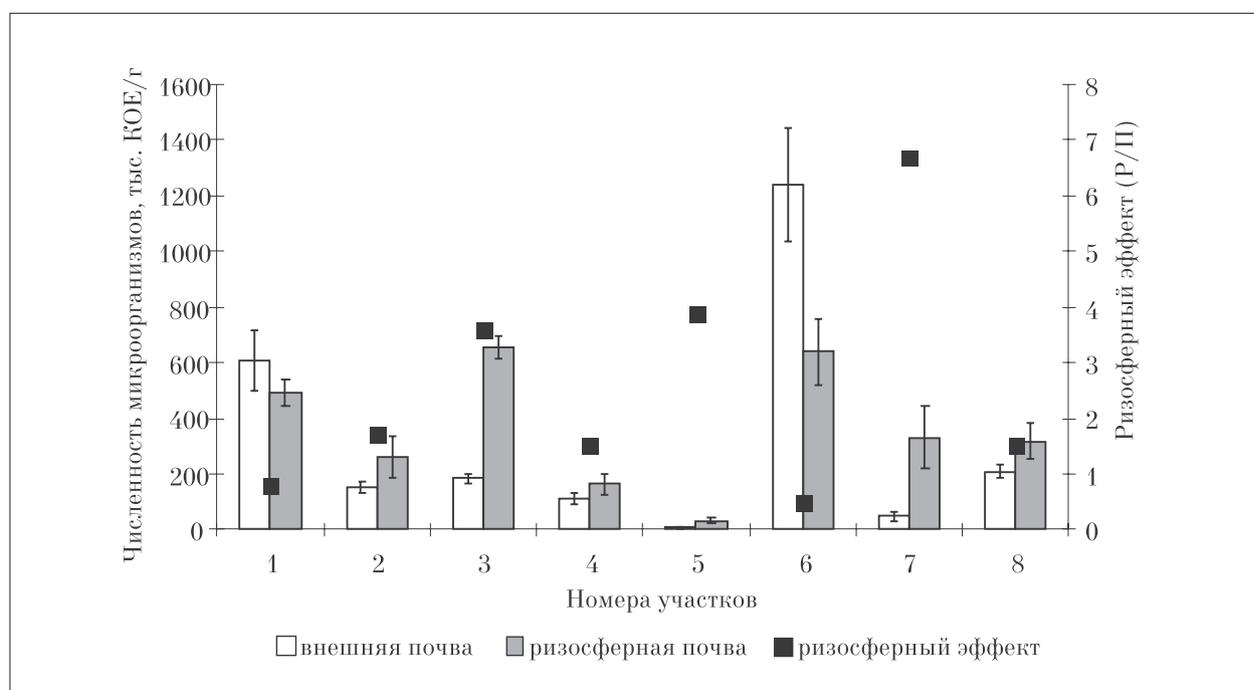


Рис. 2. Численность аммонифицирующих бактерий в почвах г. Владикавказа

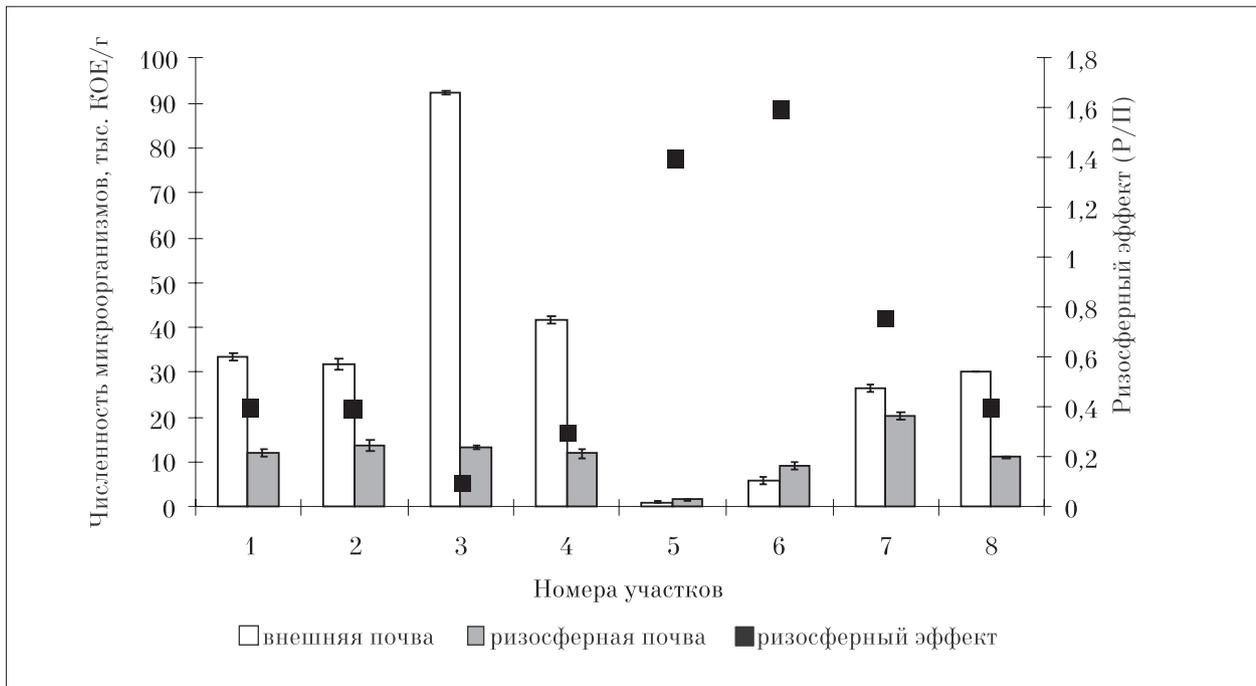


Рис. 3. Численность азотфиксирующих бактерий в почвах г. Владикавказа

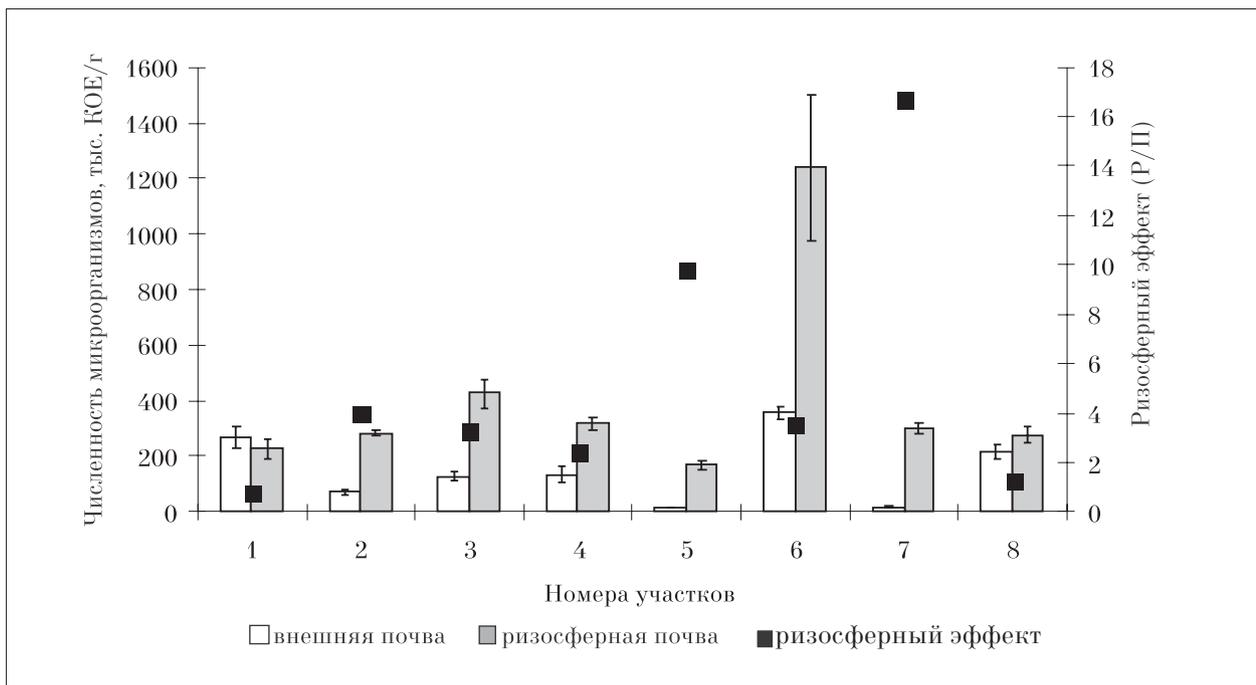


Рис. 4. Численность грибов в почвах г. Владикавказа

вещества (11,5%) и почва характеризуется нейтральной реакцией среды ($pH = 7,31$), т. е. условиями, благоприятствующими развитию азотфиксаторов. Отмечают, что дополнительное негативное действие на популяции азотобактера на загрязнённых свинцом почвах могут оказывать высокая кислотность и низкое содержание органического вещества [39].

Численность микромицетов невелика: от 17–18 тыс. КОЕ/г (участки №№ 5 и 6) до 357 тыс. КОЕ/г (участок № 7) (рис. 4). Примечательно, что минимальный уровень развития всех изучаемых групп МО: аммонификаторов, азотфиксаторов и грибов наблюдается на участке № 5, в котором при химическом анализе выявлены наивысшие концентрации

ТМ. Следовательно, даже такой вариабельный показатель, как численность микробных клеток, отражает наиболее высокий токсический эффект ТМ.

В то же время чёткой закономерности между концентрациями ТМ и численностью микробных популяций не выявлено.

Наличие в почве высших растений существенно меняет условия функционирования микробных комплексов. За счёт корневых выделений почва обогащается такими продуктами экзосмоса, как органические кислоты, сахара, аминокислоты. Именно поэтому ризосфера чаще всего является местом наиболее высокой микробиологической активности. Это положение частично оказалось справедливым при определении численности ризосферной микрофлоры в нашем опыте. Так, в ризосфере ячменя на всех участках, кроме участков №№ 1 и 6, была выше популяция гнилостных бактерий с величиной ризосферного эффекта от 1,5 до 6,7 (рис. 2). Практически не выражен этот показатель в группе азотфиксаторов (рис. 3). Только на двух участках (№№ 5 и 6) он немногим выше 1 (1,4–1,6). Существенные колебания величины ризосферного эффекта (от 0,8 до 16,7) отмечены для грибов (рис. 4). Полученные результаты показывают, что поведение МО в почве и ризосфере при загрязнении ТМ имеет более сложный характер, чем в незагрязнённых почвах.

Однако для аммонификаторов и грибов чётко прослеживается тенденция активизации развития в ризосфере, что свидетельствует о дополнительном снабжении этой группы МО органическим веществом за счёт высшего растения или о снижении в некоторой степени токсичности ТМ, находящихся в почве. Противоположная реакция азотфиксаторов, для которых ризосферный эффект в большинстве случаев не выражен, возможно, обусловлена конкуренцией за органический субстрат с аммонификаторами и грибами, численность которых в ризосфере в большинстве случаев, наоборот, возрастает.

Вероятно, при сильном химическом загрязнении почвы различными ТМ и поступлении их в клетки растений и МО могут наблюдаться явления антагонизма и синергизма ионов, что приводит к перераспределению ТМ в растении и оказывает разное влияние на основные группы почвенных МО.

Заключение

Результаты опытов показали, что выбросы ТМ (свинец, медь, никель и цинк) ОАО

«Электроцинк» (г. Владикавказ) приводят к высокому накоплению их в почве. Лишь один из восьми участков (№ 2), расположенный вдали от ОАО «Электроцинк», можно считать незагрязнённым ТМ. Почвы участков, расположенных вблизи источника загрязнения (участки №№ 4 и 5), имеют высокий и чрезвычайно высокий уровень загрязнения валовыми ($Z_{c(вал.)}$ равен 27 и 150) и подвижными формами свинца и цинка ($Z_{c(подв.)}$ равен 173 и 1174).

В модельном эксперименте установлено, что наибольшим накоплением цинка и свинца отличались растения, выращенные на почвах загрязнённых участков. Аккумуляция ТМ в корнях была выше, чем в побегах. По сравнению с почвой корни содержали меньше ТМ: $KH < 1$. С увеличением содержания ТМ в почве увеличивалось их содержание в корнях, однако при этом количество элементов в побегах мало изменялось, что свидетельствует о барьерной функции корней на пути проникновения избыточных количеств поллютантов в надземную часть. Так, при выращивании растений ячменя на почве загрязнённых участков №№ 4 и 5 содержание цинка в корнях составило 1450 и 1820 мг/кг, а в побегах было в 22 и 11 раз меньше – 66 и 164 мг/кг.

Как показал модельный эксперимент, даже незначительная аккумуляция побегами растений свинца (4 ПДК) и цинка (1,44 ПДК) в расчёте на сырую массу приводила к снижению накопления их биомассы в два с лишним раза. Согласно рассчитанным коэффициентам биологического поглощения для растений ячменя свинец является элементом слабого накопления, а медь, никель и цинк – сильного накопления.

Изучение особенностей развития микробных комплексов в ризосферной и внешней почве показало, что наиболее сильное влияние ТМ оказывают на азотфиксирующие бактерии. Ризосферный эффект в загрязнённой почве не проявляется так ярко, что обычно бывает характерным для незагрязнённых почв. Существенное подавление всех групп изучаемых микроорганизмов (аммонификаторов, азотфиксаторов, грибов) отмечено на участке № 5 с максимальным уровнем загрязнения почвы ТМ.

Работа выполнена при поддержке гранта Президента Российской Федерации для молодых российских учёных № МК-3964.2015.5.

Литература

1. Фёдорова Е.В., Одинцева Г.Я. Биоаккумуляция металлов растительностью в пределах малого аэротехно-

- генного загрязнения водосбора // Экология. 2005. № 1. С. 26–31.
2. Broos K., Mertens J., Smolders E. Toxicity of heavy metals in soil assessed with various soil microbial and plant growth assays: A comparative study // Environ. Toxicol. and Chem. V. 24. № 3. P. 634–640.
3. Горностаева Е.А., Злобин С.С., Сунцова Е.С., Елькина Т.С., Домрачева Л.И., Ашихмина Т.Я. Микробиологический статус почв в зоне действия Кирово-Чепецкого химического комбината // Теор. и прикл. экология. 2012. № 3. С. 44–49.
4. Дабах Е.В., Кондакова Л.В., Домрачева Л.И., Злобин С.С. Альго-микологическая оценка состояния почв в зоне влияния Кирово-Чепецкого химического комбината // Почвоведение. 2013. № 2. С. 187–194.
5. Фокина А.И., Ашихмина Т.Я., Домрачева Л.И., Горностаева Е.А., Огородникова С.Ю. Тяжёлые металлы как фактор изменения метаболизма у микроорганизмов (обзор) // Теор. и прикл. экология. 2015. № 2. С. 5–18.
6. Евдокимова Г.А. Почвенная микробиота как фактор устойчивости почв к загрязнению // Теор. и прикл. экология. 2014. № 2. С. 17–24.
7. Krumova E.T., Stoitsova S.R., Paunova-Krasteva T.S., Pashova S.B., Angelova M.B. Copper stress and filamentous fungus *Humicola lutea* 103 – ultrastructural changes and activities of key metabolic enzymes // Can J. Microbiol. 2012. V. 58. № 12. P. 1335–1343.
8. Jaroslawska A., Piotrowska-Seget Z. Lead resistance in microorganisms // Microbiology. 2014. V. 160. № 1. P. 12–25.
9. Лапыгина Е.П., Лысак Л.В., Бакулина Е.А., Звягинцев Д.Г. Устойчивость аутохтонных почвенных бактерий к шок-бицидным воздействиям // Почвоведение. 2006. № 11. С. 1363–1367.
10. Кондакова Л.В., Домрачева Л.И. Использование водорослей для биоконтроля состояния почвы при её химическом загрязнении // Водоросли: таксономия, экология, использование в мониторинге. Екатеринбург: УрО РАН, 2011. С. 294–299.
11. Свистова И.Д., Корецкая И.И., Талалайко Н.Н., Сенчакова Т.Ю. Биоразнообразие микромитозов чернозёма природных и антропогенных экосистем // Роль особо охраняемых природных территорий лесостепной и степной природных зон в сохранении и изучении биологического разнообразия. Матер. научно-практ. конф., посвящённой 80-летию Воронежского государственного природного биосферного заповедника, Воронеж, 17–21 сент. 2007. Волгоград, 2007. С. 87–89.
12. Муратова А.Ю. Растительно-микробные ассоциации в условиях углеводородного загрязнения: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. Саратов, 2013. 48 с.
13. Горностаева Е.А. Влияние ионов меди и никеля на почвенные цианобактерии и цианобактериальные сообщества: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 2015. 26 с.
14. Уткин А.А., Ефремова М.А. исследование особенностей синергизма и антагонизма тяжёлых металлов на примере свинца и кадмия в системе торфяная низинная почва – растение // Гумус и гумусообразование. Санкт-Петербург, 2004. С. 181–184.
15. Шведова Л.В., Чеснокова Т.А., Невский А.В. Миграция тяжёлых металлов в системе «почва – растение» // Инж. экология. 2004. № 6. С. 46–53.
16. Автухович И.Е. Индуцированная фиторемедиация травянистыми растениями грунта, загрязнённого свинцом // Докл. ТСХА. 2009. № 281. С. 136–139.
17. Панин М.С., Койгельдинова М.Т. Накопление цинка растениями видов *Trifolium hybridum* L., *Medicago sativa* L., *Brassica napus* L., *Avena sativa* L. из тёмно-каштановой почвы // Агрохимия. 2010. № 10. С. 59–67.
18. Yong E., Song G., Bian W., Zhang X. Impact of sewage amendment on heavy metal in soils of maize field // Agrochimica. 2010. V. 54. № 2. P. 115–128.
19. Буравцев В.Г., Ильинский А.В., Котова Е.А., Головатая Н.Н. Подбор растений для фиторемедиации почв, загрязнённых тяжёлыми металлами // Научно-технологические проблемы в мелиорации: Материалы I Всерос. научно-исслед. конф. (Костяковские чтения). Москва, 2005. С. 282–285.
20. Геревич Т.С., Лялина Е.И., Горностаева Е.А., Кабалов З.В. Влияние предприятий г. Владикавказа на содержание тяжёлых металлов в объектах окружающей среды // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Матер. Всерос. молодежной науч.-практ. конф. с международным участием. Киров, 2012. С. 195–198.
21. Зангелиди В.В. Влияние техногенного загрязнения на состояние почв г. Владикавказа: Дисс. канд. биол. наук. Владикавказ, 2009. 120 с.
22. Хубаева Г.П. Охрана окружающей среды утилизацией отходов горно-металлургического производства: дисс. канд. техн. наук. Владикавказ, 2004. 170 с.
23. Глазовская М.А. Геохимические основы типологии и методики исследований природных ландшафтов. М.: Изд-во Московского университета, 1964. 229 с.
24. Мотузова Г.В., Безуглова О.С. Экологический мониторинг почв. М.: Академический проект, 2007. 237 с.
25. ФР.1.31.2012.13573. Методика выполнения измерений массовых долей токсичных металлов в пробах почв атомно-абсорбционным методом. Москва, 2012. 16 с.
26. ГОСТ 26213-91. Почвы. Методы определения органического вещества. М.: Государственный комитет стандартизации и метрологии СССР, 1991. 8 с.
27. Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. М.: МГУ, 1970. 488 с.
28. Сборник методик выполнения измерений массовой концентрации ионов меди, свинца, кадмия, цинка, висмута, марганца, никеля и кобальта, методом вольтамперометрии на вольтамперометрическом анализаторе «Экотест-ВА». М.: НПП ООО «Эконикс-Эксперт», 2004. 61 с.
29. ГОСТ 26929-94. Сырьё и продукты пищевые. Подготовка проб. Минерализация для определения содержания токсичных элементов. М.: Стандартиформ, 2010. 12 с.

30. Глазовская М.А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов. М.: Высшая школа, 1988. 328 с.

31. Практикум по микробиологии / Под ред. А.И. Негрусова. М.: Издательский центр «Академия», 2005. 608 с.

32. Ревич Б.А., Саев Ю.Е., Смирнова Р.С., Сорокина Е.П. Методические рекомендации по геохимической оценке загрязнения территории городов химическими элементами. М.: ИМГРЭ, 1982. 112 с.

33. Методические рекомендации по оценке степени загрязнения атмосферного воздуха населенных пунктов металлами по их содержанию в снежном покрове и почве / Ревич Б.А., Саев Ю.Е., Смирнова Р.С. (Утв. 15 мая 1990 г. № 5174-90). М.: ИМГРЭ, 1990. 15 с.

34. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве. Гигиенические нормативы. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2006. 15 с.

35. ГН 2.1.7.2042-06. Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве. Гигиенические нормативы. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2006. 11 с.

36. СанПиН 42-123-4089-86. Предельно допустимые концентрации тяжёлых металлов и мышьяка в продовольственном сырье и пищевых продуктах. М.: 1986. 56 с.

37. Авессаломов И.А. Геохимические показатели при изучении ландшафтов: Учебно-методическое пособие. М.: Изд-во Московского университета, 1987. 108 с.

38. Покровская С.Ф. Загрязнение почв тяжёлыми металлами и его влияние на сельскохозяйственное производство. М., 1986. 57 с.

39. Кураков А.В., Звягинцев Д.Г., Филип З. Изменение комплекса гетеротрофных микроорганизмов при загрязнении дерново-подзолистой почвы свинцом // Почвоведение. 2000. № 12. С. 1448–1456.

References

1. Fedorova Ye.V., Odintseva G.Ya. The bioaccumulation of metals in vegetation in the affairs of small watershed environmental contamination // *Ekologiya*. 2005. № 1. P. 26–31 (in Russian).

2. Broos K., Mertens J., Smolders E. Toxicity of heavy metals in soil assessed with various soil microbial and plant growth assays: A comparative study // *Environ. Toxicol. and Chem.* V. 24. № 3. P. 634–640.

3. Gornostayeva Ye.A., Zlobin S.S., Suntsova Ye.S., Yelkina T.S., Domracheva L.I., Ashikhmina T.Ya. The microbiological status of soils in the zone of Kirovo-Chepetsk Chemical Plant // *Teor. i prikl. ekologiya*. 2012. № 3. P. 44–49 (in Russian).

4. Dabakh Ye.V., Kondakova L.V., Domracheva L.I., Zlobin S.S. Algo-mycological assessment of soil condition in the zone of influence of Kirovo-Chepetsk Chemical Plant // *Pochvovedeniye*. 2013. № 2. P. 187–194 (in Russian).

5. Fokina A.I., Ashikhmina T.Ya., Domracheva L.I., Gornostayeva Ye.A., Ogorodnikova S.Yu. Heavy metals as a factor of changes in metabolism of microorganisms (review) // *Teor. i prikl. ekologiya*. 2015. № 2. P. 5–18 (in Russian).

6. Evdokimova G.A. Soil microbiota as a factor of soil resistance to pollution // *Teor. i prikl. ekologiya*. 2014. № 2. P. 17–24 (in Russian).

7. Krumova E.T., Stoitsova S.R., Paunova-Krasteva T.S., Pashova S.B., Angelova M.B. Copper stress and filamentous fungus *Humicola lutea* 103 – ultrastructural changes and activities of key metabolic enzymes // *Can J. Microbiol.* 2012. V. 58. № 12. P. 1335–1343.

8. Jaroslawska A., Piotrowska-Seget Z. Lead resistance in microorganisms // *Microbiology*. 2014. V. 160. № 1. P. 12–25.

9. Lapygina Ye.P., Lysak L.V., Bakulina Ye.A., Zvyagintsev D.G. Resistance of autochthonic soil bacteria to shock biocidal effects // *Pochvovedeniye*. 2006. № 11. P. 1363–1367 (in Russian).

10. Kondakova L.V., Domracheva L.I. The use of algae in biocontrol of state of chemically polluted soil // *Vodorosli: taksonomiya, ekologiya, ispolzovaniye v monitoringe*. Yekaterinburg: UrO RAN, 2011. P. 294–299 (in Russian).

11. Svistova I.D., Koretskaya I.I., Talalayko N.N., Senchakova T.Yu. Biodiversity of mikromycetes in black soil of natural and anthropogenic ecosystems // *Rol osobo okhranyayemykh prirodnykh territoriy lesostepnoy i stepnoy prirodnykh zon v sokhraneni i izuchenii biologicheskogo raznoobraziya*. Mater. nauchno-prakt. konf., posvyashchennoy 80-letiyu Voronezhskogo gosudarstvennogo prirodnogo biosfernogo zapovednika, Voronezh, 17–21 sent. 2007. Volgograd, 2007. P. 87–89 (in Russian).

12. Muratova A.Yu. Plant-microbial associations in terms of hydrocarbon contamination: Avtoref. dis. ... dokt. biol. nauk. Saratov, 2013. 48 p. (in Russian).

13. Gornostayeva Ye.A. Influence of copper and nickel ions on soil cyanobacteria and cyanobacterial communities: Avtoref. dis. ... kand. biol. nauk. M., 2015. 26 p. (in Russian).

14. Utkin A.A., Yefremova M.A. Study of features of synergy and antagonism of heavy metals by the example of lead and cadmium in the system lowland peat soil – plant // *Gumus i gumussoobrazovaniye*. Sankt-Peterburg, 2004. P. 181–184 (in Russian).

15. Shvedova L.V., Chesnokova T.A., Nevskiy A.V. The migration of heavy metals in the system «soil – plant» // *Inzh. ekologiya*. 2004. № 6. P. 46–53 (in Russian).

16. Avtukhovich I.E. Induced herbaceous plants phytoremediation of soil contaminated with lead // *Dokl. TSKhA*. 2009. № 281. P. 136–139 (in Russian).

17. Panin M.S., Koygeldinova M.T. Accumulation of zinc by plants of the species *Trifolium-hybridum* L., *Medicago sativa* L., *Brassica napus* L., *Avena sativa* L. in dark chestnut soils // *Agrokimiya*. 2010. № 10. P. 59–67 (in Russian).

18. Yong E., Song G., Bian W., Zhang X. Impact of sewage amendment on heavy metal in soils of maize field // *Agrochimica*. 2010. V. 54. № 2. P. 115–128.
19. Buravtsev V.G., Ilinskiy A.V., Kotova Ye.A., Golovataya N.N. Science-intensive technologies in amelioration // *Materialy I Vseross. nauchno-issled. konf. (Kostyakovskiye chteniya)*. Moskva, 2005. P. 282–285 (in Russian).
20. Gerevich T.S., Lyalina Ye.I., Gornostayeva Ye.A., Kabaloyev Z.V. Influence of enterproses of Vladikavkaz on the content of heavy metals in the environment // *Ekologiya rodnogo kraya: problemy i puti ikh resheniya: Mater. Vseross. molodezhnoy nauch.-prakt. konf. s mezhdunarodnym uchastiyem*. Kirov, 2012. P. 195–198 (in Russian).
21. Zangelidi V.V. Influence of technogenic pollution on soil of Vladi-Caucasus: Diss. kand. biol. nauk. Vladikavkaz, 2009. 120 p. (in Russian).
22. Khubayeva G.P. Environmental disposal of mining and metallurgical industry waste: Diss. kand. tekhn. nauk. Vladikavkaz, 2004. 170 p. (in Russian).
23. Glazovskaya M.A. Geochemical basics of typology and methodology of studies of natural landscapes. M.: *Izd-vo Moskovskogo universiteta*, 1964. 229 p. (in Russian).
24. Motuzova G.V., Bezuglova O.S. Environmental monitoring of soil. M.: *Akademicheskij proyekt*, 2007. 237 p. (in Russian).
25. FR.1.31.2012.13573. Methods of measurement of mass fraction of toxic metals in soil samples by atomic absorption spectrometry. Moskva, 2012. 16 p. (in Russian).
26. GOST 26213-91. Soils. Methods for determination of organic substance. M.: *Gosudarstvennyy komitet standartizatsii i metrologii SSSR*, 1991. 8 p. (in Russian).
27. Arinushkina E.V. Manual on chemical analysis of soil. M.: *MGU*, 1970. 488 p. (in Russian).
28. The collection of methods of measurement of mass concentration of ions of cop-per, lead, cadmium, zinc, bismuth, manganese, nickel and cobalt, by voltammetry using vol-tammetric analyzer «Ecotest-VA». M.: *NPP OOO «Ekoniks-Ekspert»*, 2004. 61 p. (in Russian).
29. GOST 26929-94. Raw materials and food products. Sample preparation. Mineralization for determination of the content of toxic elements. M.: *Standartinform*, 2010. 12 p. (in Russian).
30. Glazovskaya M.A. Geochemistry of natural and man-made landscapes. M.: *Vyssshaya shkola*, 1988. 328 p. (in Russian).
31. Workshop on microbiology / Ed. A.I. Netrusov. M.: *Izdatelskiy tsentr «Akademiya»*, 2005. 608 p. (in Russian).
32. Revich B.A., Sayet Yu.E., Smirnova R.S., Sorokina E.P. Methodical recommendations on geochemical evaluation of contamination of towns with chemical elements. M.: *IMGRE*, 1982. 112 p. (in Russian).
33. Guidelines on assessment of the degree of atmospheric pollution with heavy metals judging from their content in snow cover and soil in settlements / Revich B.A., Sayet Yu.E., Smirnova R.S. (Utv. 15 maya 1990 g. № 5174-90). M.: *IMGRE*, 1990. 15 p. (in Russian).
34. Maximum permissible concentration (MPC) of chemicals in soil. Hygienic standards. M.: *Federalnyy tsentr gigiyeny i epidemiologii Rospotrebnadzora*, 2006. 15 p. (in Russian).
35. GN 2.1.7.2042-06. Approximate permissible concentration (APC) of chemicals in soil. Hygienic standards. M.: *Federalnyy tsentr gigiyeny i epidemiologii Rospotrebnadzora*, 2006. 11 p. (in Russian).
36. SanPiN 42-123-4089-86. Maximum allowable concentrations of heavy metals and arsenic in food raw materials and food products. M., 1986. 56 p. (in Russian).
37. Avessalomov I.A. Geochemical indicators in the study of landscapes: Teaching aid. M.: *Izd-vo Moskovskogo universiteta*, 1987. 108 p. (in Russian).
38. Pokrovskaya S.F. Soil pollution with heavy metals and its impact on agricultural production. M., 1986. 57 p. (in Russian).
39. Kurakov A.V., Zvyagintsev D.G., Filip Z. Changing of the complex of heterotrophic microorganisms in contaminated sod-podzolic soil // *Pochvovedeniye*. 2000. № 12. P. 1448–1456 (in Russian).

Личинки ручейников в реках национального парка «Югыд ва» (Республика Коми)

© 2016. В. Н. Шубина, д.б.н., в.н.с.,

Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,
167982, Россия, Республика Коми, г. Сыктывкар, ул. Коммунистическая, д. 28,
e-mail: vshubina@ib.komisc.ru

Личинки древнего отряда насекомых – ручейников (Trichoptera) – в реках парка «Югыд ва» – основная группа зообентоса и главный объект питания рыб. Фауна ручейников парка насчитывает 59 видов и форм 17 семейств, относящихся к двум подотрядам: Annulipalpia и Integripalpia. Массовое развитие получают немногие виды ручейников. Наибольшее число видов – 19 – принадлежит семейству Limnephilidae, остальные 16 семейств имеют по 1–5 видов. Трихoptерофауна парка характеризуется как голаркто-палеарктическая с присутствием северных и сибирских видов. Степень сходства фауны ручейников парка водотоков Северного и Приполярного Урала составляет по Сёренсену 69,7% и обусловлена генетической близостью этих территорий, общностью гидрологического, гидрохимического, термического режимов рек. Общий экологический характер фауны ручейников парка «Югыд ва» определяют холодолюбивые реофильные и близкие к ним виды, предъявляющие высокие требования к кислородному режиму и чистоте вод и предпочитающие стабильные твердые грунты с растительными обрастаниями. В осенне-летний период в питании основных рыб водотоков парка – хариуса и молоди сёмги – установлено 34 вида ручейников, из них по массе, как правило, в пище рыб преобладают один-три вида ручейников, которые доминируют в это время и в бентосе.

Ключевые слова: река, зообентос, ручейники, фауна, вид, семейство, биомасса.

Larvae of caddis flies (Trichoptera) in rivers of the Yugyd Va National Park (Republic of Komi)

V. N. Shubina,

Institute of Biology of the Komi Science Centre of the Ural Division RAS,
28 Kommunisticheskaya st., Syktyvkar, Komi Republic, Russia, 167982,
e-mail: vshubina@ib.komisc.ru

Fauna formation of caddis flies (Trichoptera) in the Yugyd Va National Park, which is located on west slopes of the Northern and sub-Polar Urals, depends on the geographical location of the park (high latitude, natural border between Europe and Asia), severe climate, serious geographical history of the area, and various ecological environmental factors in mountain rivers. Now, water fauna is strongly impacted not only by natural processes but also anthropogenically.

Larvae of the ancient insect order – caddis flies – are the principle group of bottom invertebrates and the main nutrition source for fish in rivers of the Yugyd Va National Park. They take 35–50% total zoobenthos biomass in open water period. In winter typical species of caddis flies continue growth and development under ice: biomass of these hydrobionts at pupa stage attains 90% total bottom population biomass towards end winter-early spring.

Fauna of caddis flies counts 59 species and varieties of 17 families and two suborders: Annulipalpia (21 species and varieties of 7 families) and Integripalpia (38 species and varieties of 10 families). The highest number of species (19) belongs to Limnephilidae family, the least 16 families have 1–5 species each. Trichoptera fauna of the park is of a holarctic-paleartic type with some northern and Siberian species. The similarity degree of Trichoptera fauna between water streams in the Northern and sub-Polar Urals comprises 69.7% (by Syerensen) and is conditioned by the genetic similarity of the areas, common hydrologic, hydrochemical, and thermal river regimes.

Ecologically, Trichoptera fauna in the Yugyd Va National Park is dominated by cryophilous rheophilic and similar species which are highly sensitive to oxygen regime and water purity, and prefer stable solid grounds with vegetation. But here you can meet some species with a relatively broad ecological plasticity to several factors as they have to adapt to unstable hydrological conditions in mountain rivers. The majority of caddis flies in the park are oligosaprobies being highly sensitive to oxygen regime and water purity. Only few species are mesosaprobies which inhabit slightly polluted waters.

In autumn-summer period, nutrition diet of the major fish species in water streams of the park, i.e. grayling and salmon, 35 species of caddis flies were found. One-three species of Trichoptera prevail in fish food by weight and they also dominate in benthos at that time of the year.

Keywords: river, zoobenthos, Trichoptera, fauna, species, family, biomass.

Для национального природного парка «Югд ва», расположенного на западных склонах Северного и Приполярного Урала, характерна хорошо развитая речная сеть, представленная существенной частью водосбора притоков крупной североευропейской р. Печора: Подчерье (длина водотока 178 км), Щугор (300 км), Вангыр (112 км), Косью (130-километровый участок от истока), Кожим (186 из 202 км), верховья Большой Сыни [1]. Реки парка – семужье–нерестовые (лососевые) реки высшей рыбохозяйственной категории, в них происходит нерест производителей и нагул молоди крупнейшей в мире популяции печорской семги *Salmo salar* (Linnaeus, 1758). Здесь обитают и другие ценные виды рыб: сиг-пыжьян *Coregonus lavaretus pidschian* (Gmelin, 1758), европейский хариус *Thymallus thymallus* (Linnaeus, 1758), сибирский хариус *Thymallus arcticus* (Pallas, 1776), голец-палия *Salvelinus lepechini* (Gmelun, 1788) и др.

Перечисленные выше реки пересекают три геоморфологические области: горную, полосу увалов западного склона Урала и Печорскую равнину. Парк «Югд ва» находится в своеобразных природных условиях: горная страна, сложный рельеф и геологическое строение, суровый климат, повышенная инсоляция в летний период, большое количество осадков. Реки изобилуют перекатами, порогами и плёсами, имеют горный характер с порожистым руслом, стабильные каменистые грунты с моховыми и водорослевыми обрастаниями, с небольшими намывами песка и гравия на плесах и в прибрежье перекатов, невысокую минерализацию вод (не более 100 мг/л) с гидрокарбонатно-кальциевым составом ионов, слабощелочную реакцию среды – 7,2–8,0. Воды рек отличаются высокой насыщенностью кислородом, малым содержанием органических веществ. Относительно суровый климат исследованной территории обуславливает в течение года низкий термический режим вод в реках Северного и Приполярного Урала: среднемесячная температура в реках Северного Урала в период открытой воды равна 7,8°C (в летнюю межень – 13,8°C), в реках Приполярного Урала – 6,9°C (в летнюю межень – 12,8°C).

Условия среды обитания в горных реках парка «Югд ва» благоприятны для развития в них зообентоса, в составе которого значительную роль играют личинки ручейников (Trichoptera) – прекрасные биоиндикаторы, чутко реагирующие на экологическую ситуацию и сигнализирующие при загрязнении среды о начале самых ранних стадий процесса деградации экосистемы. Ручейники, власокрылые, относятся к древнему отряду насекомых с полным

превращением, имеют стадии: яйца, личинки, куколки и имаго. Большую часть жизни (от яйца до куколки) они проводят на дне водотоков; взрослые насекомые (имаго) – чисто наземные, держатся на берегу среди растительности и под камнями близ реки, где обитают их личинки. Среди личинок ручейников различают виды, живущие свободно, и виды, строящие домики из различного растительного и минерального материала (хвои, стеблей и семян водных растений, палочек, водорослей, раковин погибших мелких моллюсков, песчинок, частиц гравия, мелких камешков). В мире гидроэнтомофауны они считаются лучшими «архитекторами». Их домики отличаются изумительной тонкостью и мастерством исполнения и поражают причудливостью форм и своей конструкцией [2].

Материалы и методы исследования

Материалом для статьи послужила большая коллекция (более 30 тысяч экземпляров) личинок ручейников из 2232 проб бентоса, дрефта донных беспозвоночных и более чем 1000 пищевых проб рыб, собранных в основном автором в 1958–2011 гг. на водотоках, входящих в речную систему парка: Подчерье, Щугор и его притоки – Малый и Большой Патоки, Торговая, Волоковка, Глубник, Седью, Катя-ёль (Северный Урал); Вангыр, Косью, Кожим, Большая Сыня (Приполярный Урал). Методика сбора проб бентоса, дрефта донных беспозвоночных и пищевых проб рыб опубликована [3]. При отборе биологических проб для каждой исследованной реки получены сведения о морфологии русла, грунтах, осуществлены замеры скорости течения, глубины реки, определена температура и реакция среды воды. Первичная обработка гидробиологических проб и пищевых проб рыб осуществлена с помощью бинокуляра МБС-1 и МБС-10 с последующим подсчётом и взвешиванием организмов на торсионных весах ВТ-100. Масса личинок ручейников приведена без веса домика.

Видовая принадлежность ручейников установлена автором по определителям Лепнёвой С. Г. [4]. Названия видов выверены по фаунистическим спискам монографии [5] и «Определителю ...» [6]. При анализе материала, систематизации и обобщении видового состава ручейников приняты во внимание современные научные литературные сведения. Для определения сходства фаун ручейников в реках парка использован коэффициент общности Сёренсена в процентах [7]. Индексы совпадения видов ручейников в пище рыб рассчитаны по методу А. А. Шорыгина [8].

Цель данной работы – изучить видовой состав и закономерности формирования фауны ручейников, населяющей реки парка «Югд ва». Кроме того, ставилась цель получить сведения о количественных и экологических характеристиках личинок ручейников, об использовании этих гидробионтов в пищу массовыми представителями речной ихтиофауны парка – европейским хариусом и молодью сёмги.

Результаты и их обсуждение

Личинки ручейников входят в число важнейших донных речных гидробионтов парка «Югд ва». В период открытой воды на их долю приходится в реках парка Северного Урала – до 50, в реках Приполярного Урала – до 35% от общей биомассы зообентоса, они составляют главный корм обитающих здесь рыб [9]. В подлёдный период основные виды речных ручейников парка продолжают рост и развитие: в конце зимы – начале весны биомасса этих беспозвоночных в стадии куколки составляет до 90% общей биомассы зообентоса рек. В разные по климатическим условиям годы сезонная динамика численности и биомассы личинок ручейников в реках парка колеблется, однако эти беспозвоночные всегда входят в число основных групп зообентоса исследованных рек, что свидетельствует об их высоких адаптационных возможностях, сложившихся в процессе эволюции.

Личинки ручейников в реках национального парка обитают на стабильных твёрдых грунтах с моховыми и водорослевыми обрастаниями, любят текущие чистые воды, насыщенные кислородом. Течение воды, определяющее экологическую обстановку для обитания личинок ручейников (формирование грунтов, степень выравнивания всех гидрологических параметров, возможность удержания организмов на субстратах), – один из главных факторов их отбора и распределения по речным биотопам. Личинки ручейников в русле исследованных рек обитают на участках с различными скоростями течения: от тихих плёсов до быстрых перекаатов и порогов, на глубинах от 0,1 до 7,8 м. Например, на р. Щугор на всём протяжении от истоков к устью средняя численность (экз./м²) личинок ручейников на перекатах в сравнении с плёсами выше (табл. 1).

Наиболее высокие численность и биомасса личинок ручейников установлены на горных и увалистых участках р. Щугор, при выходе реки на равнину эти количественные показатели уменьшаются. Доля ручейников в общей биомассе донного населения реки от истоков к устью сокращается более чем вдвое: от 49% в верхнем течении до 19% – в нижнем. Это вполне закономерно, так как в горных реках доминируют реофильные виды, для обитания которых необходимо течение, обуславливающее главное свойство ручейников – реофилию. В реках парка по отношению к течению личинкам ручейников присуща значительная пластичность: здесь присутствуют типичные реобионты, ручьевые формы, потамобионты.

В распределении ручейников в реках большую роль играют грунты и растительные обрастания на них. На стабильных галечно-валунных грунтах с моховыми обрастаниями в сравнении с таким же типом грунта, но с водорослевыми обрастаниями, количественные показатели развития личинок ручейников выше. На участках рек, где на коренных каменистых грунтах присутствовали подвижные песчаные наносы, а растительные обрастания были незначительны, отмечены минимальные показатели встречаемости, численности и биомассы личинок ручейников.

Среди личинок ручейников исследованных рек парка, по отношению к температуре воды, можно выделить стенотермные холодолюбивые, эвритермные и умеренно теплолюбивые виды. В верхнем течении рек, обладающим более низким температурным режимом воды, холодолюбивая фауна ручейников разнообразнее, чем на других участках рек. В реках парка значительную роль играют эвритермные виды, распространение относительно теплолюбивых видов ручейников из-за низких сумм градусо-дней воды ограничено. Многие виды ручейников, обитающие в водотоках парка, прежде всего на территории гор и увалов Северного и Приполярного Урала, относятся к холодолюбивым, с определённым оптимумом низких температур. Суровые климатические условия в горной полосе Приполярного Урала обуславливают заселение его водотоков узкоспециализированной, холодолюбивой фауной личинок ручейников с высокой требовательно-

Таблица 1

Средняя численность личинок ручейников (экз./м²) на разных участках реки

Элемент русла	Верхнее течение, горы	Среднее течение, увалы	Нижнее течение, равнина
Перекааты	491	393	265
Плёсы	322	340	162

стью к качеству воды и быстрой их реакцией на изменение обстановки в водотоке.

Экологические условия среды обитания гидробионтов – основа для формирования в водоёме определенного видового состава фауны [10]. Хороший газовый режим и химический состав вод, различные скорости течения, преобладание стабильных каменистых грунтов с растительными обрастаниями создают благоприятные условия в реках парка для развития разнообразной фауны ручейников. Помимо широкого спектра экологических факторов среды в реках парка видовой состав ручейников обусловлен географическим положением (высокая широта, стык Европы и Азии), суровым климатом и сложным геологическим прошлым территории, условиями формирования гидрографической сети в четвертичный период.

В современных условиях на видовой состав помимо естественных природных процессов, происходящих в реках, значительное влияние оказывает антропогенный фактор. До образования в 1994 г. парка «Югд ва» на его территории в 70–80 годы прошлого столетия выполнялись различного рода хозяйственные работы. Разведка и промышленная разработка открытым гидромеханизированным способом золотороссыпных месторождений в бассейне р. Кожим, строительство и эксплуатация веток газопровода в бассейнах рек Щугор и Подчерье обусловили поступление в эти реки эрозионного материала в объёмах, превышающих естественную норму в десятки и даже в сотни раз [11, 12]. Повышенное содержание органических и минеральных взвесей в воде, аккумуляция песчано-илистых наносов на коренных каменистых речных грунтах становятся для личинок ручейников негативными экологическими факторами, которые приводят к нарушению поведенческих реакций, к засорению ловчих аппаратов, к занесению песчаными наносами личинок, обитающих на грунте [13]. В результате гибнут ручейники и их кладки, из-за травм отмирает значительная часть личинок младших возрастных стадий, идёт снижение продукционного потенциала ручейников, вплоть до полного их исчезновения в очагах загрязнения. Так, в районе разработок россыпных месторождений на водотоках бассейна р. Кожим на галечно-валунных грунтах с небольшими растительными обрастаниями и с песчаными наносами численность и биомасса личинок ручейников соответственно колебались в пределах 0,05–0,5 тыс. экз./м² и 0,2–1,5 г/м², тогда как на каменистых грунтах с моховыми и водорослевыми обрастаниями и с незначительной аккумуляцией минеральных

наносов соответственно в пределах – 0,6–0,9 тыс. экз./м² и 5,2–8,6 г/м². Грунты с обильными песчаными наносами не заселялись ручейниками.

Фауна ручейников в реках национального парка «Югд ва» насчитывает 59 видов и форм 17 семейств, относящихся к двум подотрядам: *Annulipalpia* (21 вид и форм 7 семейств) и *Integripalpia* (38 видов и форм 10 семейств). Наибольшее число видов – 19 – у семейства *Limnephilidae*, остальные 16 семейств имеют по 1–5 видов. В реках парка на территории Северного Урала найдено 46 видов, в реках Приполярного Урала – 43 вида, из них 3 вида установлены по имаго (табл. 2). Степень сходства фаун ручейников рек Северного и Приполярного Урала на территории парка высокая, она составляет по Сёрсену 69,7% и обусловлена общностью гидрологического, гидрохимического и термического режимов и генетической близостью территорий.

Фауна ручейников парка разнородна по генезису и географическому распространению. Большинство личинок ручейников парка представлено широко распространёнными видами в Палеарктике [5], что характерно для животного мира северных вод [15–17]. Здесь установлены западные палеаркты (*Psychomyia pusilla*, *Brachycentrus subnubilus* и др.); транспалеаркты, обычные в Европе, в Сибири имеющие западное, южное или прерывистое распространение (*Rhyacophila obliterated*, *Hydropsyche ornatula*, *Polycentropus flavomaculatus*, *Potamophylax latipennis* (*P. stellatus*) и др.); характерные европейские виды (*Hydropsyche guttata*, *Notidobia ciliaris*, *Silopallipes* и др.). Наряду с европейскими видами среди ручейников присутствуют представители сибирской фауны: *Arctopsyche ladogensis*, *Ceratopsyche nevae*, *Mystrophora altaica*, *Oligoplectrodes potanini*, *Anisogamodes flavipunctatus*, *Grammotaulius sibiricus*, обычные для восточных частей Палеарктики, однако редко встречаемые или не найденные в европейских водоёмах [5]. Именно они вносят оригинальность и своеобразие в фауну ручейников парка. Определённую долю составляют северные виды, свойственные тундровым и таёжным водоёмам Палеарктики: *Limnephylus borealis*, *Athripsodes bilineatus*, *Ceraclea annulicornis* и др. Представителям голарктической группы: *Agraylea multipunctata*, *Apatania cryptophila*, *A. stigmatella*, *Limnephilus nigriceps*, *L. rhombicus*, *L. stigma*, *Asynarchus lapponicus*, *Ceraclea fulva* – принадлежит 15% от числа выявленных видов ручейников в водотоках парка. Фауна ручейников парка, расположенного на стыке европейского и азиатского материков, по видовому составу имеет переходный характер

Таблица 2

Состав и распределение видов и форм ручейников в реках национального парка «Югыд ва»

Семейство, вид и форма	Реки Северного Урала			Реки Приполярного Урала			
	Под- черье	Щугор	Притоки Щугора	Бол. Сыня	Косью	Притоки Косью Вангыр	Кожим
Подотряд Annulipalpia							
Rhyacophilidae							
<i>Rhyacophila fasciata</i> Hagen	–	+	–	–	–	+	+
<i>R. nubila</i> Zett.	+	+	+	+	+	+	+
<i>R. obliterated</i> McL.	+	+	–	+	–	–	–
<i>Rhyacophila</i> sp.	+	–	–	+	–	+	+
Glossosomatidae							
<i>Mystrophora altaica</i> Mart. ¹ .	–	+	+	+	+	+	+
<i>Mystrophora</i> sp.	+	+	–	+	+	+	+
<i>Clossosoma intermedium</i> Klap.	–	–	–	+	–	–	–
Hydroptilidae							
<i>Oxyethira flavicornis</i> Pictet	–	+	+	–	–	–	–
<i>Hydroptila tineoides</i> Dalman	+	+	–	–	–	+	–
<i>Hydroptila</i> sp.	+	+	–	+	–	–	+
<i>Agraylea multipunctata</i> Curtis	+	+	+	–	–	–	–
Arctopsychidae							
<i>Arctopsyche ladogensis</i> Kol.	+	+	+	+	+	+	+
Hydropsychidae							
<i>Ceratopsyche nevae</i> Kol.	+	+	+	+	+	–	+
<i>Hydropsyche guttata</i> Pictet	–	+	–	–	–	–	–
<i>H. ornatula</i> McL.	–	+	–	–	–	–	–
<i>H. pellucidula</i> Curtis	+	+	–	–	–	–	–
<i>Hydropsyche</i> sp.	+	+	–	–	+	–	–
Polycentropodidae							
<i>Plectrocnemia conspersa</i> Curtis	–	–	+	+	–	–	–
<i>Polycentropus flavomaculatus</i> Pictet	+	+	+	+	+	+	–
Psychomyiidae							
<i>Psychomyia pusilla</i> Fbr.	+	+	+	+	–	–	–
<i>Tinodes</i> sp.	+	–	–	–	–	–	–
Подотряд Integripalpia							
Phryganeidae							
<i>Phryganea bipunctata</i> Retz.	–	+	–	–	+	+	–
<i>P. grandis</i> L.	–	–	–	–	+*	–	–
<i>Haginella clathrata</i> (Kol.)	–	–	–	+*	–	–	–
Brachycentridae							
<i>Brachycentrus subnubilus</i> Curtis	+	+	–	+	+	+	+
<i>Micrasema</i> sp.	–	+	+	–	–	–	+
<i>Oligoptelectrodes potanini</i> Mart.	–	–	–	–	–	–	+
Apataniidae							
<i>Apatania crymophila</i> McL.	+	+	+	+	+	+	+
<i>A. majuscula</i> McL.	–	–	–	–	–	–	+
<i>A. stigmatella</i> Zett.	–	+	+	+	–	–	–
<i>A. wallengreni</i> McL	–	+	–	–	–	–	+
<i>Apatania</i> sp.	+	+	+	–	+	+	+
Limnephilidae							
<i>Limnephilus borealis</i> Zett	–	–	–	+	–	+	–
<i>L. extricatus</i> McL.	–	+	–	–	–	–	–
<i>L. lunatus</i> Curtis	–	–	+	–	–	–	–

Семейство, вид и форма	Реки Северного Урала			Реки Приполярного Урала			
	Под- черь	Щугол	Притоки Щугола	Бол. Сыня	Косью	Притоки Косью	
						Вангыр	Кожим
<i>L. nigriceps</i> Zett.	–	–	–	–	+	–	–
<i>L. rhombicus</i> L.	–	–	+	–	+	–	–
<i>L. stigma</i> Curtis	–	+	–	–	–	–	–
<i>Grammotaulius nigropunctatus</i> Retz.	–	+	–	–	+	–	–
<i>G. sibiricus</i> McL	–	+	–	–	–	–	–
<i>Nemotaulius punctatolineatus</i> Retz.	–	–	+	–	–	–	–
<i>Anabolia laevis</i> Zett.	–	+	–	–	+	–	–
<i>Anabolia</i> sp.	+	–	–	–	+	–	–
<i>Asynarchus lapponicus</i> Zett.	–	+	+	–	–	+	+
<i>Asynarchus</i> sp.	–	–	–	–	–	+	+
<i>Potamophylax cingulatus</i> Steph.	–	–	–	+*	–	–	–
<i>P. latipennis</i> (<i>P. stellatus</i>) Curtis	+	+	+	+	+	+	+
<i>P. nigricornis</i> Pictet	–	–	+	--	–	–	–
<i>Halesus radiatus</i> Curtis	–	+	+	–	–	–	–
<i>Halesus</i> sp.	+	–	–	–	+	–	+
<i>Anisogamodes flavipunctatus</i> Mart.	–	–	–	–	–	+	+
Goeridae							
<i>Silo pallipes</i> Fabr.	–	+	–	–	–	–	–
Lepidostomatidae							
<i>Lepidostoma hirtum</i> Fbr.	+	+	+	+	+	–	–
Leptoceridae							
<i>Athripsodes bilineatus</i> L.	+	+	–	+	–	+	–
<i>Ceraclea annulicornis</i> Steph.	+	+	+	+	+	+	+
<i>C. fulva</i> Ramb.	–	–	–	–	+	–	–
Sericostomatidae							
<i>Notidobia ciliaris</i> L.	–	+	–	–	–	–	–
Baraeidae							
<i>Beraeodes minutus</i> L.	–	–	–	–	+	–	–
Molannidae							
<i>Molannodes tinctus</i> Zett.	+	–	–	–	–	–	–
Всего видов и форм	24	37	22	22	23	19	21

Примечание для табл. 1 и 2: «+» – вид и форма личинки ручейника обнаружены; «–» вид и форма личинки ручейника не обнаружены; «¹»род *Mystrophora* идентифицирован по определителю С.Г. Лепнёвой [4]; «+*» – вид ручейника установлен по имаго [14].

от европейской к сибирской и её можно охарактеризовать как голаркто-палеарктическую с присутствием северных и сибирских элементов.

При относительно большом видовом разнообразии личинок ручейников, зарегистрированных в реках парка, массовое развитие в них получают немногие виды, состав которых определяется гидрологическими особенностями года, сезоном, участком реки. В доминирующий состав ручейников водотоков Северного Урала входят виды: *Rhyacophila nubila*, *A. ladogensis*, *C. nevae*, *P. flavomaculatus*, *P. pusilla*, *B. subnubilus*, *A. crymophila*, *P. latipennis* (*P. stellatus*), *Lepidostoma hirtum*, *A. bilineatus*, *C. annulicornis*. Он

почти вдвое разнообразнее основного комплекса видов ручейников рек Приполярного Урала, в составе которого преобладают виды: *R. nubila*, *M. altaica*, *A. ladogensis*, *B. subnubilus*, *A. crymophila*, *P. latipennis* (*P. stellatus*), *C. annulicornis*.

Общий экологический характер речной фауны ручейников парка определяют реофильные и близкие к ним виды, предпочитающие стабильные твёрдые грунты с растительными обрастаниями, прежде всего моховыми, которые служат местом концентрации ручейников. Значительную часть фауны по биомассе составляют представители психрофильного ритрона (*A. ladogensis*, *C. nevae*). Большинство

видов ручейников, установленных в реках парка – олигосапробы, предъявляющие высокие требования к кислородному режиму и живущие только в чистой воде, лишь немногие виды – мезосапробы, обитающие в слабозагрязнённых водах. На участках действующих полигонов в русле р. Кожим, где в результате масштабных разработок россыпных месторождений золота загрязняется среда обитания гидробионтов, помимо снижения количественных показателей развития ручейников сокращается и их видовой состав. Непосредственно на полигонах этой реки обнаружено лишь три вида:

R. nubila, *A. crymophila*, *P. latipennis* (*P. stellatus*), тогда как для относительно чистых участков Кожима помимо этих трёх видов указываются дополнительно *Hydroptila* sp., *A. ladogensis*, *C. nevae*, *M. altaica*, *B. subnubilus*, *A. lapponicus*, *A. flavipunctatus*.

Естественная особенность всех водотоков, в том числе и рек парка, – дрейф донных беспозвоночных – перемещение организмов вниз по течению в речном потоке. Это явление следует рассматривать как адаптацию животных «к использованию конкретных условий своего ареала в соответствии с меняющимися потреб-

Таблица 3

Видовой состав личинок ручейников в пище рыб в реках парка «Югд ва»

Вид и форма личинок ручейников	Северный Урал		Приполярный Урал	
	Хариус	Молодь сёмги	Хариус	Молодь сёмги
<i>Rhyacophila fasciata</i>	–	+	–	–
<i>R. nubila</i>	+	+	+	+
<i>R. obliterated</i>	+	–	–	–
<i>Mystrophora altaica</i>	+	+	+	–
<i>Hydroptila tineoides</i>	+	+	–	–
<i>Agraylea multipunctata</i>	+	–	–	–
<i>Arctopsyche ladogensis</i>	+	+	+	+
<i>Ceratopsyche nevae</i>	+	+	+	–
<i>Hydropsyche contubernalis</i>	–	+	–	–
<i>H. pellucidula</i>	+	–	–	–
<i>Hydropsyche</i> sp.	–	+	–	–
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	+	+	+	–
<i>Psychomyia pusilla</i>	+	+	–	–
<i>Phryganea bipunctata</i>	+	–	–	–
<i>Brachycentrus subnubilus</i>	+	+	+	–
<i>Micrasema</i> sp.	+	+	+	–
<i>Apatania crymophila</i>	+	+	+	+
<i>A. wallengreni</i>	+	+	–	–
<i>Apatania</i> sp.	+	+	+	+
<i>Limnephilus extricatus</i>	+	+	–	–
<i>Limnephilus nigriceps</i>	–	–	+	–
<i>Limnephilus</i> sp.	+	+	–	–
<i>Grammotaulius nigropunctatus</i>	+	+	+	–
<i>Grammotaulius sibiricus</i>	+	–	–	–
<i>Anabolia laevis</i>	–	+	+	–
<i>Asynarchus lapponicus</i>	+	–	+	–
<i>Potamophylax latipennis</i> (<i>P. stellatus</i>)	+	+	+	–
<i>Anisogamodes flavipunctatus</i>	–	–	+	–
<i>Halesus radiatus</i>	+	–	–	–
<i>Silo pallipes</i>	+	–	–	–
<i>Lepidostoma hirtum</i>	+	+	+	–
<i>Athripsodes bilineatus</i>	+	+	+	–
<i>Ceraclea annulicornis</i>	+	+	+	–
<i>Notidobia ciliaris</i>	+	–	–	–
Всего видов	28	23	18	4

ностями на разных отрезках жизненного цикла и с изменениями внешних условий» [18]. В период открытой воды в исследованных реках парка личинки ручейников слабо вовлекались в дрейф. Только физическое разрушение донной фауны, вызванное экстремальными проявлениями факторов внешней среды: весенними паводками, сильными дождями летом, осенним половодьем, повышением мутности воды и загрязнением грунта, приводит к возрастанию миграций ручейников – к катастрофическому дрейфу. В активном дрейфе, основанном на характерных поведенческих реакциях организмов, присутствуют личинки ручейников старших возрастных групп в том случае, если качество грунта не соответствует на данном отрезке жизненного цикла их меняющимся потребностям. Активно перемещаются также куколки, закончившие водный цикл развития, непосредственно перед вылетом имаго. Молодь личинок, оторванная от донного субстрата течением и имеющая ограниченные способности ему противостоять, пассивно подвергается сносу. В дрейфе беспозвоночных рек парка на территории Северного Урала видовой состав ручейников был не богат, в нём установлены: *R. nubila*, *A. ladogensis*, *C. nevae*, *A. crymophila*, *L. hirtum*, *A. bilineatus*; в дрейфе рек Приполярного Урала выявлены виды и формы: *R. nubila*, *M. altaica*, *Mystrophora* sp., *A. crymophila* и *Apatania* sp. Во время ледовых явлений (шуга, забереги) и ледостава мигрирующие личинки ручейников не обнаружены.

В течение всего года в реках парка «Югд ва» ручейники – постоянные и важнейшие кормовые объекты европейского хариуса и молоди сёмги, многочисленных и близких по экологии видов рыб. Летом в питании этих видов рыб доля ручейников (при доминировании личинок) составляет в среднем до 50% общей массы потреблённых донных организмов. Роль куколок и имаго ручейников в пищевых комках хариуса и молоди сёмги в реках парка варьирует от гидрологических условий года [16, 19]. В пище хариуса установлен 31 вид ручейников, молоди сёмги – 23 (табл. 3). Хотя видовой состав этих беспозвоночных в питании рыб разнообразен, однако по массе, как правило, в нём преобладают один-три вида ручейников, доминирующие в этот период и в бентосе. Состав основных видов ручейников в пище исследованных рыб сходен и не зависит от возраста рыбы и её пола, но определяется климатическими условиями года, сезоном и особенностями трихoptерофауны реки. Наибольшая степень сходства по ручейникам пищи хариуса и молоди сёмги в реках

парка по методу Шорыгина [8] доходит до 73% и наблюдается в конце летней межени и осенью.

Заключение

Формирование фауны ручейников парка «Югд ва», расположенного на западных склонах Северного и Приполярного Урала, обусловлено географическим положением парка (высокая широта, стык Европы и Азии), суровым климатом, сложным геологическим прошлым территории, широким спектром экологических факторов среды в горных реках. В современных условиях на водную фауну помимо естественных природных процессов, происходящих в реках, значительное влияние оказывает антропогенный фактор.

В фауне ручейников водотоков парка «Югд ва», составляющих основное ядро их донных сообществ, выявлено 59 видов и форм, входящих в состав 34 родов и 17 семейств. Массовое развитие получают немногие виды ручейников. В дальнейшем видовой список ручейников парка будет расширен, так как в настоящее время не исследованы почти 700 горных и пойменных озёр парка, не определены виды имаго ручейников, требуется более основательная идентификация форм личинок ручейников, которые нами указаны как «species».

Трихoptерофауну парка можно охарактеризовать как голаркто-палеарктическую с присутствием северных и сибирских элементов. Общий экологический характер фауны ручейников определяют холодолюбивые реофильные и близкие к ним виды, предъявляющие высокие требования к кислородному режиму и чистоте вод и предпочитающие стабильные твердые грунты с растительными обрастаниями. Однако здесь присутствуют и немногие виды, для которых характерна относительно широкая экологическая пластичность в отношении ряда факторов, обусловленная адаптацией видов к непостоянству гидрологических условий жизни в горных реках.

Характерный представитель фауны ручейников горных рек национального парка «Югд ва» – сибирский вид *A. ladogensis*, очень чувствительный к загрязнению и обитающий только в чистых водах, занесён в список особо охраняемых видов «Красной книги Республики Коми» [20].

Учитывая, что для обитания основной массы видов гидробионтов парка «Югд ва» необходимы высокое качество воды и чистота биотопов, следует усилить режим охраны рек и озёр, установить жёсткий надзор за их чистотой, чтобы сохранить специфику их биотопов,

гидрологии и гидрохимии. Это поможет сохранить генофонд редких, нуждающихся в особой охране видов водных беспозвоночных, в том числе и ручейников, и видов, ещё неизвестных науке. При посещении парка туристами, число которых с каждым годом растёт, нужна широкая кампания в области образования и воспитания.

Литература

1. Национальный парк «Югыд ва». М.: ДИК, 2001. 208 с.
2. Качалова О.Л. Ручейники рек Латвии. Рига: Зинатне, 1972. 216 с.
3. Шубина В.Н. Гидробиология лососевой реки Северного Урала. Л.: Наука, 1986. 158 с.
4. Лепнева С.Г. Ручейники. М.-Л.: Наука, 1964. 560 с.; 1966. 560 с. (Фауна СССР; Нов. сер., № 95. Т. II. Вып. 1.; Т. II. Вып. 2).
5. Limnofauna Europaea / Hrsg. von Joachim Illies. Stuttgart; New York; Amsterdam: Gustav Fisher Verlag Swets @ Zeittinger B. V., 1978. 532 p.
6. Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. Т. 5. Высшие насекомые / Под общ. ред. С.Я. Цалолыхина. СПб.: Наука, 2001. 836 с.
7. Sørensen T. A Method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyses of the vegetation on Danish commons // Biol. Skr. 1948. V. 5. P. 1–34.
8. Шорьгин А.А. Питание и пищевые взаимоотношения рыб Каспийского моря. М.: Пищепромиздат, 1952. 268 с.
9. Шубина В.Н. Ручейники (Trichoptera) водоёмов Печорского бассейна. СПб.: Наука, 2012. 183 с.
10. Жадин В.И. Общие вопросы, основные понятия и задачи гидробиологии пресных вод // Жизнь пресных вод. М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1950. Т. III. С. 7–112.
11. Влияние разработки россыпных месторождений Приполярного Урала на природную среду. Сыктывкар, 1994. 167 с. (Кomi НЦ УрО РАН).
12. Шубина В.Н., Шубин Ю.П. Влияние эксплуатации газопровода СРТО-Торжок на сообщества гидробионтов лососевых рек Северного Урала // Водные организмы в естественных и трансформированных экосистемах Европейского Северо-Востока. Сыктывкар, 2002. С. 114–125 (Tr. Komi NTS УрО РАН; № 170).
13. Константинов А.С. Общая гидробиология. М.: Высшая школа, 1979. 480 с.
14. Лоскутова О.А. Амфибиотические насекомые в бентосе рек западного склона Полярного и Приполярного Урала // Матер. II Всерос. симпозиума по амфибиотическим и водным насекомым. Воронеж, 2004. С. 109–110.
15. Зверева О.С. Особенности биологии главных рек Кomi АССР. Л.: Наука, 1969. 279 с.
16. Яковлев В.А. Пресноводный зообентос северной Фенноскандии (разнообразие, структура и антропогенная динамика). Апатиты: Изд. Кольского НЦ РАН, 2005. Ч. 2. 145 с.
17. Шубина В.Н. Бентос лососевых рек Урала и Тимана. СПб.: Наука, 2006. 401 с.
18. Мантейфель Б.П. Адаптивное значение периодических миграций водных организмов // Вопр. ихтиологии. 1959. Т. 5. Вып. 13. С. 3–15.
19. Сидоров Г.П., Решетников Ю.С. Лососеобразные рыбы водоёмов Европейского Северо-Востока. М.: Тов-во научн. изданий КМК, 2014. 346 с.

20. Красная книга Республики Коми. М.: ДИК, 1998. 527 с.

References

1. National Park «Yugyd Va». M: DIK, 2001. 208 p. (in Russian).
2. Kachalova O.L. Caddis flies of the Latvian rivers. Riga: Zinatne, 1972. 216 p. (in Russian).
3. Shubina V.N. Hydrobiology of the salmon river in the Northern Urals. L.: Nauka, 1986. 158 p. (in Russian).
4. Lepneva S.G. Caddis flies. M; L.: Nauka, 1964. 560 p.; 1966. 560 p. (Fauna SSSR; Nov. ser. № 95. T. II. Vyp. 1; T. II. Vyp. 2) (in Russian).
5. Limnofauna Europaea / Hrsg. von Joachim Illies. Stuttgart; New York; Amsterdam: Gustav Fisher Verlag Swets @ Zeittinger B. V., 1978. 532 p.
6. Identification Guide to Freshwater invertebrates of Russia and adjacent land. V. 5. Higher insects / Ed. S.Ya. Tsalolikhin. SPb.: Nauka, 2001. 836 p. (in Russian).
7. Sørensen T. A Method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyses of the vegetation on Danish commons // Biol. Skr. 1948. V. 5. P. 1–34.
8. Shorygin A.A. Nutrition and nutrition interactions of fish species in the Caspian Sea. M.: Pishchepromizdat, 1952. 268 p. (in Russian).
9. Shubina V.N. Caddis flies (Trichoptera) of the water bodies of the Pechora basin. SPb.: Nauka, 2012. 183 p. (in Russian).
10. Zhadin V.I. General issues, main ideas and tasks of freshwater hydrobiology // Zhizne presnykh vod. M.-L.: Izd-vo AN SSSR, 1950. T. III. P. 7–112 (in Russian).
11. Impact of placer deposits development on the environment in the sub-Polar Urals. Syktyvkar, 1994. 167 p. (Komi NTS УрО РАН) (in Russian).
12. Shubina V.N., Shubin Yu.P. Impact of the SRTO-Torzhok gas pipeline on hydrobiont communities of salmon rivers in the Northern Urals // Vodnye organizmy v yestestvennykh i transformirovannykh ekosistemakh yevropeyskogo Severo-Vostoka. Syktyvkar, 2002. P. 114–125 (Tr. Komi NTS УрО РАН; № 170) (in Russian).
13. Konstantinov A.S. Total hydrobiology. M.: Vysshaya shkola, 1979. 480 p. (in Russian).
14. Loskutova O.A. Amphibiotic insects in river benthos of the western slope in the Polar and sub-Polar Urals // Mater. II Vseros. simpoziuma po amfibioticheskim i vodnym nasekomy. Voronezh, 2004. P. 109–110 (in Russian).
15. Zvereva O.S. Biology of the main rivers of the Komi ASSR. L.: Nauka, 1969. 279 p. (in Russian).
16. Yakovlev V.A. Freshwater zoobenthos of Northern Fennoscandia (diversity, structure and anthropogenic dynamic). Apatity: Izd. Koleskogo NTS RAN, 2005. Ch. 2. 145 p. (in Russian).
17. Shubina V.N. Benthos of salmon rivers of the Ural and Timan Mountains. SPb.: Nauka, 2006. 401 p. (in Russian).
18. Manteyfele B.P. Adaptive importance of water organisms regular migrations. // Voпр. ikhtologii. 1959. T. 5. Vyp. 13. P. 3–15 (in Russian).
19. Sidorov G.P., Reshetnikov Yu.S. Salmon fish species in water-bodies of the European North-East. M.: Tov-vo nauchn. izdaniy KMK, 2014. 346 p. (in Russian).
20. The Red Data Book of the Komi Republic. M.: DIK, 1998. 527 p. (in Russian).

Биологические последствия радиоактивного загрязнения для мышевидных грызунов в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС

© 2016. **А. И. Таскаев**¹, к.б.н., директор, **Л. Д. Материй**¹, к.б.н., с.н.с.,
А. Г. Кудяшева¹, д.б.н., зав. лабораторией, **О. В. Ермакова**¹, д.б.н., в.н.с.,
Л. А. Башлыкова¹, к.б.н., с.н.с., **Н. Г. Загорская**¹, н.с.,
Л. Н. Шишкина², д.х.н., профессор, зав. лабораторией,
¹Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,
167982, Россия, Республика Коми, г. Сыктывкар, ул. Коммунистическая, 28,
²Институт биохимической физики им. Н.М. Эмануэля РАН,
119334, Россия, г. Москва, ул. Косыгина, д. 4,
e-mail: kud@ib.komisc.ru

Проведены мониторинговые исследования влияния радиоактивного загрязнения в 30-километровой зоне аварии на Чернобыльской АЭС на организм мышевидных грызунов разных видов в течение 1986–1993 гг. и 2007 г. с использованием экологических, радиохимических, морфологических, гематологических, гистоморфологических, цитогенетических, биохимических и биофизических методов. Прослежены этапы формирования и развития изменений в основных системах организма и изучены процессы их регуляции у нескольких поколений мышевидных грызунов, обитающих в аварийной зоне ЧАЭС. Несмотря на их внешнее благополучие, обнаружены многочисленные структурные, морфологические, биохимические, биофизические, цитогенетические изменения в клетках и тканях обследованных зверьков. Нарушение корреляционных взаимосвязей между различными показателями позволяет сделать вывод о качественных изменениях состояния популяций мышевидных грызунов в результате длительного обитания на радиоактивно загрязнённых территориях. Нарушения в системе регуляции перекисного окисления липидов и дезинтеграция энергетического обмена, процессов кроветворения, дисбаланс органов эндокринной системы, цитогенетические нарушения в половых и соматических клетках могут являться следствием срыва стабилизирующих механизмов либо ускоренного истощения резервных возможностей исследуемых систем.

Ключевые слова: мониторинг, 30-километровая зона, авария на Чернобыльской АЭС, мышевидные грызуны, биологические последствия.

Biological consequences of radioactive contamination for rodents in the exclusion zone of the Chernobyl NPP

A. I. Taskaev¹, **L. D. Materiy**¹, **A. G. Kudyasheva**¹,
O. V. Ermakova¹, **L. A. Baschlikova**¹, **N. G. Zagorskaya**¹, **L. N. Shishkina**²,
¹Institute of Biology of the Komi Science Centre of the Ural Division RAS,
28 Kommunisticheskaya st., 167982, Syktyvkar, Russia,
²N. M. Emanuel Science Institute of Biochemical Physics RAS,
4 Kosygin st., 119334, Moscow,
e-mail: kud@ib.komisc.ru

Monitoring of the radioactive contamination effects on the organism of different species of rodents was carried out in a 30-km zone of the Chernobyl accident in 1986–1993 and 2007 using ecological, radiochemical, morphophysiological, hematological, histomorphological, cytogenetic, biochemical and biophysical methods. The stages of forming and developing changes in the major systems of the organism were observed and the regulation processes in several generations of rodents inhabiting in the Chernobyl accident zone were studied. Despite the external well-being numerous structural, morphological, biochemical, biophysical, cytogenetic changes in cells and tissues of animals were found. Disturbances in correlation between different indices allow us to conclude that qualitative changes in the state of the rodent populations took place as a result of their inhabiting the radioactively contaminated areas for a long time. Disturbances in the lipid peroxidation regulatory system and disruption of energy exchange, blood formation

processes, imbalance in the organs of the endocrine system, cytogenetic disturbances in germinal and somatic cells should be the result of the failure in stabilizing mechanisms or the accelerated exhaustion of the reserve capabilities of the systems under investigation.

Keywords: monitoring, 30-km zone, the Chernobyl accident, mouse-like rodents, biological consequences.

26 апреля 2016 г. исполнилось тридцать лет со дня катастрофы на Чернобыльской атомной электростанции (ЧАЭС). Она стала самой крупной в истории атомной энергетики и сопоставима лишь с катастрофой на АЭС «Фукусима-1» в Японии в марте 2011 г. Весь мир вспоминает сегодня одну из самых страшных техногенных катастроф XX века, ставшей трагической вехой в истории Советского Союза и затронувшей жизни миллионов людей. Она изменила судьбы более 600 тысяч людей – ликвидаторов последствий катастрофы. Безусловно, через 30 лет после аварии наш взгляд на чернобыльские события значительно отличается от того, что был в первые дни и месяцы, но и сегодня с уверенностью можно сказать, что ни одного равнодушного к чернобыльской трагедии не было.

Многолетний опыт радиоэкологических исследований в экстремальных условиях позволил сотрудникам отдела радиоэкологии и отдела лесобиологических проблем Севера Института биологии Коми НЦ УрО РАН одним из первых среди академических учреждений по поручению правительственной комиссии приступить к цитогенетическому обследованию лиц, подвергавшихся облучению после аварии, для определения индивидуальных поглощённых доз. Сотрудники Института биологии Коми НЦ УрО РАН под руководством и личным участии директора института Анатолия Ивановича Таскаева проводили комплексные научные исследования в 30-километровой зоне отчуждения ЧАЭС по 13 разделам общеакадемической темы «Влияние радиоактивного загрязнения на флору и фауну», научным руководителем которой был академик В. Е. Соколов. За 1986–1992 гг. в район аварии выезжали 25 экспедиционных отрядов, отработавших в общей сложности 4862 человеко-дня. Главный итог деятельности участников этих экспедиций и научных исследований – это спасение жизни людей и оздоровление радиационной обстановки в зоне отчуждения ЧАЭС. По итогам этих работ сделаны научные прогнозы, подготовлены и опубликованы девять монографий, шесть сборников, девять научных сообщений (препринтов) и более 160 статей в отечественных и международных изданиях, в которых раскрыты для всего научного сообщества уроки Чернобыля.

Авария на Чернобыльской АЭС выявила целый ряд сложных малоизученных в радиоэкологии проблем, среди которых – прогнозирование ранних и отдалённых последствий существования популяций животных в условиях длительного воздействия радиации с низкой мощностью дозы и возможности их адаптации к техногенному радиоактивному загрязнению среды обитания. Более десяти лет после аварии усилиями коллективов сотрудников нескольких Институты АН СССР было проведено комплексное изучение влияния радиоактивного загрязнения на биоту. Основная цель развёрнутых радиоэкологических исследований в 30-километровой зоне аварии на ЧАЭС заключалась в определении степени тяжести биологических последствий для отдельных представителей биоты в зависимости от уровня радиоактивного загрязнения. В качестве тест-объектов для анализа последствий радиоактивного загрязнения среды обитания нами были выбраны мышевидные грызуны как наиболее тесно контактирующие с почвенным и растительным покровом. Исследования проводили в первый период с 1986 по 1993 г. и спустя 21 год в 2007 г. в 30-километровой зоне аварии на ЧАЭС на семи биотопах, отличающихся разным уровнем радиоактивного загрязнения. Для сравнения были использованы данные по мышевидным грызунам, отловленным также на фоновых территориях в окрестностях г. Киева в 1991–1993 гг. Были изучены грызуны пяти видов: полёвка-экономка (*Microtus oeconomus* Pall.), полевая мышь (*Apodemus agrarius* Pall), европейская рыжая полёвка (*Clethrionomys glareolus* Schreb.), обыкновенная полёвка (*Microtus arvalis* Pall.), желтогорлая мышь (*Apodemus flavicollis* Melchior) общей численностью – более 4000 животных. Оценка состояния популяций и организма грызунов была проведена с использованием экологических, радиохимических, морфофизиологических, гематологических, гистоморфологических, цитогенетических, биохимических и биофизических методов [1–3]. Сопоставление доз облучения грызунов, обитающих в зоне аварии в 1986–1988 гг., указывает на постепенное снижение вклада в суммарную поглощённую дозу внешнего β- и γ-излучения на фоне уве-

личения дозы от инкорпорированных радионуклидов [1].

Результаты и обсуждение

У грызунов из аварийной зоны установлены существенные изменения популяционных характеристик и морфофизиологических параметров. В 1986–1989 гг. обнаружено нарушение закономерной смены фаз популяционного цикла, что проявилось в длительной задержке популяций полёвки-экономки на стадии низкой численности, обусловленной повышенной смертностью более радиочувствительных особей грызунов в первый момент после аварии в связи с резким ростом радиационного фона в местах их обитания (рис. 1). Такие популяции животных приобретают черты, характерные для краевых популяций, находящихся в пессимальных условиях, что было особенно характерно для полёвки-экономки. В разные фазы численности возрастная структура черномыльских полёвок сильно варьирует: в фазе пика численности меньше доля неполовозрелых полёвок, а в фазе подъёма численности когорта половозрелых перезимовавших зверьков, наоборот, уменьшается, что приводит к изменению радиочувствительности популяции и может в дальнейшем сказаться на структуре популяции [4].

Проведённые ранее мониторинговые исследования популяций мелких грызунов, обитающих на территориях с повышенным уровнем естественной радиоактивности (Республика Коми), выявили сложный комплекс морфофизиологических нарушений и измене-

ние реактивного состояния различных систем, организма и популяций [5]. Гистоморфологический анализ органов и тканей жизненно важных систем (эндокринной, кроветворной) и печени на разных этапах онтогенеза мышевидных грызунов из аварийной зоны свидетельствуют о наличии заметных морфологических отклонений от нормы в изученных тканях [3]. Гистоморфологические исследования органов эндокринной системы показали, что одним из характерных изменений в коре надпочечников полёвок с радиоактивных участков из зоны аварии явилось её значительное расширение, причем гипертрофия коры происходила за счёт увеличения размеров пучковой зоны, вырабатывающей гормоны глюкокортикоидного типа и прослеживалась у полёвок в течение пяти лет (у 10–15 поколений) после аварии. Обнаружены также различные дистрофические и деструктивные процессы в исследуемых органах (рис. 2). Выявленные нами изменения надпочечников полёвок-экономок, обитающих в зонах с повышенной радиоактивностью, во многом сходны с таковыми у старых животных, а также у животных, подвергающихся экстремальным воздействиям.

Реакция щитовидной железы полёвок на хроническое облучение была далеко не однозначна, но общие закономерности морфологических изменений, отмеченные для надпочечника, оказались присущи и щитовидной железе: эффективность радиоактивного загрязнения была тесно связана с функциональной активностью органа, выраженность изменений в значительной степени зависела

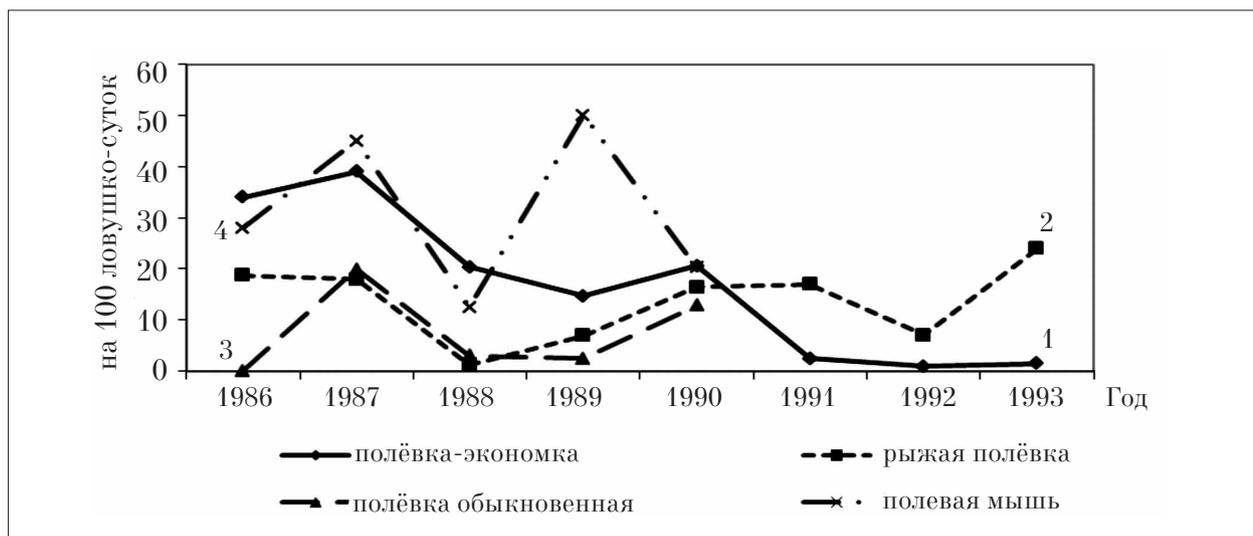


Рис. 1. Динамика общей относительной численности мышевидных грызунов (на 100 ловушко-суток) в 30-километровой зоне ЧАЭС.

Примечание: 1 – полёвка-экономка, 2 – рыжая полёвка, 3 – полёвка обыкновенная, 4 – полевая мышь.

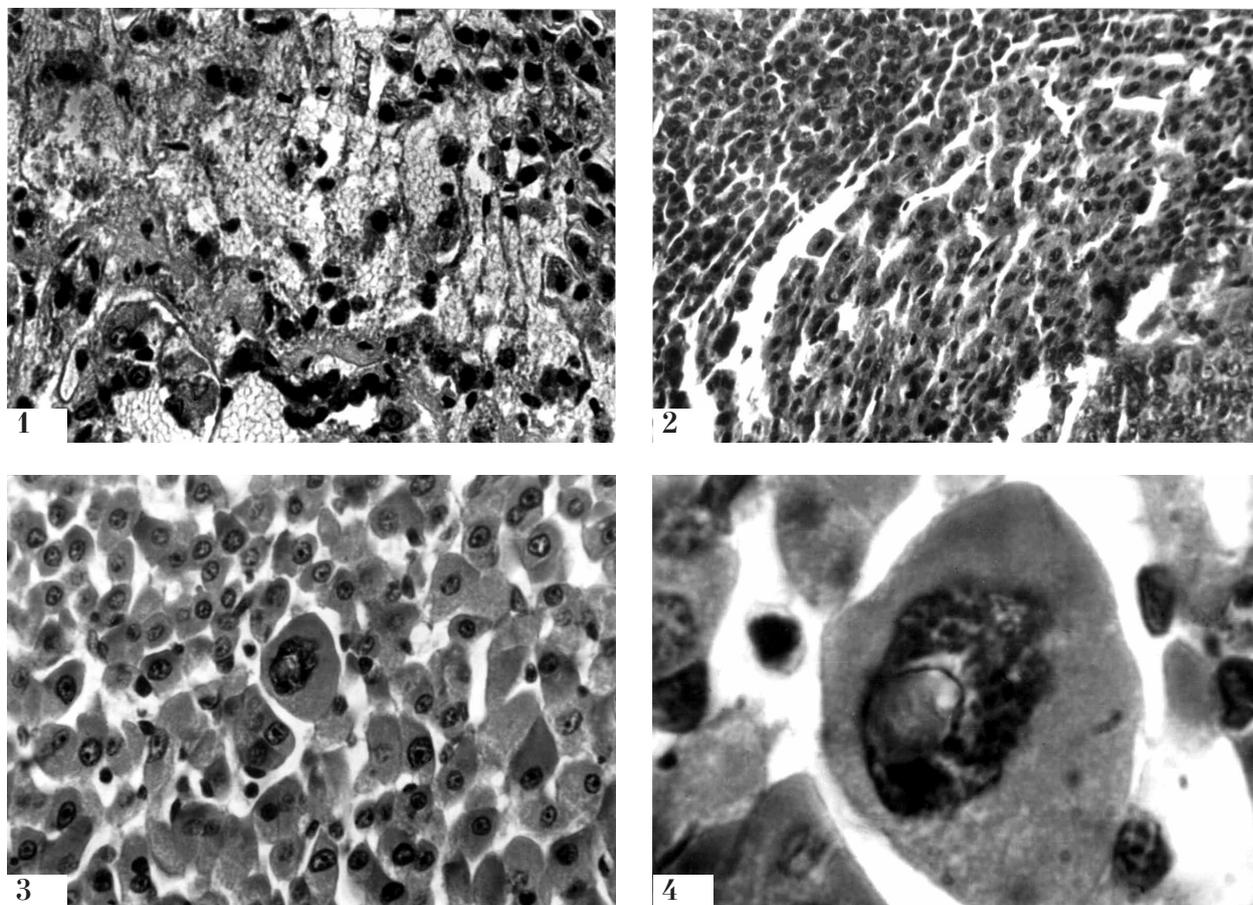


Рис. 2. Надпочечник половозрелой полёвки-экономки из 30-километровой зоны ЧАЭС.
 Примечание: 1 – васкуляризация паренхимы; гематоксилин-эозин; об.х 12,5, ок.х16. 2 – очаговая гиперплазия клеток коры; гематоксилин-эозин; об.х 12,5, ок.х16. 3 – гипертрофия клеток пучковой зоны коры, гигантская клетка, вакуолизация ядра; гематоксилин-эозин; об.х 12,5, ок.х16. 4 – деталь; гематоксилин-эозин; об.х 100, ок.х16.

от пола, возраста зверьков и времени, прошедшего после аварии. В щитовидной железе наблюдали дистрофические процессы (вакуолизация цитоплазмы), стаз эритроцитов (расширение сосудов), появление дегенирирующих фолликулов. В первые годы после аварии отмечали микрофолликулярную структуру железы, в последующие годы (1988–1991 гг.) – высокую степень гетерогенности фолликулов. Наиболее общим признаком морфологических изменений щитовидной железы и надпочечников у полёвок из аварийной зоны является сочетание признаков альтерации и проявлений реакций компенсаторно-приспособительного характера (рис. 3) [6].

Хроническое функциональное напряжение коры надпочечников сопровождалось деструктивными и дистрофическими процессами в железистой ткани, проявлением разных типов анемий и морфологических признаков снижения естественного иммунитета, обильным выходом в периферическую кровь юных и бластных форм красного и белого

ростков, качественными изменениями клеточного состава кроветворной ткани, появлением мегалобластов. Все эти изменения можно квалифицировать как начальные признаки возможного развития необратимой патологии. Морфологические исследования эндокринной и кровеносной систем позволяют отметить, что сдвиги в этих системах обусловлены не только деструктивными, но и активно протекающими компенсаторно-восстановительными процессами. Деструктивные изменения проявлялись в виде сосудистых расстройств, дистрофических нарушений клеток, локальной их гибели, переходящей в ряде случаев в очаги некроза тканей. При этом выявлено появление атипичных клеточных форм, воспалительных инфильтратов, признаков преждевременного старения тканей и т. д. Параллельно протекающие компенсаторно-восстановительные процессы (активизация физиологической и репаративной регенерации тканей, развитие гиперплазии и гипертрофии клеток), с одной стороны, направлены на поддержание

клеточного и функционального гомеостаза исследуемых систем, а с другой – создают напряжённое, неустойчивое их состояние, ведущее к дезорганизации всей системы. На таком напряжённом фоне чаще, чем обычно, случаются срывы, нарушение баланса, формируются необратимые патологические процессы. В системе кроветворения компенсаторные процессы проявляются в высоком количестве кариоцитов, усилении пролиферативной активности клеточных пулов костного мозга. Особый интерес вызывает синхронное нарастание в системе крови таких клеточных форм, как микролимфоциты, плазматические клетки, моноциты и мегакарициты. Это свидетельствует о напряжении защитных механизмов органа путём вовлечения системы

крови в иммунный ответ на действие повреждающего фактора [3]. В эндокринной системе компенсаторно-восстановительные процессы выражаются в гиперплазии и гипертрофии на клеточном («добавочная» кора надпочечников и пролиферация фолликулярного эпителия щитовидной железы) и внутриклеточном уровнях. Например, в структуре ядра тироцитов развиваются изменения, свидетельствующие, с одной стороны, о снижении интенсивности белкового синтеза (гиперхроматизация, появление внутриядерных включений), с другой стороны – о компенсаторных процессах, направленных на поддержание функции ядра (увеличение объёма ядер, площади ядерных мембран). Однако необходимо подчеркнуть, что взаимообусловленный напряжённый

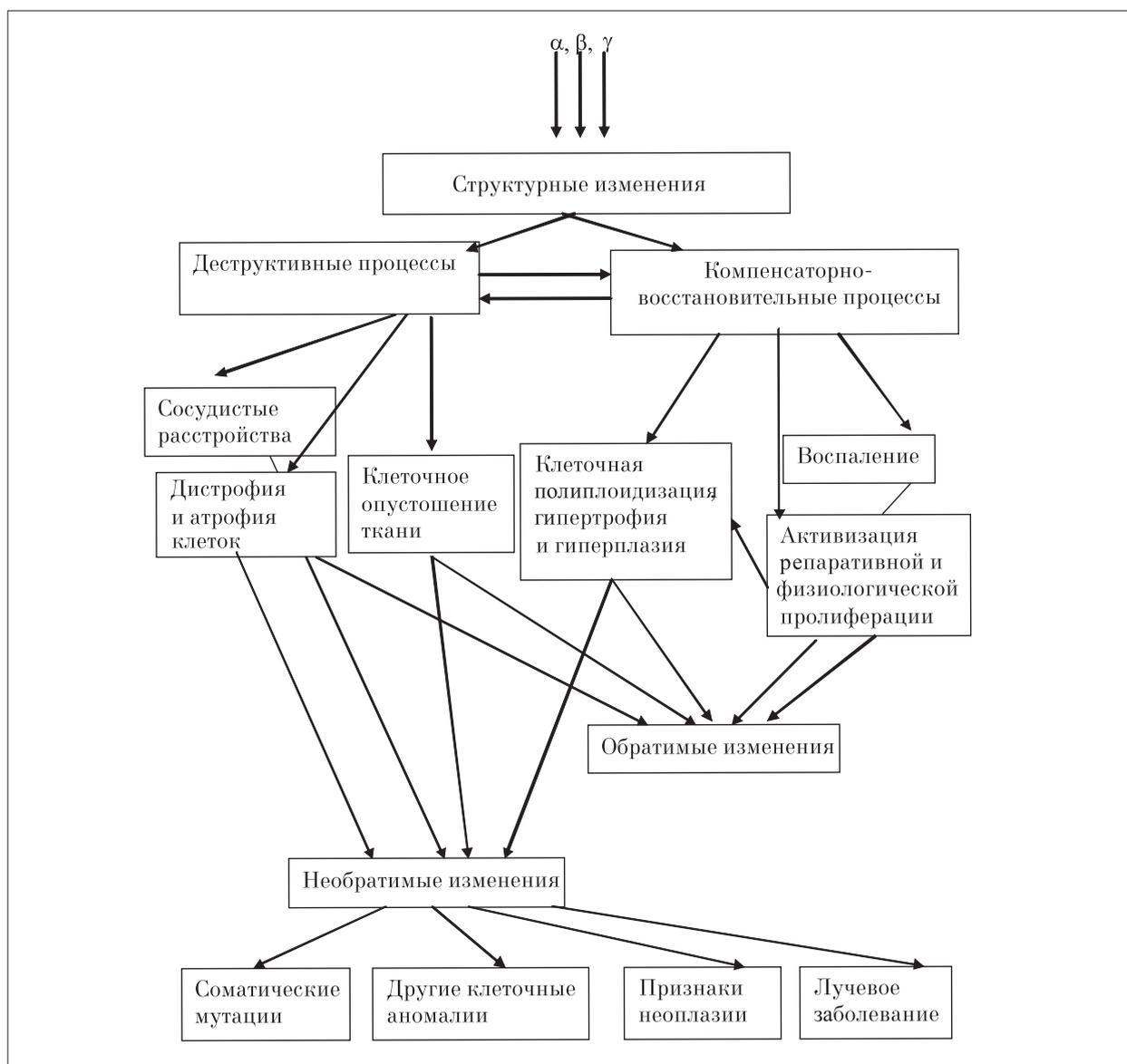


Рис. 3. Схема структурных морфологических изменений в ткани надпочечника и щитовидной железы у мышевидных грызунов из районов с радиоактивным загрязнением

режим функционирования важнейших систем жизнеобеспечения, ярко выраженный у полёвок из 30-километровой зоны аварии, можно рассматривать лишь как положительную приспособительную реакцию организма, направленную на структурную и функциональную нормализацию исследуемых тканей. Выявленные морфологические сдвиги нельзя считать показателями истинной физиологической адаптации организма к сложившимся радиоэкологическим условиям среды обитания полёвок [3, 6].

Цитогенетические исследования мышевидных грызунов в первые годы после аварии обнаружили повышенную частоту аномальных головок спермиев. В течение трёх-пяти лет после аварии частота клеток костного мозга с микроядрами была на порядок выше спонтанного уровня. Радиоактивное загрязнение в зоне аварии привело к повышению частоты хромосомных aberrаций, при этом значительные изменения отмечены на участках со средним уровнем загрязнения, особенно в костном мозге полёвки-экономки, для которой Южное Полесье является краевой зоной ареала [7]. Тем не менее у более резистентных полевых мышей и через 21 год после аварии сохраняется повышенный уровень цитогенетических повреждений на участках с сильным и средним уровнем радиоактивного загрязнения (табл. 1).

Одним из универсальных процессов, протекающих во всех клетках и типах мембран и играющих важную роль в регуляции клеточного метаболизма в норме и при действии различных повреждающих факторов, является перекисное окисление липидов (ПОЛ), обуславливающее функциональную активность ферментов цикла Кребса и гликолиза в том числе. Одним из важных параметров системы регуляции ПОЛ является величина

антиокислительной активности (АОА) липидов, характеризующая их обеспеченность антиоксидантами. По уменьшению величин АОА липидов органов зверьков одного возраста, отловленных на контрольных территориях, органы грызунов располагаются в следующей последовательности: печень > головной мозг > селезёнка; а исследуемые виды образуют ряд: желтогорлые мыши > рыжие полёвки > обыкновенные полёвки > полевые мыши > полёвки-экономки. В зависимости от года отлова изменяется только масштаб различий АОА липидов печени у мышевидных грызунов разных видов [1, 8]. Однако в органах грызунов, отловленных в зоне отчуждения ЧАЭС, обнаружена сложная картина нарушений в системе регуляции процессов ПОЛ и энергетического обмена, сохраняющиеся в течение длительного времени после аварии и имеющих радиационную природу [1, 4, 8, 9]. Выявлены фазные изменения уровня АОА липидов печени, селезёнки и головного мозга, однако времена наступления экстремумов значений АОА зависят от вида животных, исследуемого органа, времени анализа после аварии, участка их отлова и в ряде случаев от возраста и пола зверьков. Следует отметить значительную обеднённость липидов органов антиоксидантами в первые годы после аварии у наиболее радиочувствительного вида (полёвки-экономки), независимо от уровня внешнего γ -фона на участках отлова (рис. 4). У остальных исследуемых видов грызунов в первый год анализа отмечен довольно высокий уровень АОА липидов печени и головного мозга, независимо от возраста зверьков и участка обитания, что, возможно, является защитной реакцией. Это обуславливает изменение последовательности расположения органов грызунов из зоны отчуждения по уменьшению АОА липидов их органов [8].

Таблица 1

Частота микроядер в клетках костного мозга полевых мышей, обитающих на участках с различным уровнем радиоактивного загрязнения в 30-километровой зоне аварии на ЧАЭС в 2007 г.

Участки	Мощность внешнего γ -фона на участках (мкР/ч)	Число животных	Содержание радионуклидов в тушке мышей (Бк/г)		Частота микроядер, %
			^{137}Cs	^{90}Sr	
Разъезжа	16	14	0,37-4,4	0,001-1,86	6,79±0,72
Стечанка	15	15	0,14-8,16	0,05-1,3	9,13±0,77*
Изумрудный	120-140	24	0,30-82,3	0,76-13,3	15,79±0,81*
Янов	300-800	18	8,03-758	5,61-198	16,22±0,93*
Копачи	1180-1750	14	5,53-180	1,42-147	9,21±0,79*
Шепеличи	2100-2300	10	1,13-1513	0,182-3,56	10,4±1,0*

Примечание: * – достоверность различий от условного контроля (Разъезжа) при $p < 0,05$.

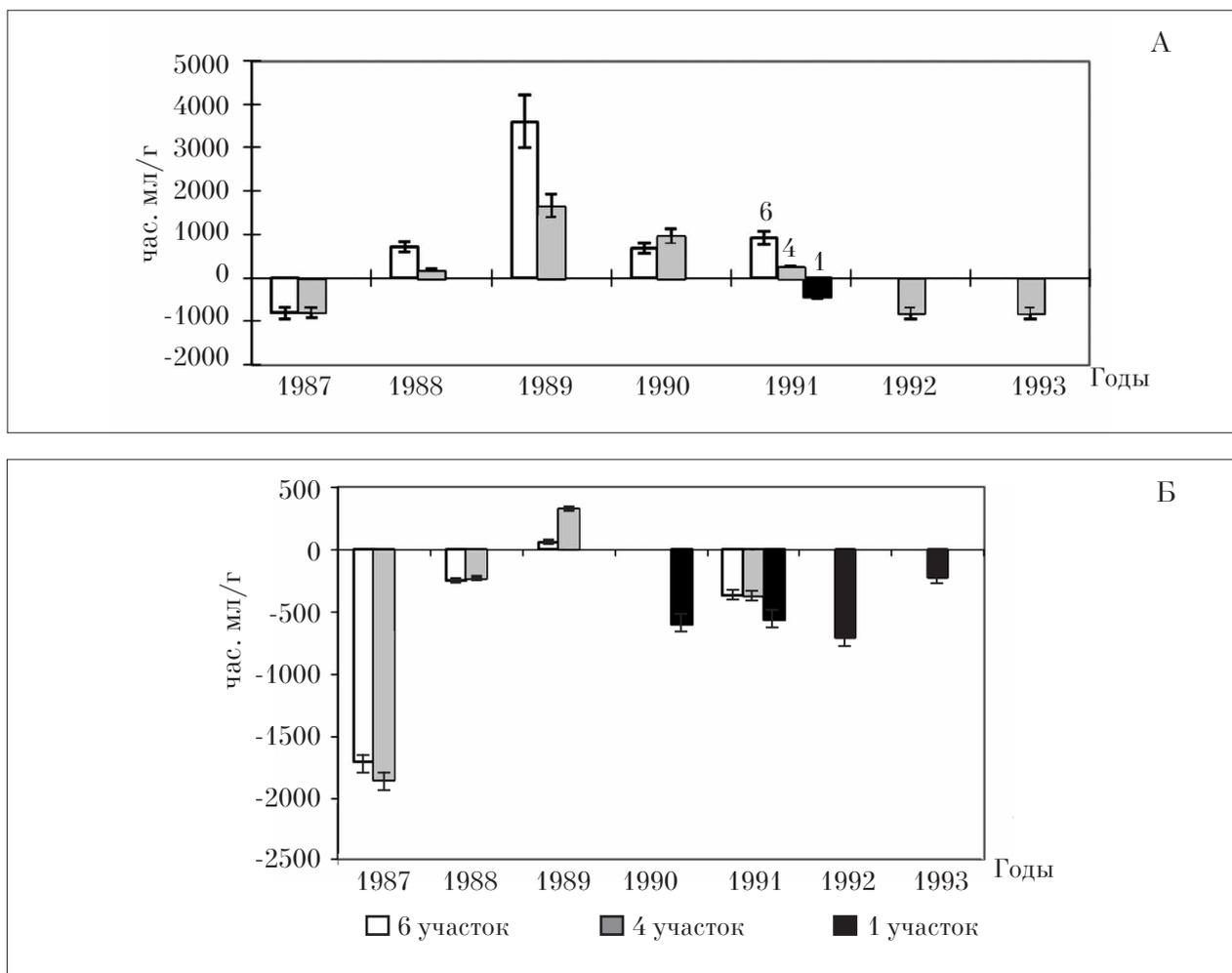


Рис. 4. Динамика антиокислительной активности липидов в печени (А) и головном мозге (Б) полёвок-экономок из зоны отчуждения ЧАЭС в 1987–1991 гг.

Примечание: 1 – сильнозагрязнённый, 4 – среднезагрязнённый, 6 – слабозагрязнённый участки.

В тканях диких грызунов из зоны отчуждения ЧАЭС найдены значительные изменения в содержании фосфолипидов (ФЛ) в составе общих липидов, а также в количественном соотношении отдельных фракций ФЛ и обобщённых показателей липидного обмена, наиболее выраженные в первые годы после аварии и сохраняющиеся длительное время, что указывает на структурные нарушения в мембранной системе органов [8]. Спустя 21 год после аварии в составе ФЛ печени полевых мышей, отловленных на участках со слабым и средним уровнем радиоактивного загрязнения, происходит некоторая стабилизация относительного содержания основных фракций фосфолипидов (рис. 5). Однако полной нормализации состава ФЛ по многим показателям у обследованных групп грызунов в указанные сроки не обнаружено, о чём свидетельствуют нарушения коррелятивных связей между обобщёнными показателями липидного обмена в печени полевых мышей [9].

Безусловно, столь существенные изменения параметров системы регуляции ПОЛ способствуют возникновению и функциональных нарушений в тканях этих животных. Динамика изменений и характер сдвигов активности ферментов энергетического обмена (сукцинат-, пируват- и лактатдегидрогеназ) в исследуемых тканях (печень, сердечная мышца, головной мозг) мышевидных грызунов из зоны аварии в период 1987–1990 гг. свидетельствуют о значительном снижении активности ферментов в 1988 и 1989 гг. (фазы депрессии и незначительного подъёма численности животных). Сохранение существенных изменений АОА липидов, состава ФЛ и активности ферментов цикла Кребса и гликолиза в тканях диких грызунов, отловленных в зоне аварии, приводит к нарушению коррелятивных связей между антиоксидантным статусом липидов и активностью дегидрогеназ, отмеченных у полёвок через 1–4 года после аварии (табл. 2) [1].

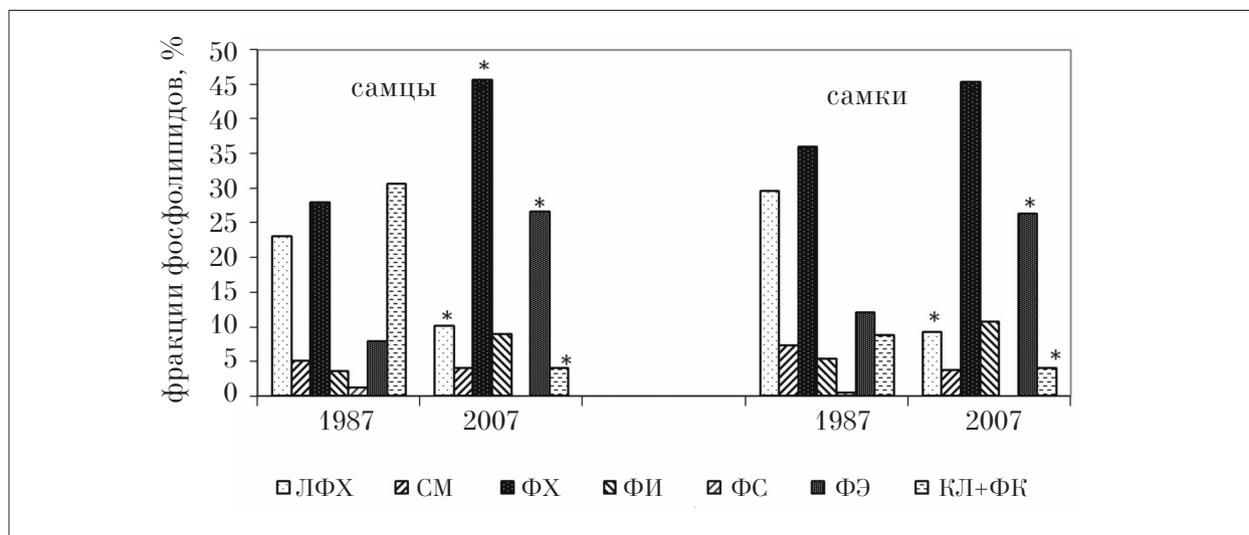


Рис. 5. Состав фосфолипидов в печени неполовозрелых полевых мышей (самцы, самки) со слабозагрязнённого участка 6 в первый год и спустя 21 год после аварии на ЧАЭС.
 Примечания: фракции фосфолипидов – ЛФХ – лизофосфатидилхолин, СМ – сфингомиелин, ФХ – фосфатидилхолин, ФИ – фосфатидилинозит, ФС – фосфатидилсерин, ФЭ – фосфатидилэтанолламин, КЛ+ФК – кардиолипин + фосфатидная кислота; * – достоверные различия по сравнению с 1987 г. при $p \leq 0,05$.

Таблица 2

Коэффициенты корреляции между активностью ферментов дегидрирования и показателями перекисного окисления липидов в печени полёвок-экономок из зоны аварии на ЧАЭС

Сравниваемые показатели	Осень 1987 г.		Весна 1988 г.		Осень 1988 г.		Осень 1989 г.		Осень 1990 г.	
	№ 6	№ 4	№ 6	№ 4	№ 6	№ 4	№ 6	№ 4	№ 6	№ 4
АОА-СДГ	0,53 0,93*	0,58* -0,49	-0,04	-0,18	0,03	0,08 -0,61* -0,19	0,29	1,0*	0,31 0,28	0,22
АОА-ПДГ	0,70* 1,0* -0,82	0,52 -0,05	-0,13	-0,12	0,14	0,02 -0,39 0,39	0,33	1,0*	0,52	0,76*
АОА-ЛДГ	-0,46 1,0*	1,0* 0,61* 0,21	-0,35	-0,14	0,04	0,10 -0,43 0,02	-0,25	1,0*	-0,35	-0,08
АПА-СДГ	0,73* 1,0* -0,93*	0,11 -0,48 0,46	-0,35	0,32	-0,12	0,02 0,61* 0,30	0,29	1,0*	0,12	-0,19
АПА-ПДГ	-0,53 1,0* -0,82*	0,41 -0,31 -0,45	0,06	0,07	-0,31	-0,09 0,95* 0,41	0,33	1,0*	0,36	-0,66*
АПА-ЛДГ	0,68* 1,0	0,08 -0,52	-0,22	0,18	-0,26	-0,06 0,43	-0,25	1,0*	-0,29	0,07
СТО-СДГ	0,63* 1,0* 0,93*	1,0* 0,98* -0,49	-0,04	-0,18	0,22	0,09 -0,61* 0,33	0,29	1,0*	0,25	0,20
СТО-ПДГ	0,70* 1,0* -0,82*	1,0* 0,91* -0,05	-0,13	-0,12	0,43	0,19 -0,39 -0,40	0,33	1,0*	0,50	0,68*
СТО-ЛДГ	-0,55* 1,0*	0,90* 0,21	-0,35	-0,14	0,14	0,16 -0,43 0,02	-0,25	1,0*	-0,15	-0,07

Примечание: №№ 4, 6 – номера участков, сокращения: АОА – антиокислительная активность, СДГ – сукцинатдегидрогеназа, ПДГ – пируватдегидрогеназа, ЛДГ – лактатдегидрогеназа, АПА – антипероксидная активность, СТО – способность тормозить окисление; * – высокая коррелятивная связь между сравниваемыми показателями.

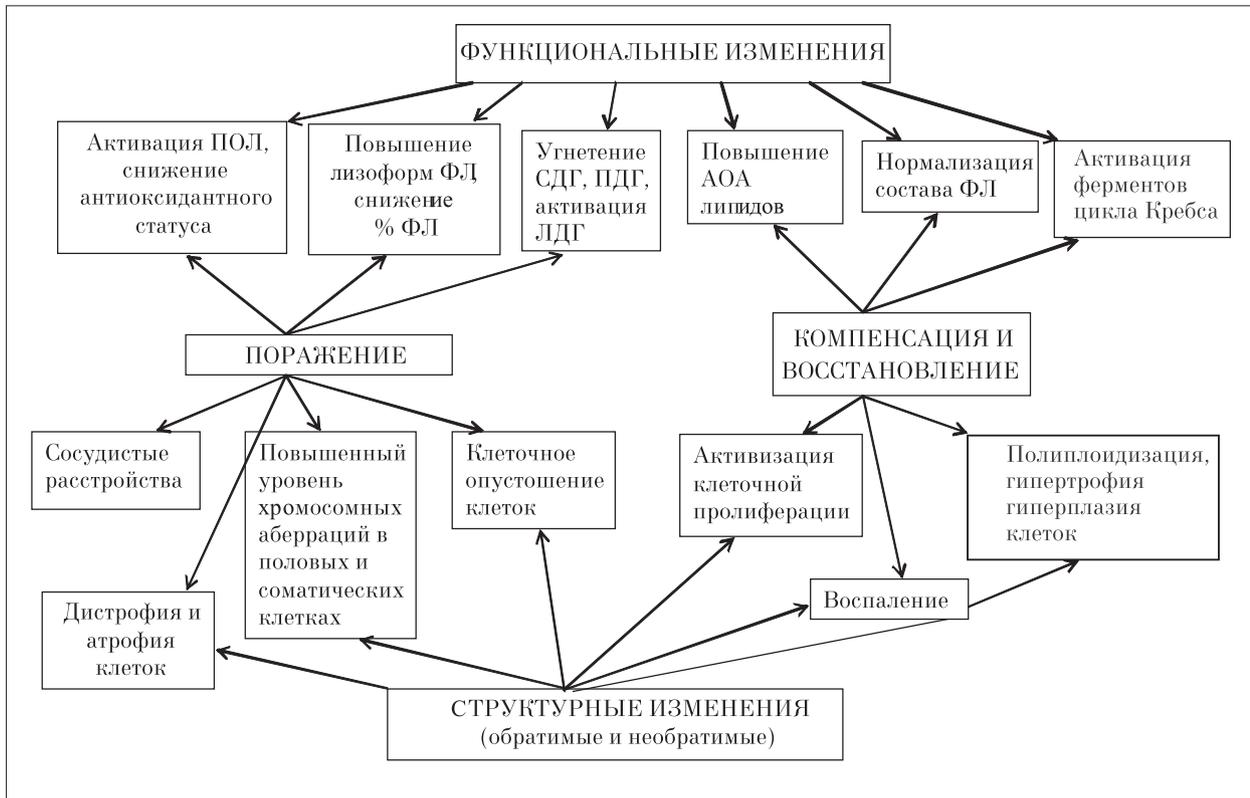


Рис. 6. Схема функциональных и структурных изменений в клетках тканей животных из зоны отчуждения ЧАЭС, обусловленные процессами поражения и восстановления

Совокупность полученных данных свидетельствует о дисбалансе клеточных систем регуляции в организме и позволяет предположить, что процесс адаптации мышевидных грызунов к резко изменившимся радиоэкологическим условиям среды их обитания обусловлен переходом систем регуляции ПОЛ и энергетических процессов на новый уровень функционирования [9]. Комплексные многолетние исследования позволили проследить основные этапы формирования и развития изменений в основных системах организма и процессы их регуляции у нескольких поколений мышевидных грызунов, обитающих в аварийной зоне ЧАЭС. Следует отметить, что были обследованы животные, которые в какой-то степени прошли своеобразный фильтр естественного отбора и представляли собой наиболее жизнеспособных особей в условиях непрекращающегося воздействия радиационного фактора. Тем не менее у обследованных зверьков, несмотря на их внешнее благополучие, были обнаружены многочисленные и многообразные структурные, морфологические, биохимические, биофизические, цитогенетические изменения в клетках и тканях, характеризующие про-

исходящие как процессы поражения, так и восстановления (рис. 6), что позволяет сделать вывод о качественных изменениях состояния самих популяций мышевидных грызунов в результате длительного обитания на территориях с повышенным уровнем радиоактивного загрязнения.

Это подтверждается и наблюдающейся в течение 1986–1993 г. и 2007 г. в 30-километровой зоне аварии на ЧАЭС сменой наиболее распространенных видов мышевидных грызунов (исчезновение полёвки-экономки и повсеместное распространение более резистентных полевых и желтогорлых мышей), возрастанием изменчивости исследуемых параметров, ростом гетерогенности ответных реакций, наблюдаемых на клеточном и тканевом уровнях. Необходимо подчеркнуть, что в условиях радиоактивного загрязнения среды обитания глубина нарушений липидного обмена, обеспеченности тканей энергией, морфологические изменения в тканях и генетические последствия для природных популяций грызунов оказались значительно больше, чем в лабораторных экспериментах с хроническим внешним γ -облучением животных. Это свидетельствует о необходимости как учёта

действия всего комплекса факторов среды, так и осторожного подхода при экстраполяции результатов, полученных в экспериментальных условиях, для прогнозирования биологических последствий воздействия техногенного загрязнения биоты. Возникающие патологические процессы (нарушения в системе регуляции ПОЛ и дезинтеграция энергетического обмена, процессов кроветворения, дисбаланс органов эндокринной системы, цитогенетические нарушения в половых и соматических клетках) могут являться следствием срыва стабилизирующих механизмов либо ускоренного истощения резервных возможностей исследуемых систем.

Работа частично выполнена при поддержке программы Президиума УрО РАН (№ 15-4-4-20).

Литература

1. Кудяшева А.Г., Шишкина Л.Н., Загорская Н.Г., Таскаев А.И. Биохимические механизмы радиационного поражения природных популяций мышевидных грызунов. СПб.: Наука, 1997. 156 с.
2. Кудяшева А.Г., Шишкина Л.Н., Шевченко О.Г., Башлыкова Л.А., Загорская Н.Г. Биологические эффекты радиоактивного загрязнения в популяциях мышевидных грызунов. Екатеринбург: УрО РАН, 2004. 214 с.
3. Материй Л.Д., Ермакова О.В., Таскаев А.И. Морфофункциональная оценка состояния организма мелких млекопитающих в радиоэкологических исследованиях (на примере полёвки-экономки). Сыктывкар, 2003. 164 с.
4. Кудяшева А.Г., Шишкина Л.Н., Шевченко О.Г., Башлыкова Л.А., Загорская Н.Г. Мониторинг популяций полёвок-экономок (*Microtus oeconomus* Pall), обитающих в условиях повышенного радиационного фона // Радиационная биология. Радиоэкология. 2004. Т. 44. № 3. С. 262–268.
5. Маслова К.И., Материй Л.Д., Ермакова О.В., Таскаев А.И. Атлас патоморфологических изменений у полёвок-экономок из очагов локального радиоактивного загрязнения. СПб.: Наука, 1994. 192 с.
6. Ermakova O.V. Comparative morphological analysis of peripheral endocrine glands of small mammals inhabiting areas with high levels of radioactivity and exposed to chronic irradiation in model experiments // Biophysics. 2011. Т. 56. № 1. P. 135–139.
7. Таскаев А.И., Башлыкова Л.А., Зайнуллин В.Г. Эколого-генетический мониторинг мышевидных грызунов из популяций, подвергшихся хроническому облучению // Радиационная биология. Радиоэкология. 2010. Т. 50. № 5. С. 560–571.
8. Kudyasheva A.G., Shishkina L.N., Zagorskaya N.G., Taskaev A.I. Biochemical consequences of radioactive contamination in the exclusion zone of the Chernobyl accident in populations of wild rodent / 20 years after the Chernobyl accident:

past, present and future / Eds. E.B. Burlakova and V.I. Naidich. Nova Science Publishers: New York, 2006. P. 303–329.

9. Shishkina L.N., Kudyasheva A.G., Zagorskaya N.G., Shevchenko O.G., Taskaev A.I. Participation of the lipid peroxidation processes in mechanism of the wild rodent adaptation to radioactive contamination of the Chernobyl NPP zone / The lessons of Chernobyl: 25 years later / Eds. E.B. Burlakova and V.I. Naidich. Nova Science Publishers: New York, 2012. P. 187–208.

References

1. Kudyasheva A.G., Shishkina L.N., Zagorskaya N.G., Taskaev A.I. Biochemical Mechanisms of Radiation Damage in the Natural Populations of Rodents. SPb.: Nauka, 1997. 156 p. (in Russian).
2. Kudyasheva A.G., Shishkina L.N., Shevchenko O.G., Bashlykova L.A., Zagorskaya N.G. Biological Effects of Radioactive Contamination in Populations of Rodents. Ekaterinburg: UrO RAN, 2004. 214 p. (in Russian).
3. Materiy L.D., Ermakova O.V., Taskaev A.I. Morphofunctional Assessment of the State of Organisms of Small Mammals in Radioecological Research (by the example of root vole). Syktyvkar, 2003. 164 p. (in Russian).
4. Kudyasheva A.G., Shishkina L.N., Shevchenko O.G., Bashlykova L.A., Zagorskaya N.G. Monitoring of populations of tundra vole (*Microtus oeconomus* Pall.) inhabiting the areas with the increased radiation background // Radiats. biologiya. Radioecologiya. 2004. Т. 44. № 3. P. 262–268 (in Russian).
5. Maslova K.I., Materiy L.D., Ermakova O.V., Taskaev A.I. Atlas of pathomorphological changes in voles from the areas of local radioactive contamination. SPb.: Nauka, 1994. 192 p. (in Russian).
6. Ermakova O.V. Comparative morphological analysis of peripheral endocrine glands of small mammals inhabiting areas with high levels of radioactivity and exposed to chronic irradiation in model experiments // Biophysics. 2011. Т. 56. № 1. P. 135–139 (in Russian).
7. Taskaev A.I., Bashlykova L.A., Zainullin V.G. Ecological and genetic monitoring of Muridae from the populations which have been suffering from chronic radiation // Radiats. biologiya. Radioecologiya. 2010. Т. 50. № 5. P. 560–571 (in Russian).
8. Kudyasheva A.G., Shishkina L.N., Zagorskaya N.G., Taskaev A.I. Biochemical consequences of radioactive contamination in the exclusion zone of the Chernobyl accident in populations of wild rodent / 20 years after the Chernobyl Accident: past, present and future / Eds. E.B. Burlakova and V.I. Naidich. Nova Science Publishers: New York, 2006. P. 303–329.
9. Shishkina L.N., Kudyasheva A.G., Zagorskaya N.G., Shevchenko O.G., Taskaev A.I. Participation of the lipid peroxidation processes in mechanism of the wild rodent adaptation to radioactive contamination of the Chernobyl NPP zone / The Lessons of Chernobyl: 25 Years Later / Eds. E.B. Burlakova and V.I. Naidich. Nova Science Publishers: New York, 2012. P. 187–208.

Сравнение эффективности двух способов переработки муниципальных органических отходов (на примере Казани)

© 2016. П. А. Курынцева, ассистент, П. Ю. Галицкая, к. б. н., доцент, Л. Р. Бикташева, аспирант, С. Ю. Селивановская, д. б. н., профессор
Институт экологии и природопользования
ФГАОУ ВО «Казанский федеральный университет»
420008, Республика Татарстан, г. Казань, ул. Кремлевская, д. 18
e-mail: svetlana.selivanovskaya@kpfu.ru

Осадок сточных вод (ОСВ), отсев твёрдых коммунальных отходов (ОТС) и их смесь (2:1) были подвергнуты трём видам биологической переработки в лабораторных условиях. При сбраживании в течение 25 сут выход биогаза для ОСВ составил 73, для ОТС – 46 и для ОТС+ОСВ – 125 мл/г с.в. При компостировании в течение 90 сут респираторная активность изменялась в пределах 66–178 мг CO₂-C/кг · сут, при последовательном сбраживании и компостировании – от 51 до 108 мг CO₂-C/кг · сут. Также была оценена токсичность конечных продуктов переработки. Показано, что переработка смеси является более целесообразной по сравнению с индивидуальными субстратами и что, исходя из токсичности продуктов, оптимальными методами переработки являются компостирование и последовательное сбраживание и компостирование. Для последних было проведено сравнение экономической эффективности на основании соотношений доходов и затрат. Установлено, что дисконтированный срок окупаемости модельного предприятия, осуществляющего переработку муниципальных отходов города-миллионника (на примере Казани), составляет 4 года для компостирования и 3,7 года для последовательного анаэробного сбраживания и компостирования.

Ключевые слова: анаэробное сбраживание, компостирование, биотехнология, экономическая эффективность, осадок сточных вод, отсев твёрдых коммунальных отходов (ТКО).

Comparing the effectiveness of two methods of processing municipal organic waste (by the example of Kazan)

P. A. Kuryntseva, P. Yu. Galitskaya, L. R. Biktasheva, S. Yu. Selivanovskaya,
Institute of Environmental Sciences, Kazan Federal University,
18 Kremlevskayastr., Kazan, Russia, 420008,
e-mail: svetlana.selivanovskaya@kpfu.ru

Sewage sludge (SS), organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) and their mixture (in 2:1 ratio) were treated by three biological methods: anaerobic digestion, composting, and subsequent digestion and composting. After digestion for 25 days biogas yield for SS was 73, for OFMSW – 46 and for the mixture SS+OFMSW – 125 mL g⁻¹ DM. After 90 days of composting, respiratory activity of the raw wastes ranged from 66 to 178 mg CO₂-C kg⁻¹ d⁻¹, and of the preliminary digested samples – from 51 to 108 mg CO₂-C kg⁻¹ d⁻¹. Then ecotoxicity of the initial wastes, their mixtures and final products of three treatments was estimated using elutriate bioassays with water flea *Daphnia magna* and infusorium *Paramecium caudatum*, and contact bioassay with higher plant *Avena sativa*. On the basis of ecotoxicity assessment results it was concluded that the treatment of mixture is more efficient as compared with separate initial wastes, and that composting and subsequent digestion and composting are the two preferable methods of treatment. Then economic efficiency of these two methods for SS+OFMSW was compared. In the calculations, a model company operating all municipal wastes in the city with 1 million population (by the example of Kazan) was used. It was demonstrated that the length of the discounted payback period is 4 years for composting and 3.7 years for subsequent digestion and composting.

Keywords: anaerobic digestion, composting, biotechnology, economic efficiency, sewage sludge, organic fraction of municipal solid waste.

В Казани с населением 1,2 млн чел. за 2014 г. было образовано 1597 тыс. т муниципальных отходов, более 56% которых было размещено на общегородских полигонах ТКО [1]. Порядка 60% образуемых муниципальных отходов являются органическими, соответственно они могут быть подвергнуты биологической переработке [2, 3]. Переработка может осуществляться аэробным сбраживанием, компостированием, а также сочетанием этих способов. В результате сбраживания отходов микроорганизмами выделяется биогаз, который может быть использован как альтернативный источник энергии [4–7]. Образующиеся в результате брожения и компостирования субстраты могут служить нетрадиционным органическим удобрением [8–11]. Наиболее распространёнными и крупнотоннажными отходами в крупных городах являются осадок сточных вод и органическая фракция твёрдых коммунальных отходов [2, 9, 10]. Существуют исследования, показывающие, что совместная переработка отходов приводит к увеличению эффективности процесса переработки отходов, так как создаются оптимальные условия для жизнедеятельности микроорганизмов-деструкторов.

Целью данной работы являлся выбор оптимальной, с экономической точки зрения, схемы биологической переработки крупнотоннажных отходов, образующихся в городе-миллионнике России (на примере Казани).

Материалы и методы исследования

Осадок сточных вод отбирали на биологических очистных сооружениях МУП «Водоканал» г. Казань, органическая фракция твёрдых коммунальных отходов – на мусороперегрузочной станции г. Казань, в течение двух лет в разные сезоны года. Отобранные пробы усреднялись. Соотношение отходов в смеси ОСВ+ОТС составляло 2:1 по массе. Анаэробное сбраживание осуществляли в герметичных ёмкостях объёмом 1 литр при температуре 55°C в течение 25 сут при периодическом перемешивании, объём инокулята составлял 10%. Перед сбраживанием кислотность смесей доводили до 7,5 ед. рН. Состав биогаза определяли проточным газоанализатором Geotech GA-2000. Компостирование производили в ёмкостях объёмом 8 литров при комнатной температуре в течение 90 сут при постоянном перемешивании. В качестве структурирующего агента использовали промасленные опилки с содержанием масла менее 15%. Опилки добавляли в количестве 7% к ОТС, 37% к ОСВ

и 20% к ОСВ+ОТС для доведения влажности смеси до 40%.

В исходных отходах, подготовленных смесях, а также в дигестатах и компостах определяли: рН согласно ГОСТ 26423-85 [12], содержание сухого вещества согласно ГОСТ 28268-89 [13], содержание органического углерода ($C_{орг}$) согласно ISO 14235:1998 [14], содержание общего азота ($N_{общ}$) согласно ISO 11261:1995 [15], токсичность для *Paramecium caudatum* согласно ФР.1.39.2003.00923 [16], токсичность для *Daphnia magna* по ПНД Ф Т 14.1:2.4.12-06 Т 16.1:2.3.3.9-06 [17]. В качестве характеристики токсичности вычисляли кратность разведения водного экстракта отхода, при которой изменение тестовой функции составляло 10% (Кр10). Фитотоксичность оценивали в соответствии с ISO 11269-2 [18] с использованием *Avenstiva* и выражали индексом прорастания (GI) [19]. Респираторную активность микробного сообщества определяли по выделению CO_2 в процессе инкубирования образцов компоста в закрытых сосудах [20]. Все исследования проводили не менее чем в трёх повторностях. Значимость различий средних оценивали с использованием критерия Стьюдента. В таблицах и на рисунках представлены средние значения и стандартная ошибка.

Расчёт экономической эффективности был проведён в программном продукте Альт-инвест 4.0 [21]. Расчёт платежей за размещение отходов производился согласно Постановлению Правительства РФ № 632 [22].

Результаты и их обсуждение

Анализ значений рН, сухого вещества, $C_{орг}$, $N_{общ}$ отходов в течение года позволил установить отсутствие достоверных колебаний данных характеристик по сезонам года (данные не представлены). Усреднённые характеристики отходов представлены в таблице 1. Как ОТС, так и ОСВ характеризовались нейтральными значениями рН. Отход ОСВ являлся более влажным (содержание сухого вещества $2,6 \pm 1,3\%$) и содержал в 1,7 раза больше $N_{общ}$. Значения показателя $C_{орг}$ достоверно не различались и составляли порядка 24%.

Биологическая переработка отходов и их смеси (ОСВ:ОТС = 2:1) была осуществлена тремя способами: 1) анаэробное сбраживание; 2) компостирование; 3) последовательное анаэробное сбраживание с компостированием. Эффективность анаэробной переработки отходов оценивали по характеристикам выхода биогаза (длительность процесса газообразования, объём био-

Таблица 1

Характеристики отходов

Отход	рН	Сухое вещество, %	C _{орг} , %	N _{общ} , %	Токсичность субстратов		
					<i>P. caudatum</i> , Кр10	<i>D. magna</i> , Кр10	GI (<i>A. sativa</i>)
ОСВ	7,1±1,1	2,6±1,3	24,1±9,1	2,5±0,8	17	24	87
ОТС	6,8±0,6	33,0±7,2	24,4±8,6	1,5±0,2	48	52	60

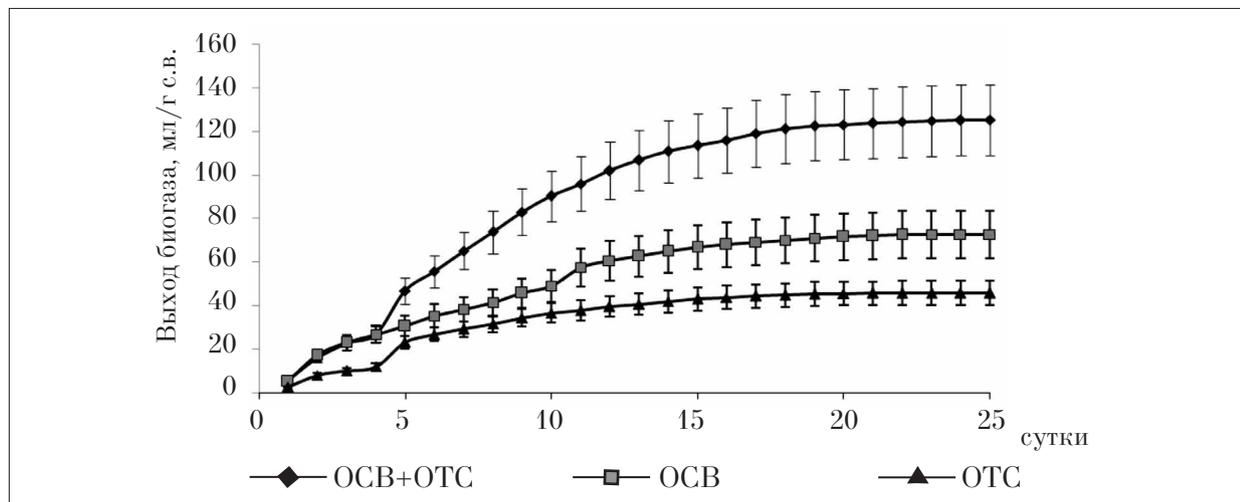


Рис. 1. Оценка эффективности биологической переработки ОСВ, ОТС и их смеси по выходу биогаза при анаэробном сбраживании

газа, процентное содержание метана) (рис. 1). При сбраживании ОТС, ОСВ и их смеси в течение 25 сут выход биогаза составил 46, 73 и 125 мл/г с.в. соответственно. Полученные значения согласуются с данными литературы [2, 5].

Процесс газообразования длился в течение 23, 22 и 19 сут в вариантах ОСВ, ОТС и ОСВ+ОТС соответственно, однако основной объём выделяющегося газа приходился на первые 14 сут. Совместное сбраживание двух отходов позволило увеличить выход биогаза в 1,7 раза относительно образца ОСВ и в 2,7 раза относительно образца ОТС. Стоит также отметить, что совместное сбраживание отходов позволило получить более высокое содержание метана (43–70%) в биогазе с первых суток процесса.

Далее ОСВ, ОТС, их смесь, а также дигестаты, полученные на предыдущем этапе исследований, были скомпостированы. В качестве показателя эффективности компостирования использовали стабильность компоста, оценённую по респираторной активности микроорганизмов, которая отражает количество активных микроорганизмов и скорость разложения ими органического вещества [11, 23]. Данные об изменении респираторной активности представлены на рисунке 2.

Компостные смеси на основе исходных отходов характеризовались более высокой респираторной активностью как в начале процесса

(479–753 мг CO₂-C/кг·сут по сравнению с 50–148 мг CO₂-C/кг·сут для анаэробносбраженных субстратов), так и на всём его протяжении. На 90-е сутки во всех образцах было отмечено снижение респираторной активности при компостировании до 66–178 мг CO₂-C/кг·сут, при последовательном сбраживании и компостировании – до 51–108 мг CO₂-C/кг·сут. Данный уровень соответствует представленным в литературе данным [23, 24].

Параметры токсичности конечного продукта отражают успешность как аэробного, так и анаэробного способа переработки отходов [8]. Данные о токсичности продуктов переработки позволяют принимать управленческие решения касательно их дальнейшего применения. Поэтому для проведения сравнения на следующем этапе нами была оценена токсичность сбраживания, компостирования, последовательного сбраживания и компостирования ОТС, ОСВ и их смеси (табл. 2).

Тесты с гидробионтами *D. magna* и *P. caudatum* позволяют установить опасность выщелачивания из отходов водорастворимых токсичных соединений. Результаты, полученные с применением растительного тест-объекта, позволяют определить возможность использования продукта биологической переработки в качестве

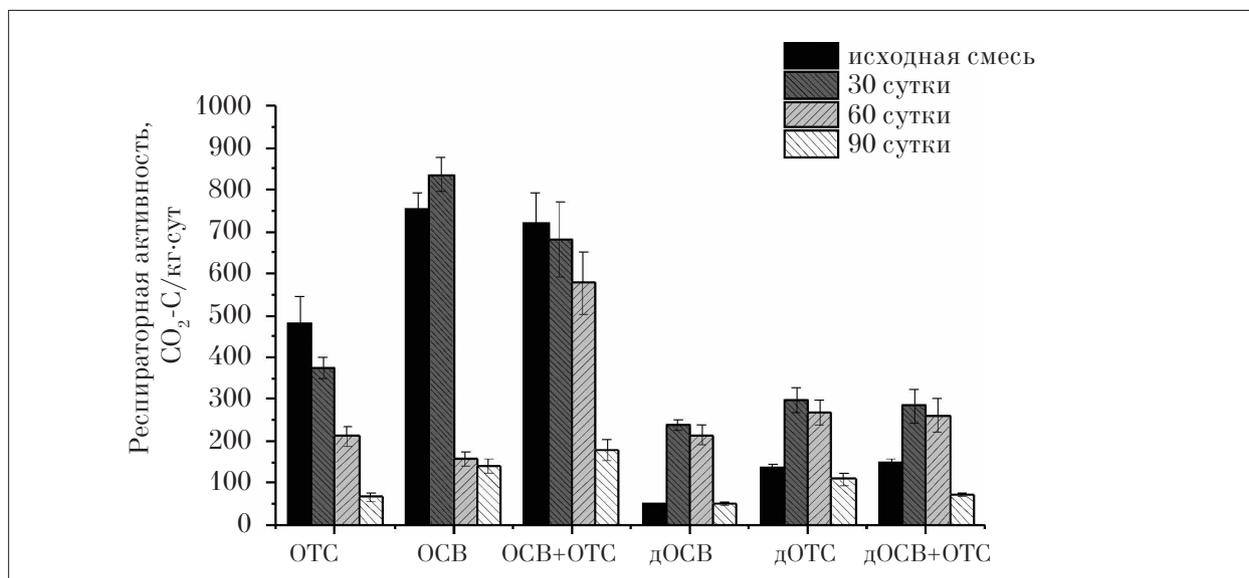


Рис. 2. Оценка эффективности биологической переработки ОСВ, ОТС и их смеси по респираторной активности микроорганизмов при компостировании

Таблица 2

Токсичность и фитотоксичность отходов и их смеси после переработки

Вид переработки	Образец	Токсичность, %		
		<i>P. caudatum</i> , Кр10	<i>D. magna</i> , Кр10	GI (<i>A. sativa</i>)
Анаэробное сбраживание	ОСВ	58	60	65
	ОТС	21	55	73
	ОСВ+ОТС	7	22	20
Компостирование	ОСВ	2	14	96
	ОТС	5	12	71
	ОСВ+ОТС	3	15	103
Последовательное анаэробное сбраживание с компостированием	ОСВ	2	3	125
	ОТС	3	1	121
	ОСВ+ОТС	1	1	139

органического удобрения [8]. Показано, что совместное сбраживание позволяет получить менее токсичный дигестат по сравнению с продуктами брожения индивидуальных отходов в отношении гидробионтов ($Kp=7-22$), при этом дигестат всех отходов фитотоксичен (GI не превышал 22). Компосты из индивидуальных отходов и смеси достоверно не отличаются по токсичности в отношении гидробионтов, однако компостирование смеси позволяет получить продукт, не обладающий фитотоксичностью ($GI=103$). Аналогично при компостировании смеси предварительно сброженных отходов установлено увеличение GI по сравнению с индивидуальными отходами и отсутствие достоверных различий в токсичности по отношению к гидробионтам. Стоит также отметить, что при последовательной переработке отходов конечные продукты в 2–55 раз менее токсичны по отношению к гидробионтам и обладают более выраженными удобрительными свойствами

(в 1,3–7 раз) по сравнению с конечными продуктами компостирования и анаэробного сбраживания.

Таким образом, было установлено, что наиболее эффективно как анаэробной переработке, так и компостированию подвергается смесь отходов ОСВ+ОТС. При этом использование только анаэробной переработки отходов нецелесообразно с точки зрения получения органических удобрений. Поэтому оценка экономической эффективности на следующем этапе исследований проводилась только для следующих вариантов биологической переработки отходов: компостирование ОТС+ОСВ, последовательное сбраживание и компостирование ОТС+ОСВ. Под экономической эффективностью понимали отношение доходов от работы модельного предприятия по переработке отходов к затратам на строительство и содержание данного предприятия. Расчёт проводили для модельного предприятия, осуществляющего свою деятельность

в городе-миллионнике (на примере Казани). Предполагали, что данное предприятие оказывает услуги по вывозу и захоронению всех коммунальных отходов города на собственном полигоне ТКО и осуществляет очистку всех сточных вод.

Доходы рассчитывали как сумму непосредственно доходов от оказания услуг и реализации компоста, так и из возможных вариантов снижения затрат.

Как видно из таблицы 3, доходы, получаемые сравниваемыми методами, сопоставимы. При этом большая часть доходов приходится на оказание услуг по переработке отходов. Данные о затратах приведены в таблице 4. При использовании технологии анаэробного сбраживания на первый взгляд, возникает дополнительная статья затрат – строительство биогазовых установок. Однако расчёты показывают, что капитальные затраты при переработке отходов компостированием на 12,5 млн руб. выше капитальных затрат при переработке отходов методом последовательного анаэробного сбраживания и компостирования. Анаэробное сбраживание за 14–15 сут позволяет полу-

чить дигестат, количество которого меньше, чем количество исходного отхода, кроме того, срок компостирования продуктов брожения короче, чем таковой для исходных отходов, что позволяет уменьшить количество ангаров для компостирования и занятую ими площадь.

При использовании последовательной схемы переработки отходов текущие затраты на 2,1 млн руб./год выше, чем при компостировании. Однако итоговые затраты на осуществление процесса компостирования на 11,4 млн руб. выше, чем при последовательной переработке отходов. Для сравнения проектов был рассчитан ряд дополнительных экономических показателей. Установлено, что дисконтированный срок окупаемости проекта равен 5,8 и 6,8 года, внутренняя норма доходности 32 и 29%, а чистая текущая стоимость 95 млн руб. и 73 млн руб. соответственно для последовательного сбраживания и компостирования и компостирования. Данные показатели позволяют отнести оба проекта к прибыльным, и при этом рекомендовать первый способ переработки отходов как более рентабельный.

Таблица 3

Сводная таблица доходов от переработки отходов различными биологическими способами

Способ переработки		Анаэробное сбраживание с последующим компостированием			Компостирование		
		Стоимость руб./т	Предположительное количество т/год	Итого, млн руб.	Стоимость руб./т	Предположительное количество т/год	Итого, млн руб.
1	Оказание услуг по использованию отходов	–	–	64,3	–	–	66
	Отходы 3 класса опасности	1 000	55 000	55,0	1 000	55 000	55
	Отходы 5 класса опасности	100	93 000	9,3	100	110 000	11
2	Оказание услуг по продаже компоста	–	–	4,5	–	–	10
	Компост, пригодный для использования	200	10 000	2,0	100	50 000	5
	Компост ненадлежащего качества для рекультивации оврагов	50	50 000	2,5	50	10 000	0,5
3	Снижение экологических платежей	–	–	30,9	–	–	31,2
	Размещение отходов 3 класса опасности	535	55 000	29,4	535	55 000	29,4
	Размещение отходов 5 класса опасности	16	93 000	1,5	16	110 000	1,8
4	Снижение затрат на разработку карт полигона	–	–	0,3	–	–	0,2
	Количество земли, не разработанной под карты полигона ТКО	96	3 000	0,3	96	2 500	0,2
5	Экономия денежных средств на покупку тепла и электроэнергии	–	–	1	0	0	0
ИТОГО		101,0 млн руб.			102,9 млн руб.		

Примечание: прочерк (–) использовался в строках таблицы с приведёнными итоговыми суммами по группам, где не представлялось возможным определить размер дохода в руб./т или его количество в т/год.

Таблица 4

Сводная таблица затрат на переработку отходов различными биологическими способами

Способ переработки		Анаэробное сбраживание с последующим компостированием			Компостирование		
		Стоимость, руб.	Количество	Итого, млн руб.	Стоимость, руб.	Количество	Итого, млн руб.
1	Капитальные (разовые, при строительстве)	–		268,6	–		281,06
1.1	Покупка земельного участка, га	960 000	3,66	3,5	960 000	4,4	4,2
1.2	Биогазовая установка «под ключ», шт.	41 054 926	2	82,1	0		0
1.3	Строительство ангаров, м ²	5 893	22400	132,0	5 928	38 100	225,9
1.4	Спецтехника и дополнительное оборудование	49 500 000	–	49,5	49 500 000	–	49,5
1.5	Проектная и разрешительная документация, компл.	1 500 000	1	1,5	1 500 000	1	1,5
2	Текущие затраты	–		20,3	–		18,2
1.1	Налоги	500 000	–	0,5	250 000	–	0,5
1.2	Экологические платежи	200 000	–	0,2	300 000	–	0,5
1.3	Текущий ремонт и обслуживание техники	5 000 000	–	0,5	5 000 000	–	0,6
1.4	Коммунальные услуги	400 000	–	0,4	1 000 000	–	1,5
1.5	Фонд оплаты труда, чел.	360 000	50	18,0	360 000	40	14,4
1.6	Транспортные расходы, руб./км	30	5 000	0,15	30	5 000	0,18
1.7	Накладные расходы	500 000	–	0,5	500 000	–	0,5
Итого		288,9			300,3		

Примечание: прочерк (–) обозначает невозможность выразить затраты в приведённых единицах измерения.

Выводы

На основе лабораторных исследований показана целесообразность переработки смеси ОСВ+ОТС. При оценке экономической эффективности оптимальным способом переработки смеси ОСВ+ОТС является анаэробное сбраживание с последующим компостированием.

Работа выполнена при поддержке Министрства образования и науки РФ (грант № RFMEFI57814X0089).

Литература

1. Государственный доклад «О состоянии природных ресурсов и об охране окружающей среды Республики Татарстан в 2014 году». 2015. 531 с.
2. Sosnowski P., Wiczorek A., Ledakowicz S. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes // Adv. Environ. Res. 2003. V. 7. № 3. P. 609–616.
3. Chiu S.-F., Chiu J.-Y., Kuo W.-C. Biological stoichiometric analysis of nutrition and ammonia toxicity in thermophilic anaerobic co-digestion of organic substrates under different organic loading rates // Renew. Energy. 2013. V. 57. P. 323–329.

4. Weiland P. Biogas production: current state and perspectives // Appl. Microbiol. Biotechnol. 2010. V. 85. № 4. P. 849–860.
5. Alkanok G., Demirel B., Onay T.T. Determination of biogas generation potential as a renewable energy source from supermarket wastes // Waste Manag. 2014. V. 34. № 1. P. 134–140.
6. Lisboa M.S., Lansing S. Characterizing food waste substrates for co-digestion through biochemical methane potential (BMP) experiments // Waste Manag. 2013. V. 33. № 12. P. 2664–2669.
7. Long J.H., Aziz N.T., de los Reyes III F.L., Ducoste J.J. Anaerobic co-digestion of fat, oil, and grease (FOG): A review of gas production and process limitations // Process Saf. Environ. Prot. 2012. V. 90. № 3. P. 231–245.
8. Vaneekhaute C., Vaneekhaute C., Meers E., Michels E., Buysse J., Tack F.M.G. Ecological and economic benefits of the application of bio-based mineral fertilizers in modern agriculture // Biomass and Bioenergy. 2013. V. 49. P. 239–248.
9. Elango D., Pulikesi M., Baskaralingam P., Ramamurthi V., Sivanesan S. Production of biogas from municipal solid waste with domestic sewage // J. Hazard. Mater. 2007. V. 141. № 1. P. 301–304.
10. Borowski S. Co-digestion of the hydromechanically separated organic fraction of municipal solid waste with sewage sludge // J. Environ. Manage. 2015. V. 147. P. 87–94.
11. Epstein E. The Science of Composting – CRC Press Book [Electronic resource]. 1997. URL: <https://www.crcpress.com/The-Science-of-Composting/Epstein/9781566764780> (accessed: 17.08.2015).

12. ГОСТ 26423-85 Методы определения удельной электрической проводимости, рН и плотного остатка водной вытяжки. 1985. 7 с.

13. ГОСТ 28268-89. Почвы. Методы определения влажности, максимальной гигроскопической влажности и влажности устойчивого завядания растений. 2006. 8 с.

14. ISO 14235:1998. Soil quality – Determination of organic carbon by sulfochromic oxidation. 1998. 5 p.

15. ISO 11261:1995. Soil quality – Determination of total nitrogen – Modified Kjeldahl method. 1995. 4 p.

16. ФР.1.39.2003.00923. Методика определения токсичности отходов, почв, осадков сточных вод, сточных, и очищенных сточных, поверхностных, грунтовых и питьевых вод методом биотестирования с использованием равноресничных инфузорий *Paramecium caudatum*. 2003. 20 с.

17. ПНД ФТ 14.1:2:4.12-06 Т 16.1:2.3.3.9-06. Токсикологические методы анализа. Методика определения острой токсичности питьевых, пресных природных и сточных вод, водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по смертности дафний (*Daphnia magna* S.). 1999. 31 с.

18. ISO 11269-2:2012. Soil quality – Determination of the effects of pollutants on soil flora. Part 2: Effects of contaminated soil on the emergence and early growth of higher plants. 2012. 19 p.

19. Zucconi F., Pera A., Forte M., De Bertoldi M. Evaluating toxicity of immature compost [Phytotoxicity]. JG Press, 1981.

20. ISO 16072:2002. Soil quality – Laboratory methods for determination of microbial soil respiration. 2002.

21. Альт-инвест [Электронный ресурс] URL: <http://www.alt-invest.ru/index.php/ru/programmy>

22. Постановление Правительства РФ от 28.08.1992 № 632 (ред. от 26.12.2013) «Об утверждении Порядка определения платы и её предельных размеров за загрязнение окружающей природной среды, размещение отходов, другие виды вредного воздействия». 1992. 4 с.

23. Wang P., Changa C.M., Watson M.E., Dick W.A., Chen Y., Hoitink H.A.J. Maturity indices for composted dairy and pig manures // Soil Biol. Biochem. 2004. V. 36. № 5. P. 767–776.

24. Kapanen A., Itävaara M. Ecotoxicity tests for compost applications. A battery of toxicity tests as indicators of decontamination in composting oily waste // Ecotoxicol. Environ. Saf. 2001. V. 49. P. 1–16.

References

1. State report «On the state and Environmental Protection of the Russian Federation in 2013». 2013. 531 p. (in Russian).

2. Sosnowski P., Wiczorek A., Ledakowicz S. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes // Adv. Environ. Res. 2003. V. 7. № 3. P. 609–616.

3. Chiu S.-F., Chiu J.-Y., Kuo W.-C. Biological stoichiometric analysis of nutrition and ammonia toxicity in thermophilic anaerobic co-digestion of organic substrates under different organic loading rates // Renew. Energy. 2013. V. 57. P. 323–329.

4. Weiland P. Biogas production: current state and perspectives // Appl. Microbiol. Biotechnol. 2010. V. 85. № 4. P. 849–860.

5. Alkanok G., Demirel B., Onay T.T. Determination of biogas generation potential as a renewable energy source from supermarket wastes // Waste Manag. 2014. V. 34. № 1. P. 134–140.

6. Lisboa M.S., Lansing S. Characterizing food waste substrates for co-digestion through biochemical methane potential (BMP) experiments // Waste Manag. 2013. V. 33. № 12. P. 2664–2669.

7. Long J.H., Aziz N.T., de los Reyes III F.L., Ducoste J.J. Anaerobic co-digestion of fat, oil, and grease (FOG): A review of gas production and process limitations // Process Saf. Environ. Prot. 2012. V. 90. № 3. P. 231–245.

8. Vaneekhaute C. Vaneekhaute C., Meers E., Michels E., Buysse J., Tack F.M.G. Ecological and economic benefits of the application of bio-based mineral fertilizers in modern agriculture // Biomass and Bioenergy. 2013. V. 49. P. 239–248.

9. Elango D., Pulikesi M., Baskaralingam P., Ramamurthi V., Sivanesan S. Production of biogas from municipal solid waste with domestic sewage // J. Hazard. Mater. 2007. V. 141. № 1. P. 301–304.

10. Borowski S. Co-digestion of the hydromechanically separated organic fraction of municipal solid waste with sewage sludge // J. Environ. Manage. 2015. V. 147. P. 87–94.

11. Epstein E. The Science of Composting – CRC Press Book [Electronic resource]. 1997. URL: <https://www.crcpress.com/The-Science-of-Composting/Epstein/9781566764780> (accessed: 17.08.2015).

12. GOST 26423-85. Methods of assessment of conductivity, pH, and the solid residue of the aqueous extract. 1985. 7 p. (in Russian).

13. GOST 28268-89. Soils. Methods of assessing moisture content, the maximum absorbent moisture and stable plants wilting moisture. 2006. 8 p. (in Russian).

14. ISO 14235:1998. Soil quality – Determination of organic carbon by sulfochromic oxidation. 1998. 5 p. (in Russian).

15. ISO 11261:1995. Soil quality – Determination of total nitrogen – Modified Kjeldahl method. 1995. 4 p. (in Russian).

16. ФР.1.39.2003.00923. Methods of assessing toxicity of wastes, soil, sewage sludge, waste water, and of renovated, surface, ground, and drinking water with the biotesting method using holotrichs *Paramecium caudatum*. 2003. 20 p. (in Russian).

17. ПНД Ф 14.1 Т:2:4.12-06 16.1 Т:2.3.3.9-06. Toxicological analysis methods. Methods of determining the acute toxicity of drinking water, fresh water and sewage, water extract of soil, sewage sludge and waste judging from mortality of *Daphnia* (*Daphnia magna* S.) 1999. 31 p. (in Russian).

18. ISO 11269-2:2012. Soil quality – Determination of the effects of pollutants on soil flora. Part 2: Effects of contaminated soil on the emergence and early growth of higher plants. 2012. 19 p.

19. Zucconi F., Pera A., Forte M., De Bertoldi M. Evaluating toxicity of immature compost [Phytotoxicity]. JG Press, 1981.

20. ISO 16072:2002. Soil quality – Laboratory methods for determination of microbial soil respiration. 2002.

21. Alt-invest [Electronic resource]. URL: <http://www.alt-invest.ru/index.php/ru/programmy> (in Russian).

22. RF Government Decree of 28.08.1992 N 632 (ed. of 26.12.2013) «On approval of determining fees and its size limits for environmental pollution, waste disposal and other harmful effects». 1992. 4 p. (in Russian).

23. Wang P., Changa C.M., Watson M.E., Dick W.A., Chen Y., Hoitink H.A.J. Maturity indices for composted dairy and pig manures // Soil Biol. Biochem. 2004. V. 36. № 5. P. 767–776.

24. Kapanen A., Itävaara M. Ecotoxicity tests for compost applications. A battery of toxicity tests as indicators of decontamination in composting oily waste // Ecotoxicol. Environ. Saf. 2001. V. 49. P. 1–16.

**Выяснение особенностей рост-ингибирующего действия
тяжёлых металлов на фоне различных форм минерального азота
(на примере *Hordeum vulgare* L.)**

©2016. Е. С. Петухова¹, аспирант, Т. Я. Ашихмина^{1,2}, д.т.н, профессор,
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: ecolab2@gmail.com

В модельном эксперименте проведено изучение эффектов свинца, меди, цинка, кадмия и нитрата аммония при раздельном и совместном действии на прорастание семян ячменя сорта Новичок. Выявлена способность ионов свинца, кадмия и меди в концентрации 100 мкМ оказывать ингибирующее действие на рост корня проростков и некоторая стимулирующая способность при этом ионов цинка. Нитрат-ионы в концентрации 100 мкМ не оказывали ингибирующего действия на рост корня проростков, а совместно с ионами Zn^{2+} , Pb^{2+} , Cd^{2+} , Cu^{2+} увеличивали их ингибирующее действие. Совместное действие ионов NH_4^+ в концентрации 100 мкМ с исследуемыми ионами металлов также увеличивало ингибирование роста. Наибольшее ингибирующее действие на рост корня проявлялось при совместном действии ионов Zn^{2+} и Cu^{2+} , а также Cd^{2+} и Cu^{2+} . Ионы Zn^{2+} , Pb^{2+} , Cd^{2+} , Cu^{2+} по отдельности ингибировали рост корня проростков в большей степени, чем при совместном воздействии с нитратом аммония, который является важным источником азотного питания растений.

Ключевые слова: тяжёлые металлы, ингибиторы, стимуляторы, совместное и раздельное действие, эффект суммации.

**The peculiarities of growth inhibitory effect of heavy metals
on the background of various forms of mineral nitrogen
(by the example of *Hordeum vulgare* L.)**

E. S. Petukhova¹, T. Ya. Ashihmina^{1,2},
¹Vyatka State University,
36 Moskovskaya st., Kirov, Russia, 610000,
²Institute of Biology of the Komi Science Centre of the Ural Division RAS,
28 Kommunisticheskaya st., Syktyvkar, Komi Republic, Russia, 167982,
e-mail: ecolab2@gmail.com

The model experiment was carried out to find out separate and joint effect of lead, copper, zinc, cadmium, and ammonium nitrate on seed germination of barley of the species Novichok. Heavy metals and nitrogen-containing compounds were introduced in variants with distilled water in the form of water-soluble salts $CuCl_2$, $ZnCl_2$, $CdCl_2$, $PbCl_2$, NH_4Cl , $NaNO_3$ and NH_4NO_3 with ion concentration Cu^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} , Pb^{2+} , NH_4^+ , and NO_3^- 100 $\mu mol/l$ (μM). Distilled water was control. 44 combinations of metals were studied including lead, copper, zinc, cadmium, both individually and in double, triple, and quadruple combinations as for their influence on the growth of seedlings of barley *Hordeum vulgare* L. in the presence of various forms of mineral nitrogen. The experiment revealed that lead, cadmium and copper in concentration 100 μM have an inhibitory effect on root growth of seedlings, while zinc ions have some stimulating ability. Nitrate-ions in concentration of 100 μM did not have any inhibitory effect on the growth of seedlings roots, and in combination with ions of Zn^{2+} , Pb^{2+} , Cd^{2+} , Cu^{2+} their inhibitory effect was increased. Their combination with ions of NH_4^+ in concentration of 100 μM , also lead to increase in growth inhibition. The combined effect of ions Zn^{2+} and Cu^{2+} , as well as Cd^{2+} and Cu^{2+} had the biggest inhibitory effect. The inhibitory effect of ions of Zn^{2+} , Pb^{2+} , Cd^{2+} , Cu^{2+} taken separately on seedlings root growth was greater than that when in a double combination with ammonium nitrate, which is an important source of nitrogen nutrition of plants.

Keywords: heavy metals, inhibitors, stimulators, joint and separate action, the effect of summation.

В результате хозяйственной деятельности человека происходит загрязнение окружающей среды тяжёлыми металлами (ТМ). Повышенные концентрации ТМ в почвах приводят к потерям урожая сельскохозяйственных культур и накоплению металлов в продукции в количествах, представляющих опасность для здоровья человека. За последнее время изучению воздействия тяжёлых металлов на рост, развитие и другие физиологические процессы растений, экологическим последствиям загрязнения почв ТМ посвящён ряд работ [1–8] и др.

Токсическое действие металлов на растения чётко видно по ингибированию роста, что широко используется для тестирования их присутствия в окружающей среде [9, 10, 11]. Для разработки фундаментальных основ адаптации растений к ТМ и решения ряда практических задач необходимо выяснение механизма роста-ингибирующего действия различных ТМ на растения, включая их совместное действие. Специфика действия отдельных ТМ на ростовые процессы обусловлена как различиями физико-химических свойств их ионов, так и особенностями клеточного метаболизма конкретных растений. Известно, что действие ТМ на ростовые процессы напрямую зависит от особенностей их тканевого и внутриклеточного распределения в растущем участке корня, а также от эффективности механизмов детоксикации, которые могут реализоваться в тканях разных видов и сортов растений различным образом [12].

Поэтому решение проблемы специфичности и избирательности токсического действия металлов на рост, а также выяснение особенностей сочетанного действия ТМ на отдельные ростовые процессы требуют специальных исследований в модельных экспериментах. Кроме того, на токсичность металлов влияют другие ионы, присутствующие в среде, наиболее важную роль среди которых играют макроэлементы, участвующие в минеральном питании растений. Несмотря на активное изучение физиологической роли макроэлементов, и в особенности азота, его влияние на проявление токсического действия ТМ остаётся мало изученным.

Целью данного исследования является изучение специфичности и избирательного действия отдельных металлов на примере свинца, меди, цинка, кадмия и их сочетанного воздействия на рост корня проростков ячменя *Hordeum vulgare* L. в присутствии различных форм минерального азота.

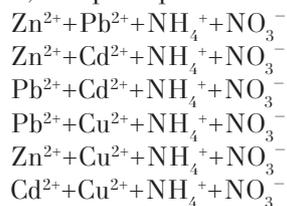
Объекты и методы

В качестве объекта исследования были взяты проростки ячменя сорта Новичок, который создан в результате направленной селекции на устойчивость к ионной токсикации (токсичности кислых почв).

Для изучения влияния воздействия ионов Zn^{2+} , Pb^{2+} , Cd^{2+} , Cu^{2+} проведена серия экспериментов, в которой проростки ячменя инкубировали на растворах ТМ в присутствии NH_4NO_3 . Действующие концентрации азота и тяжёлых металлов были подобраны в предварительных экспериментах.

Опыты по проращиванию семян ячменя проводили в чашках Петри, в термостате при температуре 25 °С. Семена считали проросшими, если длина первичного корешка была больше 2 мм. Опыты выполняли в четырехкратной повторности. В эксперименте оценивали лабораторную всхожесть, энергию прорастания и скорость прорастания ячменя. Всхожесть определяли на 7-е сут, энергию прорастания по числу проросших семян – на 3 сут. Скорость прорастания представляет собой средневзвешенное количество дней, приходящееся на прорастание одного зерна. Скорость прорастания определяли по методу Пипера [13]. В ходе эксперимента также определяли биометрические показатели 3-дневных проростков (длина корня и coleoptilia, число корешков, накопление сухой биомассы).

Тяжёлые металлы и азотсодержащие соединения вносились в варианты с дистиллированной водой в виде водорастворимых солей: $CuCl_2$, $ZnCl_2$, $CdCl_2$, $PbCl_2$, NH_4Cl , $NaNO_3$ и NH_4NO_3 с концентрацией ионов Cu^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} , Pb^{2+} , NH_4^+ и NO_3^- 100 мкмоль/л (мкМ). В качестве контроля была взята в чашках Петри дистиллированная вода. Всего исследовано 44 комбинации металлов, включающих свинец, медь, цинк, кадмий по отдельности и в двойных, тройных и четверных сочетаниях на рост проростков ячменя *Hordeum vulgare* L. в присутствии различных форм минерального азота, например:



Статистическая обработка результатов проводилась при помощи пакета программы Excel. Экспериментальные данные из сово-

купностей с нормальным распределением сравнивались с помощью t-критерия Стьюдента для независимых выборок. Статистически достоверными считали различия при $p \leq 0,05$.

Результаты и их обсуждение

Параметры прорастания семян ячменя (всхожесть семян, энергия и скорость прорас-

тания) определяли в модельном эксперименте в 44 различных комбинациях, включающих исследование воздействия как отдельных компонентов, так и их суммы. В таблице 1 представлены результаты изучения раздельного и совместного влияния ионов меди и цинка, а также воздействия аммиачной и нитратной форм азота на процесс прорастания семян ячменя.

Таблица 1

Всхожесть и энергия прорастания семян ячменя при раздельном и совместном влиянии ионов меди, цинка, аммония и нитрат-ионов

№ п/п	Вариант	Всхожесть семян, %	Энергия прорастания, %
1	Контроль (дистиллированная вода)	96±4	96±4
2	Cu ²⁺	98±2	96±3
3	Zn ²⁺	91±7	91±7
4	Cu ²⁺ +Zn ²⁺	99±2	99±2
5	Cu ²⁺ +NO ₃ ⁻	94±7	94±7
6	Zn ²⁺ +NO ₃ ⁻	97±3	96±3
7	Cu ²⁺ +NH ₄ ⁺	97±4	96±5
8	Zn ²⁺ +NH ₄ ⁺	96±3	96±3
9	Cu ²⁺ +Zn ²⁺ +NO ₃ ⁻	92±3	92±3
10	Cu ²⁺ +Zn ²⁺ +NH ₄ ⁺	93±7	93±7
11	Cu ²⁺ +Zn ²⁺ +NH ₄ ⁺ +NO ₃ ⁻	93±6	92±7
12	NH ₄ ⁺	92±2	92±2
13	NO ₃ ⁻	93±5	92±4
14	NH ₄ ⁺ +NO ₃ ⁻	97±3	97±3
15	Cu ²⁺ +NH ₄ ⁺ +NO ₃ ⁻	97±0	97±0
16	Zn ²⁺ +NH ₄ ⁺ +NO ₃ ⁻	96±4	96±4

Таблица 2

Влияние ионов Cu²⁺, Zn²⁺, NH₄⁺ и NO₃⁻ на показатели роста 3-дневных проростков ячменя

№ п/п	Вариант	Длина, см		Сухая масса 10 проростков, г
		корень	колеоптиль	
1	Контроль (дистиллированная вода)	9,0±1,8	5,1±1,0	0,353±0,019
2	Cu ²⁺	4,7±1,0*	4,3±1,3	0,377±0,046
3	Zn ²⁺	9,1±1,4	4,9±1,1	0,370±0,041
4	Cu ²⁺ +Zn ²⁺	3,6±1,0*	3,4±0,8	0,381±0,043
5	Cu ²⁺ +NO ₃ ⁻	4,0±1,0*	3,9±0,9	0,365±0,050
6	Zn ²⁺ +NO ₃ ⁻	7,4±1,8	4,8±1,1	0,363±0,033
7	Cu ²⁺ +NH ₄ ⁺	3,7±0,9*	3,4±1,0	0,377±0,028
8	Zn ²⁺ +NH ₄ ⁺	7,9±1,6	4,0±1,2	0,347±0,038
9	Cu ²⁺ +Zn ²⁺ +NO ₃ ⁻	5,8±1,3	4,2±0,7	0,366±0,043
10	Cu ²⁺ +Zn ²⁺ +NH ₄ ⁺	4,3±1,0*	5,1±0,9	0,367±0,033
11	Cu ²⁺ +Zn ²⁺ +NH ₄ ⁺ +NO ₃ ⁻	4,5±1,3*	3,9±1,0	0,369±0,037
12	NH ₄ ⁺	7,8±1,8	4,5±1,2	0,374±0,046
13	NO ₃ ⁻	9,0±1,5	4,7±1,3	0,408±0,043
14	NH ₄ ⁺ +NO ₃ ⁻	8,5±1,5	4,4±1,3	0,368±0,048
15	Cu ²⁺ +NH ₄ ⁺ +NO ₃ ⁻	3,8±1,0*	3,1±0,8	0,365±0,053
16	Zn ²⁺ +NH ₄ ⁺ +NO ₃ ⁻	7,5±1,2	3,6±1,0	0,365±0,064

Примечание: * – различия между вариантом и контролем достоверны при $p \leq 0,05$.

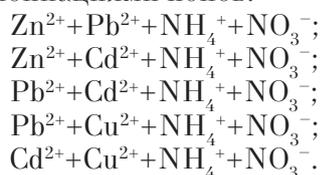
Полученные данные свидетельствуют о том, что в концентрации 100 мкМ каждого из взятых в эксперименте ионов Cu^{2+} , Zn^{2+} , NH_4^+ , NO_3^- всхожесть и энергия прорастания семян отличаются незначительно. На четвёртые сутки были проведены замеры линейных показателей роста проростков, подвергнутые воздействию ионов Cu^{2+} , Zn^{2+} , NH_4^+ , NO_3^- , и определена их биомасса.

Полученные данные представлены в таблице 2. Из данных, представленных в таблице 2, следует, что показатели роста длины coleoptily трёхдневных проростков ячменя имеют незначительные отличия по вариантам, поскольку их рост обеспечивается за счёт питательных веществ, содержащихся в эндосперме семени.

По показателю длины корня варианты различались в большей степени, так как корневая система проростков ячменя имела непосредственный контакт с раствором, содержащим тяжёлые металлы. Во всех вариантах, где содержались ионы меди в концентрации 100 мкМ (варианты №№ 2, 4, 6, 8, 10, 12, 14, 16), ингибирующее действие в 1,6–2,5 раза было выше, чем в контроле, что вполне согласуется с литературными данными о том, что медь в избыточных концентрациях (от 100 мкМ и выше) оказывает токсическое действие на прорастание семян, рост и накопление биомассы молодых растений [14]. В отношении цинка из литературных данных известно, что влияние его на прорастание семян проявляется начиная с концентрации 1,5 мМ. Ингибирующее действие цинка на накопление биомассы молодых растений проявляется с концентрации 500 мкМ, а избыточные концентрации (до 5 мМ) полностью останавливают рост листьев [8].

Таким образом, при концентрации 100 мкМ ионов меди выявлены эффекты ингибирования роста проростков ячменя, в то время как для соединений цинка подобный эффект при такой концентрации незначителен.

Подобные исследования проведены по выявлению изменений в параметрах прорастания семян ячменя и показателей роста трёхдневных проростков в вариантах со следующими комбинациями ионов:



Следует отметить, что практически во всех вариантах не выявлено значительных отличий от контроля по показателям прорастания семян. Наибольшие различия выявлены по

показателю длины корня трёхдневных проростков. Полученные данные представлены на рис. 1–6 (см. цв. вкладку).

Наибольшее ингибирующее действие на рост 3-дневных проростков ячменя (рис. 1) оказывают ионы кадмия во всех вариантах, в которых они присутствовали в концентрации 100 мкМ (варианты №№ 2, 4, 5, 7, 9, 10, 11, 15). Наиболее чувствительным параметром к воздействию Cd^{2+} является длина корня проростков, однако достоверных различий по сравнению с контролем не установлено. Ионы кадмия ингибировали рост корня в 1,5–1,8 раза по сравнению с контролем, что согласуется с литературными данными [14], где кадмий в избыточных концентрациях (от 100 мкМ и выше) оказывал токсическое действие на прорастание семян, рост и накопление биомассы молодых растений.

Снижение длины coleoptily в этих же вариантах составило 1,3–1,4 раза, при этом выявлены достоверные различия с контролем (для вариантов №№ 5 и 11).

Из литературных данных известно, что в процессе развития однолетних злаков (с момента прорастания семян до фазы трёх настоящих листьев) ингибирующее действие уксуснокислого свинца, применяемого в концентрациях 200–1000 мг/кг субстрата, и кадмия, применяемого в концентрациях 100–600 мг/кг субстрата, на рост растений ослабевает. Более высокие концентрации кадмия (> 800 мг/кг субстрата) приводят к полной остановке роста и последующей их гибели [5], что свидетельствует о более сильном токсическом действии ионов кадмия при данной концентрации, в сравнении с ионами свинца.

Из данных, представленных на рисунке 2, следует, что наибольшее ингибирующее действие оказывают ионы меди в вариантах №№ 2, 4, 5, 7, 15).

Наиболее чувствительным параметром к воздействию Cu^{2+} является длина корня проростков, причём имеются достоверные различия по сравнению с контролем в вариантах №№ 2, 5, 7 и 15. Ионы меди ингибируют рост корня в 1,9–2,4 раза по сравнению с контролем. Снижение длины coleoptily в этих же вариантах составило 1,2–1,6 раза. Подобная картина была выявлена при инкубации проростков в водных растворах свинца, цинка, кадмия, меди в присутствии аммонийного и нитратного азота (рис. 3, 4). Под воздействием ионов свинца рост корня угнетался в 1,2–2,3 раза, а под влиянием ионов меди в 1,2–2,4 раза по сравнению с контролем.

Таблица 3

Показатели всхожести и прорастания семян ячменя в зависимости от условий инкубации

№ п/п	Вариант	Всхожесть семян, %	Энергия прорастания, %
1	Контроль (дистиллированная вода)	96±4	96±4
2	Cu ²⁺ +Cd ²⁺ +Zn ²⁺ +Pb ²⁺	93±9	92±8
3	Cu ²⁺ +Cd ²⁺ +Zn ²⁺ +Pb ²⁺ +NO ₃ ⁻	93±6	92±7
4	Cu ²⁺ +Cd ²⁺ +Zn ²⁺ +Pb ²⁺ +NH ₄ ⁺	91±6	91±6
5	Cu ²⁺ +Cd ²⁺ +Zn ²⁺ +Pb ²⁺ +NH ₄ ⁺ +NO ₃ ⁻	92±3	92±3

Таблица 4

Средние значения длины корня проростков ячменя при инкубации на растворах Zn²⁺, Pb²⁺, Cd²⁺, Cu²⁺, в присутствии NH₄⁺, NO₃⁻

№ п/п	Варианты	Длина корня, см	Длина корня, % от контроля	Ингибирование длины корня, %
1	Контроль (дистиллированная вода)	9,0±1,8	100,0	0
2	Zn ²⁺ +Pb ²⁺ +NH ₄ ⁺ +NO ₃ ⁻	7,8±1,4	86,6	13,4
3	Zn ²⁺ +Cd ²⁺ +NH ₄ ⁺ +NO ₃ ⁻	7,1±1,5	76,3	23,7
5	Pb ²⁺ +Cd ²⁺ +NH ₄ ⁺ +NO ₃ ⁻	6,7±1,3	72,9	27,1
4	Pb ²⁺ +Cu ²⁺ +NH ₄ ⁺ +NO ₃ ⁻	6,5±1,1	71,9	28,1
7	Zn ²⁺ +Cu ²⁺ +NH ₄ ⁺ +NO ₃ ⁻	6,0±1,3	66,8	33,2
6	Cd ²⁺ +Cu ²⁺ +NH ₄ ⁺ +NO ₃ ⁻	5,5±1,3	61	39

Таблица 5

Средние значения длины корня проростков ячменя в зависимости от условий инкубации

№	Варианты	Длина корня, см
1	Дистиллированная вода	9,0±1,8
2	Zn ²⁺ +Pb ²⁺	8,2±1,2
3	Zn ²⁺ +NH ₄ ⁺	7,9±1,6
4	Zn ²⁺ +NO ₃ ⁻	7,4±1,8
5	Pb ²⁺ +NH ₄ ⁺	7,2±1,2
6	Pb ²⁺ +NO ₃ ⁻	6,8±1,4
7	Cd ²⁺ +NO ₃ ⁻	6,2±1,5
8	Zn ²⁺ +Cd ²⁺	6,1±1,4
9	Pb ²⁺ +Cu ²⁺	5,6±1,4
10	Cd ²⁺ +Pb ²⁺	5,1±1,0
11	Cd ²⁺ +NH ₄ ⁺	5,1±1,1
12	Cu ²⁺ +Cd ²⁺	4,4±1,1*
13	Cu ²⁺ +NO ₃ ⁻	4,0±1,0*
14	Cu ²⁺ +NH ₄ ⁺	3,7±0,9*
15	Zn ²⁺ +Cu ²⁺	3,6±1,0*

Примечание: * – различия между вариантом и контролем достоверны при p≤0,05.

Из данных, представленных на рисунке 5, следует, что наибольшее ингибирующее действие на 3-дневные проростки ячменя оказывают ионы кадмия в вариантах №№ 3, 6, 8, 9, 10, 11, 16). Наиболее чувствительным параметром к воздействию Cu²⁺ является длина корня проростков. Ионы Cd²⁺ ингибировали рост корня в 1,2–1,8 раза по сравнению с контролем.

В таблице 3 представлены параметры прорастания семян ячменя при совместном действии ионов металлов Cu²⁺, Cd²⁺, Zn²⁺, Pb²⁺, а также ионов NH₄⁺ и NO₃⁻.

Установлено, что во всех вариантах показатели всхожести и энергии прорастания ячменя несколько ниже, чем в контроле. Показатели роста трёхдневных проростков

Е. С. ПЕТУХОВА, Т. Я. АШИХМИНА
“ВЫЯСНЕНИЕ ОСОБЕННОСТЕЙ РОСТ-ИНГИБИРУЮЩЕГО ДЕЙСТВИЯ
ТЯЖЁЛЫХ МЕТАЛЛОВ НА ФОНЕ РАЗЛИЧНЫХ ФОРМ МИНЕРАЛЬНОГО АЗОТА
(НА ПРИМЕРЕ HORDEUM VULGARE L.)” (С. 72)

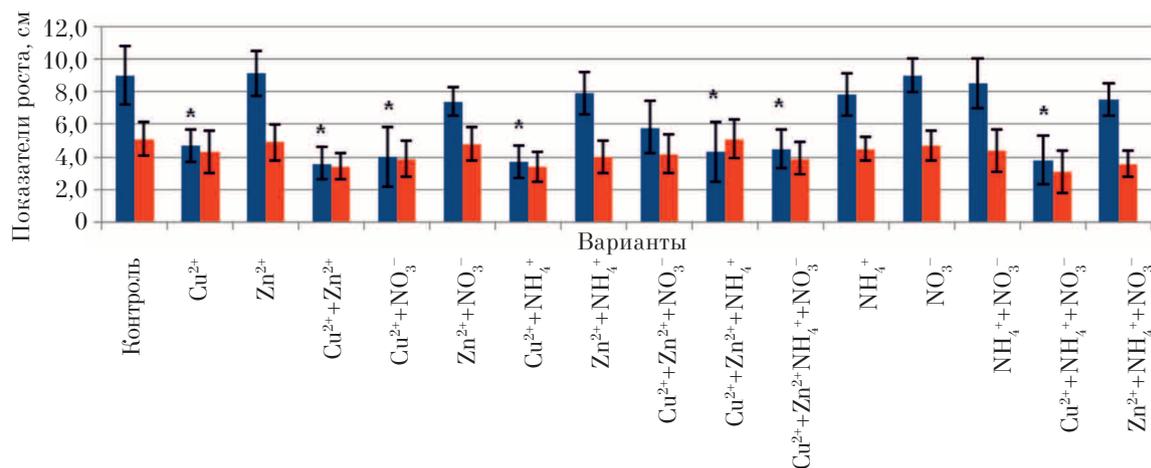


Рис. 1. Влияние водных растворов меди, цинка, аммонийного и нитратного азота в концентрациях 100 мкМ на показатели роста трёхдневных проростков ячменя

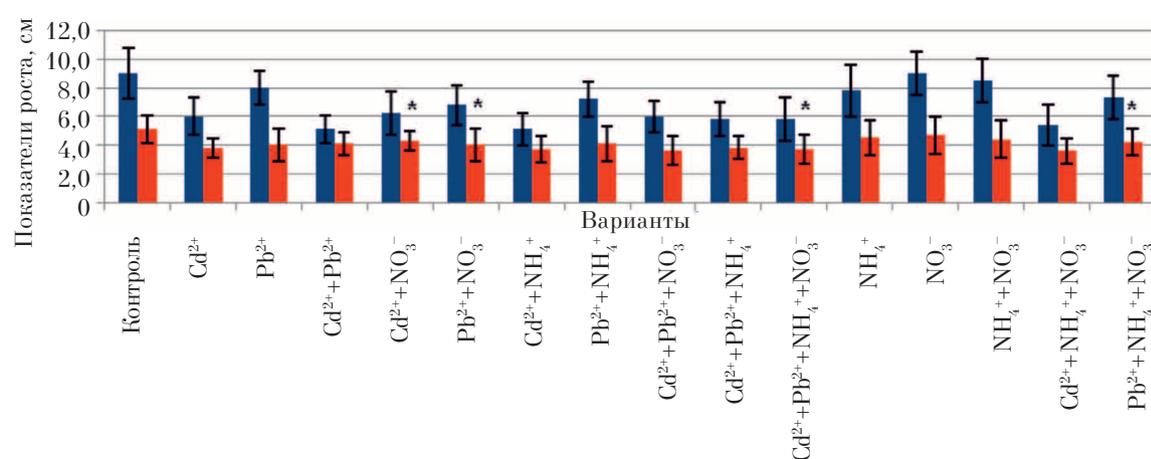


Рис. 2. Влияние водных растворов кадмия, свинца, аммонийного и нитратного азота в концентрациях 100 мкМ на показатели роста трёхдневных проростков ячменя

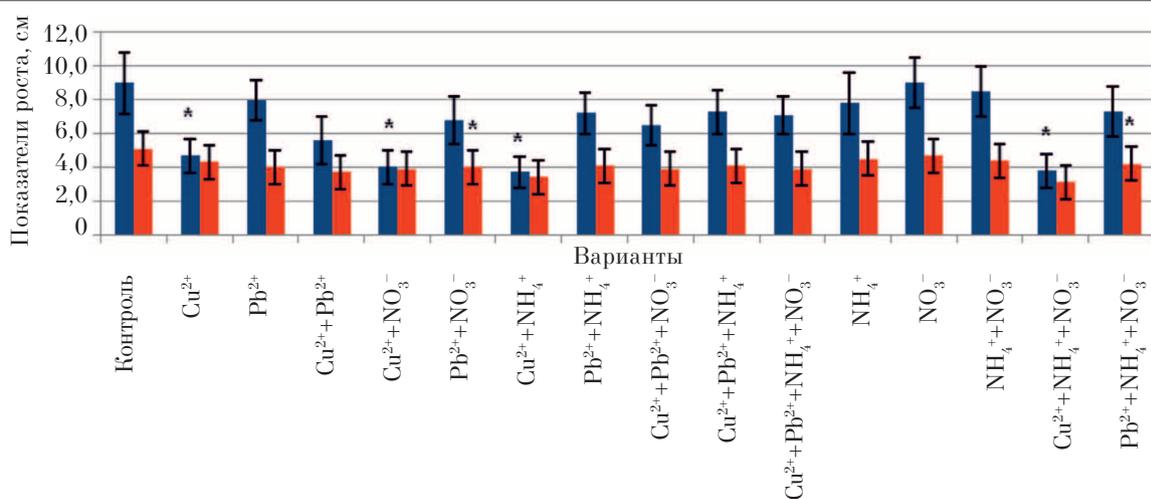


Рис. 3. Влияние водных растворов меди, свинца, аммонийного и нитратного азота в концентрациях 100 мкМ на показатели роста трёхдневных проростков ячменя

Примечания: * – различия между вариантом и контролем достоверны при $p \leq 0,05$;
■ – длина корня, см; ■ – длина coleoptили, см

Е. С. ПЕТУХОВА, Т. Я. АШИХМИНА
“ВЫЯСНЕНИЕ ОСОБЕННОСТЕЙ РОСТ-ИНГИБИРУЮЩЕГО ДЕЙСТВИЯ
ТЯЖЁЛЫХ МЕТАЛЛОВ НА ФОНЕ РАЗЛИЧНЫХ ФОРМ МИНЕРАЛЬНОГО АЗОТА
(НА ПРИМЕРЕ HORDEUM VULGARE L.)” (С. 72)

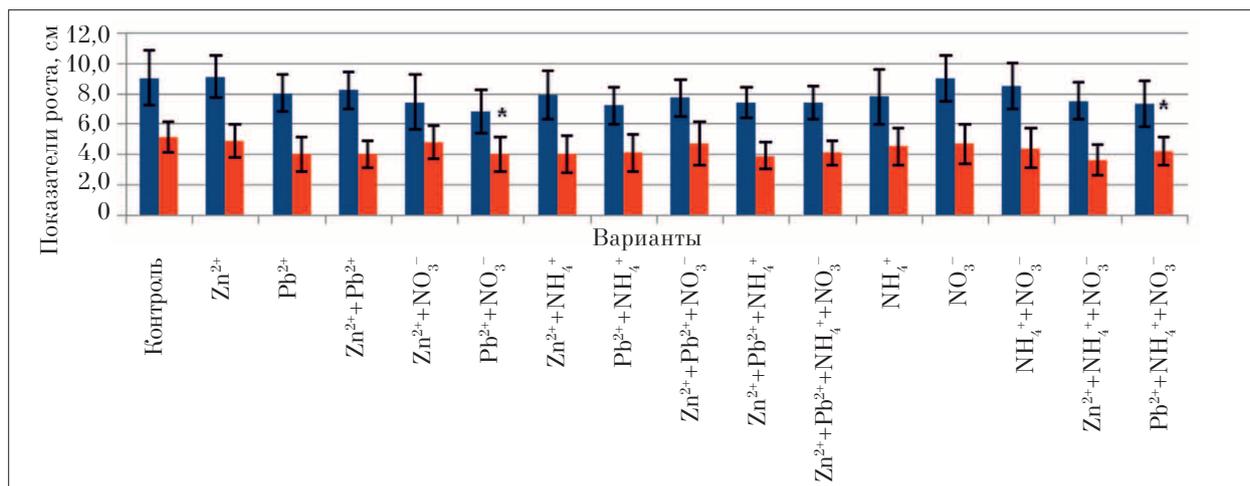


Рис. 4. Влияние водных растворов цинка, свинца, аммонийного и нитратного азота в концентрациях 100 мкМ на показатели роста трёхдневных проростков ячменя

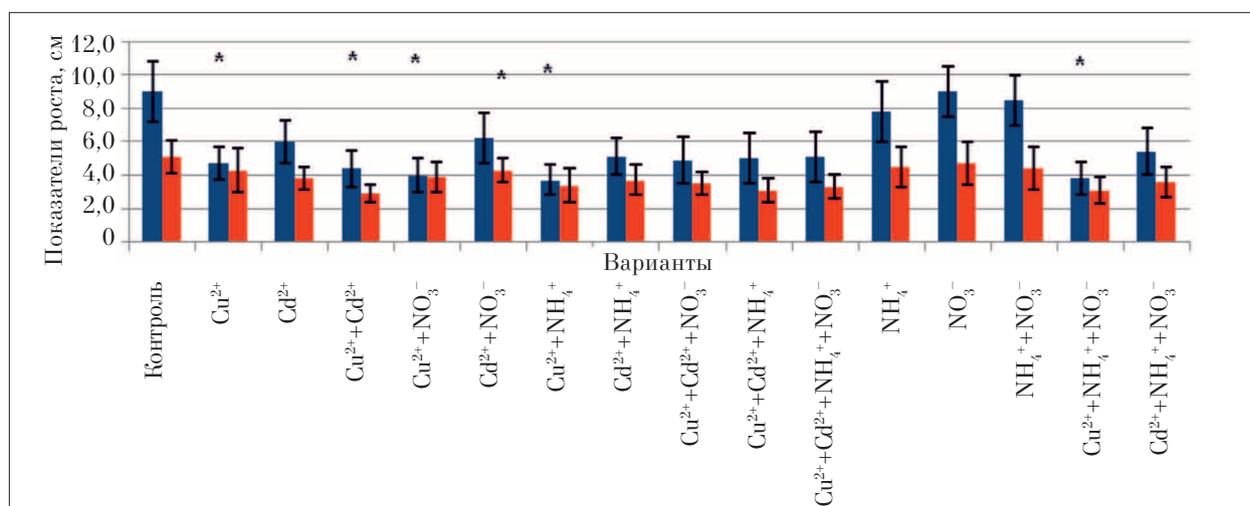


Рис. 5. Влияние водных растворов кадмия, меди, аммонийного и нитратного азота в концентрациях 100 мкМ на показатели роста трёхдневных проростков ячменя

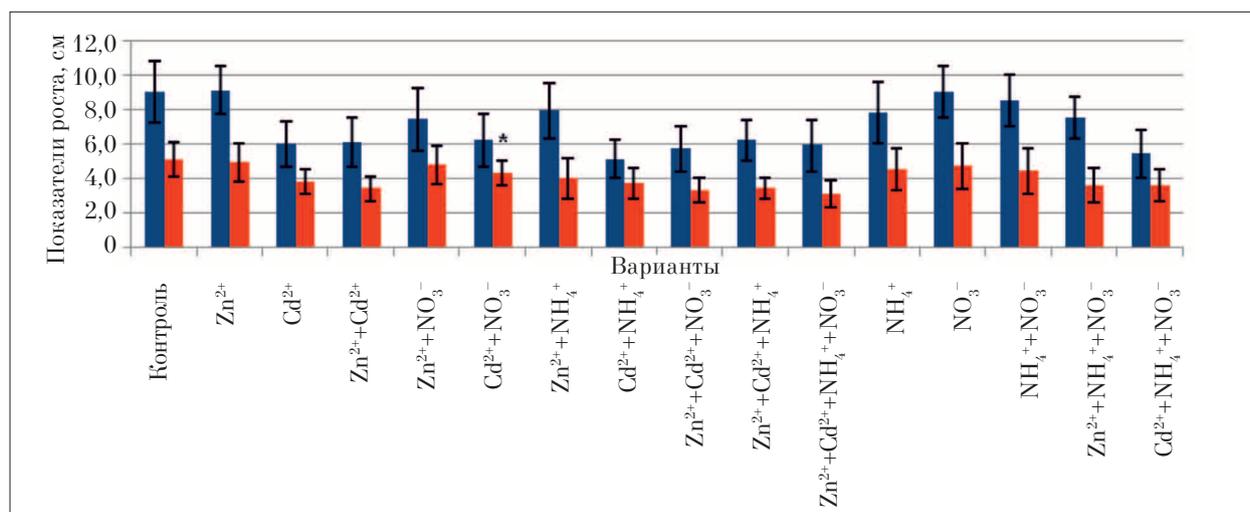


Рис. 6. Влияние водных растворов кадмия, цинка, аммонийного и нитратного азота в концентрациях 100 мкМ на показатели роста трёхдневных проростков ячменя

Примечания: * – различия между вариантом и контролем достоверны при $p \leq 0,05$;
■ – длина корня, см; ■ – длина колесоптиля, см

Литература

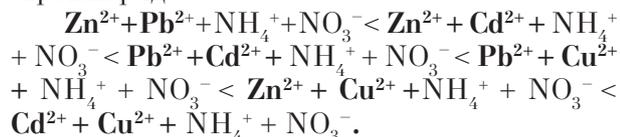
ячменя при совместном воздействии на них ионов Cu^{2+} , Cd^{2+} , Zn^{2+} , Pb^{2+} и азотсодержащих ионов NH_4^+ и NO_3^- представлены в таблице 4.

Полученные данные свидетельствуют о том, что наибольшее (28,1–39%) ингибирование длины корня, в сравнении с контролем, проявилось в вариантах с участием Cu^{2+} . Несколько меньшие значения ингибирования (23,7–27,1%) получены в вариантах с участием Cd^{2+} . Наиболее близкие к контролю значения по росту длины корня получены в вариантах с участием ионов цинка.

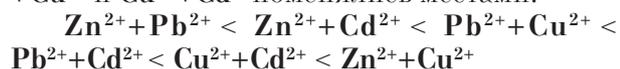
Изучение эффекта суммации воздействия двух токсичных металлов на рост проростков ячменя позволило выявить наибольшее ингибирование длины корня ионами $\text{Zn}^{2+} + \text{Cu}^{2+}$ и наименьшее ионами $\text{Zn}^{2+} + \text{Pb}^{2+}$ (табл. 5).

Заклучение

Таким образом, выявлены эффекты воздействия ионов металлов на параметры роста проростков ячменя. По ингибированию длины корня исследуемыми металлами в присутствии нитратного и аммонийного азота можно построить ряд:

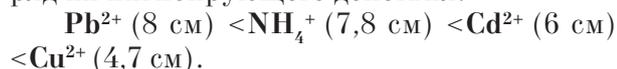


Без добавления нитрата аммония воздействие металлов на проростки ячменя, при совместном их присутствии, практически повторялись или были близки к значениям предыдущего ряда, однако пары металлов $\text{Zn}^{2+} + \text{Cu}^{2+}$ и $\text{Cu}^{2+} + \text{Cd}^{2+}$ поменялись местами:



Цинк в паре со свинцом ингибирует рост корня проростков ячменя в меньшей степени, чем этот же элемент в паре с медью. Причиной этому может служить антагонизм, который проявляется при совместном физиологическом действии соединений цинка и меди [15].

По результатам раздельного влияния исследуемых металлов в присутствии NH_4NO_3 на длину корня проростков ячменя составлен ряд их ингибирующего действия:



Ингибирующее действие от цинка к меди в ряду возрастает в 1,9 раза. Следует отметить, что ионы Zn^{2+} оказали некоторое стимулирующее воздействие на показатель длины корня в сравнении с контролем.

1. Башмаков Д.И., Лукаткин А.С. Эколого-физиологические аспекты аккумуляции и распределения тяжёлых металлов у высших растений / Под ред. А. С. Лукаткина. Саранск: Изд-во Мордов. ун-та, 2009. 236 с.

2. Григорьев А.А., Бородихин А.С., Руденко О.В. Оценка влияния степени загрязнения почвы тяжёлыми металлами на процесс вегетации топинамбура // Современные проблемы науки и образования. 2015. № 1 (часть 1) (29.05.2015). [Электронный ресурс] <http://cyberleninka.ru/article/n/otsenka-vliyaniya-stepeni-zagryazneniya-pochvy-tyazhelymi-metallami-na-protsess-vegetatsii-topinambura> (дата обращения: 3.05.2016).

3. Дьяконова О.В. Тяжёлые металлы и минеральные формы азота в системе почва – растение: Автореф. дис. ... канд. сельскохозяйственных наук. Барнаул, 2005. 16 с.

4. Ильин В.Б. Тяжёлые металлы в системе почва – растение. Новосибирск: Наука, Сиб. отд-ние, 1991. 151 с.

5. Казнина Н.М. Влияние свинца и кадмия на рост, развитие и некоторые другие физиологические процессы однолетних злаков (ранние этапы онтогенеза): Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Петрозаводск, 2003. 23 с.

6. Колесников С.И., Казеев К.Ш., Вальков В.Ф. Экологические последствия загрязнения почв тяжёлыми металлами. Ростов н/Д: Изд-во «СКНЦ ВШ», 2000. 232 с.

7. Косицына А.А., Макурина О.Н., Нестеров В.Н., Розенцвет О.А. Влияние ионов меди и кадмия на пигментный комплекс водных растений семейства HYDROCHARITACEAE / Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2010. Т. 12. № 1. С. 156–161.

8. Радионов Н. В. Физиологические и молекулярные ответные реакции растений рапса на воздействие солей меди и цинка: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Москва, 2008. 25 с.

9. Willkins D.A. The Measurment of tolerance to edaphic factors by means of root growth // New Phytol. 1978. V. 80. P. 623–633.

10. Wang W. Root elongation method for toxicity testing of organic and inorganic pollutants // Environ. Toxicol. Chem. 1987. V. 6. P. 409–414.

11. Breckle S.-W. Growth under stress: heavy metals // Plant roots: the hidden half / Eds.: Y. Waisel, A. Eshel and U. Kafkafi. NY.: M. Dekker, 1991. P. 351–373.

12. Серёгин И.В., Кожевников А.Д. Роль тканей корня и побега в транспорте и накоплении кадмия, свинца, никеля и стронция // Физиология растений. 2008. Т. 55. С. 3–26.

13. Майсунян Н.А., Степанов В.Н., Кузнецов В.С., Лукьянюк В.И., Черномаз П.А. Растениеводство. М.: Изд-во «Колос», 1965. 472 с.

14. Зарипова, Н.Р. Действие избыточных концентраций тяжёлых металлов на экспрессию хлоропластных генов растений ячменя: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Москва, 2008. 21 с.

15. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М., 1989. 439 с.

References

1. Bashmakov D.I., Lukatkin A.S. Ecological and physiological aspects of accumulation and distribution of heavy metals in higher plants / Ed. A.S. Lukatkin. Saransk: Izd-vo Mordov. un-ta, 2009. 236 p. (in Russian).
2. Grigoryev A.A., Borodikhin A.S., Rudenko O.V. Evaluation of the effect of the degree of soil contamination with heavy metals on the vegetation of Jerusalem artichoke // *Sovremennyye problemy nauki i obrazovaniya*. 2015. № 1 (chast 1). (29.05.2015). URL: <http://cyberleninka.ru/article/n/otsenka-vliyaniya-stepeni-zagryazneniya-pochvy-tyazhelyimi-metallami-na-protsess-vegetatsii-topinambura> (accessed: 3.05.2016) (in Russian).
3. Dyakonova O.V. Heavy metals and mineral forms of nitrogen in the system soil – plant: Avtoref. dis. ... cand. selskokhozyaystvennikh nauk. Barnaul, 2005. 16 p. (in Russian).
4. Ilyin V.B. Heavy metals in the system soil – plant. Novosibirsk: Nauka, Sib. otd-nie, 1991. 151 p. (in Russian).
5. Kaznina N.M. Influence of lead and cadmium on growth, development and some other physiological processes of annual grasses (early stages of ontogenesis): Avtoref. dis. ... cand. biol. nauk. Petrozavodsk, 2003. 23 p. (in Russian).
6. Kolesnikov S.I., Kazeev K.Sh., Valkov V.F. Environmental consequences of soil pollution with heavy metals. Rostov n/D: Izd-vo SKNTS VSH, 2000. 232 p. (in Russian).
7. Kositsyna A.A., Makurina O.N., Nesterov V.N., Rozentsvet O.A. The influence of ions of copper and cadmium on pigment complex of aquatic plant family HYDROCHARITACEAE. *Izvestiya Samarskogo nauchnogo tsentra Rossiyskoy akademii nauk*, 2010. T. 12. № 1. P. 156–161 (in Russian).
8. Radionov N.V. Physiological and molecular responses of rape plants to the effect of salts of copper and zinc: Avtoref. dis. ... cand. biol. nauk. Moskva, 2008. 25 p. (in Russian).
9. Willkins D.A. The measurement of tolerance to edaphic factors by means of root growth // *New Phytol.* 1978. V. 80. P. 623–633.
10. Wang W. Root elongation method for toxicity testing of organic and inorganic pollutants // *Environ. Toxicol. Chem.* 1987. V. 6. P. 409–414.
11. Breckle S.-W. Growth under stress: heavy metals // *Plant roots: the hidden half* / Eds. Y. Waisel, A. Eshel and U. Kafkafi. NY.: M.Dekker. 1991. P. 351–373.
12. Seregin I. V., Kozhevnikov A. D. The role of root and shoot tissues in the transportation and accumulation of cadmium, lead, nickel, and strontium // *Physiologiya rasteniy*. 2008. T. 55. P. 3–26 (in Russian).
13. Misuryan N.A., Stepanov V.N., Kuznetsov V.S., Lukyanuk I.V., Chernomaz P.A. *Plant breeding*. M.: Kolos, 1965. 472 p. (in Russian).
14. Zaripova N.R. The effect of excess concentrations of heavy metals on expression of chloroplast genes of barley plants: Avtoref. dis. ... cand. biol. nauk. Moskva, 2008. 21 p. (in Russian).
15. Kabata-Pendias A., Pendias H. Trace elements in soils and plants. M., 1989. 439 p. (in Russian).

Сравнение ремедиационных эффектов Биочара и Лигногумата на почвы при полиметаллическом загрязнении

© 2016. М. А. Пукальчик¹, к.б.н., н.с., В. А. Терехова^{2,3}, д.б.н., зав. лабораторией, О. С. Якименко¹, к.б.н., с.н.с., М. И. Акулова^{1,2}, аспирант,

¹Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова, 119991, Россия, г. Москва, Ленинские горы, д. 1, стр. 12,

²Институт проблем экологии и эволюции им. А. Н. Северцова РАН, 119071, Россия, г. Москва, Ленинский проспект, д. 33,

³Российский национальный исследовательский медицинский университет им. Н. И. Пирогова, 117997, Россия, г. Москва, Островитянова, д. 1, e-mail: pukalchik.maria@gmail.com, letar.msu@gmail.com

Проведена оценка влияния двух мелиорантов (Биочара и Лигногумата) на почву, загрязнённую тяжёлыми металлами. В опытах через 3, 10 и 30 суток после внесения препаратов оценивали pH почв, динамику подвижных форм катионов Cd²⁺, Zn²⁺, Pb²⁺ и токсичность образцов по выживаемости червей *Eisenia fetida*. Результаты показали, что значения pH_{CaCl2} почв повышались при внесении мелиорантов в количестве 0,5% и более. Одновременно в более щелочной почве значительно уменьшалась подвижность Pb и в меньшей степени Cd и Zn. Степень изменений химико-физических показателей зависела как от типа мелиоранта, его концентрации, так и срока экспозиции. Варианты, содержащие 0,05% Биочара и Лигногумата, не отличались от контроля, в то время как в вариантах, содержащих более 0,5% препаратов, наблюдали снижение концентрации подвижных форм Cd, Zn, Pb. Наибольший эффект иммобилизации достигнут при внесении 5% Биочара на 30-е сутки – наблюдалось снижение доли подвижных форм Pb на 60%, Zn на 20%, Cd на 35%. Внесение 1% Лигногумата снизило подвижность Pb на 53%, Zn на 14%, Cd на 30%. Результаты статистической обработки данных методом главных компонент выявили, что влияние дозы мелиорантов на концентрацию подвижных форм тяжёлых металлов статистически значимо для 2/3 проанализированных проб и составляет до 69,9% наблюдаемой суммарной дисперсии. При биотестировании проб почв, обработанных Биочаром, наблюдалась существенная гибель червей уже в первые сроки наблюдений, что, возможно, связано с изменением структуры почвы и нарушением пористости. В то время как Лигногумат значительно нивелировал токсическое действие тяжёлых металлов на червей *Eisenia fetida*.

Ключевые слова: тяжёлые металлы, мелиоранты, биотестирование, гуминовые вещества, качество почв, *Eisenia fetida*.

Evaluation of biochar and lignogumate remediation effect in heavy metal-contaminated soil

M. A. Pukalchik¹, V. A. Terekhova^{2,3}, O. S. Yakimenko¹, M. I. Akulova^{1,2},

¹Lomonosov MSU,

1-12 Leninskie Gory, Moscow, Russia, 119991,

²Institute of Ecological and Evolutional Issues named after A.N. Severtsov RAS,

33 Leninskiy pr., Moscow, Russia, 119071,

³Russian national research medical University named after N.I. Pirogov,

1 Ostrovitianov st., Moscow, Russia, 117997,

e-mail: pukalchik.maria@gmail.com, letar.msu@gmail.com

Heavy metals (HM) are considered priority pollutants of environmental concern. There are several technologies of remediating HM-polluted soil using amendments produced from natural sources which is becoming more popular for remediation purposes. This paper focuses on chemical and ecotoxicological influence of Biochar (BC) and Lignohumate (LG) onto heavily-contaminated fluviosoil. A greenhouse pot experiment has been carried out for 30 days. Soils were treated with two different types and three levels of amendments (0.05, 0.5 and 5% for BC and 0.05, 0.5 and 1% for LG) according to the final soil pH(CaCl₂) rate: 6.0, 6.5 and 7.0. Samples were collected after three time-term treatments (3, 10 and 30 days). Results revealed that 0.5–5% BC and 0.5–1% LG treatments significantly reduced active lead, zinc and cadmium concentrations, probably due to formation of metal-organic complexes. Higher survival rate of *E.fetida* in soil with all LG treatments indicated that remediation measures improved soil quality. However, BC treatments had a detrimental effect in soil toxicity, induced earthworms mortality in high concentration (up to 100% after 3 days). The

results showed that the bioassay data from the treated variants did not supposedly reflect decrease in Pb, Zn and Cd concentrations in soil, but depended on some amendments' properties. It suggests that bioassays are necessary to assess ecotoxicity of soil in case of remediation study with novel amendments.

Keywords: heavy metals, amendments, bioassay, humic substances, soil quality, *Eisenia fetida*.

Введение

Загрязнение почв тяжёлыми металлами (ТМ) подавляет микробиологические и биохимические процессы, вызывает изменение структуры биоценозов, активности и направленности почвообразовательных процессов. При этом естественное самоочищение почв от повышенных концентраций тяжёлых металлов – длительный процесс.

Среди методов ремедиации почв *in situ* особую популярность в последние годы приобрели гуминовые препараты [1] и Биочар [2, 3], содержащие высокое количество углерода, а также характеризующиеся, как правило, высокой сорбционной ёмкостью и значительной площадью поверхности, что позволяет им активно связывать ТМ и иные поллютанты в почвах.

Оценка ремедиационной активности таких препаратов только на основе данных химических испытаний не является надёжным доказательством их «положительного» воздействия, так как химические тесты не отражают всех связей между загрязняющими веществами, почвой и живыми организмами, обитающими в ней. Как показано в опубликованных работах, подобные препараты практически никогда не остаются в почвенных средах инертными. При внесении в почвы они не только снижают концентрации токсичных и потенциально токсичных веществ, но и способны изменять базовые физические показатели почв [4–7], а также экотоксикологические показатели [8–14].

Цель исследования – оценка ремедиационных эффектов Биочара (BC) и гуминового препарата Лигногумата (LG) при полиметаллическом загрязнении почв.

Материалы и методы

Материалы. Для проведения инкубационного эксперимента в ноябре 2015 г. были

отобраны аллювиальные почвы в районе реки Литавка, Прибрам, Чешская Республика (49°43'N, 14°0'E). Детальное описание этого участка, включая карту местности, опубликовано в работе [15]. Почвы в пойме этой реки характеризуются полиметаллическим загрязнением, в частности, экстремально высокими концентрациями катионов свинца, кадмия и цинка.

Исследование проводили на смешанном образце почвы (массой около 60 кг), который получен был методом «квартования» почвенной массы (примерно 200 кг), собранной с площади 10 м² (горизонт 0–20 см). Почву просушили в течение трёх дней на воздухе и просеяли (d=1 мм). Перед постановкой эксперимента почва характеризовалась как суглинистая, рН_{CaCl2}=6,0±0,1, ЕКО=157 ммоль/кг, валовый состав: C_{орг}=3,2±0,1%, P=0,09±0,01%, K=0,60±0,08%, Mg=0,16±0,00%, Ca=0,18±0,01%, S=0,07±0,01%, Fe=3,4±0,01%, Mn=0,30±0,01%, Zn=521±21 мг/кг, Cd=127,4±3,6 мг/кг, Cr=3,3±1,0 мг/кг, Cu=5,7±1,6 мг/кг, Pb=3035±26 мг/кг.

Биочар (BC) для исследований предоставлен компанией Erspol., Ltd. (Czech Republic), произведён из кокосовой скорлупы при 600 °C, активная площадь поверхности 486 м²/г (подробное описание препарата приведено в статье [16]).

Лигногумат (LG) получен в ходе искусственной гумификации лигносульфоната и предоставлен компанией НПО «РЭТ» (Россия).

Некоторые общие показатели мелиорантов, полученные нами в результате анализа их компонентного состава, приведены в таблице 1.

Инкубационный эксперимент. Эксперимент проводился в двух параллельных сериях: 1) для анализа динамики химических показателей подготовили инкубационные сосуды, в которые помещали по 200 г воздушно-сухой почвы; 2) для оценки токсичности по реакции дождевых червей *E. fetida* подготовили алюми-

Некоторые свойства мелиорантов

Таблица 1

Мелиорант	Компонентный состав						
	N, %	C, %	H, %	S, %	C/N	Зола, %	pH _{CaCl2}
Биочар (BC)	0,44	88,2	0,82	0,19	21,4	12,3	8,9
Лигногумат (LG)	0,25	33,47	3,72	4,84	134,7	40,0	9,0

Доза внесения мелиорантов в образцы почв, вес %

Мелиорант	Ожидаемый уровень pH_{CaCl_2} в образце		
	6,0±0,1	6,5±0,2	7,0±0,2
BC	0,05	0,5	5
LG	0,05	0,5	1

ниевые боксы, в которые помещали по 500 г воздушно-сухой почвы. Это позволило исключить влияние биоаккумуляции ТМ в теле червей [17], а также их влияния на концентрацию подвижных форм ТМ в почвах [18].

В каждую серию проб вносили мелиорант в сухом виде, согласно схеме эксперимента, (табл. 2) и тщательно перемешивали. Для корректного сравнения результатов эксперимента препараты вносили в количествах, эквивалентных изменению pH почвенной среды на 0,5 отн. ед. Все инкубационные сосуды увлажняли дистиллированной водой до достижения 60% от ПВ. Такая влажность образцов поддерживалась на протяжении всего эксперимента, для чего через каждые 3 сут сосуды/боксы взвешивались и увлажнялись в соответствии с потерей веса.

Длительность экспозиции составила 30 сут при температуре 21/18 °С (день/ночь) и искусственном освещении с чередованием режима 16/8 ч (600 люкс). Пробы отбирали в четырёхкратной повторности на 3, 10 и 30-е сут после начала эксперимента. В итоге было подготовлено 168 проб (1 почва × 2 серии сосудов × 7 вариантов содержания мелиорантов × 4 повторности × 3 временные точки отбора проб).

Химический анализ. Образцы почв для химического анализа высушивали при 105 °С, измельчали и просеивали через сито с диаметром пор 1 мм. Для оценки pH в солевой (0,01М CaCl₂) вытяжке почвенных образцов готовили экстракты при соотношении почва:раствор = 1:2, перемешивая в течение 2-х часов [19].

Подвижные формы ТМ определяли по методике BCR (первый этап) в 0,11 М СН₃СООН (pH=3), соотношение почва/раствор=1:2,4 (10г+24 мл), взбалтывали 16 ч на шейкере, после чего взвесь центрифугировали (5000 об., 10 мин). Элементный состав супернатанта определяли методом индуктивно связанной плазмы на оптическом эмиссионном спектрометре (ICP-OES; Varian Vista Pro, Varian, Australia). Результаты пересчитывали на мг/кг содержания элемента в почве.

Биотестирование по выживаемости *Eisenia fetida*. Токсикологические исследования проводили с применением генетически чистой культуры красных калифорнийских червей *E.*

fetida. Тест на выживаемость *E. fetida* в пробах проводился на основании протоколов OECD 207/222 [20, 21]. В каждый бокс помещали по 10 взрослых особей (вес каждой особи 380–550 мг). Количество живых особей учитывали через 3, 10 и 30 сут после начала эксперимента. Результаты выражали в % от количества выживших особей в пробах по отношению к началу опыта.

Статистическая обработка результатов. Статистическая обработка данных проведена с использованием пакета программ Real Statistics для Excel. Достоверность отличий наблюдаемых значений в вариантах с внесением мелиоранта от контрольной почвы проверялось с использованием теста ANOVA – Tukey-Kramer тест (HSD) при уровне значимости $p < 0,05$. Все графики построены с использованием SigmaPlot 11.0 Software (USA).

В целях выявления приоритетных факторов и оценки закономерностей наблюдаемых значений проведён анализ методом главных компонент (МГК). Расчёты проводили с использованием корреляционной матрицы Пирсона в пакете программ XLSTAT-Base для Excel.

Результаты и обсуждение

Влияние мелиорантов на кислотность почв. Фактор pH оказывает существенное влияние на поведение ряда ТМ в почвах, при его повышении подвижность зачастую снижается вследствие образования труднорастворимых соединений [22, 23]. Внесение мелиорантов оказало воздействие на pH_{CaCl_2} и привело к увеличению этого показателя (рис. 1). Варианты, содержащие 0,05% BC и 0,05% LG, не отличались от контрольного варианта и характеризовались значениями pH_{CaCl_2} 6,0±0,05. В максимальных дозах внесения значения pH_{CaCl_2} составили 7,1±0,2, значения в пробах были стабильными на протяжении всего инкубационного периода.

Влияние мелиорантов на подвижность тяжёлых металлов в почве. Внесение мелиорантов в почву уменьшает подвижность ТМ и их содержание на 2–60%, причем меньшая эффективность (3–35%) характерна для наиболее подвижных и, следовательно, наиболее

опасных токсикантов – соединений Zn и Cd. Эффект от внесения зависел от вида мелиоранта, его концентрации в почвах и от времени экспозиции.

Кадмий. Внесение BC и LG в концентрациях 0,05% и более достоверно снизило концентрацию подвижных форм Cd через 10 дней инкубации в сравнении с контрольной почвой (рис. 2 А и Б). Максимальное снижение концентрации Cd выявили в пробах, отобранных на 30-е сутки и содержащих 5% BC и 1% LG.

Свинец. Внесение BC оказало существенное влияние на концентрацию подвижных форм Pb в почве (рис. 3 А). Концентрация Pb в контрольных пробах достигала $1403,67 \pm 110,11$ мг/кг, в то время как в пробах с 5% BC к моменту окончания эксперимента концентрация Pb составила $519,0 \pm 72,1$ мг/кг. Внесение LG также оказало положительное влияние на концентрации этого поллютанта в почвах, однако статистически значимых различий между

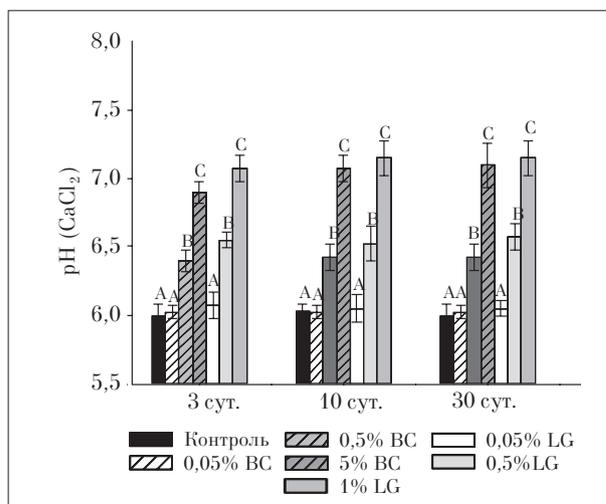


Рис. 1. Влияние доз внесения BC и LG на pH почв в разные сроки экспозиции. (Здесь и далее: на диаграммах представлены средние значения наблюдаемого показателя (n=4), планка погрешностей отражает стандартные отклонения от среднего; значения, обозначенные разными буквами, различаются достоверно)

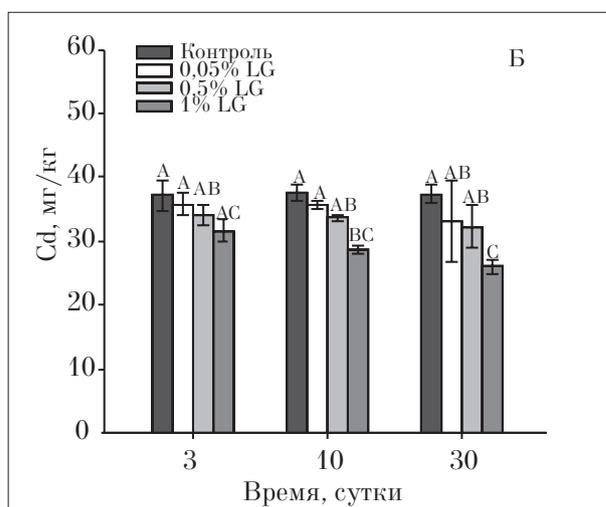
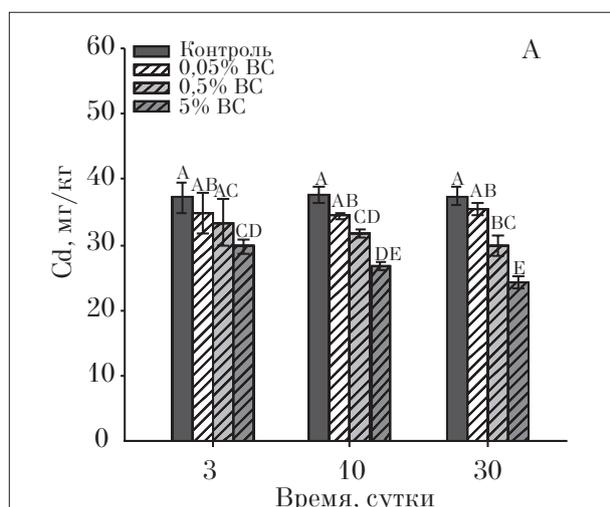


Рис. 2. Влияние BC (А) и LG (Б) на содержание подвижных форм кадмия (мг/кг) в почве

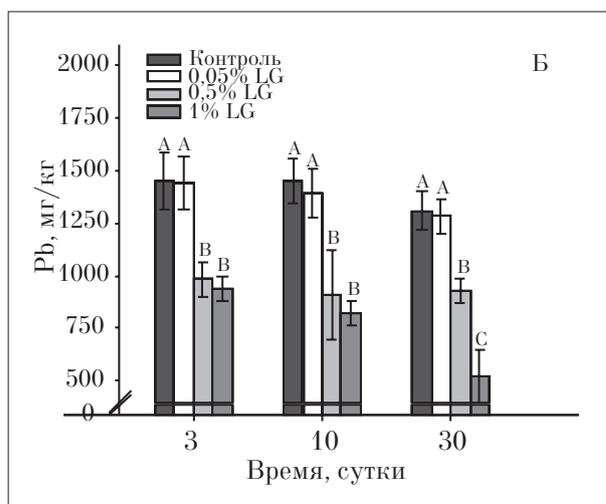
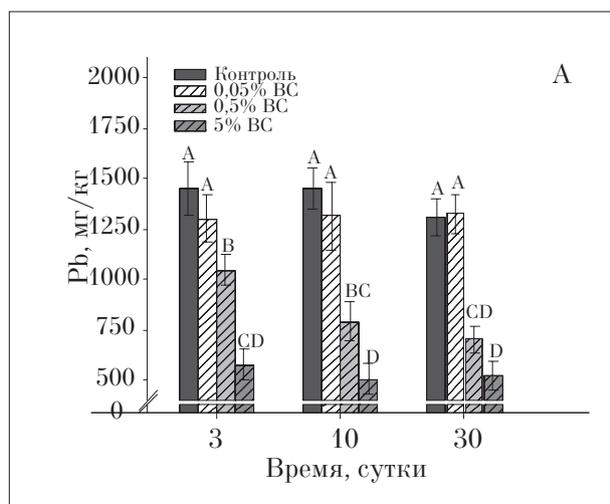


Рис. 3. Влияние BC (А) и LG (Б) на содержание подвижных форм свинца (мг/кг) в почве

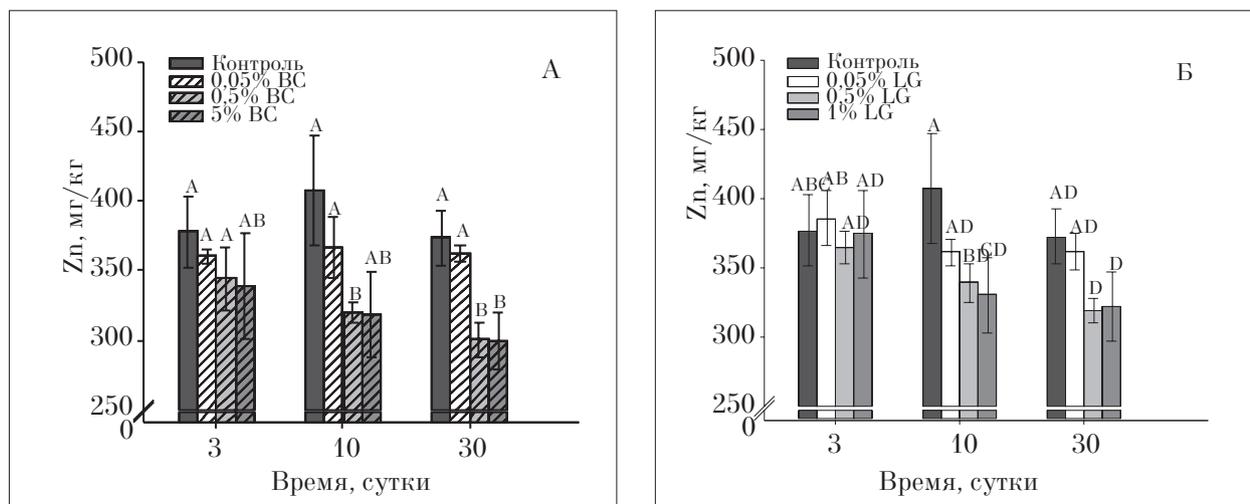


Рис. 4. Влияние ВС (А) и LG (Б) на содержание подвижных форм цинка (мг/кг) в почве

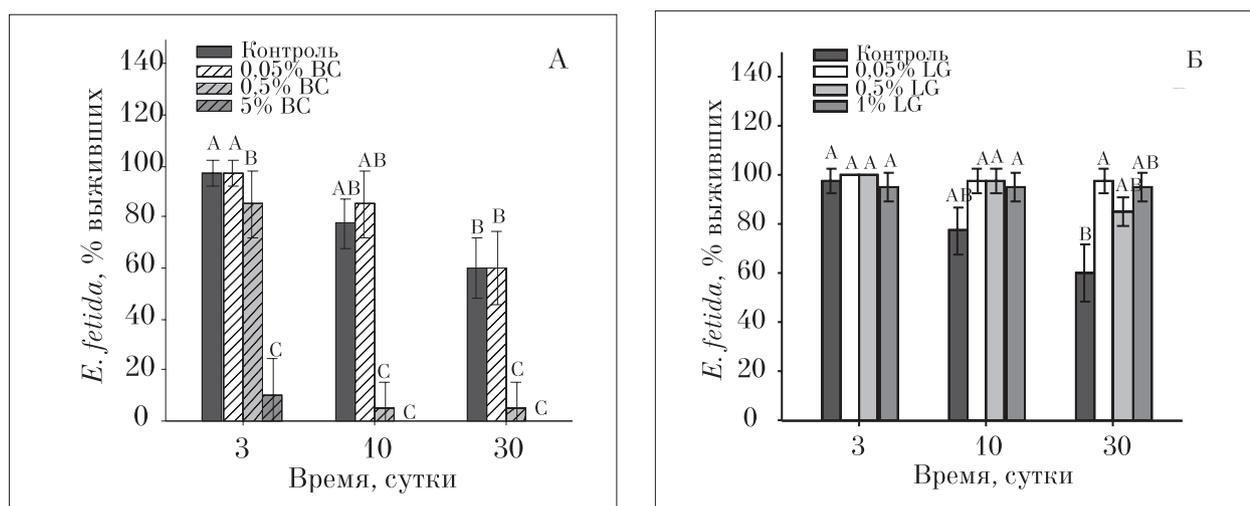


Рис. 5. Влияние ВС (А) и LG (Б) на выживаемость червей *E. fetida* в почве, загрязнённой тяжёлыми металлами

данными для доз внесения 0,5 и 1% на 3 и 10 суток отбора не выявлено (рис. 3 Б).

Цинк. Выявили тенденцию снижения концентрации подвижных форм цинка в пробах, обработанных ВС и LG. Эффект зависел как от срока экспозиции проб с мелиорантом, так и от его дозы (рис. 4 А, Б).

Экотоксикологическая оценка. Результаты опыта по оценке выживаемости тест-организмов *E. fetida* в пробах приведены на рис. 5 А, Б. **Выживаемость червей в контрольных пробах,** содержащих только загрязнённую ТМ почву, снижалась по мере длительности эксперимента. В то время как в течение первых 10 дней эксперимента полиметаллическое загрязнение проб не оказывало существенного влияния на показатель выживаемости червей, по завершении эксперимента на 30-е сутки количество живых особей сократилось до $60,0 \pm 11,6$ %.

Внесение ВС вызывало токсический эффект по отношению к *E. fetida*. В пробах, обработанных 5% ВС, погибло более 80% особей в течение первых 3-х суток эксперимента. Токсический эффект также наблюдался в пробах с 0,5% ВС – количество погибших особей за инкубационный период 30 суток составило $95,0 \pm 10,0$ %. Пробы, содержащие 0,05% ВС, не отличались от контрольных проб и характеризовались как токсичные (гибель тест-организмов – $60,0 \pm 14,1$ %).

Одной из возможных причин токсического действия ВС на беспозвоночных может быть эффект блокирования межпорового пространства почвенных частиц и агрегатов, отмеченный в случаях внесения иных Биочаров в почвы [24]. В качестве косвенных признаков, подтверждающих это предположение, можно отметить тот факт, что все погибшие особи располагались на поверхности почвенных

проб, в отличие от контроля, где погибшие особи были преимущественно на дне сосудов.

Внесение LG, напротив, оказало выраженное детоксицирующее действие по отношению к контролю. Пробы, содержащие этот препарат, характеризовались как не токсичные на протяжении всего периода инкубации. Эффект от внесения не зависел от концентрации мелиоранта в почве.

Статистический анализ методом главных компонент (МГК). Анализ главных компонент был выполнен в целях оценки и проверки взаимосвязи между откликом тест-организмов *E. fetida* и химическими свойствами почвенных образцов. МГК был проведён на основании массива из 5 показателей, полученных по завершении инкубационного периода на 30-е сутки. Результаты представлены на рисунке 6. Значения, полученные в четырёх повторностях для каждого варианта внесения мелиоранта, не усредняли, а анализировали как независимые наблюдения (отдельная точка).

Проведённый анализ показал, что влияние дозы мелиорантов на концентрацию подвижных форм тяжёлых металлов статистически значимо для 2/3 проанализированных проб и составляет до 69,90% наблюдаемой суммарной дисперсии (первая главная компонента F1) (69,90% суммарной дисперсии). Вторая компонента F2 описывает только 18,15% суммарной дисперсии. Диаграмма проекции координат проб в двухфакторном пространстве показала, что можно выделить несколько обособленных кластеров.

Кластер I объединяет пробы, не отличающиеся по значениям показателей от контрольных почвенных проб (S). Более широкий кластер II объединяет пробы, в которые был внесён LG, в них было отмечено наиболее сильное положительное влияние на выживаемость *E. fetida*. В кластер III определились пробы, в которых, несмотря на значительную иммобилизацию подвижных форм ТМ, наблюдалась повышенная смертность тест-организмов – вектор показателя выживаемости *E. fetida*, и точки, обозначающие пробы, расположены в противоположных квартилях.

Заключение

Проведено сравнительное изучение ремедиационного действия двух мелиорантов (BC и LG) по отношению к дерновому горизонту аллювиальной почвы, загрязнённой тяжёлыми металлами. Результаты эксперимента показали, что под действием мелиорантов наблюдается снижение концентрации подвижных форм Pb, Cd, Zn в почвах, по-видимому, за счёт более прочного их закрепления в почве в результате не только изменения pH среды, но и дополнительного образования комплексных соединений с органическим веществом или удерживания в микропористой структуре.

Экотоксикологическая характеристика проб с применением аппликатного метода биотестирования на *E. fetida* выявила различия в

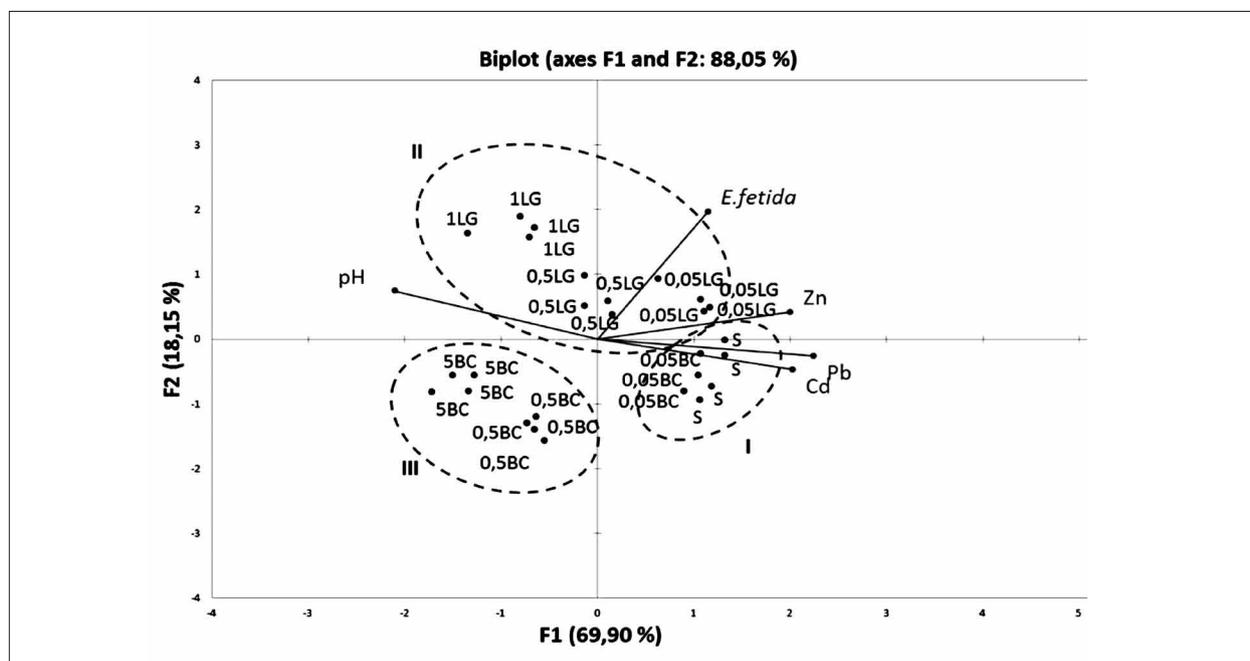


Рис. 6. Диаграмма проекций анализируемых образцов в плоскости двух главных компонент F1, F2 и векторов анализируемых тест-параметров.

Условные обозначения: BC – Биочар; LG – Лигногумат; S – контрольная почва.

действии мелиорантов. При содержании 0,5 и 5% ВС в почвенных образцах установлено резкое снижение выживаемости червей уже в первые сроки наблюдений, тогда как при добавлении 0,05–1% LG токсическое действие тяжёлых металлов на тест-организмы снижалось.

Проведённые исследования подтвердили, что при оценке ремедиационного действия мелиорантов недостаточно оперировать только данными об изменении химического состава образцов, так как вносимые препараты могут как снижать, так и усиливать экотоксичность почв для биоты.

Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта № 16-34-60011 мол_а_дк. Авторы благодарят сотрудников Чешского университета естественных наук в г. Прага и лично инж. Катку Брендovou за помощь в определении элементного состава проб на ИСР, программу Erasmus Mundus IAMONET-RU за организационную поддержку во время работы в Чехии.

References

1. Perminova I., Hatfield K., Hertkorn N. (Eds.). Use of humic substances to remediate polluted environments: from theory to practice. Netherlands: Springer, 2005. 506 p.
2. Lehmann J., Joseph S. (Eds.). Biochar for environmental management: science and technology. London, UK: Earthscan, 2009. 404 p.
3. Beesley L., Moreno-Jiménez E., Gomez-Eyles J.L., Harris E., Robinson B., Sizmur T. A review of biochars' potential role in the remediation, revegetation and restoration of contaminated soils // *Environmental Pollution*. 2011. V. 159 (12). P. 3269–3282.
4. Castellini M., Giglio L., Niedda M., Palumbo A.D., Ventrella D. Impact of biochar addition on the physical and hydraulic properties of a clay soil // *Soil and Tillage Research*. 2015. V. 154. P. 1–13.
5. Lim T.J., Spokas K.A., Feyereisen G., Novak J.M. Predicting the impact of biochar additions on soil hydraulic properties // *Chemosphere*. 2016. V. 142. P. 136–144.
6. Abujabhah I.S., Bound S.A., Doyle R., Bowman J.P. Effects of biochar and compost amendments on soil physico-chemical properties and the total community within a temperate agricultural soil // *Applied Soil Ecology*. 2016. V. 98. P. 243–253.
7. Forján R., Asensio V., Rodríguez-Vila A., Covelo E.F. Contribution of waste and biochar amendment to the sorption of metals in a copper mine tailing // *Catena*. 2016. V. 137. P. 120–125.
8. Yakimenko O.S., Terekhova V.A. Humic preparations and the assessment of their biological activity for certification purposes // *Eurasian Soil Science*. 2011. V. 44. № 11. P. 1222–1230.
9. Kydralievа K.A., Zhorobekova Sh. Zh., Topil'skaya O.M., Akulova M.I., Terekhova V.A. Experimental characterization of remediation properties of different humic preparations in copper contaminated soil // *Teoreticheskaya i prikladnaya ekologiya*. 2015. № 2. P. 74–79. [Кыдралиева К.А., Жоробекова Ш.Ж., Топильская О.М., Акулова М.И., Терехова В.А. Экспериментальная характеристика ремедиационных свойств гуминовых препаратов разного генезиса по фону загрязнения почв медью // *Теоретическая и прикладная экология*. 2015. № 2. С. 74–79].
10. Trevisan S., Francioso O., Quaggiotti S., Nardi S. Humic substances biological activity at the plant – soil interface: From environmental aspect to molecular factors // *Plant Signal Behav*. 2010. V. 5 (6). P. 635–643.
11. Manzano R., Esteban E., Peñalosa J.M., Alvarenga P. Amendment application in a multicontaminated mine soil: effects on soil enzymatic activities and ecotoxicological characteristics // *Environ Sci Pollut Res*. 2014. V. 21 (6). P. 4539–4550.
12. Marks E.A.N., Mattana S., Alcañiz J.P., Domene X. Biochars provoke diverse soil mesofauna reproductive responses in laboratory bioassays // *European Journal of Soil Biology*. 2014. V. 60. P. 104–111.
13. Pukalchik M.A., Terekhova V.A., Yakimenko, O. S., Kydralievа, K. A., Akulova M.I. Triad method for assessing the remediation effect of humic preparations on urbanozems // *Eurasian Soil Science*. 2015. V. 48 (6). P. 645–663.
14. Kuppusamy S., Thavamani P., Megharaj M., Venkateswarlu K., Naidu R. Agronomic and remedial benefits and risks of applying biochar to soil: Current knowledge and future research directions // *Environment International*. 2016. V. 87. P. 1–12.
15. Vaněk A., Ettler V., Grygar T., Borůvka L., Šebek O., Drábek O. Combined chemical and mineralogical evidence for heavy metal binding in mining- and smelting-affected alluvial soils // *Pedosphere*. 2005. V. 18 (4). P. 464–478.
16. Břendová K., Tlustoš P., Száková J. Biochar immobilizes cadmium and zinc and improves phytoextraction potential of willow plants on extremely contaminated soil // *Plant Soil Environ*. 2015. V. 61 (7). P. 303–308.
17. Becquer T., Dai J., Quantin C., Lavelle P. Sources of bioavailable trace metals for earthworms from a Zn-, Pb- and Cd-contaminated soil // *Soil Biology and Biochemistry*. 2005. V. 37 (8). P. 1564–1568.
18. Sizmur T., Hodson M.E. Do earthworms impact metal mobility and availability in soil? – A review // *Environmental Pollution*. 2009. V. 157 (7). P. 1981–1989.
19. Fotyma M., Jadczyzyn T., Jozefaciuk G.. Hundredth molar calcium chloride extraction procedure. Part II: calibration with conventional soil testing methods for pH // *Communications in Soil Science & Plant Analysis*. 1998. V. 29. P. 1625–1632.
20. Earthworm acute toxicity tests. Guideline 207. Paris, France: Organization for Economic Cooperation and Development (OECD). 1984. 9 p.
21. Earthworm reproduction test (*Eisenia fetida*/*Eisenia andei*) Guideline 222. Paris, France: Organization for Economic Cooperation and Development (OECD). 1984. 18 p.
22. Alekseev Y.V. Heavy metals in soils and plants. L.: Agropromizdat, 1987. 142 p. [Алексеев Ю.В. Тяжёлые металлы в почвах и растениях. Л.: Агропромиздат, 1987. 142 с.].
23. Sauve S., Hendershot W., Allen S.E. Solid-solution partitioning of metals in contaminated soils: dependence on pH, total metal burden, and organic matter // *Environmental Science and Technology*. 2000. V. 34. P. 1125–1131.
24. Uchimiya M., Bannon D. Solubility of lead and copper in biochar-amended small arms range soils: influence of soil organic carbon and pH // *J. Agric. Food Chem*. 2013. V. 61 (32). P. 7679–7688.

Отбор растений и микроорганизмов для дальнейшего применения в ризоремедиации

© 2016. Д. Н. Отрошко, аспирант, Н. Н. Волченко, к. б. н., доцент,
А. А. Самков, к. б. н., преподаватель, А. А. Худокормов, к. б. н., доцент,
Кубанский государственный университет,
350040, Россия, г. Краснодар, ул. Ставропольская, 149,
e-mail: otroshko_dmitrii@mail.ru

Для оценки фитотоксического эффекта сырой нефти и дизельного топлива использовали следующие виды: люцерна посевная (*Medicago sativa*), редис обыкновенный (*Raphanus sativus*), горчица белая (*Sinapis alba*), пшеница озимая (*Triticum durum*), рапс (*Brassica napus*). В ходе экспериментальной работы было показано, что токсическое воздействие дизельного топлива и углеводородов нефти на такие ростовые показатели (энергия прорастания семян, всхожесть и приживаемость) различных видов сельскохозяйственных растений носило зависимый характер от концентрации вносимого токсиканта. Количество взошедших семян снижалось на 50% и более при внесении 5% дизельного топлива и сырой нефти от массы субстрата. При этом токсический эффект ярко проявлялся для дизельного топлива: у растений проявлялся хлороз, вегетативные части имели меньшую длину по сравнению с контролем, на 10 сутки наблюдали гибель проростков. Был проведён скрининг культур нефтеокисляющих микроорганизмов на фитостимулирующую активность. Из 25 коллекционных культур только 9 проявили явные фитостимулирующие свойства по отношению к контрольной группе растений. При этом наибольший эффект на развитие растений был оказан штаммами микроорганизмов *Pseudomonas* sp. J6, *Rhodococcus* sp. J12 и *Rhodococcus erythropolis* B2 (ВКМ Ас-2017D). Скрининг на способность синтезировать индолил-3-уксусную кислоту этими штаммами бактерий показал, что при наличии в среде триптофана (1 г/л) они продуцировали 12,1, 8,2, 69,9 мкг/мл соответственно. При использовании *Rhodococcus erythropolis* B2 (ВКМ Ас-2017D) совместно с высевом пшеницы озимой *Triticum durum* и люцерны посевной (*Medicago sativa*) в условиях почвенного эксперимента наблюдалась наибольшая убыль углеводов.

Ключевые слова: фитотестирование, фитотоксичность, нефтеокисляющие бактерии, родококки, фитостимуляция, растительно-микробные взаимодействия.

The screening of plant and microorganisms for further application in rhizoremediation

D. N. Otroshko, N. N. Volchenko, A. A. Samkov, A. A. Khudokormov,
Kuban State University,
149 Stavropolskaya st., Krasnodar, Russia, 350040,
e-mail: otroshko_dmitrii@mail.ru

The following species were used to evaluate the phytotoxicity rate: alfalfa (*Medicago sativa*), radish (*Raphanus sativus*), white mustard (*Sinapis alba*), wheat (*Triticum durum*), rapeseed (*Brassica napus*). The experimental part of the research showed that toxic effect of diesel and petroleum hydrocarbons, which influence growth parameters (the energy germination, germination and survival) of different kinds of agricultural plants, depends on the concentration of fluorine insertion. Moreover, the number of germinating seeds fell by 50% or more by adding 5% diesel and crude oil of the mass medium. Thus, the toxicity of diesel resulted in the observation of the chlorosis in plants. Furthermore, vegetative parts have a smaller length compare to the control, and seedling death appeared on the 10th day. In addition, the culture screening of the oxidizing microorganisms' on phytostimulating activity was also observed. The research determined 9 from 25 collective culture samples with obvious phytostimulating properties. The most effective influence on plant's development was showed by strains of microorganisms *Pseudomonas* sp. J6, *Rhodococcus* sp. J12 and *Rhodococcus erythropolis* B2 (VKM Ac-2017D). Screening of the ability of these bacteria strains to produce indole-3-acetic acid showed that the presence of tryptophan in the medium (1 g/l) affect the production below: 12.1, 8.2, 69.9 µg/ml. The use *Rhodococcus erythropolis* B2 (VKM Ac-2017D) and wheat *Triticum durum* and alfalfa *Medicago sativa* resulted in decline of hydrocarbons in soil.

Keywords: phytoassay method, phytotoxicity, oil-degrading bacteria, rhodococci, phytostimulation, plant-microbial interaction, rhizoremediation

В настоящее время нефть и нефтепродукты играют одну из самых важных ролей в российской экономике. Но при добыче, транспортировке и переработке нефти неизбежно происходят утечки, которые приводят к сильному токсическому воздействию на все трофические звенья почвенной экосистемы [1]. Оказавшись в почве, углеводороды нефти могут оказывать не только прямое токсическое воздействие, но и косвенное, например, вызывают изменения в физико-химических свойствах среды [2]. В почве происходит смещение равновесия баланса углерода и азота, снижение концентрации кислорода и доступной для растительного организма влаги [3]. Важно отметить, что токсичность нефтепродуктов зависит от их химического состава [4].

Кроме изменения в физико-химических свойствах внешней среды наличие нефти оказывает сильное влияние на биологические объекты. Так, происходит подавление прорастания семян, роста и развития подземных и надземных частей проростков, нарушается нормальное протекание физиолого-биохимических процессов в растительном организме [5]. Для некоторых видов, которые произрастают на нефтезагрязнённых почвах, отмечаются также изменения и в морфологии отдельных органов. В клетках растений описаны значительные цитофизиологические изменения, которые приводят к угнетению синтеза ДНК, лизису митохондрий, увеличению количества вакуолей внутри клеток и т. д. [6].

Целью настоящей работы было изучение воздействия различных токсикантов (дизельное топливо, нефть) на показатели энергии прорастания, всхожести и приживаемости исследуемых растений, проведение скрининга культур углеводородокисляющих микроорганизмов на фитостимулирующую активность в условиях нефтяного загрязнения. Основой исследуемой выборки штаммов являлись актинобактерии, в том числе родококки – относительно малоизученная группа в качестве микроорганизмов-фитостимуляторов.

Методы и объекты исследования

Для проведения экспериментов по оценке фитотоксичности использовались следующие виды растений из семейств злаковые, бобовые и капустные: люцерна посевная (*Medicago sativa*), редис обыкновенный (*Raphanus sativus*), рапс (*Brassica napus*), горчица белая (*Sinapis alba*), пшеница озимая (*Triticum durum*). Выбранные растения используются

в технологии фиторемедиации почв, а некоторые считаются весьма перспективными объектами для проведения ризоремедиации – технологии, использующей биохимический потенциал взаимодействия микроорганизмов и растений для очистки загрязнённых территорий [7].

В работе использовались 25 штаммов из коллекции культур нефтеокисляющих бактерий кафедры генетики, микробиологии и биотехнологии Кубанского государственного университета. Ранее была показана для некоторых из них нефтедеструкционная активность, способность к синтезу биосурфактантов, продемонстрирована эффективность при практическом применении в биоремедиации [8]. Микроорганизмы относились к следующим систематическим группам: р. *Rhodococcus* – B2 (ВКМ Ac-2017D), B3, B4, B8, F1, F2, F5, J2, J12, S4, S5, S10, Z5; р. *Pseudomonas* J6; р. *Nocardia* – K5, Z1; р. *Dietzia* – B6, J1, J11; р. *Micrococcus* F3; р. *Arthrobacter* F6; *Gordonia* – K14, Z4, Z8; *Planococcus* S6; Для получения биомассы нефтеокисляющих бактерий использовалась стандартная жидкая минеральная среда следующего состава (г/л): KNO_3 – 4; Na_2HPO_4 – 1,4; KH_2PO_4 – 0,4; $\text{MgSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ – 0,8 [9]. Единственным источником углерода и энергии являлась сахароза. Жидкие культуры бактерий выращивались на орбитальных шейкерах Biosan PSU–20i (Латвия) при 120 об/мин в течение 4 суток. Для скрининга культур на наличие фитостимулирующего эффекта суспензию микроорганизмов объёмом 5 мл вносили в загрязнённый нефтью субстрат, фиксируя изменение роста растений относительно контроля без бактериальной обработки.

Фитотестирование на токсичность углеводородов проводилось в присутствии различных концентраций нефтепродуктов на песчаном субстрате. Песок предварительно промывали от органических остатков, просеивали через сито с диаметром пор 2 мм, стерилизовали в сухожаровом шкафу 3 часа при температуре 180°C. В качестве поллютантов использовали сырую нефть и дизельное топливо. Данные токсиканты вносились в количестве 1 и 5% от массы песка, которая составляла 50 г в чашке Петри. Для равномерного распределения гидрофобных поллютантов их вносили в виде раствора в гексане. Вода вносилась в каждую чашку в объёме 5 мл.

Количество семян тест-растений составляло по 30 на одну чашку. Результаты снимали на 4-е (энергия прорастания), 7-е (всхожесть) и 10-е (приживаемость) сутки. Энергия про-

растения демонстрирует эффект первичного стресса на прорастающие семена. Процент всхожести семян определяется начальным эффектом токсиканта на молодые проростки, тогда как приживаемость позволяет отметить общее количество выживших проростков. Контрольной группой в экспериментах по фитотестированию являлись растения в чашках с песком без наличия в среде поллютанта.

Для обнаружения и определения концентрации в культуральной жидкости фитогормона ауксина проводили реакцию Сальковского на индолилуксусную кислоту и её производные. Согласно методике [10], к супернатанту добавляли реактив (0,05M FeCl₃ в 37% растворе хлорной кислоты HClO₄), после прохождения цветной реакции концентрацию ИУК определяли фотометрически по калибровочному графику.

Для оценки остаточного количества углеводов использовали гравиметрический метод – их экстракцию производили гексаном на 30-е сутки из загрязнённой сырой нефтью (5%) почвы.

Эксперименты проводили в трёхкратной повторности, статистическую обработку проводили с использованием программного обеспечения Microsoft Office Excel 2010 и Statistica 2007. Рассчитаны показатели: среднее ± ошибка среднего ($M \pm m$) и произведена оценка достоверности различий по t-критерию Стьюдента.

Результаты и их обсуждение

На первом этапе исследования оценивали токсический эффект углеводов на рост тест-растений. Исследуемые растения реагировали на появление в среде поллютанта замедлением прорастания семян. При наличии в среде 1 и 5% нефти, 1% дизельного топлива происходило снижение процента всхожести

семян по сравнению с контрольными группами для люцерны, горчицы, редиса и пшеницы. Энергия прорастания семян на данном этапе была в 1,5 раза меньше, чем таковая в контроле (табл. 1). Наблюдаемый эффект может быть связан с первичной стресс-реакцией растения на наличие в среде токсиканта, а также с биохимическими перестройками внутри клеток прорастающих семян растений (происходит активация антиоксидантной системы, которая участвует в снижении токсического эффекта на клетки) [11]. Для редиса и горчицы наблюдалось большее количество взошедших семян на 4 сутки при наличии в среде 5% дизельного топлива по сравнению с 1%-ным содержанием данного поллютанта в среде. Это можно объяснить тем, что некоторые соединения, входящие в состав дизельного топлива, могут оказывать на ранних стадиях роста фитостимулирующий эффект на прорастающие семена. Наиболее устойчивыми к первичному воздействию токсикантов (нефть и дизельное топливо, 1%) были семена рапса.

На 7-е сутки, по показателю всхожести, картина изменилась. Так нефть в концентрации 1% перестала оказывать статистически значимое токсическое воздействие на все исследуемые тест-растения (табл. 2). Вероятно, это связано с преодолением ими эффекта первичного стресса после биохимических перестроек метаболизма. При наличии 5% нефти семидневные проростки всех культур реагировали сокращением всхожести до 40–50% без внешних морфологических проявлений токсического эффекта. В случае с обработкой дизельным топливом наблюдалась разнообразная картина реакции растений на наличие 1 и 5% поллютанта. Наибольшую устойчивость к обеим концентрациям проявил редис, наименьшую – люцерна.

Оценка показателя приживаемости на заключительные 10-е сутки (табл. 3) показала,

Таблица 1
Энергия прорастания семян при различных концентрациях нефти и нефтепродуктов

Тест-растение	Концентрация токсиканта				
	Контроль, 0%	Нефть 1%	Нефть 5%	Дизельное топливо, 1%	Дизельное топливо, 5%
Люцерна	81,11±5,88	46,67±1,92*	18,89±2,94*	40,00±1,93*	25,57±4,83*
Рапс	60,00±5,77	42,22±2,94	31,11±2,22*	41,11±1,11	38,9±1,10*
Горчица	81,11±5,88	46,67±1,93*	18,89±2,94*	40,00±1,93*	71±2,93
Редис	73,33±5,09	43,33±3,33*	27,78±2,94*	52,22±2,94*	74,33±4,0
Пшеница	71,11±2,94	41,11±1,11*	32,22±2,94*	44,44±2,22*	4,43±1,10*

Примечание: здесь и далее * – $p < 0,05$ в сравнении с показателями контрольной группы.

Таблица 2

Всхожесть семян на 7-е сутки роста при загрязнении нефтью и нефтепродуктами

Тест-растение	Концентрация токсиканта				
	Контроль, 0%	Нефть 1%	Нефть 5%	Дизельное топливо, 1%	Дизельное топливо, 5%
Люцерна	89,00±1,10	86,67±3,33	49,00±1,10*	64,5±3,8*	25,57±4,83*
Рапс	71,00±5,53	62,00±4,43	41,10±4,83*	57,8±5,1*	48,90±2,23*
Горчица	88,67±1,10	77,00±4,83	34,43±2,93*	75,6±5,1	65,60±1,10*
Редис	82,33±4,83	77,67±2,93	52,33±4,00*	73,3±5,8	74,33±4,83
Пшеница	89,00±2,20	76,67±3,83	51,10±2,23*	70,0±5,8*	0±0*

Таблица 3

Приживаемость проростков тест-растений на 10-е сутки роста

Тест-растение	Концентрация токсиканта				
	Контроль, 0%	Нефть 1%	Нефть 5%	Дизельное топливо, 1%	Дизельное топливо, 5%
Люцерна	89,00±1,10	86,67±3,33	49,00±1,10*	69,00±2,93*	16,67±1,93*
Рапс	71,00±5,53	62,00±4,43	41,10±4,83*	57,77±2,93	25,57±2,93*
Горчица	88,67±1,10	77,00±4,83	34,43±2,93*	75,67±2,93	12,23±2,07*
Редис	82,33±4,83	77,67±2,93	52,33±4,00*	73,33±3,33	55,57±4,00*
Пшеница	89,00±2,20	76,67±3,83	51,10±2,23*	70,00±3,33*	0±0*

что статистически значимый подавляющий эффект проявили оба нефтепродукта в концентрации 5% на все тест-растения.

В образцах с дизельным топливом в концентрации 5% у растений, наряду со снижением приживаемости, наблюдались также явные морфологические изменения: снижение длины стебля и корня, многочисленные проявления хлороза листьев. При аналогичной концентрации нефти таких выраженных внешних признаков проявления токсического эффекта на растительный организм не наблюдалось.

Таким образом, для достоверной регистрации степени устойчивости исследованных тест-культур к углеводородному загрязнению целесообразно использовать нефтепродукты в концентрации 5% с фиксацией приживаемости растений на 10-е сутки. Фитотоксический эффект дизельного топлива обусловлен высоким содержанием алканов с длиной цепи C₉-C₁₂, алкенов, разветвлённых циклогексанов и различных ароматических соединений. Данные группы веществ обладают высокой скоростью испарения, проницаемостью через покровы семян, липидных мембран клеток [12].

Следующим этапом исследования был скрининг коллекционных культур нефтеокисляющих микроорганизмов на выявление у них фитостимулирующей активности (рис. 1). Наиболее активные штаммы определяли, инокулируя суспензиями бактерий загрязнённый нефтью песок. В качестве тест-растения был

выбран редис посевной (*Raphanus sativus*), который используется не только в технологии ризоремедиации [13], но и является хорошим объектом для выявления способности к стимуляции роста растений микроорганизмами [14].

Как видно из рисунка 1, после обработки микроорганизмами 9 из 25 штаммов продемонстрировали статистически значимый фитостимулирующий эффект, 11 – отрицательный, 5 – соответственно не значимый. Наиболее ярко фитостимулирующий эффект проявлялся при обработке суспензией клеток *Pseudomonas* sp. J6, *Rhodococcus* sp. J12 и *Rhodococcus erythropolis* B2 (ВКМ Ас-2017D). При обработке суспензией клеток *Rhodococcus erythropolis* B2 показатели всхожести были в 1,5 раза выше, по сравнению с контролем (рис.).

На третьем этапе для оценки возможных механизмов фитостимуляции для наиболее активных штаммов измеряли количество синтезируемой ими индолил-3-уксусной кислоты, которая, как фитогормон, может выступать в качестве стимулятора роста и развития растения в условиях стрессового воздействия. Обнаружено, что в супернатантах штаммов *Pseudomonas* sp. J6, *Rhodococcus* sp. J12 и *Rhodococcus erythropolis* B2 (ВКМ Ас-2017D) было накоплено соответственно 12,1, 8,2 и 69,9 мкг/мл ауксина. Эти значения в целом соответствуют уровням продукции таких извест-



Рисунок. Всхожесть семян редиса в условиях 5%-ного нефтяного загрязнения с инокуляцией суспензиями различных штаммов бактерий

Таблица 4

Остаточное содержание нефти при вегетации различных растений, %

Вид растения	Остаточное содержание нефти, %	
	Без внесения микроорганизмов	С инокуляцией бактериями
Пшеница	69,6±6,2	42,8±4,4*
Редис	72,9±3,1	60,3±2,6*
Люцерна	61,4±1,8	47,8±4,0*
Без растений	88,3±2,6	59,5±5,6*

ных PGPR-микроорганизмов, как *Azospirillum brasiliense* [15], представителей *Azotobacter* и *Pseudomonas* [16]. Следует отметить, что синтез фитогормона в данном эксперименте осуществлялся в достаточно экстремальных для микроорганизмов условиях – на минимальной минеральной среде, с внесением триптофана как метаболита-предшественника ИУК.

Возникает вопрос; какой из механизмов наблюдаемой фитостимуляции играет доминирующую роль – прямой (продукция бактериями фитостимулирующего гормона) или косвенный (ассимиляция ими токсичных для растений нефтепродуктов)? Известно, что представители актинобактерий обладают широким спектром метаболических путей, что позволяет им активно проявлять свой деструктивный потенциал по отношению к различным поллютантам [17–19].

В почвенном эксперименте были использованы семена редиса, пшеницы и люцерны. Такой выбор связан с тем, что в ходе теста на фитотоксичность данные растения показали большую устойчивость по отношению к 5% загрязнению сырой нефтью (табл. 4). Для

пшеницы и штамма бактерии *Rhodococcus erythropolis* B2 (ВКМ Ас-2017D) показано, что при их совместном использовании наблюдалось снижение концентрации нефти в среде до 42% (табл. 4).

Из таблицы 4 видно, что наименьшее остаточное количество углеводов обнаруживалось в среде, в которой произрастала пшеница при обработке культурой *Rhodococcus erythropolis* B2 (ВКМ Ас-2017D). При инокуляции грунта суспензией данного штамма наблюдается убыль остаточного содержания углеводов по сравнению с вариантом без инокуляции бактериями: в случае с пшеницей на 16,8 %; с люцерной – 13,6%; с редисом – 12,6%; без вегетации растений – 28,8 %. Примечательно, что в варианте эксперимента, в котором произрастала люцерна без обработки суспензией микроорганизмов, наблюдалась деструктивная активность, сопоставимая с обработкой *Rhodococcus erythropolis* B2 (ВКМ Ас-2017D). В случае совместного использования люцерны и пшеницы наблюдалась наибольшая убыль поллютанта в среде.

Заключение

В результате исследования был проведён предварительный скрининг пяти видов тест-растений на устойчивость к нефтепродуктам. Показано, что 25 штаммов нефтеокисляющих микроорганизмов были проверены на фитостимулирующую активность в условиях нефтезагрязнения, из которых 9 штаммов оказали значимый стимулирующий эффект на тест-растение. Для трёх из них была проведена оценка концентрации индолил-3-уксусной кислоты, максимальный уровень продукции которой был отмечен для штамма *Rhodococcus erythropolis* B2 (ВКМ Ас-2017D), который составил 69,9 мкг/мл среды. С целью выяснения механизмов стимуляции растений были поставлены эксперименты, после которых производили экстракцию углеводов из среды. Совместное использование штамма *Rhodococcus erythropolis* B2 (ВКМ Ас-2017D) с пшеницей и люцерной ускорило процессы очистки почвы от поллютанта. Остаточное содержание нефти составило 42,8 и 47,8% соответственно. Исходя из полученных результатов, можно заключить, что взаимодействия штамма *Rhodococcus erythropolis* B2 (ВКМ Ас-2017D) с высшими растениями носит мутуалистический характер, который заключается не только в стимуляции роста и развития растений, но и в деструкции поллютанта во внешней среде.

Литература

1. Tang J., Wang M., Wang F., Sun Q., Zhou Q. Ecotoxicity of petroleum hydrocarbon contaminated soil // Journal of Environmental Sciences. 2011. V. 23. № 5. P. 845–851.
2. Хазиев Ф.Х., Тишкина Е.И., Киреева Н.А., Кузяметов Г.Г. Влияние нефтяного загрязнения на некоторые компоненты агроэкосистем // Агробиохимия. 1988. № 2. С. 56–61.
3. Киреева Н.А., Водопьянов В.В., Мифтахова А.М. Влияние нефтяного загрязнения на целлюлозную активность почв // Почвоведение. 2000. № 6. С. 748–753.
4. Смольникова В.В., Емельянов С.А., Деметьев Н.С. Воздействие углеводов нефти на окружающую среду и способы очистки нефтезагрязнённых субстратов // Известия Самарского научного центра РАН. 2009. Т. 11. № 1 (6). С. 1378–1380.
5. Adam G., Duncan H. Influence of diesel fuel on seed germination // Environmental pollution. 2002. V. 120. № 2. P. 363–370.
6. Назаров А.В. Влияние нефтяного загрязнения почвы на растения // Вестник Пермского университета. 2007. № 5. С. 134–141.
7. Shahsavari E., Adetutu E.M., Taha M., Ball A.S. Rhizoremediation of phenanthrene and pyrene contaminated soil using wheat // Journal of environmental management. 2015. V. 155. P. 171–176.
8. Волченко Н.Н., Карасёва Э.В. Скрининг углеводородоокисляющих бактерий-продуцентов поверхностно-активных веществ биологической природы и их применение в опыте по ремедиации нефтезагрязнённой почвы и нефтешлама // Биотехнология. 2006. № 2. С. 57–62.
9. Нетрусов А.И., Егорова М.А., Захарчук Л.М. Практикум по микробиологии. М.: «Академия». 2005. 608 с.
10. Meudt W. J., Gaines T.P., Studies on the oxidation of indole-3-acetic acid by peroxidase Enzymes. Colorimetric Determination of Indole-3-Acetic Acid Oxidation Products // Plant Physiology. 1967. № 42. P. 1395–1399.
11. Marti M.C., Camejo D., Fernandez-Garcia N., Rellan-Alvarez R., Marques S., Sevilla F., Jimenez A. Effect of oil refinery sludges on the growth and antioxidant system of alfalfa plants // Journal of hazardous materials. 2009. V. 171. № 1. P. 879–885.
12. MacKinnon G., Duncan H. J. Phytotoxicity of branched cyclohexanes found in the volatile fraction of diesel fuel on germination of selected grass species // Chemosphere. 2013. V. 90. № 3. P. 952–957.
13. Liste H.H., Alexander M. Plant-promoted pyrene degradation in soil // Chemosphere. 2000. V. 40. № 1. P. 7–10.
14. Frankenberger W.T., Chang A.C., Arshad M. Response of *Raphanus sativus* to the auxin precursor, L-tryptophan applied to soil // Plant and Soil. 1990. V. 129. № 2. P. 235–241.
15. Perrig D., Boiero M.L., Masciarelli O.A., Penna C., Ruiz O.A., Cassan F.D., Luna M. V. Plant-growth-promoting compounds produced by two agronomically important strains of *Azospirillum brasilense*, and implications for inoculant formulation // Applied microbiology and biotechnology. 2007. V. 75. № 5. P. 1143–1150.
16. Ahmad F., Ahmad I., Khan M.S. Indole acetic acid production by the indigenous isolates of *Azotobacter* and fluorescent *Pseudomonas* in the presence and absence of tryptophan // Turkish Journal of Biology. 2005. V. 29. № 1. P. 29–34.
17. Худоков А.А., Карасёва Э.В., Волченко Н.Н., Самков А.А., Козицын А.Е. Деструкция углеводов различными морфотипами нефтеокисляющих актинобактерий // Политематический сетевой электронный научный журнал Кубанского государственного аграрного университета. 2013. № 92. С. 153–175.
18. Худоков А.А., Карасёва Э.В., Самков А.А., Волченко Н.Н., Карасёв С.Г., Батина Е.В. Влияние источника углерода на устойчивость к тяжёлым металлам штаммов нефтеокисляющих актинобактерий, используемых в процессах биоремедиации // Политематический сетевой электронный научный журнал Кубанского государственного аграрного университета. 2012. № 83. С. 119–128.

19. Соляникова И.П., Головлева Л.А. Физиолого-биохимические свойства актинобактерий как основа их высокой биодegradативной активности (обзор) // Прикладная биохимия и микробиология. 2015. Т. 51. № 2. С. 132–140.

References

1. Tang J., Wang M., Wang F., Sun Q., Zhou Q. Ecotoxicity of petroleum hydrocarbon contaminated soil // Journal of Environmental Sciences. 2011. V. 23. № 5. P. 845–851.

2. Khaziev F.Kh., Tishkina E.I., Kireeva N.A., Kuzyakhmetov G.G. Effect of oil pollution on some components of agroecosystems // Agrokhimiya. 1988. № 2. P. 56–61 (in Russian).

3. Kireeva N.A., Vodopyanov V.V., Miftakhova A.M. The impact of oil pollution on soil cellulose activity // Pochvovedenie. 2000. № 6. P. 748–753 (in Russian).

4. Smolnikova V.V., Emelyanov S.A., Demytyev N.S. Influence of oil hydrocarbons on the environment and ways of sanitation of the petropolluted substrats // Izvestiya Samarskogo nauchnogo tsentra RAN. 2009. T. 11. № 1 (6). P. 1378–1380 (in Russian).

5. Adam G., Duncan H. Influence of diesel fuel on seed germination // Environmental pollution. 2002. V. 120. № 2. P. 363–370.

6. Nazarov A.V. The effect of oil pollution of soil on plants // Vestnik Permskogo universiteta. 2007. № 5. P. 134–141 (in Russian).

7. Shahsavari E., Adetutu E.M., Taha M., Ball A.S. Rhizoremediation of phenanthrene and pyrene contaminated soil using wheat // Journal of environmental management. 2015. V. 155. P. 171–176.

8. Volchenko N.N., Karaseva E.V. Screening of hydrocarbon-oxidizing biosurfactant-producing bacteria and their application in the remediation of oil-polluted soil and sludge // Biotekhnologiya. 2006. № 2. P. 57–62 (in Russian).

9. Netrusov A.I., Egorova M.A., Zakharchuk L.M. Workshop on microbiology. M.: «Akademiya», 2005. 608 p. (in Russian).

10. Meudt W.J., Gaines T.P., Studies on the oxidation of indole-3-acetic acid by peroxidase Enzymes. Colorimetric Determination of Indole-3-Acetic Acid Oxidation Products // Plant Physiology. 1967. № 42. P. 1395–1399.

11. Marti M. C., Camejo D., Fernandez-Garcia N., Rellan-Alvarez R., Marques S., Sevilla F., Jimenez A. Effect of oil refinery sludges on the growth and antioxidant system of alfalfa plants // Journal of hazardous materials. 2009. V. 171. № 1. P. 879–885.

12. MacKinnon G., Duncan H.J. Phytotoxicity of branched cyclohexanes found in the volatile fraction of diesel fuel on germination of selected grass species // Chemosphere. 2013. V. 90. № 3. P. 952–957.

13. Liste H.H., Alexander M. Plant-promoted pyrene degradation in soil // Chemosphere. 2000. V. 40. № 1. P. 7–10.

14. Frankenberger Jr. W.T., Chang A.C., Arshad M. Response of *Raphanus sativus* to the auxin precursor, L-tryptophan applied to soil // Plant and Soil. 1990. V. 129. № 2. P. 235–241.

15. Perrig D., Boiero M.L., Masciarelli O.A., Penna C., Ruiz O.A., Cassan F.D., Luna M.V. Plant-growth-promoting compounds produced by two agronomically important strains of *Azospirillum brasilense*, and implications for inoculant formulation // Applied microbiology and biotechnology. 2007. V. 75. № 5. P. 1143–1150.

16. Ahmad F., Ahmad I., Khan M.S. Indole acetic acid production by the indigenous isolates of *Azotobacter* and fluorescent *Pseudomonas* in the presence and absence of tryptophan // Turkish Journal of Biology. 2005. V. 29. № 1. P. 29–34.

17. Khudokormov A.A., Karaseva E.V., Volchenko N.N., Samkov A.A., Kozitsyn A.E. Destruction of hydrocarbons with various morphotypes of oil oxidizing actinobacteria // Politematicheskii setevoy elektronnyy nauchnyy zhurnal Kubanskogo gosudarstvennogo agrarnogo universiteta. 2013. № 92. P. 153–175 (in Russian).

18. Khudokormov A.A., Karasyeva E.V., Samkov A.A., Volchenko N.N., Karasyev S.G., Batina E.V. Effects of carbon source to resistance of heavy metals of oil-destructive strains actinobacteria used for bioremediation // Politematicheskii setevoy elektronnyy nauchnyy zhurnal Kubanskogo gosudarstvennogo agrarnogo universiteta. 2012. № 83. P. 119–128 (in Russian).

19. Solyanikova I. P., Golovleva L. A. Physiological and biochemical properties of actinobacteria as the basis of their high biodegradative activity (review) // Prikladnaya biokhimiya i mikrobiologiya. 2015. T. 51. № 2. P. 132–140 (in Russian).

Эколого-геокриологическая специфика проектируемого магистрального газопровода «Алтай»

М. М. Шац, к.г.н., в.н.с.,
Институт мерзлотоведения им. П. И. Мельникова СО РАН,
677010, Россия, г. Якутск, ул. Мерзлотная, д. 36,
e-mail: mmshatz@mail.ru

Показана специфика извлечения углеводородов в Сибири, связанная с отрицательным влиянием объектов добычи, транспортировки и переработки жидких и газообразных видов этого полезного ископаемого на окружающую среду. Цель данной публикации состоит в прогнозе масштабов преобразования природной среды в зоне влияния проектируемой магистральной газотранспортной системы (ГТС) Новый Уренгой – Сургут – КНР «Алтай» и основных тенденций её негативной динамики. Освещены актуальность создания грандиозного объекта, история принятия решения по его созданию и перспективы, сложные природная и геотехническая обстановки зоны его влияния и т. д.

В статье использованы как обзорные материалы из сводок и карт, так и результаты непосредственных наблюдений сотрудников Института мерзлотоведения СО РАН прошлых лет, а также современные данные, в том числе и анализ дистанционных снимков. Показано, что территории, на которые распространяется влияние трубопровода, отличаются сложной ландшафтной структурой (высокая сейсмичность и динамичность мерзлотной обстановки). Многолетнемерзлые породы (ММП) на большей части трассы имеют преимущественно островное, редко прерывистое распространение. На основе ландшафтно-криоиндикационного подхода установлено, что мощность многолетнемерзлой толщи горных пород варьирует от 30–50 м (на отметках 1900–2200 м) до 250–300 м (на высотах порядка 2700–2900 м) в зависимости от состава пород, растительности, экспозиции и т. д.

Охарактеризованы геоэкологические проблемы, свойственные всем стадиям создания объекта и освоения территории Западной Сибири и Центральной Азии, связанные с негативной динамикой природной среды.

В заключении отмечено, что игнорирование приведённых материалов и выявленных особенностей, недостаточное изучение последствий нарушения естественных процессов тепло-массообмена в горных породах с изменением их свойств неизбежно вызовут серьёзные осложнения при строительстве и эксплуатации объектов ГТС «Алтай», сопровождающиеся нарушением их устойчивости и нерациональными экономическими затратами на исправление ситуации.

Ключевые слова: магистральная газопроводная система, зоны влияния трубопровода, стадии освоения территории, мерзлые породы.

Ecological-permafrost specificity designed the main gas pipeline «Altai»

M. M. Shats,
Permafrost Institute P. I. Melnikova, SB RAS,
36, st. Merzlotnaya, Yakutsk, Russia, 677010,
e-mail: mmshatz@mail.ru

In this article the specificity of hydrocarbon extraction in Siberia is shown, which is connected with the negative impact of production, transportation and processing of liquid and gaseous forms of the mineral on the environment.

The purpose of this publication is to forecast the extent of transformation of the natural environment in the area of the designed main gas pipeline system (GTS) Novy Urengoy – Surgut – PRC (People's Republic of China) «Altai» impact, and the main trends of its negative dynamics.

The relevance of building the grand object is highlighted, as well as the history of the decision on its creation and prospects, complex natural and geotechnical situations of its zone of influence, etc.

The article considers the data from survey reports and maps, as well as the results of direct observations of the Permafrost Institute scientists from 1970 up to and the current state. The analysis shows that the area under the impact of the pipeline has a variegated complex landscape structure. First of all, it is high seismicity and dynamics of permafrost conditions. Long-term permafrost in most of the tracks has a predominantly massive island-like, rarely interrupted distribution. On the basis of landscape cryo-indicational approach it was found that the thickness of long-term permafrost rocks varies from 30–50 m (at elevations of 1900–2200 m) up to 250–300 m (at altitudes of 2700–2900 m), depending on the composition of rocks, vegetation, exposure, etc.

Geo-environmental problems have been defined, typical for all stages of the object creation and development of Western Siberia and Central Asia territory, which is connected with negative dynamics of the natural environment.

In the conclusion it is noted, that in case of ignoring the information mentioned and the features identified, as well as lack of study of violations of the natural processes of heat and mass transfer in the rocks with changes in their properties consequences, would inevitably result in serious complications during the construction and operation of the hydraulic structures «Altai», their stability would be disturbed of and unsustainable economic costs of remedying the situation would be required.

Keywords: trunk gas pipeline system, the zone of influence of the pipeline, stages of territory development, frozen rocks.

Специфика добычи и транспортировки углеводородов в Сибири охарактеризована в ряде специальных работ [1–3]. Было показано отрицательное влияние объектов добычи, транспортировки и переработки жидких и газообразных углеводородов на окружающую среду, связанное с загрязнением атмосферы, почвенно-растительного покрова, природных вод, с изменением инженерно-геологических, геокриологических и гидрогеологических условий. Часть этих последствий носят региональный характер [4, 5].

Игнорирование этих особенностей, недостаточное изучение последствий нарушения естественных процессов тепло-массообмена в горных породах с изменением их свойств вызывают серьёзные осложнения при строительстве и эксплуатации линейных объектов нефтегазового комплекса – трубопроводов, сопровождающееся нарушением их устойчивости и нерациональными экономическими затратами на исправление ситуации.

История проекта «Алтай»

Ранее [3, 5] была показана непростая история борьбы за различные варианты прокладки новых проектируемых магистральных газо-транспортных систем (ГТС), в том числе предполагаемых в коридоре Восточная Сибирь – Тихий океан (ВСТО). Данный вариант логичен, удешевит работы за счёт экономии на землеотводах, инфраструктуре и т. д.

В отличие от восточносибирского региона проект ГТС «Алтай», пересекающей Западную Сибирь с севера на юг, имеет более противоречивую историю. Ещё весной 2006 г. в ходе визита в КНР В. В. Путин заявил, что в 2011 г. в эту страну из России будет построена экспортная ГТС, по которой в перспективе будет транспортироваться до 80 млрд м³ природного газа в год. Газ пойдёт в Китай по двум маршрутам – как из Восточной, так и Западной Сибири. Возможно создание новой трубопроводной системы с условным названием «Алтай» через западную границу РФ и КНР.

В соответствии с предварительным проектом общая протяжённость газопровода составляет почти 2,7 тыс. км, он пройдет по Ямало-Ненецкому и Ханты-Мансийскому округам, Томской и Новосибирской областям, Алтайскому краю и Республике Алтай, из которой должен перейти в Синьцзян-Уйгурский автономный район Китая. Тогда же глава «Газпрома» А. Миллер заявил, что стоимость нового газопровода может составить около 10 млрд \$.

В «Газпроме» приоритетной базой для поставок в страны Юго-Восточной Азии считается такая очередность освоения: о. Сахалин, затем Якутия и только после этого – месторождения Иркутской и Красноярской областей. Сотрудники агентства RusEnergy считают, что строительство «Алтая» затрудняют два обстоятельства: высокая, нежелательная для китайцев цена и то, что плато Укок, по которому должна была пройти труба, является священным местом для местных жителей, а к тому же крайне сложным в инженерно-геологическом плане [6].

Характеристика природных условий трассы

Очевидно, что в настоящее время детально осветить природные условия трассы «Алтая», особенно пролегающих высокогорных и труднодоступных участков, невозможно. Судя по обзорным сводкам и картам, в той или иной степени освещающим природные условия трассы, можно отметить, что территории, на которые распространяется влияние трубопровода, отличаются сложной ландшафтной структурой. В первую очередь, это высокая сейсмичность и динамичность мерзлотной обстановки. Являющиеся литогенной основой трубы многолетнемерзлые породы (ММП) на большей части трассы имеют преимущественно островное, реже прерывистое распространение. Их мощность колеблется от нескольких до 300 м и более, а среднегодовые температуры на подошве слоя их сезонных колебаний (8–12 м) изменяются в среднем от 0 до –4 °С. Глубины сезонного оттаивания грунтов, являющиеся принципиальным параметром при выборе

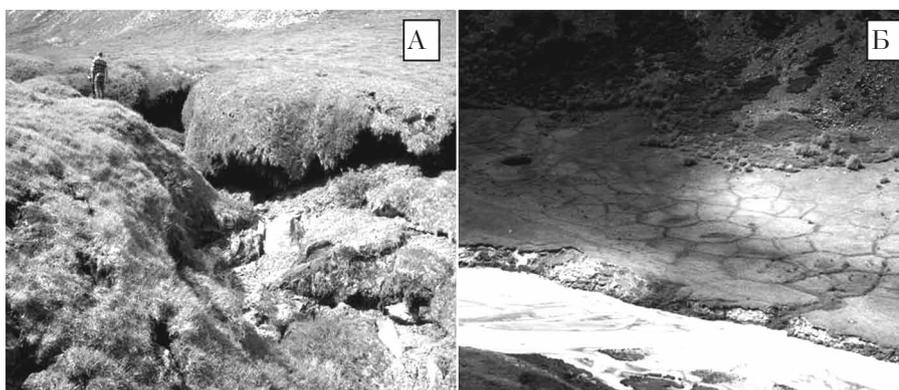


Рис. 1. Криогенные процессы и образования высокогорья Алтая:

А) глубокие термокарстовые просадки, образовавшиеся в долине безымянного ручья, впадающего в р. Аккол (левый приток), Б) морозобойное растрескивание и образование повторно-жильного льда на первой надпойменной террасе в долине р. Аккол. Фото С. И. Серикова

способа прокладки трубы, в зависимости от их состава, свойств и экспозиции участка изменяются от 1,5 м во влажных мелкодисперсных до 4,0 м в сухих песчаных отложениях.

Наиболее сложными и экстремальными в инженерно-геологическом плане являются высокогорные пространства, самое примечательное из которых – район плоскогорья Укок. Чаще оно именуется плато и находится в южной наиболее возвышенной части Алтая, на стыке границ России, Казахстана, Китая и Монголии, среди скалистых гор, достигающих высоты около 3 000 м. Особую известность оно получило после открытия в шестидесятые годы двадцатого века в его пределах разнообразных скифских курганов с замёрзшими хорошо сохранившимися погребениями. Очень важно, что памятники дошли до исследователей в совершенно ненарушенном состоянии,



Рис. 2. Деструктивные процессы в высокогорье.
Фото С. И. Серикова

когда суровые условия Укока сохранили в ряде курганов мерзлоту. Этот природный консервант способствовал сохранности уникальных предметов эпохи раннего железного века из кожи, дерева, войлока и шерсти, которые в других условиях просто разрушаются. Плато Укок включено в список всемирного природного наследия ЮНЕСКО, а та его часть, где находятся знаменитые курганы, объявлена «зоной покоя». Обширная всхолмленная часть поверхности плато включает две господствующие депрессии, чаще именуемые в литературе котловинами: Тархатинскую и Бертекскую, а также серию более мелких впадин: Акалахинскую, Калгутинскую и другие.

Сочетание природных условий плато обуславливает формирование обширных горных остепнённых и опустыненных пространств, слабую инфильтрацию атмосферных осадков и в результате – сильное заболачивание.

В результате здесь сформировались многолетнемёрзлые породы, имеющие, судя по результатам обзорных геокриологических исследований, проведённых сотрудниками Института мерзлотоведения СО РАН в 1970–1973 гг. в Алтае-Саянской горной стране, а в 1973 г. непосредственно в пределах плато Укок [7], и работ 2014 г., слабо прерывистый характер. Мощность многолетнемёрзлой толщи горных пород, оцененная на основе ландшафтно-криоиндикационного подхода, базирующегося на материалах непосредственных маршрутных наблюдений и инструментальных геотермических замеров, а также анализе дистанционных снимков слабодоступных площадей, варьирует от 30–50 м (на отметках 1900–2200 м) до 250–300 м (на высотах порядка 2700–2900 м) в зависимости от состава пород, растительности, экспозиции и т. д.

Эти же факторы определяют также и широкое развитие криогенных явлений, в том числе нередко обнажающихся летом в обрывах небольших рек и термокарстовых озёр подземных пластовых и жильных льдов (рис. 1, 2).

Ландшафтообразующая роль ещё одного вида природных льдов – наледей заключается, главным образом, в перераспределении поверхностного стока с осени на весну и лето, а в ряде случаев – на июль-начало августа. В Юго-Восточном Алтае наледи часто связаны с новейшими разломами, через которые может происходить разгрузка подземных вод. Именно так формируются и наледи западной части котловин плато Укок, имеющие важное рельефообразующее значение, усиливая интенсивность морозного выветривания и активности текучих вод. Кроме этого, за счёт наледей происходит увлажнение и прилегающих снизу к наледям участков, на которых в результате создаются условия для развития более влаголюбивой растительности, широко развиты криогенные процессы: термокарст (рис. 2) и пучение.

В целом район плоскогорья Укок суров и там развиты практически все присущие внутриконтинентальному высокогорью катастрофические и особо опасные природные процессы: «лавиная» солифлюкция, оползни и обвалы ледниковых участков, «лавиновый» термокарст, высокая сейсмичность и т. д.

Геоэкологические и геотехнические условия проекта

Начальная стадия проектирования ГТС пока не позволяет высказать конкретные соображения по компенсационным геоэкологическим и геотехническим мероприятиям, необходимым для наиболее сложных, существенно отличающихся по особенностям прокладки трубы, участков трассы. Более благоприятны в этом отношении площади с близким к поверхности залеганием пород коренной основы, серьёзно упрощающим условия строительства. Наиболее сложными являются участки развития каменных развалов – курумов, пучения, подземных льдов инъекционного и сегрегационного характера, термокарста и термоэрозии, где строителей могут ожидать значительные трудности технологического характера.

Избежать проблем там возможно лишь при условии систематического контроля как за состоянием трубы, так и вмещающих её пород, т. е. геотехнического и геоэкологического мониторингов, реализуемых на всех этапах:

изыскательском, строительном и эксплуатационном. При этом на начальном, входящем в состав изысканий этапе основным видом работ должно стать комплексное изучение современного, т. е. близкого к естественному состоянию природной среды в сочетании с прогнозом её возможных техногенных изменений.

Для трассы слабо изученного «Алтай» наметить способ заложения трубы на конкретных участках проявления опасных геоэкологических и геотехнических проблем пока преждевременно, но полностью исключить их было бы неразумно.

Перспективы проекта

Реализация проекта «Алтай» позволит повысить надёжность газоснабжения региона, создать новые рабочие места, существенно пополнить региональный и местные бюджеты за счёт налоговых отчислений.

Газификация позволит улучшить экологическую обстановку в Горно-Алтайске и его пригородах, где на сегодняшний день, особенно в зимний период, продолжают работать несколько десятков угольных котельных.

Соглашение о сотрудничестве между ОАО «Газпром» и Администрацией Республики Алтай предусматривает его финансовое участие в реализации социальных проектов региона. Соглашением, в частности, предусмотрены газоснабжение сёл, реконструкция дорог и мостов, взлётно-посадочной полосы Горно-Алтайского аэропорта и т. д.

Трасса проектируемого магистрального газопровода «Алтай» пройдёт по территории шести вышеупомянутых субъектов РФ и повысит их инвестиционную привлекательность, позволит организовать ряд новых высокоэффективных производств и отраслей промышленности, повысит конкурентоспособность выпускаемой продукции.

Нормативной базой сотрудничества регионов с ОАО «Газпром» служат подписанные ранее соглашения о сотрудничестве, в рамках которых, в соответствии с действующим законодательством, будут осуществляться природоохранные и компенсационные мероприятия.

Особое значение, с геоэкономической точки зрения, имеет конкретное пространственное расположение трасс ГТС. 22 марта 2013 г. в Москве председатель КНР Си Цзиньпин, президент Национальной нефтяной компании Чжоу Цзипин со стороны КНР и В. В. Путин, и А. Миллер со стороны РФ, подписали пакет

документов по новому проекту трубопроводных поставок природного газа в Китай [8].

21 мая 2014 г. между «Газпромом» и Китайской национальной нефтегазовой корпорацией (CNPC) был подписан долгосрочный контракт на поставку российского газа в Китай сроком на 30 лет. Он предполагает поставку газа «не только через газопровод «Сила Сибири», но и подписание контракта на 30 млрд м³ дополнительно по западному маршруту» – отметил А. Миллер. По его словам, переговоры по западному маршруту начались сразу после подписания в мае исторического 30-летнего контракта с КНР на поставку 38 млрд м³ газа из Восточной Сибири. И наконец, недавно было достигнуто соглашение на поставку в Китай еще 30 млрд м³ газа в год по западному маршруту через «Алтай» [8].

Таким образом, «Газпром» сможет поставлять в КНР 68 млрд м³ газа в год. Это почти половина того, что сейчас Россия продаёт в Европу. За 30 лет «Газпром» отправит в Китай только по одному майскому контракту больше, чем потребляют в год газа США, Россия и Китай вместе взятые. Эксперты подсчитывали, что речь идёт о поставках более 1 трлн м³ газа за время действия первого контракта, а второй – сможет увеличить этот объём вдвое. Спрос на газ в Китае уже в 2013 г. составил 170 млрд м³, а к 2020 г. ожидается его колоссальный рост до 420 млрд м³, и Пекин желает зарезервировать себе большие объёмы российского газа.

Напомним, что Китай сначала был намерен покупать у России как раз этот объём – 68 млрд м³ газа. Переговоры шли о поставках топлива как по восточному, так и по западному маршрутам.

Стоимость газа во втором контракте может быть прописана чуть ниже, считает директор Фонда энергетического развития Сергей Пикин [9]. Он объясняет, что на цену оказывает влияние ряд новых факторов. Во-первых, инвестиции в строительство газопровода «Алтай», сопутствующую инфраструктуру и разработку месторождений для газовых поставок по западному маршруту будут значительно меньше, чем по восточному. Газопровод «Алтай» в Западной и Южной Сибири в два раза короче «Силы Сибири» в Восточной Сибири. Сопутствующая инфраструктура в Западной Сибири также более развита, чем в Восточной. И наконец, в Западной Сибири не требуется разрабатывать совершенно новые месторождения, как в Восточной.

По оценке специалистов, пока идёт только детальное проектирование трассы газопровода с привязкой к местности, при этом, разумеется, «выбирается такой маршрут, который бы никоим

образом не повредил памятники истории [10]. При этом аналогичные работы ведутся и с китайской стороны, в Алтайском округе Синьцзян-Уйгурского автономного района Китая.

Заключение

Реализация столь значимого для страны проекта должна базироваться на ряде особых, специально разработанных и адаптированных к местным условиям технических решений. Существенно упрощает ситуацию факт, что значительная часть этих решений для восточного варианта была ранее подготовлена проектировщиками в тесном взаимодействии с ведущими НИИ Сибири и Дальнего Востока ещё при создании нефтепровода и вполне может быть использована для газопровода «Алтай» [9].

Суть проводимой государством политики состоит в создании в Сибири новых топливно-энергетических баз, которые будут способствовать повышению энергетической безопасности России, восстановлению и усилению нарушенных топливно-энергетических связей между регионами, решению многих принципиально важных задач федерального, межрегионального и регионального уровней. Создание на востоке России и в Центральной Азии развитой энергетической инфраструктуры в виде межгосударственных газо-, нефтепроводов, ЛЭП должна снизить стоимость энергоносителей, повысить надёжность энерго- и топливоснабжения как потребителей в азиатской части РФ, так и в странах АТР.

К числу одного из важнейших условий всех упомянутых преобразований и относится создание новой мощной ГТС «Алтай», включающее ряд положительных и негативных моментов.

Так наработки, сделанные ещё для трасс ВСТО и «Силы Сибири», позволят уже на стадии проектирования учесть сложную ландшафтную структуру с высокой сейсмичностью и динамичностью мерзлотной обстановки и предусмотреть специальные мероприятия, существенно уменьшающие ущерб от освоения.

В то же время инженерно-геологические условия западного варианта, особенно его наиболее высокогорного и труднодоступного района плато Укок, пока изучены крайне ограниченно, что создаст неизбежные проблемы при завершении проектирования, и особенно при строительстве и эксплуатации ГТС «Алтай». При оценке целесообразности и безопасности его создания особо следует учитывать, что согласно предварительному проекту планируется

провести трассу через территорию природного парка – уникального высокогорного плато Укок.

По мнению ряда экспертов, строительство газопровода нарушит уникальный природно-исторический комплекс этих мест.

– Вдоль трассы в период строительства будет полностью разрушен почвенно-растительный покров. В суровых условиях Укока, где биологический круговорот веществ замедлен, процессы самовосстановления природных комплексов могут занимать довольно значительное время, а для ряда уникальных геосистем просто невозможны.

– Предполагаемая трасса пересечёт участки с ММП, нарушение которых вызовет общую дестабилизацию пород, а также усиление деструктивных процессов (термокарста, термоэрозии и т. д.).

– По мнению местных специалистов, часть территории, по которой может пройти газопровод (горное обрамление плато Укок), расположена в зоне 8–9-балльной сейсмичности, и бурение там может активизировать сейсмо-тектонические процессы.

По мнению автора, все эти опасности несколько преувеличены, а последнее положение вообще сомнительно, и его сторонники, безусловно, преувеличивают опасность, ставя в один энергетический ряд явления разного уровня – тектонические и техногенные. В то же время необходимо учесть, что прямой, без транзитных стран, маршрут газопровода может пройти только по плато Укок и в окрестностях озера Канас, расположенного в Синьцзяне (КНР).

Как известно, сопутствующая инфраструктура в Западной Сибири более развита, чем в Восточной. И наконец, в Западной Сибири не требуется осваивать совершенно новые месторождения, как в Восточной, а ресурсная база для газопровода «Алтай» – это традиционные разрабатываемые с советских времен месторождения Западной Сибири.

Таким образом, важным условием обязательной при проектировании достоверной оценки целесообразности и эффективности создания ГТС «Алтай» является комплексный объективный и проблемно-ориентированный анализ специалистов, учитывающий как экономическую и экологическую, так и геокриологическую специфику региона.

Литература

1. Шац М.М. Геозкологические проблемы нефтегазовой отрасли Якутии // Промышленная безопасность и экология. 2009. № 10 (43). С. 36–42.

2. Макаров В.Н., Шац М.М. Геозкологический мониторинг районов добычи и транспортировки углеводородов Якутии // Материалы международной конференции «Мониторинг криосферы». Пушино: 20–23 апреля 1999 г. С. 185–189.

3. Макаров В.Н., Шац М.М. Масштабные изменения среды Якутии, связанные с промышленной деятельностью // Наука и образование. 2001. № 1. С. 109–114.

4. Макаров В.Н., Шац М.М., Слепцов А.Н. Геозкологические условия территории нефтяного комплекса Талакан-Витим // Наука и образование. 1998. № 2. С. 100–106.

5. Шац М.М. ВСТО: проблемы реальные и мнимые // Трубопроводный транспорт: теория и практика. 2011. № 2. С. 32–37.

6. VestiRegion.ru [Электронный ресурс] <http://vestiregion.ru/2010/03/12/prezident-yakutii-i-glava-gazproma-podpisali-gensxemu-gazifikacii-respubliki/>

7. Шац М.М. Геокриологические условия Алтае-Саянской горной страны. Новосибирск: Наука, 1978. 78 с.

8. Юрий Барсуков [Электронный ресурс] <http://news.mail.ru/economics/17224245/?frommail=1>.

9. Сергей Пикин. Источник: Взгляд. [Электронный ресурс] <http://news.ykt.ru/article/22454>.

10. «Газпром» ведёт на Укоке изучение трассы газопровода «Алтай» [Электронный ресурс] <http://www.regnum.ru/news/1443174.html#ixzz2x7kz6aiY>.

References

1. Shats M.M. Geoenvironmental problems of the oil and gas industry of Yakutia // Promyshlennaya bezopasnost i ekologiya. 2009. № 10 (43). P. 36–42 (in Russian).

2. Makarov V.N., Shats M.M. Geo-environmental monitoring areas of production and transportation of hydrocarbons in Yakutia // Materialy mezhdunarodnoy konferentsii «Monitoring Kriptosfery». Pushchino: 20–23 Aprelya 1999 g. P. 185–189 (in Russian).

3. Makarov V.N., Shats M.M. Large-scale changes in the environment of Yakutia caused by industrial activity // Nauka i obrazovanie. 2001. № 1. P. 109–114 (in Russian).

4. Makarov V.N., Shats M.M., Sleptsov A.N. Geoeological conditions on the territory of the oil complex Talakan-Vitim // Nauka i obrazovanie. 1998. № 2. P. 100–106 (in Russian).

5. Shats M.M. VSTO: problems real and imaginary // Truboprovodnyy transport: teoriya i praktika. 2011. № 2. P. 32–37 (in Russian).

6. VestiRegion.ru [Electronic resource] <http://vestiregion.ru/2010/03/12/prezident-yakutii-i-glava-gazproma-podpisali-gensxemu-gazifikacii-respubliki/> (in Russian).

7. Shats M.M. Permafrost conditions of the Altai-Sayan mountain country. Novosibirsk: Nauka, 1978. 78 p. (in Russian).

8. Yury Barsukov [Electronic resource] <http://news.mail.ru/economics/17224245/?frommail=1> (in Russian).

9. Sergey Pikin. Source: Vzglyad. [Electronic resource] <http://news.ykt.ru/article/22454> (in Russian).

10. «Gazprom» leads on Ukokto the study of the gas pipeline «Altai» [Electronic resource] <http://www.regnum.ru/news/1443174.html#ixzz2x7kz6aiY> (in Russian).

Новая монография о физиолого-биохимической обусловленности морфологических изменений у растений

В 2015 г. вышла монография, подготовленная С. П. Масловой, Г. Н. Табаленковой, С. Н. Плюсониной и Т. К. Головки «Морфофизиология и экология подземного метамерного комплекса длиннокорневищных растений». В ней впервые проанализировано формирование метамерных структур у растений на молекулярном и тканевом уровнях. Авторы выяснили и описали физиологические механизмы и закономерности формирования геофильных участков побегов у растений разных эколого-ценотических групп и жизненных форм на примере 14 модельных видов (в том числе – одно споровое растение – *Gymnocarpium dryopteris*), установили роль подземного метамерного комплекса в донорно-акцепторной системе длиннокорневищных растений, показали действие регуляторов роста и скашивания на рост и физиологические показатели их, гормональный статус подземных побегов, распределение ассимилятов у растений с разным типом сезонного развития. Впервые с физиологических позиций рассматривается габитус растения и форма жизни (длиннокорневищное растение) как процесс и особая жизненная стратегия.

Монография включает 5 глав. В первой изложены основные сведения по проблеме. Материал удачно скомпонован по разделам, посвящённым роли подземного метамерного комплекса в эволюции и распространении растений, морфологической и анатомической структуре подземных органов, росту, развитию и ростовым ориентациям подземных побегов, физиолого-биохимическим аспектам роста и устойчивости корневищ, месту и роли подземных побегов в донорно-акцепторной системе растений. Эта часть монографии, с одной стороны, характеризует проблему, с другой – определяет горизонты новых исследований.

Во второй главе авторы представляют модельные виды, на примере отдельных из них характеризуют рост и накопление биомассы, описывают последовательность формирования подземного меристематического потенциала. Установлено формирование значительного меристематического фонда для растения в целом за счёт образования и интенсивного ветвления подземных геофильных побегов во второй половине вегетации (после завершения вегетативного роста надземных частей

побегов). Показан процесс и место образования новых клеток для их формирования – продолжение деления клеток всех апексов и растяжения их производных. Сделан вывод о репродуктивной стратегии длиннокорневищных трав, направленной на эффективное использование ассимилятов при генеративной и вегетативной репродукции. В специальных разделах описаны особенности анатомического строения осевых органов некоторых модельных видов в связи с их сезонными и возрастными изменениями. Убедительно показана смена функций отдельных анатомопографических зон стебля по сезонам: транспортной весной на запасующую летом и в конце вегетации.

Третью главу авторы посвятили проблеме физиолого-биохимического обоснования формирования, роста и устойчивости подземного метамерного комплекса растений. Показано, что период покоя является качественным переходным этапом в онтогенезе побега и растения в целом, который проявляется в снижении дыхания подземных побегов, накоплении растворимых сахаров, увеличении соотношения ненасыщенных/насыщенных жирных кислот, возрастании соотношения ГК/АБК (гибберелловая кислота/абсцизовая кислота) и цитокинины/АБК в осенне-зимний период. Показана способность почек подземных побегов к росту и запасу энергии зимой, чем подтверждён вынужденный покой у отдельных растений, а также высокая устойчивость подземных органов к низким температурам, которые определяют вынужденный покой. Установлены зависимости физиолого-биохимических процессов, в том числе – процессов дыхания в клетках подземных органов растений – от их эколого-ценотической приуроченности.

Главу 4 авторы посвятили роли подземного метамерного комплекса в донорно-акцепторной системе длиннокорневищных многолетних растений. Обосновано существование донорно-акцепторной системы растения разной сложности и мощности, и автономность метаболической активности отдельных побеговых систем. Показаны соотношения числа и массы, интенсивность дыхания по изменению C/N у надземных и подземных побеговых систем, раннее (до начала цветения исходного побега) формирование подземных геофиль-

ных участков побегов замещения, обеспечение отсутствия конкуренции за ассимиляты между органами вегетативной и генеративной репродукции. Эти утверждения подтверждены экспериментально с использованием 14 С. Экспериментально также установлено ускоренное прохождение фаз развития надземных побегов при высокой плотности травостоя, его физиологическая обусловленность, сохранение высокого уровня метаболической активности отдельных побеговых систем при уменьшении их числа.

Экспериментально подтверждены и представления о различиях в динамике фитогормонов в подземных органах растений с разным ритмом сезонного развития. Высказано предположение о значении подземных органов как хранилищ ассимилятов и фитогормонов. В то же время у вечнозеленых растений эту роль выполняют и листья. Потери ассимилятов у растений с ранней морфологической дезинтеграцией обеспечиваются перераспределением их в пределах геофильных участков побегов замещения.

Таким образом, авторы убедительно продемонстрировали связь между гормональным статусом подземных побегов, распределением и сосредоточением ассимилированного углерода и ритмом сезонного развития длиннокорневищных растений.

Реакциям растений на природные и антропогенные воздействия в виде изменений роста, продуктивности, физиолого-биохимических характеристик длиннокорневищных растений посвящена 5 глава. В качестве адаптации растений к произрастанию на бедных почвах отмечена высокая активность дыхания как способ поддержания необходимого уровня метаболической активности всего организма. Изучение морфологических и физиолого-биохимических особенностей растений в условиях антропогенного загрязнения почв и атмосферы

показало большее влияние загрязнителей на надземные органы при сохранении и достаточно успешном развитии подземного метамерного комплекса. Предложено использование длиннокорневищных растений, в частности *Phalaroidesa rundinacea*, для рекультивации загрязнённых территорий.

В целом монография отличается большим объёмом фактического материала, хорошо сгруппированного и подтверждённого таблицами, рисунками, фотографиями, графиками и диаграммами. Это не только украшает текст и способствует его осознанию и восприятию, но является доказательной базой ёмких и лаконичных обобщений о физиолого-биохимической обусловленности структурно-морфологических изменений у длиннокорневищных растений. По сути, это первое обобщающее исследование, выполненное в таком формате. Представления о структурной организации растений к настоящему времени разработаны достаточно детально. Изучение физиолого-биохимической обусловленности морфологических перестроек побеговых систем в связи с сезонным и индивидуальным развитием растений, условиями существования, в том числе – в разных ценозах, становится очередной фундаментальной задачей современных биологических исследований.

Книга написана ясным, чётким языком. Она доступна для восприятия, необходима не только специалистам в области структурной биоморфологии и физиологии растений, но и полезна аспирантам и студентам, как ботаникам, физиологам и экологам, так и биологам широкого профиля.

*Н. П. Савиных, д. б. н., профессор
кафедры биологии и методики обучения
биологии Института биологии
и биотехнологии Вятского
государственного университета*

Десять лет со дня основания отметило Издательство «О-Краткое», осуществляющее выпуск журнала «Теоретическая и прикладная экология» с момента зарождения издания. 19 апреля 2016 года в Кировской областной библиотеке им. А. И. Герцена состоялся юбилейный вечер «Тропой книгоиздания», на котором собрались сотрудники, друзья, коллеги и партнёры издательства. Почётный гость праздника доктор филологических наук, профессор Московского государственного университета печати, член правления Ассоциации книгоиздателей России Борис Владимирович Ленский вручил издательству «О-Краткое» почётную грамоту АСКИ – «за успехи в книгоиздании и значительный вклад в развитие отрасли». Почётными грамотами ассоциации награждены сотрудники «О-Краткое» – редакторы Мария Александровна Зелаева и Дарья Алексеевна Стахеева, художник-дизайнер Татьяна Владимировна Коршунова. Директор издательства Евгений Михайлович Дрогов был награждён памятной медалью Года литературы в России «За особый вклад в книжное дело», которую Б. В. Ленский вручил от имени председателя оргкомитета Года литературы, председателя Государственной Думы С. Е. Нарышкина.

За 10 лет издательством «О-Краткое» выпущено более 200 книг, более ста различных брошюр, буклетов и журналов, почти 40 номеров журнала «Теоретическая и прикладная экология». Книги издательства многократно отмечались на престижных всероссийских и международных конкурсах – «Книга года», «Малая родина», «Искусство книги» и др. Не стал исключением и юбилейный год. На XXV всероссийском конкурсе «Лучшие книги года – 2015», подведение итогов которого состоялось 3 июня в рамках фестиваля «Книги России» на Красной площади в Москве, «О-Краткое» удостоилось наград сразу в двух номинациях. Дипломы победителей и статуэток «Первопечатник Иван Фёдоров» были удостоены каталог музея дымковской игрушки «Чудо глиняное, дымковское...» (автор-составитель Н. Н. Менчикова, дизайнер Т. В. Коршунова) в номинации «Лучшее издание по искусству, фотоиздание» и книга сказок «Вятское далёко» (автор текста Т. А. Копанева, художник и автор идеи Т. В. Коршунова) в номинации «Лучшее издание для детей и юношества».

Поздравляем с юбилеем и желаем дальнейших творческих успехов!



Директор издательства Е. М. Дрогов и главный редактор журнала «Теоретическая и прикладная экология» Т. Я. Ашихмина



Доктор филологических наук, профессор Б. В. Ленский



Б. В. Ленский и выпускающий редактор журнала «Теоретическая и прикладная экология» М. А. Зелаева



Награды конкурса «Лучшие книги года – 2015»



Е. М. Дрогов и Т. В. Коршунова после церемонии награждения

Индекс 82027, 48482



ISSN 1995-4301



9 771995 430004