



*Теоретическая  
и прикладная*  
**ЭКОЛОГИЯ** №2

Индекс 82027, 48482



ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ  
ПРОБЛЕМЫ  
ЭКОЛОГИИ

МЕТОДЫ  
ИССЛЕДОВАНИЙ.  
МОДЕЛИ И ПРОГНОЗЫ

МОНИТОРИНГ  
АНТРОПОГЕННО  
НАРУШЕННЫХ  
ТЕРРИТОРИЙ

ХИМИЯ ПРИРОДНЫХ  
СРЕД И ОБЪЕКТОВ

ЭКОТОКСИКОЛОГИЯ

ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ  
РИСК  
И ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ  
БЕЗОПАСНОСТЬ

ЭКОЛОГИЗАЦИЯ  
ПРОИЗВОДСТВА

АГРОЭКОЛОГИЯ

ПРОМЫШЛЕННАЯ  
ЭКОЛОГИЯ

ПОПУЛЯЦИОННАЯ  
ЭКОЛОГИЯ

ХРОНИКА  
СОБЫТИЙ  
И МЕРОПРИЯТИЙ



**2**  
2013

ОБЩЕСТВЕННО-НАУЧНЫЙ ЖУРНАЛ



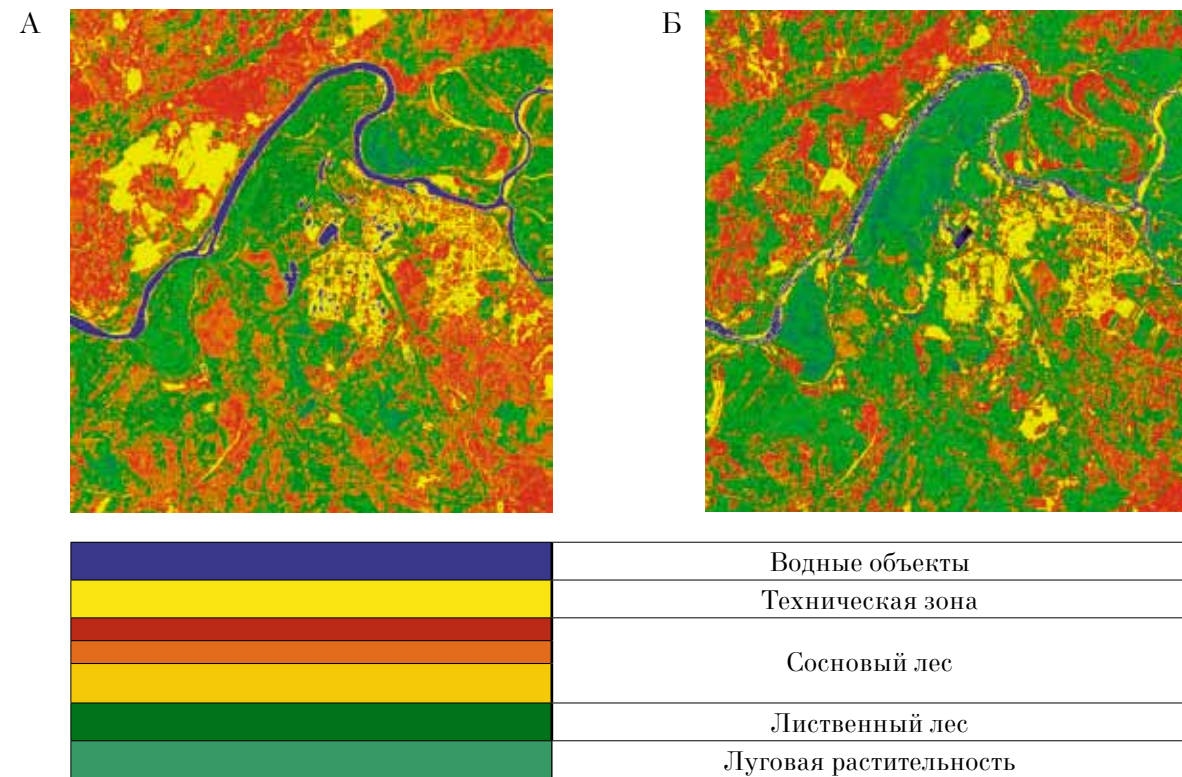


Рис. 1. Распределение значений NDVI на территории в районе объектов ОАО «Кирово-Чепецкий химический комбинат» по данным LANDSAT 7: А) 25 июля 2002 г., Б) 16 августа 2007 г. Пространственное разрешение 30 м.

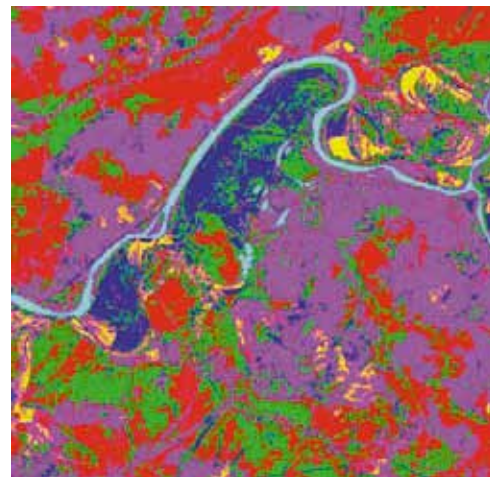


Рис. 2. Распределение значений NDWI природных объектов в районе Кирово-Чепецкого химического комбината по данным LANDSAT 7 за 25 июля 2002 г. Пространственное разрешение 30 м.



Рис. 2. Космоснимки прудов Северо-Востока Кировской области [13]



Вид на Большой Кирсинский пруд. Фото Т. И. Кутявиной





*Теоретическая  
и прикладная*  
**ЭКОЛОГИЯ**  
№ 2, 2013

**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**

**Учредитель журнала**  
**ООО Издательский дом «Камертон»**  
Генеральный директор ООО ИД «Камертон»  
профессор Б.И. Кочуров

**РЕДАКЦИОННАЯ КОЛЛЕГИЯ**

*Главный редактор*

**Т.Я. Ашихмина**, д.т.н., профессор,  
зав. кафедрой химии Вятского  
государственного гуманитарного  
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 промыш-  
ленности, лауреат Государственной и  
Правительственной премий РФ

*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 РАСХН

*Ответственный секретарь*

**С.Ю. Огородникова**, к.б.н., доцент,  
старший научный сотрудник  
Института биологии Коми  
НЦ УрО РАН

**ПРЕДСЕДАТЕЛЬ РЕДАКЦИОННЫХ СОВЕТОВ**

**Н.П. Лавёров** — председатель межведомственной комиссии при Совете безопасности РФ, вице-президент РАН, 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»  
**А.П. Трегуб** — директор ФБУ «Государственный научно-исследовательский институт промышленной экологии»

**ЧЛЕНЫ РЕДАКЦИОННОГО СОВЕТА:**

**В.А. Алексеев** — д.т.н., профессор Ижевского государственного университета  
**В.А. Антонов** — к.т.н., заместитель начальника экологической безопасности ВС РФ, член-корреспондент Академии геополитических проблем, профессор Академии военных наук  
**С.И. Барановский** — д.т.н., профессор, академик РЭА, 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., 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 гуманитарного университета  
**Г.М. Зенова** — д.б.н., профессор Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова  
**В.И. Измалков** — д.т.н., профессор Военной Академии Генштаба МО РФ  
**Г.Я. Кантор** — к.т.н., научный сотрудник Института биологии Коми НЦ УрО РАН  
**Л.В. Кондакова** — д.б.н., зав. кафедрой экологии Вятского государственного гуманитарного университета  
**Б.И. Кочуров** — д.г.н., профессор, ведущий научный сотрудник Института географии РАН

Журнал издаётся при поддержке  
ФГБОУ ВПО «Вятский государственный  
гуманитарный университет»

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

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: Russia,  
129110, Moscow, 39, Gilyarovsky St.,  
JSC «MK-Periodica»

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

Подготовлен к печати  
в издательстве ООО «О-Краткое»  
610000, г. Киров, Динамовский проезд, 4, оф. 3  
Тел./факс (8332) 32-28-39. E-mail: okrat@okrat.ru  
Оригинал-макет, дизайн – Татьяна Коршунова  
Фото на обложке – Александр Широких  
Перевод – Ирина Кондакова  
Выпускающий редактор Мария Зелаева  
© Оформление. Издательство «О-Краткое»  
Директор издательства «О-Краткое»  
Евгений Дрогов  
Подписано в печать 15.06.2013. Формат 60x84<sup>1/8</sup>.  
Печать офс. Бумага офс. Усл.п.л. 12,5.  
Тираж 1150 экз. Заказ № 1907.

Отпечатано в полном соответствии с качеством  
предоставленных материалов  
в ООО «Кировская областная типография»  
610004, г. Киров, ул. Ленина, 2

- 
- В.З. Латыпова** д.х.н., член-корреспондент Академии наук Республики Татарстан, профессор Казанского государственного университета им. В.И. Ульянова-Ленина
- Ли Юй** профессор, директор Института микологии Цзилиньского аграрного университета, иностранный член Россельхозакадемии (КНР)
- В.А. Малинников** д.т.н., профессор, проректор Московского государственного университета геодезии и картографии
- А.Г. Назаров** д.б.н., профессор, заместитель председателя Общественного Совета «Росатом», директор экологического центра ИИЕТ РАН
- А.Ф. Радченко** руководитель Аппарата ФГУ Общественная палата (вице-президент ОООР «Экосфера»)
- О.Ю. Растегаев** д.х.н., заместитель директора ФБУ «Государственный научно-исследовательский институт промышленной экологии»
- В.П. Савиных** д.т.н., член-корреспондент РАН, профессор, президент Московского государственного университета геодезии и картографии, лётчик-космонавт, дважды Герой СССР
- В.А. Сысуев** д.т.н., академик Россельхозакадемии, директор Зонального научно-исследовательского института сельского хозяйства Северо-Востока им. Н.В. Рудницкого РАСХН
- В.И. Теличенко** д.т.н., профессор, академик РААСН, ректор Московского государственного строительного университета
- Т.А. Трифонова** д.б.н., профессор Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова
- А.И. Фокин** зам. председателя Комитета Государственной Думы по природным ресурсам, природопользованию и экологии
- В. П. Шапорев** д.т.н., профессор Национального технического университета «Харьковский промышленный институт»
- В.Т. Юнгблюд** д.и.н., профессор, ректор Вятского государственного гуманитарного университета
- О.В. Яковенко** к.ф.н., заместитель начальника отдела экологии Правительства РФ
- 

По вопросам размещения рекламы и публикации статей обращаться:  
610002, г. Киров, ул. Красноармейская, 26,  
тел./факс 8 (8332) 37-02-77.  
E-mail: ecolab2@gmail.com; ecolab@vshu.kirov.ru

---

# СОДЕРЖАНИЕ

## ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ ЭКОЛОГИИ

- Колотилова Н. Н.* Экологические аспекты научного наследия С. Н. Виноградского (из истории экологии микроорганизмов) ...6  
*Зенова Г. М., Лобакова Е. С., Широких И. Г., Иванова Е. А.* Актиномицеты – ассоциативные компоненты цианобактериальных сообществ и симбиозов .....11

## МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ, МОДЕЛИ И ПРОГНОЗЫ

- Бурков Н. А.* О терминологии в сфере наук о природопользовании ...21  
*Шапошников М. В., Плюснина Е. Н., Плюснин С. Н., Шосталь О. А., Шилова Л. А., Земская Н. В., Юраниева И. Н., Москалев А. А.* Анализ экспрессии генов как метод детектирования малых доз ионизирующих излучений, формальдегида и диоксинов .....25  
*Субботин М. А., Григорьев Ю. С.* Оценка токсического действия ионов меди на ряску малую (*Lemna minor* L.) методом регистрации замедленной флуоресценции .....34  
*Каримов К. М., Еров Х. Э., Бобокалонов Д. Т., Мухидинов З. К., Куканиев М. А.* Имитационный анализ ионного состава сточных вод полигона твёрдых бытовых отходов г. Душанбе Республики Таджикистан .....39  
*Селезнев Р. В., Кантор Г. Я.* Использование метода сочетания добавки с разбавлениями для определения ионного состава природных вод методом потенциометрии .....45

## МОНИТОРИНГ АНТРОПОГЕННО НАРУШЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

- Кутявина Т. И., Домнина Е. А., Ашихмина Т. Я., Савиных В. П.* Морфометрические, гидрохимические и биологические особенности водохранилищ Северо-Востока Кировской области .... 50  
*Раскоша О. В., Ермакова О. В.* Морфологическое состояние щитовидной железы полёвок-экономок, обитающих в условиях повышенного уровня естественной радиоактивности .....55  
*Ефремова В. А., Кондакова Л. В.* Эколого-таксономическая структура альгогруппировок почв г. Кирова .....61  
*Адамович Т. А., Кантор Г. Я., Ашихмина Т. Я.* Изучение состояния растительности в зоне влияния Кирово-Чепецкого химического комбината с использованием наземных наблюдений и космических методов исследования .....68

## ХИМИЯ ПРИРОДНЫХ СРЕД И ОБЪЕКТОВ

- Пастухов А. В.* Проблемы классификации и диагностики техногенных почв при составлении крупномасштабных карт ...74

## ЭКОТОКСИКОЛОГИЯ

- Галиуллин Р. В., Галиуллина Р. А., Кочуров Б. И.* Аккумуляция тяжёлых металлов водными растениями при техногенезе .....81  
*Смоленков А. Д., Попутникова Т. О., Смирнов Р. С., Родин И. А., Шпигун О. А.* Сравнительная оценка токсичности несимметричного диметилгидразина и продуктов его трансформации методами биотестирования .....85

## ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ РИСК И ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ

- Лисова М. Н., Егорова А. Н., Светухин В. В.* Сравнительный анализ расчётной и экспериментальной методик оценки класса опасности отходов минерального происхождения .....91  
*Некрасова Ю. Н., Дабах Е. В.* Оценка загрязнения поверхностных вод в районе действующего объекта по уничтожению химического оружия «Марадыковский» по комплексным гидрохимическим показателям .....95

## СОДЕРЖАНИЕ

### ЭКОЛОГИЗАЦИЯ ПРОИЗВОДСТВА

- Ломаш С. И.* Особенности и проблемы методов  
производственного экологического контроля ..... 102
- Лимонов Ю. Ю., Ашихмина Т. Я., Савиных В. П.* Анализ загрязнения  
сточными водами городов среднего течения реки Вятки ..... 108
- Хмелева М. В., Тюлина Н. Е., Зорин А. Д., Занозина В. Ф.,  
Самсонова Л. Е., Гареев Д. Р.* Газохроматографическое  
определение несимметричного диметилгидразина,  
нитрозодиметиламина и диметиламина  
в атмосферном воздухе и воздухе рабочей зоны ..... 113

### АГРОЭКОЛОГИЯ

- Русакова И. И., Баталова Г. А., Тулякова М. В.,  
Журавлева Г. П.* Зерновая продуктивность  
и адаптивность овса в Волго-Вятском регионе ..... 120
- Гайфутдинова А. Р., Домрачева Л. И., Трефилова Л. В.*  
Перспективы использования *Fisherella muscicola*  
и азида натрия для подавления развития *Fusarium solani* ..... 124
- Дудин Г. П., Двинских Л. Н.* Изменчивость растений ярового  
ячменя сорта Биос 1 при воздействии на семена раствором  
карбоната калия и облучения красным светом ..... 128

### ПОПУЛЯЦИОННАЯ ЭКОЛОГИЯ

- Широких А. А.* Миксомицеты заповедной территории «Нургуш» .. 136
- Пестов С. В., Валуйских О. Е.* К антэкологии морошки  
(*Rubus chamaemorus* L.) на европейском  
Северо-Востоке России ..... 142
- Джайнаков Д. Ш., Зейферт Д. В., Кулагин А. Ю.*  
Анализ факторов, влияющих на динамику видового  
состава индикаторных групп энтомофауны на участках  
рекультивированных лесонасаждений ..... 148
- Глушков В. М., Сафонов В. Г., Сергеев А. А., Шевнина М. С.*  
Анализ динамики популяций лося на Южном Урале ..... 153

### THEORETICAL PROBLEMS of ECOLOGY

- Kolotilova N. N.* Environmental aspects of S.N. Vinogradsky's  
scientific heritage (on the history of Microbial Ecology) ..... 6
- Zenova G. M., Lobakova E. S., Shirokikh I. G., Ivanova E. A.*  
Actinomycetes as associative components  
of cyanobacterial communities and symbioses ..... 11

### METHODOLOGY And METHODS of RESEARCH. MODELS And FORECASTS

- Burkov N. A.* On terminology in science and on natural management ..... 21
- Shaposhnikov M. V., Plyusnina E. N., Plyusnin S. N., Shostal O. A.,  
Shilova L. A., Zemskaya N. V., Yuraneva I. N., Moskaliev A. A.*  
Analysis of gene expression as a method of detecting ionizing  
radiation, formaldehyde and dioxins low doses ..... 25
- Subbotin M. A., Grigoriev Yu. S.* Assessment of toxic impact  
of copper ions on small duckweed (*Lemna minor* L.)  
by recording the delayed fluorescence ..... 34
- Karimov K. M., Yorov Kh. E., Bobokalonov D. T., Mukhidinov Z. K.,  
Kukaniyev M. A.* Simulation analysis of the ionic composition  
of the wastewater of the solid waste landfill of Dushanbe,  
Republic of Tajikistan ..... 39
- Selezenov R. V., Kantor G. Ya.* Using additive-dilutions for determin-  
ing natural water ionic composition by means of potentiometry ... 45

## CONTENTS



**MONITORING of  
ANTHROPOGENICALLY  
DAMAGED  
TERRITORIES**

- Kutyavina T. I., Domnina E. A., Ashikhmina T. Ya., Savinykh V. P.* Morphometric, hydro-chemical and biological characteristics of the ponds of the North-East of Kirov region .....50
- Raskosha O. V., Ermakova O. V.* Morphological state of thyroid gland of voles living in conditions of high of natural radioactivity .....55
- Efremova V. A., Kondakova L. V.* Ecological and taxonomic structure of soil algae-groups in Kirov .....61
- Adamovich T. A., Kantor G. Ya., Ashikhmina T. Ya.* The study of vegetation in the influence zone of the Kirov-Chepetsk chemical plant using ground-based and space-based observational research methods .....68

**CHEMISTRY  
of NATURAL  
ENVIRONMENT  
And OBJECTS**

- Pastuhov A. V.* Classification and diagnosis issues of anthropogenic soils .....74

**ECOTOXICOLOGY**

- Galiulin R. V., Galiulina R. A., Kochurov B. I.* Accumulation of heavy metals by water plants in conditions of technogenesis ...81
- Smolenkov A. D., Poputnikova T. O., Smirnov R. S., Rodin I. A., Shpigun O. A.* Comparative assessment of toxicity of unsymmetrical dimethyl hydrazine and its decomposition products by bioassay methods .....85

**ENVIRONMENTAL  
RISKS And  
ECOLOGICAL  
SAFETY**

- Lisova M. N., Egorov A. N., Svetukhin V. V.* Comparative analysis of theoretical and experimental methodologies of mineral origin waste hazards assessment .....91
- Nekrasova Yu. N., Dabakh E. V.* Complex hydrochemical indices evaluating surface water pollution in the area of the acting chemical weapons decommission facility «Maradykovsky» .....95

**IMPLEMENTING  
ECOLOGICAL WAYS OF  
PRODUCTION**

- Lomash S. I.* Features and problems of ecological self-control methods .....102
- Limonov Yu. Yu., Ashikhmina T. Ya., Savinykh V. P.* Analysis of sewage pollution of the cities in the middle part of the river Vyatka ..... 108
- Khmeleva M. V., Tyulina N. E., Zorin A. D., Zanozina V. F., Samsonova L. D., Gareyev D. R.* Gas chromatographic determination of unsymmetrical dimethyl hydrazine, NDMA and dimethylamine in atmospherical air and workplace air .....113

**AGROECOLOGY**

- Rusakova I. I., Batalova G. A., Tulyakova M. V., Zhuravleva G. P.* Grain yield and oats adaptability in the Volga-Vyatka region ....120
- Gayfutdinova A. R., Domrachava L. I., Trefilova L. V.* Prospects of using *Fisherella muscicola* and sodium azide for suppression of *Fusarium solani* development .....124
- Dudin G. P., Dvinskikh L. N.* Genetic variation of spring barley under the influence of potassium carbonate and the emission of red band ..... 128

**ECOLOGY  
of POPULATIONS**

- Shirokikh A. A.* Myxomycetes of the reserve area «Nurgush» ...136
- Pestov S. V., Valuyskikh O. E.* On cloudberry (*Rubus chamaemorus* L.) antecology in the russian european northeast ..... 142
- Dzhaynakov D. Sh., Seifert D. V., Kulagin A. Yu.* Analysis of factors affecting the dynamics of indicator groups insect fauna species composition in the areas of reclaimed forests .....148
- Glushkov V. M., Safonov V. G., Sergeev A. A., Shevnina M. S.* Analysis of elk population dynamics in the southern Urals .....153

## Экологические аспекты научного наследия С. Н. Виноградского (из истории экологии микроорганизмов)

© 2013. Н. Н. Колотилова, к.б.н., доцент,  
Московский государственный университет  
им. М. В. Ломоносова,  
e-mail: kolotilova@mail.ru

Обсуждаются экологические проблемы, затронутые в исследованиях великого русского микробиолога С. Н. Виноградского (1856–1953), начиная от влияния внешних факторов на *Mycoderma vini*, экофизиологии серо- и железобактерий, глобального значения хемосинтеза, экологии бактерий круговорота азота и кончая работами по микробиологии почвы французского периода жизни учёного. Подчёркивается концептуальный характер речи «О роли микробов в общем круговороте жизни» (1896) и доклада на I Международном съезде франкоязычных микробиологов, ознаменовавшего рождение нового научного направления – экологической микробиологии.

Some ecological problems in the works of the famous Russian microbiologist S. N. Winogradsky (1856–1953), from the action of external factors on *Mycoderma vini*, ecophysiology of sulfur and iron bacteria, discovery of chemosynthesis and ecology of bacteria of the cycle of nitrogen and up to the works on soil microbiology executed in France. The conceptual character of the famous speech «On the role of microbes in the cycle of life» (1896) and of the conference on the I International Congress of French – language microbiologists is signed.

Ключевые слова: экология микроорганизмов, микробиология почвы, хемосинтез, история биологии, С. Н. Виноградский

Keywords: microbial ecology, soil microbiology, chemosynthesis, history of biology, S. N. Winogradsky

С именем великого русского микробиолога и естествоиспытателя Сергея Николаевича Виноградского (1856–1953), оказавшего, по словам академика Г. А. Заварзина, наибольшее влияние на развитие мировой науки в XX веке [1], связаны эпохальные события в истории микробиологии: открытие хемосинтеза и создание экологии микроорганизмов. Эти события всё глубже уходят в историю. Более 125 лет прошло с тех пор, как С. Н. Виноградским была высказана идея окисления бактериями неорганических соединений [2]; 75 лет назад в программном докладе на I Конгрессе франкоязычных микробиологов в Париже (1938) им были сформулированы основные положения «экологической микробиологии» [3]. В этом году исполнилось 90 лет со дня открытия (23 мая 1923 г.) Сельскохозяйственного, или Почвенного филиала Пастеровского института, в котором С. Н. Виноградский работал последние 30 лет жизни, а также 60 лет со дня смерти учёного. Несмотря на стремительное развитие микробиологии, концепции С. Н. Виноградского не устаревают, а интерес к его трудам свидетельствует об их востребованности [4, 5]. Поэтому представляется уместным оглянуться на-

зад и ещё раз обсудить вклад С. Н. Виноградского в развитие экологии микроорганизмов. Поскольку о жизненном пути учёного написаны прекрасные книги [6, 7], биографические сведения в этой статье будут опущены.

Начиная с самых ранних исследований, работы С. Н. Виноградского отличаются большой «экологичностью». Уже первая научная работа «О влиянии внешних условий на развитие *Mycoderma vini*» (1883), выполненная в лаборатории А.С. Фаминцына в Петербургском университете, легко может быть отнесена к категории «Организм и среда». В ней были поставлены задачи: 1) найти точный метод для изучения влияния внешних условий на развитие низших грибов (дрожжей рода *Mycoderma*); 2) исследовать, в какой мере остаётся постоянной форма клеток этого организма при разнообразных условиях питания. Исследование было во многом инспирировано классическими работами Л. Пастера (напомним, впервые показавшего огромную роль «бесконечно малых» в природе) и в определённой мере стало их продолжением. Важно отметить методологические принципы (они тоже шли от Пастера), обусловившие успех экспериментов. Это обязательное сравнение с контролем



(причём в каждом опыте, как отмечал Виноградский, он всегда изменял лишь один параметр, что позволяло получать чёткий ответ на вопрос задачи). Большое значение также имела работа с потомством одной клетки (образ чистой культуры) и микроскопические наблюдения в течение всего периода роста организма, что позволяло вовремя уловить характерные изменения его морфологии и избежать запутанной картины, которую часто наблюдали учёные того времени. Наконец, важно отметить использование протока среды, который больше соответствовал природным условиям роста (в источнике или, скажем, в микробном сообществе, где продукты обмена одного организма служат субстратом для другого), чем периодическое культивирование, при котором нормальный рост организма осложняется исчерпанием субстратов, накоплением нередко токсичных продуктов обмена, изменением физико-химических условий и т. д.

Опыты Виноградского по физиологии питания *M. vini* показали, что организм нуждается в магнии, что калий не может быть заменен цезием, и т. д., позволив исправить некоторые ошибочные представления современников (К. Негели) о питательных потребностях гриба. Уместно напомнить, что роль многих элементов, в частности металлов, в метаболизме микробов была ещё практически неизвестна. Результаты работы Виноградского могли быть полезны для составления рецептов питательных сред; эта область микробиологии, связанная с именем сотрудника Л. Пастера Ж. Ролена, только начинала развиваться. С. Н. Виноградский также отметил различия роста дрожжей в аэробных и анаэробных условиях – тема, получившая впоследствии широкое развитие, например, в трудах М. Н. Мейселя (1950). Итак, можно сказать, что уже первое исследование С. Н. Виноградского, дошедшее до нас лишь в виде протокола заседания Санкт-Петербургского общества естествоиспытателей и реферата в журнале, дало новые и важные данные в отношении экофизиологии дрожжей.

В качестве небольшого отступления хочется отметить, что, хотя С. Н. Виноградский отмечал своё увлечение в студенческие годы работами прежде всего Л. Пастера, круг учёных, повлиявших на становление его интересов, в том числе экологических, был шире. Виноградский был младшим современником В. В. Докучаева и П. А. Костычева, оценивших важную роль в почве микробных процессов, он знал работы французских агрохи-

миков, прежде всего Ж. Б. Буссенго, внесшего большой вклад в учение о круговоротах элементов. Наконец, непосредственный учитель С. Н. Виноградского А. С. Фаминцын, основоположник физиологии растений в России, внёс вклад в развитие многих научных направлений, от биоэнергетики растений до почвенной микробиологии.

Следующий этап научной деятельности Виноградского, по окончании Петербургского университета, проходил в Страсбурге, в лаборатории крупного миколога А. Де Бари. Выбор лаборатории был не случаен. Как писал Д. М. Новогрудский [8], после занятий у Фаминцына Виноградский был блестяще подготовлен по физиологии растений и вряд ли мог многому научиться за границей. Но что действительно как нельзя лучше могло дополнить его эрудицию – это солидная школа по морфологии и истории развития низших организмов; такой школой и была лаборатория А. Де Бари.

Первым вопросом, которым занялся Виноградский в лаборатории Де Бари, был вопрос о плеоморфизме ряда нитчатых бактерий, представление о котором отстаивал В. Цопф. В результате кропотливых исследований Виноградский описал морфологию нескольких родов бесцветных и пурпурных серных бактерий (причём охарактеризованные им таксоны выдержали испытание временем и до сих пор фигурируют в систематике бактерий), блестяще опровергнув взгляды плеоморфистов. Убеждённым защитником мономорфизма Виноградский выступал до конца жизни.

Успеху работы способствовала разработка методологического подхода: уже в первых исследованиях по серобактериям Виноградским был введён экологический принцип их культивирования. Бактерии культивировали на предметных стёклах (аналог микрокамеры) с часто сменявшейся средой, в качестве которой использовалась вода из серного источника, где они росли. Много лет спустя Виноградский отмечал: «Итак, поведение серобактерий прослеживалось визуально в течение месяцев в нормальных экологических условиях – в их естественной среде, а не в каких-либо бактериальных средах, способных вызвать физиологический артефакт» [9, с. 28]. «Экологический принцип, следовательно, является обязательным, когда требуется установить нормальную морфологию элементарного вида» [9, с. 80]

Заслуживает внимания и создание С. Н. Виноградским модели сероводородного источника (с помощью лотка и двух бутылей), а также знаменитой «колонки Виноградского» –

микрокосма, в котором развиваются микробиологические процессы, характерные для природного водоёма.

Наиболее важное открытие было сделано при наблюдении за появлением и исчезновением серы в клетках серобактерий. Аналогия с поведением запасных веществ в клетках водорослей, изучавшихся в лаборатории Фаминцына, натолкнула Виноградского на чрезвычайно смелую и новую идею о сере как запасном веществе и соединениях серы как источнике энергии для бактерий, об окислении неорганических соединений как особом типе дыхания.

С. Н. Виноградский не только разгадал загадку способа существования и причину накопления серы в клетках бактерий, но и правильно ответил на вопрос об их функции в природных процессах, показав, что серобактерии окисляют сероводород, а не образуют его, как считали современники (например, французский учёный Оливье). Известный французский биохимик Э. Дюкло высоко оценил работу Виноградского по серобактериям, посвятив ей большой аналитический обзор в Анналах института Пастера.

Стоит отметить, что Виноградским был обследован ряд серных источников в Германии и Швейцарии, и это было одно из первых в истории планомерное экологическое исследование микробиоты серных источников. «Я посетил четыре сероводородных источника: один в Базенском округе – Бад-Лангенбрюкен, другие три в Швейцарии, близ озера Тун, <...>, посещение последних дало мне особенно много», – писал С. Н. Виноградский [9, с. 40]. «Две описанные бактерии [*Thiothrix* и *Beggiatoa*. – Н. К.] избирают различные места обитания: в то время как белая плёнка (барежина), встречающаяся в сероводородных водах, имеющих илистое дно, состоит почти исключительно из нитей *Beggiatoa*, быстро текущие сероводородные источники с каменистым ложем (какие встречаются в Швейцарии) населены различными видами *Thiothrix*, прекрасно приспособленными к этим условиям. Все гальки покрыты как бы белым плюшем, сотканным из пучков и султанов этих бактерий» [9, с. 127].

Выводы об окислении неорганических веществ (аноргоксидации), сделанные Виноградским на серобактериях, были, в целом, подтверждены на железобактериях. Это позволило оценить не только их тип метаболизма, но и экологическую роль в природе.

На следующем этапе исследований С. Н. Виноградского, уже в Цюрихе, изучение бак-

терий нитрификаторов позволило выявить и доказать не только использование ими соединений азота как источников энергии, но и автотрофию; способность к автотрофии впервые была обнаружена у нефотосинтезирующих организмов. За этим последовал знаменательный экологический вывод: «Органическое вещество на земном шаре образуется при жизнедеятельности живых существ не только в процессе фотосинтеза, но и в процессе хемосинтеза» [9, с. 169]. Во времена Виноградского такая возможность представлялась малозначительной, минорной; это не удивительно, поскольку часто хемолитотрофы находятся в конце микробной трофической цепи деструкции и минерализации органического вещества. Однако столетие спустя предвидение Виноградского нашло совершенно неожиданное подтверждение: в 1980-х гг. на дне океана были открыты знаменитые подводные оазисы, населённые серобактериями, метанотрофами и другими бактериями, играющими роль первичных продуцентов не только в микробном сообществе, но и поддерживающими жизнь крупных беспозвоночных (вестиментифер, моллюсков, креветок). Продукция хемосинтетиков в океане оказалась сравнимой с таковой у фототрофов. Подводные луга из нитчатых серобактерий, заметные невооружённым глазом «жемчужины» *Thiomargarita*, гигантские нити *Thioploca*, пересекающие оксиклин и транспортирующие вещества из аэробной зоны в анаэробную и обратно, – всё это свидетельствует о колоссальном значении и масштабах хемосинтеза на Земле. Ещё более глобальной представляется сегодня роль хемолитотрофов в подземной биосфере.

Изучение нитрификации привело С. Н. Виноградского к очень сложной проблеме, которая была, в конечном итоге, решена блестящим открытием возбудителей I и II фазы этого процесса, кооперативные взаимоотношения между которыми очевидны. Ещё более интересные экологические выводы о тонком механизме регуляции процессов круговорота азота в почве были сделаны на основании изучения отношения этих организмов к органическим веществам и азотсодержащим соединениям.

Наконец, при изучении нитрификаторов С. Н. Виноградский выполнил первое в истории сравнительное исследование по распространению микроорганизмов нитрификации в почвах Цюриха, Казани, Токио, а также Явы, Африки, Австралии, Южной Америки. Этим были заложены основы географии почвенных бактерий.



Следующий этап научной деятельности Виноградского, связанный со службой в Императорском институте экспериментальной медицины (ИЭМ) в Петербурге, ознаменовался работами по усвоению бактериями атмосферного азота. Выделение первого свободноживущего азотфиксатора *Clostridium pasteurianum* (1893) позволило замкнуть схему круговорота азота в природе. С речью на эту тему Виноградский выступил в 1894 г. в Москве на IX Съезде русских естествоиспытателей и врачей, а три года спустя на годичном акте ИЭМ он произнёс обобщающую и действительно эпохальную речь «О роли микробов в общем круговороте жизни» [10]. В ней не только были прослежены циклы основных элементов, катализируемые микроорганизмами, но сделан знаменитый вывод об их взаимосвязи. В результате «вся живая материя возстаёт перед нами как одно целое, как один огромный организм, заимствующий свои элементы из резервуара неорганической природы, целесообразно управляющий всеми процессами своего прогрессивного и регрессивного метаморфоза, и наконец отдающий снова всё заимствованное назад мёртвой природе» [10, с. 27]. Эти слова предваряли «Биосферу» В. И. Вернадского.

Научную деятельность С. Н. Виноградского можно условно разделить на два больших периода. Первый из них охватывает исследования, проводившиеся им в Петербургском университете, Страсбурге, Цюрихе, снова в Петербурге в ИЭМ. Второй период начался полтора десятилетия спустя, когда, покинув после революции Россию, Виноградский оказался в конечном итоге в Пастеровском институте во Франции (1922). Директор института Э. Ру предложил ему возглавить Почвенный (Сельскохозяйственный) филиал института Пастера, для организации которого была выбрана принадлежавшая институту усадьба в г. Бри-Конт-Робер под Парижем. Решение Ру было смелым: с приходом Виноградского в институте наряду с традиционной, почти исключительно медицинской тематикой возникло новое – экологическое – направление.

С самого начала работы над созданием почвенной микробиологии как новой науки Виноградский поставил во главу угла проблему метода. В ряде выступлений и статей он констатировал недостаточность методов общей микробиологии, прежде всего метода чистых культур, применительно к микробиологии почвы, отсутствие у почвенной микробиологии своего метода и необходимость исследовать

функции микрофлоры в её естественном состоянии. Так, в докладе, сделанном в Обществе промышленной химии (1924), он отмечал: «Прямое применение к почвенной микробиологии выводов, полученных на чистых культурах, недопустимо. <...> Придерживаясь современного метода, мы никогда не дойдём до выявления роли почвенных микробов в их естественной среде, хотя бы даже опыты с чистыми культурами продолжались века!» [9, с. 405].

В качестве положительного решения Виноградский предложил метод прямого микроскопического анализа почвы, затем метод микробных культур на почве. Введение понятия контрольной, или нормальной, почвы, сравнение микрофлоры разных почв, а также до и после добавления в почву легкоразлагаемых субстратов уже в первые годы французского периода привело к созданию представления об автохтонной и зимогенной микрофлоре.

Особое значение приобрёл метод самопроизвольных культур на пластинках силикагеля, пропитанных тем или иным субстратом, позволивший получать «биологический ответ» почвы. Это позволило создать (и значительно изменить существующее) представление о роли отдельных групп микроорганизмов в почвенном ансамбле, вплотную подводя к понятию микробного сообщества. Наиболее подробно и образно этот метод изложен в докладе Виноградского «Микробиологический анализ почвы» на I Международном микробиологическом конгрессе (Париж, 1930). Идея подхода заключается в следующем: чтобы узнать естественные функции микроорганизма, вместо того чтобы изолировать его в культуру на сложной среде, предлагается внести изолированное химическое вещество в природную смесь микроорганизмов, существующую в данном образце почвы, и посмотреть (через несколько часов или дней, в зависимости от субстрата), какие микроорганизмы будут доминировать первыми. Они и являются возбудителями процесса. Виноградский описывает динамику роста микроорганизмов при добавлении в минеральную среду пептона, аспарагина, крахмала, целлюлозы, формиата, ацетата, этанола, бутирата и т. д. (т. е. полимеров и мономеров, сбраживаемых субстратов и типичных продуктов брожения), картина усложняется сменой доминирующих групп в присутствии и в отсутствии связанного азота. Неоднократно отмечается и сукцессия микроорганизмов. Представленная картина является осознанным прообразом системы трофических цепей микробного сообщ-

щества. Знаменателен заключительный тезис доклада: «Микробное население почвы – это организованный коллектив, который отвечает на воздействие и энергию, приходящие извне, с максимальной отдачей, этот максимум обусловлен принципом разделения труда, который находит выражение в особенностях всех членов этого коллектива». И позднее, в другой работе: «Деятельность микрофлоры не следует представлять себе как сумму индивидуальных процессов, это коллективная, саморегулируемая работа» [9, с. 786]. Понимая своё значение как основоположника новой науки, Виноградский записал в своём дневнике: «В результате моих работ создалась новая ветвь наук, которую я назвал *Microbiologie oecologique*, и ей положено прочное основание» [7, с. 194].

Вместе с немногими учениками (стажёрами Л. Г. Ромеллем, Я. Земецкой, позднее дочерью Еленой) Виноградский исследовал микроорганизмы, выполняющие ключевые процессы в почве: нитрификацию, азотфиксацию, разложение целлюлозы; объектом внимания Е. С. Виноградской стали нитрификаторы активного ила в очистных сооружениях Парижа. Совместно с Я. Земецкой был усовершенствован метод тестирования почвы с использованием в качестве тест-организма азотобактера. Разнообразные модификации этого приёма получили широкое распространение, в частности, в СССР, в лаборатории Е. Е. Успенского. Многие подходы Виноградского получили признание, стали основой многих методов, используемых сегодня в почвенной микробиологии (инициации сукцессии, мультисубстратного тестирования почвенного микроб-

ного комплекса и т. д.), экологизации земледелия и др. Прямым продолжением и развитием экологических идей С. Н. Виноградского стало учение Г. А. Заварзина о «Природоведческой микробиологии» [4].

### Литература

1. Заварзин Г.А. Эволюция прокариотной биосферы. Микробы в круговороте жизни: 120 лет спустя. Чтение им. С.Н. Виноградского. М.: МАКС Пресс, 2011. 128 с.
2. Winogradsky S. Über Schwefelbakterien // Bot. Z. 1887. V. 45. P. 489–610.
3. Winogradsky S. La microbiologie écologique: ses principes, son procédé. Rapport présenté au I Congrès des Microbiologistes de la Langue Française, Paris, 27–29 Octobre 1938 // Ann. Inst. Pasteur. 1938. V. 61. P. 731.
4. Ackert L. The «Cycle of Life» in Ecology: Sergey Vinogradskii's Soil Microbiology: 1885–1940 // J. Hist. Biol. 2007. V. 40. P. 109–145.
5. Dworkin M. Sergei Winogradsky: a founder of modern microbiology and the first microbial ecologist // FEMS Microbiol. Rev. 2012. V. 36. P. 364–379.
6. Рассказы о великом бактериологе Сергее Николаевиче Виноградском. СПб: Росток, 2004. 318 с.
7. Заварзин Г.А. Три жизни великого микробиолога. Документальная повесть о Сергее Николаевиче Виноградском. М.: Либроком, 2009, 2010. 248 с.
8. Новогрудский Д.М. Материалы по истории почвенной микробиологии С.Н. Виноградский, первый период его деятельности // Микробиология. 1956. Т. 25. С. 742–753.
9. Виноградский С.Н. Микробиология почвы. М.: АН СССР, 1952. 792 с.
10. Виноградский С.Н. О роли микробов в общем круговороте жизни. СПб. 1897. 27 с.



## Актиномицеты – ассоциативные компоненты цианобактериальных сообществ и симбиозов

© 2013. Г. М. Зенова<sup>1</sup>, д.б.н., профессор, Е. С. Лобакова<sup>1</sup>, д.б.н., профессор,  
И. Г. Широких<sup>2</sup>, д.б.н., профессор, Е. А. Иванова<sup>3</sup>, н.с.,

<sup>1</sup>Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова,

<sup>2</sup>Зональный НИИ сельского хозяйства Северо-Востока им. Н. В. Рудницкого РАСХН,

<sup>3</sup>Почвенный институт им. В. В. Докучаева РАСХН,  
e-mail: zenova38@mail.ru

В обзоре обсуждаются вопросы распространения в природных цианобактериальных сообществах и симбиозах мицелиальных актинобактерий (актиномицетов). Анализируются работы, посвящённые адаптационным изменениям цианобактерий и актиномицетов в экспериментально сформированных цианобактериально-актиномицетных талломах, определяющие роль этих организмов в формировании и функционировании всего сообщества в целом.

The review discusses the issues of dissemination of the nature of cyanobacterial communities and symbioses mycelial actinobacteria (actinomycetes). Analyzed the work devoted to the adaptive changes of cyanobacteria and actinomycetes in the experimentally established cyanobacterial-actinomycetes thallomes, the role of these organisms in the formation and functioning of the community as a whole.

Ключевые слова: актиномицеты, цианобактерии, альго-бактериальные сообщества,  
цианобактериальные сообщества, синцианозы, эндофиты

Key words: actinomycetes, cyanobacteria, algo-bacterial community,  
cyanobacterial community, sincyanoses, endophytes

Многочисленные экспериментальные сведения об удивительном разнообразии типов взаимодействия организмов в природе дают основание полагать, что симбиотические системы представляют собой одну из основных форм существования организмов в биосфере [1, 2].

Повсеместное распространение в наземных экосистемах цианобактериальных сообществ, компонентный состав которых представлен разнообразными бактериями, в том числе мицелиальными актинобактериями (актиномицетами), определяет исключительное значение этих организмов в формировании и устойчивом развитии биосферы [3 – 5].

Являясь первопоселенцами на выветриваемых скальных породах, цианобактериальные сообщества принимают активное участие во многих биохимических процессах (накопления органического вещества, его минерализации, разрушения минеральных субстратов, выщелачивания и распределения различных элементов), способствуя тем самым изменению субстрата, ведущего к формированию почвы.

Однако вследствие того, что изучение взаимодействия микроорганизмов в природных сообществах затруднено, выявление взаим-

ного влияния отдельных компонентов сообщества друг на друга возможно путём создания модельных ассоциаций, в которых подбираются и изучаются отдельные пары микроорганизмов.

В современной биологии сложилось новое направление исследований симбиозов как многокомпонентных систем – макросимбионта, традиционного известного доминантного микросимбионта и сопутствующих ассоциативных микросимбионтов, выполняющих функции, обеспечивающие успех симбиоза в целом [1, 2]. В последнее десятилетие открыты новые многочисленные сопутствующие микроорганизмы для большинства известных симбиозов, поэтому настала необходимость выявления роли ассоциативных микроорганизмов в функционировании симбиоза как надорганизменной интегрированной системы в целом.

В современной трактовке ассоциативные системы (ассоциации) предлагается определять как взаимодействие между организмами, не обеспечивающее высокоспециализированных, облигатных связей между партнёрами, оказывающими положительное действие друг на друга. Временной параметр взаимодействия

партнёров ассоциаций не имеет определяющего значения. Ассоциативные системы складываются и в рамках отдельных симбиозов. В качестве макросимбионта в конкретном симбиозе и ассоциативной системе может выступать один и тот же организм, а в качестве доминантного и ассоциативных микросимбионтов – разные организмы. Ассоциативным микроорганизмом может быть в отношении как микро-, так и макропартнёра или в отношении всей системы в целом [1, 2].

Ассоциативные микросимбионты могут не накапливаться в значительных количествах в морфологических структурах макросимбионта и могут присутствовать только на определённых стадиях развития симбиоза. На определённых стадиях онтогенеза макросимбионта доминантный и ассоциативный микросимбионты могут формировать микроразнообразный пространственный микросимбиоз.

Для исследования воздействий ассоциативных микроорганизмов на всю систему в целом на микро- или макросимбионтов необходимо экспериментальное формирование ассоциативных систем микродоминантов с ассоциативными микроорганизмами. Выявление в экспериментальных системах характера взаимодействия партнёров поможет выявлению разнонаправленных действий ассоциативных микроорганизмов, определяющих формирование, стабильность существования и продуктивность симбиотической системы в целом.

#### Актиномицеты в природных альго-бактериальных экосистемах

Цианобактерии (ЦБ) и мицелиальные актинобактерии (актиномицеты) привлекают пристальное внимание исследователей. Возникнув на ранних этапах истории Земли, они демонстрируют удивительную резистентность на протяжении всей истории нашей планеты. Уже в докембрийских отложениях постоянно встречаются литифицированные органические остатки микробного происхождения – нити, определяемые как ЦБ, и более тонкие ветвящиеся нити, которые относят к актиномицетам [6].

Подобное взаимодействие фототрофных и гетеротрофных организмов сохранилось и до наших дней. Примером служат альго-циано-бактериальные маты – бентосные популяции микроорганизмов, где ЦБ являются основными продуцентами органического вещества и отвечают за структуру мата. Именно эти альго-бактериальные сообщества, являясь

древними обитателями Земли, процветавшими в докембрии в мелководных водоёмах, сформировали кислородную атмосферу планеты в далёком прошлом [7].

Альго-циано-бактериальные сообщества являются высокопродуктивной системой. В этой системе фототрофный компонент – ЦБ – главный продуцент органического вещества всего сообщества, которое может использоваться в качестве источника углерода и энергии гетеротрофными компонентами сообщества. Вступая в ассоциации с бактериями, ЦБ участвуют в формировании трофических цепей [7].

Микробные сообщества с участием ЦБ и актиномицетов широко распространены в природе: циано-бактериальные сообщества, формирующиеся в пятнах «цветения» почвы [8], циано-бактериальные маты гидротерм и лагун [6], альго-бактериальные ассоциации с лишайникоподобным талломом (актинолишайники) в местах первичного почвообразования на осадочных карбонатных породах, где актиномицеты участвуют в стабилизации бактериального блока системы и усиливают фотосинтетическую активность водоросли [9, 4]. Повсеместно распространены как симбиозы азотфиксирующих ЦБ с эукариотными организмами (простейшими, беспозвоночными животными, грибами, растениями) (синцианозы) [10 – 12], так и симбиозы актиномицетов с растениями (актиноризы) [13, 14] и с почвенными животными [4]. Известна способность эндофитных актиномицетов и коринформных бактерий, изолированных из корневых тканей озимой ржи, к образованию ауксинов в жидкофазной культуре. Изоляты коринформных бактерий продуцировали в среде индолил-3-уксусную кислоту (ИУК). Выявлена зависимость образования ИУК актинобактериями от состава и кислотности питательной среды, концентрации в ней триптофана, условий аэрации. Проведена оценка биологической активности бактериальной ИУК. Обработка семян озимой ржи ауксинпродуцирующими актинобактериями способствовала повышению всхожести и более интенсивному росту проростков *in vitro* [15].

Почвообразующую деятельность современных цианобактериальных сообществ, проявляющуюся в формировании наскальных обрастаний и преобразовании минеральной части почвообразующей породы, отмечали многие исследователи [16 – 24]. Однако потенциал функциональных проявлений цианобактериально-актиномицетных ассоциаций в природных сообществах полностью не изучен.



В научной литературе имеются многочисленные описания ассоциативных отношений между организмами в многокомпонентных системах, для которых применяется термин «ассоциативный симбиоз» [1, 2, 25, 26]. В последнее десятилетие ассоциативные микроорганизмы выявлены в составе большинства изученных растительных симбиозов, однако среди исследователей нет единого мнения о том, какую роль они играют в процессе формирования и функционирования симбиозов (бобово-ризобияльного, актиноризного, синцианозах и микоризах).

Мицелиальные бактерии (актиномицеты) часто обнаруживаются в альго-бактериальных природных экосистемах. Эти организмы выделены из альго-бактериальных матов супра- и сублиторали гиперсолёных водоёмов Крыма [6], Антарктиды [27], Австралии [28]. Ассоциации актиномицетов с ЦБ распространены в современных строматолитах залива Шарк (Австралия) [29], актиномицеты выявлены в арктических лишайниках [30].

Примером многокомпонентного симбиоза является синцианоз саговниковых растений [4]. Установлено, что в бактериальном ассоциативном сообществе кораллоидных корней (инфицированных доминантным микросимбионтом – ЦБ) саговниковых растений преобладают бактерии-гидролитики, в том числе актиномицеты [34].

Обнаружение актиномицетов в природных альго-бактериальных сообществах и синцианозах делает необходимым изучение экспериментальных ассоциаций, сконструированных из представителей ЦБ и актиномицетов, для выяснения функциональной роли актиномицетов в этих экосистемах. Исследование «поведения» ЦБ и актиномицетов в ассоциациях составляет новый аспект в изучении экологии этих организмов и выявляет их потенциальные функциональные возможности.

### Экспериментально сформированные ассоциации цианобактерий и актиномицетов

В современных исследованиях для выявления эффектов взаимодействия ЦБ и актиномицетов, выделенных из природных синцианозов, разработаны критерии для подбора культур-компонентов экспериментальной ассоциации [33].

Критериями образования ассоциации ЦБ и актиномицета являются: отсутствие взаимного антагонизма стрептомицета и ЦБ; прояв-

ление положительного тропизма культур друг к другу; образование устойчивых (не разрушающихся при отмывании водой) ассоциативных талломов при культивировании ЦБ и актиномицета в жидкой питательной среде. В случае отсутствия взаимодействия образования талломов не происходит, и микроорганизмы при смешивании образуют двухслойный осадок – конгломераты гиф стрептомицета внизу, слой клеток ЦБ – сверху.

В качестве компонентов для формирования экспериментальных цианобактериально-актиномицетных ассоциаций целесообразно использовать культуры, выделенные из природных экосистем, где они могут адаптироваться друг к другу длительное время. Так, для формирования экспериментальных цианобактериально-актиномицетных ассоциаций использовали альгологически чистую культуру негетероцистообразующей ЦБ *Oscillatoria terebriformis* (Ag.) Elenk. Emend., полученную из коллекции культур Института микробиологии имени С. Н. Виноградского РАН. В описании структуры матов отмечено, что виды р. *Oscillatoria* широко распространены в альго-бактериальных матах гиперсолёных озёр Крыма [32]. Соответственно из числа культур актиномицетов, выделенных из альго-бактериальных матов гиперсолёных озёр Крыма, был отобран согласно разработанным критериям образования ассоциации стрептомицет *Streptomyces odorifer* шт. 1.

В экспериментально сформированных ассоциациях выявлены специфические взаимодействия культур *Oscillatoria terebriformis* (Ag.) Elenk. Emend.) и актиномицета *Streptomyces odorifer* шт. 1 [33, 34]. Эти взаимодействия определяются по наличию положительного тропизма гиф стрептомицета к нитям *O. terebriformis*; по усилению фотосинтетической активности *O. terebriformis* в ассоциации по сравнению с монокультурой; по изменению антимикробных свойств таллома ассоциации по сравнению с монокультурами стрептомицета и цианобактерии. Гифы *S. odorifer* проявляли положительный тропизм к нитям *O. terebriformis*. Коэффициент ассоциативности ( $K_{as}$ ), который рассчитывали как отношение площади, занимаемой мицелием стрептомицета, проникшего на фильтр с ЦБ, к площади, занимаемой мицелием стрептомицета, проникшего на контрольный фильтр. Гифы стрептомицета, проникающие на фильтр с *O. terebriformis*, оплетали нити ЦБ.

Установлено достоверное увеличение фотосинтетической активности *O. terebriformis*

в ассоциации со *Str. odorifer* (концентрация хлорофилла  $a$   $43,0 \pm 4,46$  мг/г биомассы цианобактерии) по сравнению с фотосинтетической активностью монокультуры ( $34,7 \pm 3,74$  мг/г биомассы ЦБ).

Отмечено усиление антибиотической активности стрептомицета в ассоциации с *O. terebriformis* против культур бактерий *Bacillus cereus* шт. 1, *Arthrobacter agilis* шт. 3, *Micrococcus* sp. шт. 8, против культуры дрожжей *Rhodotorula* sp. шт. 1 и усиление антимикробных свойств ЦБ в ассоциации со *Str. odorifer* в отношении тест-культуры *Str. prunicolor* шт. 5. Установлено, что таллом экспериментальной ассоциации проявляет антимикробную активность к тест-культурам *Str. xanthocidicus* шт. 6 и *Fusarium* sp. шт. 3, к которым монокультуры стрептомицета и ЦБ не проявляли антагонизма [34].

Полученные данные о наличии положительного тропизма гиф *Str. odorifer* к нитям *O. terebriformis*, усилении фотосинтетической активности ЦБ и изменении антимикробных свойств стрептомицета и ЦБ – компонентов модельной ассоциации по сравнению с монокультурами стрептомицета и ЦБ свидетельствуют о симбиотическом характере взаимодействия *O. terebriformis* и *S. odorifer* в ассоциации.

Очевидно, что актиномицеты в качестве ассоциативных симбионтов в природных альгобактериальных матах гиперсолёных озёр могут оказывать позитивное влияние на формирование и функционирование мата в целом, стимулируя фотосинтетическую активность ЦБ и выполняя ценозообразующую функцию выделением антибиотиков. Изучение ассоциаций актиномицетов с ЦБ важно для лучшего понимания функционирования природных альго-бактериальных матов и циклов биогенов в водоёмах [34].

Аксеничную культуру свободноживущей гетероцистообразующей ЦБ *Anabaena variabilis* Kütz. ATCC 29413, полученную из музея кафедры биоинженерии биологического факультета МГУ им. М. В. Ломоносова, использовали в качестве компонента для формирования экспериментальной цианобактериально-актиномицетной ассоциации потому, что в синцианозах саговниковых растений (современные саговники (цикадовые) – реликтовые голосеменные, по внешнему виду напоминающие пальмы) микродоминантами являются гетероцистные ЦБ из порядка Nostocales). Актиномицетные компоненты отбирали из числа культур, изолированных из апогеотропных

корней оранжерейных саговниковых растений *Stangeria eriopus* (G. Runtze) Nash и *Cycas micholitzii* Dyer (Государственный ботанический сад им. Н. В. Цицина РАН, г. Москва). Согласно принятым критериям создания цианобактериально-актиномицетных ассоциаций отобраны два штамма *Str. cyaneofuscatus* шт. № 1 и *Str. pluricoloescens* шт. № 2, идентифицированные по фенотипическим и молекулярно-биологическим признакам как представители рода *Streptomyces* [35]. Актиномицеты выделяли из предварительно растёртых апогеотропных корней саговников методом «рассыпки» на агаризованную питательную среду минеральный агар 1 [36]. Стрептомицеты поддерживали на среде овсяный агар [37].

Антагонистическая активность между отобранными штаммами стрептомицетов и аксеничной культурой свободноживущей гетероцистной ЦБ *A. variabilis* Kütz. ATCC 29413 отсутствовала. Монокультуру ЦБ *A. variabilis* поддерживали на среде Берджи (BG-11) [38] при постоянном освещении (780 лк,  $t^{\circ} = 24 \pm 1$  °C).

Отобранные стрептомицеты идентифицированы на основании фенотипических свойств и секвенирования гена 16S рРНК как представители *Str. pluricoloescens* штамм 1 и *Str. cyaneofuscatus* штамм 2. Нуклеотидные последовательности гена 16S рРНК штаммов 1 и 2 депонированы в GenBank NCBI с присвоением индивидуальных номеров доступа: *Str. pluricoloescens* 1 FR837629 и *Str. cyaneofuscatus* 2 FR837630 [39].

Таксис клеток *A. variabilis* к мицелию стрептомицетов оценивали по величине коэффициента ориентации ( $K_{or}$ ), рассчитываемого как соотношение площадей, занимаемых трихомами *A. variabilis*, растущими по направлению к стрептомицету и в противоположном от стрептомицета направлении. Величина коэффициента ориентации ( $K_{or}$ ), равная 2, демонстрировала наличие положительного таксиса ЦБ к стрептомицету [40].

Экспериментальные цианобактериально-актиномицетные ассоциации формировали из 7-суточного мицелия стрептомицета, выращенного в погружённой культуре на минеральной среде 1, и ЦБ, выращенной на среде BG-11 в течение 3 недель. Компоненты инокулята смешивали (соотношение 1:1) и ассоциацию выращивали в жидкой или на агаризованной среде BG-11 в статическом режиме в люминостате при постоянном освещении (780 лк и  $t^{\circ} = 24 \pm 1$  °C).

Ассоциации стрептомицета и ЦБ активно росли как в жидких, так и на агаризованных



питательных средах. При росте ассоциаций, сформированных из *A. variabilis* и *S. pluricolarescens* 1FR837629, в жидкой питательной среде в статических условиях культивирования отмечали образование талломов, формирующихся в результате оплетения конгломератов стрептомицетного мицелия нитями ЦБ. Явление формирования устойчивых талломов, состоящих из переплетённых гиф актиномицета и трихомов ЦБ, которые трудно разрушить, отмечалось ранее [41].

### Морфологические и ультраструктурные адаптационные изменения цианобактерий и актиномицетов в экспериментальных ассоциативных цианобактериально-актиномицетных талломах

В экспериментальном ассоциативном талломе, сформированном из трихомов ЦБ *A. variabilis* и гиф стрептомицетов *S. pluricolarescens* 1FR837629, выделенных из природных синцианозов саговниковых растений, обнаружены морфологические изменения клеток ЦБ, не наблюдаемые в монокультуре. В ассоциативном талломе, сформированном нитями *A. variabilis* и гифами *Str. pluricolarescens* 1FR837629, при изучении в сканирующем электронном микроскопе (Hitachi 405 S, Япония), наряду с вегетативными клетками и гетероцистами, обнаружены формы несбалансированного роста ЦБ в виде гигантских дисковидных изогнутых и ромбовидных клеток. В монокультуре *A. variabilis* подобных морфологически изменённых клеток не обнаружено. В ассоциативном талломе доля гетероморфных клеток в трихомах ЦБ составляла до 34% от среднего их числа в образце. В цианобактериально-актиномицетной ассоциации среднее отношение длины клеток ЦБ к ширине варьировало от 1,22 до 2,32, в то время как в монокультуре этот показатель не превышал значений 1,15 (минимальное значение) – 1,20 (максимальное значение). В экспериментальных ассоциациях на поверхности талломов была обнаружена гиперпродукция слизистого матрикса в виде мелковолоконистой сеточки, в которую оказывались погружёнными нити ЦБ и гифы стрептомицета, что свидетельствует о возникновении специфической ассоциативной морфоструктуры [35].

Следует отметить, что морфологические изменения ЦБ (укорочение нитей, увеличение размеров клеток, возрастание доли гетероцист от общего числа клеток) наблюдали как

в природных симбиозах с грибами (лишайники) [11], высшими растениями [42, 43], так и в модельных ассоциациях с культурами растительных клеток при компартментации внутри тканей макросимбионтов [44, 45]. При росте в ассоциациях у ЦБ обнаруживаются также признаки нарушения клеточного деления. В зонах локализации симбиотических ЦБ в растительных синцианозах микросимбионты образуют клеточные формы, специализированные на гиперпродукции слизистых веществ. Предполагается, что экстрацеллюлярные полимеры (преимущественно полисахаридной природы) играют структурообразующую роль в межклеточном транспорте метаболитов [43, 46, 47]. Такие изменения цианобионтов считаются типичными для природных симбиозов с высшими растениями. Сходство морфологических изменений ЦБ в талломах модельных ассоциаций с актиномицетами и природных системах предполагает, что для эффективного функционирования цианобионтов необходимы условия их тесного контакта с актиномицетом и воздействие его метаболитов.

Адаптационные изменения ЦБ, выявляющиеся при их взаимодействии с актиномицетами в модельных ассоциациях, возможно, являются результатом длительной ко-эволюции организмов, потенциально способных к формированию симбиозов.

В экспериментальном талломе, сформированном трихомами ЦБ *A. variabilis* и гифами *S. pluricolarescens* 1FR837629, наблюдаются ультраструктурные изменения ЦБ [39, 48]. Клетки ЦБ в составе ассоциативного таллома не имеют чётких очертаний, что может быть объяснено формированием клеток с дефектной клеточной стенкой, характеризующихся частичной утратой пептидогликанового слоя. В ассоциативном талломе в популяции клеток ЦБ отмечено формирование спороподобных клеток – акинет, что в литературе отмечается для природных синцианозов растений [49]. В монокультуре ЦБ *Anabaena variabilis* акинеты отсутствовали. В цианобактериально-актиномицетных талломах было отмечено образование форм несбалансированного роста у клеток с дефектной клеточной стенкой [39].

В процессе исследования ультратонких срезов ассоциативного таллома, сформированного клетками ЦБ *A. variabilis* и гифами *S. pluricolarescens* 1FR837629, в трансмиссионном электронном микроскопе впервые обнаружены специфические особенности актиномицетного компонента [39, 48]. Выявлено,

что часть актиномицетных гиф в талломе характеризуется деградацией внутреннего содержимого и разрушением клеточной стенки. В клетках с признаками деградации часть цитоплазмы без изменений отделялась цитоплазматической мембраной от остального содержимого. Отмечено присутствие гиф, у которых отсутствует пептидогликановый слой, но сохраняется цитоплазматическая мембрана с наружными выростами, что может свидетельствовать об образовании L-подобных форм у актиномицетов в ассоциативном талломе.

При пересеве 1,5- и 2-месячных талломов ассоциации на свежую среду демонстрировался рост актиномицета, что может свидетельствовать о жизнеспособности гиф актиномицетов в ассоциативном талломе.

Из литературы известно, что L-подобные формы бактерий, у которых клеточная стенка либо модифицирована, либо отсутствует, могут образовывать симбиозы с растениями и выступать в этих симбиозах в качестве биоконтрольных агентов [50]. Очевидно, L-подобные формы актиномицетов, являющихся ассоциативными компонентами синцианоза кораллоидных корней саговникового растения, могут осуществлять биоконтрольные функции в данном растительном синцианозе.

Таким образом, зафиксированы морфологические и ультраструктурные изменения компонентов в сформированном цианобактериально-актиномицетном талломе, что доказывает симбиотический характер взаимодействия ЦБ и актиномицетов в системе.

#### Физиолого-биохимические адаптации цианобактерий и актиномицетов в экспериментальных ассоциативных талломах

Выявлены существенные различия в физиолого-биохимических характеристиках ЦБ *A. variabilis*, развивающейся в монокультуре и в ассоциативном талломе с *S. pluricologrescens* 1FR837629. В экспериментальном талломе установлено увеличение (в десятки раз) азотфиксирующей активности ЦБ, определяемой методом ацетиленредукции [51], по сравнению с монокультурой. Стимуляция азотфиксирующей активности ЦБ *A. variabilis* в ассоциативном талломе со стрептомицетом по сравнению с монокультурой ЦБ коррелировала с увеличением доли специализированных азотфиксирующих клеток – ГЦ в нитях ЦБ в ассоциации со стрептомицетом *S. pluricologrescens* 1FR837629 по сравнению с монокульту-

рой цианобактерии. Доля ГЦ от среднего числа клеток в трихомах ЦБ в монокультуре составляла  $3,9 \pm 2,4\%$ , в ассоциации со стрептомицетом –  $9,5 \pm 2,9\%$  [39, 48].

Следует подчеркнуть, что исследуемые штаммы стрептомицетов были изолированы из апогеотропных корней саговниковых растений – синцианоза, где они являются ассоциативными микросимбионтами наряду с доминантными симбионтами – азотфиксирующими ЦБ.

Сравнительный анализ антагонистической активности монокультур цианобактерии *A. variabilis* и стрептомицетов *S. pluricologrescens* 1FR837629 и *S. cyaneofuscatus* 2FR837630, а также двучленных ассоциативных талломов (ЦБ – актиномицет) демонстрирует изменение антимикробных свойств талломов ассоциаций по сравнению с монокультурами их компонентов [48]. Отмечено усиление антимикробной активности ассоциативных талломов с каждым из двух актиномицетов в отношении бактерий *Rhodococcus* sp. шт. 1, *Micrococcus* sp. шт. 8, *Aquaspirillum* sp. шт. 19, *Bacillus brevis* шт. Т, актиномицетов *Streptomyces* sp. шт. 175, грибов *Fusarium* sp. шт. 3. Показано, что в случае таллома, в котором в качестве мицелиального компонента присутствовал актиномицет *S. pluricologrescens* 1FR837629, происходит расширение антимикробного спектра и проявление антибиотической активности в отношении следующих тест-культур микроорганизмов: бактерий *Methilobacterium* sp. шт. 9, *Flavobacterium* sp. шт. 21, *Janthinobacterium* sp. шт. Т; грибов *Penicillium* sp. шт. 2; дрожжей *Metchnokowia pulcherrima* шт. 25. Монокультуры ЦБ и актиномицетов и цианобактериально-актиномицетной ассоциации *A. variabilis* и *S. cyaneofuscatus* 2FR837630 подобных свойств к перечисленным тест-культурам не проявляли.

Наблюдение за изменением значений рН культуральной жидкости показало подщелачивание среды в процессе роста ассоциативного таллома и монокультур *S. pluricologrescens* 1FR837629 и *A. variabilis*. При этом значения рН среды при развитии ассоциативного таллома находились между значениями, наблюдаемыми при культивировании монокультур актиномицета и ЦБ. Таким образом, в процессе роста ассоциации значение рН среды становится всё более оптимальным для жизнедеятельности одновременно обоих компонентов ассоциативного таллома [39, 48].

В зрелом ассоциативном талломе (21 сут.), по сравнению с талломом более молодого возраста (10 сут.), обнаружено изменение хода процесса фотосинтеза, зафиксированное

с помощью метода электронного парамагнитного резонанса (ЭПР). Отмечено медленное снижение сигнала ЭПР1 (сигнал от окисленных центров хлорофилла P700) исследуемого образца зрелого таллома. Подобный характер спектра может свидетельствовать о нарушении потока электронов от фотосистемы (ФС) II к ФС I, т. е. об изменении фотосинтеза в ЦБ, входящей в состав ассоциативного таллома. Известно, что ФС II не работает в ГЦ [47]. Очевидно, полученные результаты можно объяснить увеличением количества ГЦ в нитях ЦБ и, возможно, более быстрым старением ЦБ в ассоциации с актиномицетом по сравнению с монокультурой, т. к. известно [47], что с возрастом количество ГЦ в нитях ЦБ возрастает (как следствие истощения со временем питательной среды и, в частности, уменьшением в ней минерального азота).

Сравнение сигналов ЭПР1 в талломе ассоциации и в монокультуре ЦБ демонстрирует 6-кратное увеличение амплитуды сигнала в случае ассоциативного таллома, что может свидетельствовать о соразмерном увеличении биомассы ЦБ под влиянием актиномицета в талломе по сравнению с монокультурой.

В наших исследованиях методом ядерного магнитного резонанса (ЯМР) высокого разрешения и ЯМР-спиновое эхо показано, что в лиофильно высушенных образцах таллома цианобактериально-актиномицетной ассоциации, сформированной из *A. variabilis* и *S. pluricolorescens* 1FR837629, присутствует фракция подвижных протонов (2,7% от веса образца,  $T_2 = 16$  мс), которая сохраняется и при низких температурах. На кривой спектра протонного резонанса лиофильно высушенного образца таллома отмечен химический сдвиг около 5 миллионных долей (м.д.) от тетраметилсилана (соответствующий нулевой отметке, или 0 м.д.), характерный для протонов «свободной» воды [52]. В лиофильно высушенных монокультурах стрептомицетов и ЦБ, используемых для формирования ассоциативного таллома, «свободная» вода отсутствует.

Установлено, что присутствие «свободной» воды в микроорганизмах способствует их адаптации к экстремальным условиям обитания [53]. Так, в лиофильно высушенных монокультурах стрептомицета и зелёной водоросли *Chlorella vulgaris* с очень низким титром клеток не обнаруживали свободную воду, в то время как в жизнеспособном лиофильно высушенном лишайникоподобном талломе, экспериментально сформированном из этих организмов, регистрировали присутствие под-

вижных протонов воды (около 3%) [54, 55, 4]. Общей закономерностью является повышенная устойчивость к стрессовым факторам микроорганизмов, развивающихся в составе бинарных и более сложных микробных консорциумов – биоплёнок [56]. Можно предположить, что в данном случае, в условиях развития ЦБ в ассоциации с актиномицетом происходят значительные структурные изменения клеточных биополимеров, которые и обуславливают появление фракции подвижной воды в лиофильно высушенных образцах ассоциативного таллома.

Установлено, что адаптивным преимуществом ЦБ, ассоциированных с актиномицетами, является сохранение жизнеспособности и функциональной активности при высушивании. В клетках ЦБ в талломе, экспонируемом в условиях экстремально низком давлении влаги (-96,4 МПа,  $a_w$  0,50), сохранялся хлорофилл, о чём свидетельствовала собственная флуоресценция клеток ЦБ, наблюдаемая в люминесцентном микроскопе. В монокультуре ЦБ в адекватных условиях флуоресценции клеток в большинстве случаев не наблюдалось, что может быть объяснено деградацией хлорофилла в условиях экстремально низкой влажности. Причём если в недельном ассоциативном талломе количество флуоресцирующих клеток ЦБ превышало таковое в монокультуре в среднем лишь на 20%, то в 2-недельном талломе эта разница составляла уже около 70%.

Подобная устойчивость микроорганизмов к стрессовым факторам среды известна в микробных консорциумах – биоплёнках [56], экспериментальных лишайникоподобных талломах актинолишайников [4]. Можно предположить, что в условиях ассоциации происходят значительные структурные изменения, которые и обуславливают появление фракции подвижных протонов в лиофильно высушенных образцах ассоциативного таллома.

Таким образом, сформированы экспериментальные цианобактериально-актиномицетные талломы, в которых выявлены специфические адаптивные физиолого-биохимические изменения (расширение и усиление антимикробного спектра актиномицетов, присутствие «свободной» воды в лиофильно высушенном талломе, нарушение работы второй фотосистемы в тилакоидах ЦБ) по сравнению с монокультурами актиномицета и ЦБ. В экспериментальном ассоциативном талломе обнаружены ультраструктурные изменения (L-подобные формы актиномицета,



клетки ЦБ с дефектной клеточной стенкой), не отмеченные в монокультурах актиномицета и ЦБ и свидетельствующие о симбиотическом характере взаимодействия партнеров в талломе.

Отмечено существенное увеличение биомассы ЦБ в талломе ассоциации по сравнению с монокультурой ЦБ.

Установлено сохранение собственной флуоресценции хлорофилла в клетках ЦБ при экспонировании ассоциативного таллома в условиях экстремально низкого давления влаги (-96,4 МПа,  $a_w$  0,50) и отсутствие флуоресценции при экспонировании монокультуры ЦБ в адекватных условиях. Очевидно, ксеротолерантность ЦБ в талломе ассоциации связана с присутствием «свободной» воды в ассоциативном талломе, обнаруженной методом ЯМР.

### Заключение

Мицелиальные актинобактерии (актиномицеты) широко распространены в природе как ассоциативные компоненты альгобактериальных, цианобактериальных сообществ и симбиозов. Однако за пределами пристального внимания исследователей оставался до последнего времени вопрос о том, какая роль принадлежит актиномицетам в процессах формирования и функционирования симбиозов. Для выяснения этого вопроса предпринимались попытки формирования экспериментальных цианобактериально-актиномицетных ассоциаций. Микроскопические исследования экспериментального ассоциативного таллома, компонентами которого служили гетероцистообразующая цианобактерия *A. variabilis* и актиномицеты *Str. pluricolorescens* или *S. cyanofuscatus*, выявили морфологические изменения клеток ЦБ (формы несбалансированного роста ЦБ в виде гигантских, дисковидных, изогнутых и ромбовидных клеток), что не отмечено для монокультур ЦБ, но типично для синцианозов с растениями. В экспериментальных ассоциативных талломах была обнаружена гиперпродукция слизистого матрикса в виде мелковолокнистой сеточки, в которую оказывались погруженными нити ЦБ и гифы стрептомицета. В ассоциативном экспериментальном талломе наблюдались ультраструктурные изменения компонентов, отсутствующие в монокультурах: ЦБ (формирование клеток с дефектной клеточной стенкой, характеризующейся частичной утратой пептидогликанового слоя и спороподобных клеток – акинет), что в литературе отмечается для природ-

ных синцианозов растений, и стрептомицета (появление L-подобных форм).

Отмечены физиологические изменения ЦБ и актиномицетов в экспериментальном талломе: замедление спада электронно-парамагнитного резонансного (ЭПР) сигнала, что свидетельствует о нарушении потока электронов от ФС II к ФС I тилакоидов ЦБ, то есть об изменении фотосинтетической работы тилакоидов ЦБ в ассоциации по сравнению с монокультурой ЦБ; отмечено существенное увеличение биомассы ЦБ в талломе ассоциации по сравнению с монокультурой ЦБ. Установлено сохранение собственной флуоресценции хлорофилла в клетках ЦБ в ассоциации при экспонировании ассоциации в условиях экстремальной влажности ( $a_w$  0,50) при отсутствии флуоресценции в клетках монокультуры ЦБ в адекватных условиях, предположительно связанное с установленным присутствием «свободной» воды в талломе ассоциации, обнаруженной методом ЯМР. Установлено расширение спектра антимикробного действия и усиление антагонистического влияния на тест-культуры микроорганизмов ассоциативного таллома по сравнению с монокультурами ЦБ и актиномицетов.

Появление L-подобных форм у актиномицета, наличие изменений в ультраструктуре клеток и в работе фотосинтетического аппарата ЦБ, наряду с изменением экофизиологических свойств компонентов ассоциации, свидетельствует о симбиотическом характере взаимодействия компонентов в экспериментальном ассоциативном талломе. Очевидно, актиномицеты как ассоциативные симбионты могут оказывать позитивное воздействие на экосистему в целом вследствие стимулирующего влияния на азотфиксирующую способность ЦБ и повышения защиты всей системы от патогенных микроорганизмов за счёт выделения антибиотиков.

*Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ, грант № 13-04-00269.*

### Литература

1. Бухарин О.В., Лобакова Е.С., Немцева Н.В., Черкасов С.В. Ассоциативный симбиоз. Екатеринбург: УрО РАН. 2007. 264 с.
2. Бухарин О.В., Лобакова Е.С., Перунова Н.Б., Усвяцов Б.Я., Черкасов С.В. Симбиоз и его роль в инфекции. Екатеринбург: УрО РАН, 2011. 301 с.
3. Заварзин Г.А., Колотилова Н.Н. Введение в прикладную микробиологию. М.: Университет. 2001. 255 с.

4. Звягинцев Д. Г., Зенова Г. М. Экология актиномицетов. М.: ГЕОС, 2001. 258 с.
5. The ecology of cyanobacteria: their diversity in time and space / Whitton B.A., Potts M. (Eds.). Kluwer Acad. Publ. 2000. 669 p.
6. Бактериальная палеонтология. 2002 / Под ред. А. Ю. Розанова. М. 188 с.
7. Заварзин Г.А. Становление биосферы // Микробиология. 1997. Т. 66. №. 6. С. 725–734.
8. Домрачева Л.И. «Цветение» почвы и закономерности его развития. Сыктывкар: Изд-во Коми научный центр УрО РАН, 2005. 333 с.
9. Kalakoutskii L.V., Zenova G.M., Soina V.S., Likhacheva A.A. Associations of Actinomycetes with Algae // Actinomycetes. 1990. V. 1(2). P. 27–42.
10. Cyanobacteria in symbiosis / Ed. by Rai A.N., Bergman B., Rasmussen U., Dordrecht Kluwer Acad. Publ. 2002. 368 p.
11. Rai A.N. Cyanobacterial-fungal symbioses: the cyanolichens // In: Handbook of symbiotic cyanobacteria. Rai A.N. (Ed.). // CRC Press, Boca Raton: Florida. USA. 1990. P. 9–41.
12. Adams D.G. Symbiotic Interactions. // The ecology of cyanobacteria: their diversity in time and space. Whitton B.A., Potts M. (Eds.). Kluwer Acad. Publ. 2000. P. 523–561.
13. Калакуцкий Л.В., Шарая Л.С. Актиномицеты и высшие растения. Успехи микробиологии. 1990. Т. 24. С. 26–65.
14. Huss-Danell K. Actinorhizal symbioses and their N<sub>2</sub> fixation // New Phytol. 1997. V. 136. P. 375–405.
15. Мерзаева О.В., Широких И.Г. Образование ауксинов эндофитными актинобактериями озимой ржи // Прикладная биохимия и микробиология. 2010. Т. 45. № 1. С. 51–57.
16. Аристовская Т. В. Микробиология процессов почвообразования. Л.: Наука, 1980. 187 с.
17. Сушкина Н.Н., Цюрупа И.Г. Микрофлора и первичное почвообразование. М.: Изд-во Московск. ун-та, 1973. 158 с.
18. Чижилова Н.П., Зенова Г.М., Манучаров А.С., Омарова Е.О., Орлеанский В.К. Изменения в структуре глинистых минералов под влиянием альгобактериальных сообществ // Почвоведение. 2005. № 8. С. 1012–1015.
19. Чижилова Н.П., Омарова Е.О., Зенова Г.М., Манучаров А.С. Взаимодействие циано-актиномицетных сообществ с глинистыми минералами // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2008. Т. 61. С. 50–56.
20. Чижилова Н.П., Омарова Е.О., Лобакова Е.С., Зенова Г.М., Манучаров А.С. Кристаллохимические преобразования в слоистых силикатах под влиянием ассоциаций цианобактерий и актиномицетов // Почвоведение. 2009. № 1. С. 79–85.
21. Зенова Г.М., Чижилова Н.П., Омарова Е.О., Иванова Е.А. Экологическая роль цианобактериально-актиномицетных ассоциаций в изменении структуры глинистых минералов // Проблемы экологии и агрохимии. 2009 а. № 4. С. 25–31.
22. Зенова Г.М., Иванова Е.А., Омарова Е.А., Николаев Г.М., Лобакова Е.С., Чижилова Н.П. Модельные ассоциации актиномицетов и цианобактерии *Anabaena variabilis* Kutz. и их способность к преобразованию структуры глинистых минералов // Теоретическая и прикладная экология. 2009 б. № 3. С. 79–88.
23. Иванова Е. А., Чижилова Н.П., Зенова Г.М., Омарова Е.О., Манучаров А.С. «Биодеградация глинистых минералов под влиянием цианобактериально-актиномицетных ассоциаций» // Вестник Московск. ун-та. Сер. 17. Почвоведение. 2009. № 3. С. 12–16.
24. Budel B., Weber B., Kuhl M., Planz H., Sultermeyer D., Wessels D. Reshaping of sandstone surfaces by cryptoendolithic cyanobacteria bioalkalization causes chemical weathering in arid landscapes // Geobiology. 2004. V. 2(4). P. 261–268.
25. Емцев В.Т. Ассоциативный симбиоз почвенных diaзотрофных бактерий и овощных культур // Почвоведение. 1994. № 4. С. 74–84.
26. Проворов Н.А. Генетико-эволюционные основы учения о симбиозе // урн. общ. Биологии. 2001. Т. 62. С. 472–495.
27. Collins M., Lawson P.A., Labrenz M., Tindall B.J., Weiss N., Hirsch P. *Nesterenkonia lacusekhoensis* sp. Nov., isolated from hypersaline Ekho Lake, East Antarctica, and emended description of the genus *Nesterenkonia* // Int. J. Syst. Evol. Microbiol. 2002. V. 52. № 4. P. 1145–1150.
28. Papineau Dominic, Walker, Jeffrey J. Mojzsis, Stephen J. Pace, Norman R. Composition and structure of microbial communities from stromatolites of Hamelin pool in shark bay, Western Australia // Appl. And Environ. Microbiol. 2005. 712, № 8. P. 4822–4832.
29. Jungblut A.D., Hawes I., Moutfort D., Hitzfeld B., Dietrich D.R., Burns B.P., Neilan B. Diversity within cyanobacterial mat communities in variable salinity melt-water ponds of MC Murdo Ice Shelf, Antarctica // Environ. Microbiol. 2005. 7. № 4. P. 519–529.
30. Selbmann L., Zucconi L., Ruisi S., Grube M., Cardinale M., Onofri S. Culturable bacteria associated with Antarctic lichens: affiliation and psychrotolerance // Polar Biol. 2010. V. 33. P. 71–83.
31. Лобакова Е.С., Оразова М.Х., Добровольская Т.Г. Структура микробных комплексов апогеотропных корней и прикорневой зоны саговниковых растений // Микробиология. 2003. Т. 72. С. 707–713.
32. Миходюк О.С., Орлеанский В.К., Шадрин Н.В., Герасименко Л.М. Современные циано-бактериальные маты как аналоги биоценозов докембрия // Современная палеонтология: классические и новейшие методы. М.: ПИН РАН, 2005. С. 15–28.
33. Зенова Г.М., Омарова Е.О., Курапова А.И., Орлеанский В.К., Шадрин Н.В. Модельные ассоциации *Cyanoprokaryota* и актиномицетов // Альгология. 2010. Т. 20. № 3. С. 312–317.

34. Омарова Е.О. Экспериментальные циано-актиномицетные ассоциации. Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. 2007. М. 26 с.
35. Звягинцев Д.Г., Зенова Г.М., Лобакова Е.С., Николаев Г.М., Омарова О.И., Иванова Е.А. Савельев И.Б. Морфолого-физиологические изменения цианобактерии в экспериментальных цианобактериально-актиномицетных ассоциациях // Микробиология. 2010. Т. 79. № 3. С. 329–336.
36. Гаузе Г.Ф., Преображенская Т.П., Свешникова М.А., Терехова Л.П., Максимова Т.С. Определитель актиномицетов. М.: Наука. 1983. 245 с.
37. Зенова Г.М. Почвенные актиномицеты редких родов. М.: Изд-во Московск. ун-та, 2000. 81 с.
38. Stanier R.Y., Kunisawa R., Mandel M., Cohen-Bazire G. Purification and properties of unicellular blue-green algae (order Chlorococcales). // Bacteriol. Rev. 1971. V. 35. P. 171–205.
39. Лобакова Е.С., Зенова Г.М., Селях И.О., Николаев Г.М., Тимофеев К.Н., Иванова Е.А., Соина В.С., Омарова Е.О., Рубин А.Б. Экофизиологические особенности модельных цианобактериально-актиномицетных ассоциаций // Известия РАН. Серия биологическая. 2013.
40. Омарова Е.О., Зенова Г.М., Орлеанский В.К., Лобакова Е.С. Экспериментальные циано-актиномицетные ассоциации // Вестник Московск. ун-та. Сер. 16. Биология. 2007. № 1. С. 3–8.
42. Rai A.N., Bergman B., Rasmussen U. (Eds.) Cyanobacterial – plant symbiosis/ Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. 2002. 355 p.
43. Adams D.G., Bergman B., Nierzwicki-Bauer S.A., Rai A.N., Schubler A. Cyanobacterial-Plant Symbioses // The Prokaryotes. A Handbook on the Biology of Bacteria 3-d ed./ Eds. Dworkin M., Falkow S., Rosenberg E., Schleifer K.-H., Stackebrandt E. New York: Springer, 2006. V. 1. Symbiotic Associations, Biotechnology, Applied Microbiology. P. 331–363.
44. Gusev M.V., Baulina O.I., Gorelova O.A., Lobakova E.S., Korzhenevskaya T.G. Artificial Cyanobacterium-Plant Symbioses. // Cyanobacteria symbiosis / Ed. By A.N. Rai, B. Bergman, U. Rasmussen. Kluwer Acad. Publ.: Dordmoot. 2002. P. 253–313.
45. Korzhenevskaya T.G., Baulina O.I., Gorelova O.A., Lobakova E.S. et al. Artificial Syncyanoses: the potential for modeling and analysis of natural symbioses // Symbiosis. 1993. V. 15. P. 77–103.
46. Баулина О.И., Лобакова Е.С. Необычные клеточные формы с гиперпродукцией экстрацеллюлярных веществ в популяциях цианобионтов саговниковых // Микробиология. 2003. Т. 72. С. 792–805.
47. Баулина О.И. Ультроструктурная пластичность цианобактерий. М.: Научный мир, 2010. 239 с.
48. Иванова Е.А. Модельные ассоциации цианобактерии *Anabaena variabilis* и актиномицетов и их роль в изменении структуры глинистых минералов. Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. 2013. М. 26 с.
49. Горелова О.А. Растительные синцианозы: изучение роли макропартнера на модельных системах: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. М.: МГУ. 2005. 47 с.
50. Innes C.M.J., Allan E.J. Induction, growth and antibiotic production of *Streptomyces viridifaciens* l-form bacteria // J. Appl. Microbiol. 2001. V. 90. P. 301–308.
51. Методы почвенной микробиологии и биохимии / Под ред. Д.Г. Звягинцева. М.: Изд-во МГУ. 1991. 303 с.
52. Лундин Ф.Г., Федин Э.И. ЯМР-спектроскопия. М. Наука, 1986. 222 с.
53. Аксенов С.И., Николаев Г.М., Горячев С.Н. Изолированная подвижная вода как показатель устойчивости организмов к высушиванию. Торможение жизнедеятельности клеток. Рига: Зинатне, 1987. С. 71–84.
54. Зенова Г.М., Николаев Г.М., Сумарукова И.Г., Калакуцкий Л.В. Сохранение жизнеспособности компонентов актиномицетно-водорослевой ассоциации при низкой влажности // Биологические науки. 1986. № 6. С. 79–83.
55. Николаев Г.М., Зенова Г.М., Николаева Ю.Г., Савельев И.Б. Влияние высушивания и низких температур на водоросли, лишайники и искусственные ассоциации с лишайникоподобным талломом // Современные проблемы альгологии: Материалы международной научной конференции и VII Школы по морской биологии. Ростов-на-Дону. 2008. С. 248–249.
56. Николаев Ю.А., Плакунов В.К. Биоупленка – «город микробов» или аналог многоклеточного организма // Микробиология. 2007. Т. 76. № 2. С. 149–163.



## О терминологии в сфере наук о природопользовании

© 2013. Н. А. Бурков<sup>1,2</sup>, к.э.н., профессор,<sup>1</sup>Вятский государственный гуманитарный университет,<sup>2</sup>Вятская государственная сельскохозяйственная академия,  
e-mail: ipo@vgsha.info

Обсуждается проблема использования и трактовки терминов, используемых в экономике и экологии.

The issue of applying and interpreting the terms used in Economics and Ecology.

Ключевые слова: природные ресурсы, природопользование, природа, окружающая среда, качество окружающей среды

Keywords: natural resources, natural management, nature, environment, environmental quality

Основой любой научной дисциплины является терминология и аксиоматика, т. е. свод аксиом, правил, теорем, лежащих в основе методологии науки. Целый ряд недоразумений происходит из-за отсутствия единого понимания терминов. В группе наук, изучающих природопользование и охрану окружающей среды, родовыми понятиями являются: природные ресурсы, природопользование, природа, окружающая среда, качество окружающей среды. Однако множественность используемых определений этих понятий, часто заимствованных из других разделов науки, не позволяет чётко определить специфику исследуемых объектов. Это происходит ещё и потому, что терминологическая база науки со временем изменяется в связи с накоплением научных данных, пересмотром концепций, переходом на новую ступень развития.

Прикладная наука обслуживает практическую деятельность человека, и в связи с потребностями этой деятельности, уровнем социально-экономического развития и науки изменяются представления о содержании ряда узловых понятий. Не избежали этой участи и некоторые понятия в группе наук, обслуживающих природопользование.

Для определения понятия «природные ресурсы» дадим определение исходного понятия «ресурсы». Слово появилось в русском языке как экономическое понятие. Его широкое значение – запасы, возможности, денежные средства, источники доходов. В узком значении ресурсы – это всё то, что используется для производства товаров и услуг.

*Ресурсы – источники и предпосылки получения необходимых людям материальных и духовных благ для удовлетворения их потребностей.*

Термин «природные ресурсы» также имеет экономическое происхождение. В экономике, как правило, выделяют два базовых направления – классическая и неоклассическая школы. В обоих производство определялось тремя факторами – трудом, капиталом и землёй. Природные ресурсы считались практически неограниченными, участвующими в экономических отношениях только в качестве используемых земель и полезных ископаемых, что и формировало техногенный тип экономического развития и представление об их бесплатности. За исключением отдельных фрагментов, экологические факторы не учитывались неоклассиками того периода. Экологическая компонента даже «мешала» реализации основных целей, предусмотренных теорией и основанных на концепции экономического роста. Однако в 70-х годах XX века резко обострившаяся экологическая обстановка и осознание дефицита природных ресурсов стали ограничивать экономическое развитие. Многочисленные формулировки современного толкования термина «природные ресурсы» различных авторов в научной и учебной литературе можно представить двумя наиболее употребимыми, которые даны в Википедии:

Природные ресурсы – естественные ресурсы: тела и силы природы, которые на данном уровне развития производительных сил и изученности могут быть использованы для

удовлетворения потребностей человеческого общества.

Природные ресурсы – совокупность объектов и систем живой и неживой природы, компоненты природной среды, окружающие человека, которые используются в процессе общественного производства для удовлетворения материальных и культурных потребностей человека и общества.

Даже в этих двух вариантах экономической трактовки понятия «природные ресурсы» имеются существенные отличия.

Общее в обеих формулировках относится, во-первых, к природному происхождению ресурсов, и, во-вторых, удовлетворению потребностей человека (общества). Кроме того, из обеих формулировок неявным образом вытекает, что природные ресурсы – это используемая (или могущая быть использованной) часть природы. Отличия также два. Одно связано с «привязкой» первого определения к уровню развития производительных сил и изученности. Другое отличие (во второй формулировке термина) отражает узкоэкономическое представление о природных ресурсах как о факторе экономики.

Понятие «природные ресурсы» в изложенной трактовке выступает как пространственно-временная категория; их объём разный в различных районах земного шара и на разных стадиях социально-экономического развития общества.

Экономика рассматривает природные ресурсы как экономический актив. Как любой актив они обеспечивают доход. Особенности этого актива – в его отражении в национальных счетах и способности выполнять ресурсную, абсорбционную и ассимиляционную функции, получающие денежные оценки внутри экономической системы.

В то же время объекты живой и неживой природы являются одновременно и ресурсами для всех растительных и животных организмов планеты. В биологии традиционно ресурсами называют вещества и энергию, вовлекаемые организмами в процессы их жизнедеятельности. Ресурс живых существ – это в основном вещества, идущие на построение их тел, и энергия, необходимая для их жизнедеятельности, а также абиотические факторы (климат, пространство и т. п.). Тело растения создаётся из молекул неорганических веществ. Эти вещества представляют собой пищевой ресурс автотрофного растения. Для построения своего тела растению требуется энергия, которая черпается от солнечного излучения при фотосинтезе. Солнечное излучение – это энергетический ресурс. Сами растения являются пищевыми ресурсами

для травоядных животных, которые, в свою очередь, служат пищевыми ресурсами для хищников, паразитов, а после смерти – для микроорганизмов, использующих запасённую в трупах энергию и вещество.

С введением в конце XX века понятия *экологические ресурсы как совокупности средообразующих компонентов, обеспечивающих экологическое равновесие в природе и удовлетворяющих базовые естественные потребности человека как биологического вида*, снимаются ограничения, связанные с «привязкой» понятия «природные ресурсы» к уровню развития производительных сил, т. к. выполняемые этой группой природных ресурсов функции не зависят от такого уровня. При этом экологические ресурсы, удовлетворяющие базовые потребности людей в благоприятном качестве окружающей среды, представляют собой всю совокупность земных экологических систем с их биотическими компонентами и абиотическими факторами. Любая былинка и микроорганизм участвуют в экосистемном круговороте веществ, являющемся способом материально-энергетического обеспечения жизни на планете, в том числе через формирование и поддержание пригодного для живых существ качества окружающей среды. И в этом смысле понятие «природные ресурсы» не может быть ограничено какой-то частью природы: это вся совокупность экосистем планеты, вся природа.

Поэтому для употребления в сфере наук, обслуживающих природопользование, более правильно наиболее короткое из используемых в настоящее время определений:

*Природные ресурсы – совокупность естественных объектов и систем живой и неживой природы, используемых или потенциально пригодных для использования человеком в целях удовлетворения его физических и духовных потребностей.*

Близкое определение понятия даёт А. Д. Думнов [1]: «под природными ресурсами в широком смысле нами понимается совокупность естественных компонентов и свойств окружающей природной среды, которые в настоящее время используются или в перспективе могут быть использованы для удовлетворения разнообразных физических и духовных потребностей общества».

В отличие от узкой трактовки понятия, используемого в экономической теории, приведённое определение:

а) отражает объекты природы, обслуживающие все, в том числе естественные, первоочередные потребности человека, а не только надбиологические, обслуживаемые экономическими ресурсами;

б) позволяет включить в его содержание все экологические системы Земли, в том числе неиспользуемые девственные, с присущим любым ресурсам главным свойством – ограниченности.

Существует ряд определений понятия «природопользование». Содержание понятия также изменялось в зависимости от осознания наукой закономерностей взаимодействия в системе «человек – хозяйство – природа». До последней четверти прошлого века базовым было представление о природопользовании как совокупности всех форм использования природно-ресурсного потенциала территории для удовлетворения потребностей общества. Со временем произошла экологизация понятия путём включения в него положений об охране и воспроизводстве природных условий и объектов. Приведём обобщённые Н. Ф. Реймерсом (1990 г.) [2] крайние формулировки понятия:

– использование природных ресурсов в процессе общественного производства для целей удовлетворения материальных и культурных потребностей общества;

– совокупность всех форм эксплуатации природно-ресурсного потенциала и мер по его сохранению, включает: а) извлечение и переработку природных ресурсов, их возобновление и воспроизводство; б) использование и охрану природных условий среды жизни; в) сохранение (поддержание), воспроизводство (восстановление) и рациональное изменение экологического баланса (равновесия, квазистационарного состояния) природных систем.

Первое определение даёт достаточно узкое понимание процесса природопользования как комплекса действий людей для получения природных ресурсов в целях их использования как фактора экономики и для личных потребностей. Оно, однако, было достаточным для экономической науки, обслуживающей фронтальную экономику в рамках техногенного типа экономического развития, когда природные ресурсы и экосистемы воспринимались как неистощимые, а основными лимитирующими экономическое развитие факторами считались труд и капитал [3, 4].

*Техногенный тип экономического развития* характеризуется как направленный исключительно на достижение экономических целей без ограничений, базируется на искусственных средствах производства и отличается природоразрушающими последствиями.

Для *фронтальной экономики* характерными чертами являются отсутствие как учёта последствий экономической деятельности для природы и человека, так и обратного вли-

яния трансформированных природных систем на экономику.

Последствия хозяйственной деятельности человечества, поставившие его в условия экологического кризиса, в настоящее время хорошо известны и описаны в общедоступной научной и популярной литературе [5 – 7].

Указанное обстоятельство, нарастание экологической напряжённости, осознание опасности фронтальной экономики предопределили дальнейшее экономическое развитие в рамках техногенного типа с учётом сформированной *концепции охраны окружающей среды*. В рамках этой концепции целевые установки на неограниченный экономический рост сохранились, но объективно существующие экологические ограничения стали учитываться в экономических и социальных институтах. Осознание ограниченности природных ресурсов и уязвимости природных систем отразилось и на понятии «природопользование», которое было дополнено положениями о восстановлении и воспроизводстве природных ресурсов, охране окружающей среды.

Утвердившееся в науке представление о многофункциональности природных ресурсов [3 – 8] и начавшийся процесс экономической оценки экосистемных (регулирование климата, ассимиляция отходов и т. п.) и духовных (эстетических, этических, культурных) услуг природы только подтвердили эти изменения.

Таким образом, выделенная выше вторая формулировка термина «природопользование», несмотря на её некоторую «тяжеловесность», в большей мере отвечает современным научным представлениям.

Из определения понятия «природопользование» вытекает, что социальная система управления природопользованием призвана управлять использованием, восстановлением природных ресурсов и охраной окружающей природной среды.

Под окружающей средой понимается совокупность естественных и искусственных биологических, физических, химических, а также социальных факторов, способных оказывать прямое или косвенное влияние на состояние абиотической и биотической компонент биосферы и на человека [9].

*Окружающая человека природная среда – совокупность природных и незначительно изменённых деятельностью людей абиотических и биотических естественных факторов, оказывающих влияние на человека. Отличается от других составляющих окружающей человека среды свойством самоподдержания и саморегуляции без корректирующего воздействия человека.*



Именно с этой средой имеют дело профессиональные экологи, хотя часто даже в законодательных актах и международных соглашениях указывается термин «окружающая среда» в значении «окружающая природная среда».

Законодательное определение понятия «благоприятная окружающая среда» дано в статье 1 Федерального закона № 7-ФЗ «Об охране окружающей среды» от 10 января 2002 года:

*Благоприятная окружающая среда – окружающая среда, качество которой обеспечивает устойчивое функционирование естественных экологических систем, природных и природно-антропогенных объектов.*

Таким образом, мы вплотную подошли к понятию, отражающему суть экологических потребностей человека и одну из основных целей управления природопользованием: качество окружающей среды.

*Качество окружающей среды – это степень соответствия природных условий физиологическим возможностям человека, определяемая физико-химическими и биологическими показателями окружающей человека природной среды.*

Исходя из современных представлений о формировании качества окружающей природной среды [10], можно утверждать о наличии двух его основных механизмов:

а) объектов и систем живой, в первую очередь ненарушенной человеком, природы, контролирующей с высочайшей точностью физико-химические и биологические параметры окружающей среды и формирующей пригодное для жизни её качество;

б) вмешательство человека, изменяющее качество среды за счёт перепотребления биологических ресурсов, снижения устойчивости экосистем, нарушения природных процессов самоочищения, размыкания круговорота веществ, прямого загрязнения отходами хозяйственной деятельности.

Отсюда вытекает императивное требование к управлению хозяйственными процессами, в том числе природопользованием: сохранить нетронутой часть природы, необходимую для выполнения ею средорегулирующей функции, обозначающей сохранение контроля биотой качества окружающей среды. Это требование является одной из основных целей в системе управления природопользованием.

Известно, что одной из глобальных экологических проблем современности является проблема сохранения видового многообразия, которое катастрофически уменьшается. К числу главных причин уменьшения видового многообразия относят изменение качества окружающей среды, которая становится несовместимой

с жизнью видов. Дальнейшая деградация видов живых организмов может привести к такой трансформации окружающей среды, которая станет несовместима с жизнью человека. Поэтому приведённое выше определение, основанное на антропоцентристском видении проблемы, следует скорректировать с учётом изложенного.

*Качество окружающей среды – это степень соответствия природных условий физиологическим потребностям живых объектов и систем, определяемая физико-химическими и биологическими показателями окружающей их природной среды.*

С нашей точки зрения предпочтительнее следующее определение: *Качество окружающей среды – характеризуемое набором физико-химических и биологических характеристик состояние окружающей среды, определяемое степенью его соответствия физиологическим потребностям живых объектов и систем.*

Такое толкование понятия даёт возможность правильно расставить акценты о роли биоты в формировании качества окружающей человека природной среды и совместить антропоцентристское и биоцентристское представления о важнейшем условии совместного выживания человека и живой природы.

## Литература

1. Думнов А.Д. Окружающая природная среда как предмет статистического исследования // Бюллетень «Использование и охрана природных ресурсов России» (<http://www.priroda.ru/reviews/detali.php?ID=8448>).
2. Реймерс Н.Ф. Природопользование: Словарь-справочник. М.: Мысль, 1990. 639 с.
3. Бобылев С.Н., Ходжаев А.Ш. Экономика природопользования. М.: ИНФРА-М, 2008. 501 с.
4. Шимова О.С., Соколовский Н.К. Экономика природопользования: Учеб. пособие. М.: ИНФРА-М, 2009. 377 с.
5. Арский Ю.М., Данилов-Данильян В.И., Залиханов М.Ч., Кондратьев К.Я., Котляков В.М., Лосев К.С. Экологические проблемы: что происходит, кто виноват и что делать?: Учебное пособие / Под ред. В. И. Данилова-Данильяна. М.: МНЭПУ, 1997. 332 с.
6. Медоуз Д.Х., Медоуз Д.Л., Рандерс И. За пределами роста: Учебное пособие. М.: Прогресс, 1994. 304 с.
7. Данилов-Данильян В.И., Лосев К.С., Рейф И.Е. Перед главным вызовом цивилизации. Взгляд из России. М.: ИНФРА-М, 2005. 224 с.
8. Лукьянчиков Н.Н., Потравный И.М. Экономика и организация природопользования: Учебник для студентов вузов. М.: ЮНИТИ-ДАНА, 2007. 591 с.
9. Бурдин К.С. Основы биологического мониторинга. М.: Изд-во МГУ, 1985. 158 с.
10. Горшков В.Г. Физические и биологические основы устойчивости жизни. М.: Изд-во ВИНТИ, 1995. 470 с.

**Анализ экспрессии генов как метод детектирования малых доз ионизирующих излучений, формальдегида и диоксинов**

© 2013. М. В. Шапошников<sup>1,2</sup>, к.б.н., с.н.с., доцент, Е. Н. Плюснина<sup>1,2</sup>, к.б.н., н.с., ст. преподаватель, С. Н. Плюсин<sup>1,2</sup>, к.б.н., н.с., доцент, О. А. Шосталь<sup>1,2</sup>, к.б.н., н.с., ст. преподаватель, Л. А. Шилова<sup>1</sup>, ст. лаборант-исследователь, Н. В. Земская<sup>1</sup>, лаборант-исследователь, И. Н. Юраниева<sup>2</sup>, к.б.н., доцент, А. А. Москалев<sup>1,2,3</sup>, д.б.н., зав. лабораторией, зав. кафедрой,

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

<sup>2</sup>Сыктывкарский государственный университет,

<sup>3</sup>Московский физико-технический институт (государственный университет),

e-mail: amoskalev@ib.komisc.ru

За последние 10–15 лет опубликованы десятки работ, в которых изучена экспрессионная активность различных генов при действии диоксинов, формальдегида и ионизирующего излучения. В настоящей работе проведён мета-анализ литературных источников и составлен список из нескольких десятков генов, дифференциально экспрессирующихся при действии указанных факторов. На основании полученной информации возможна разработка биосенсоров, а также проведение мониторинговых исследований объектов животного мира с использованием методов РТ-ПЦР или РНК-чипов низкой плотности.

Over the past 10–15 years dozens of papers were published in which the patterns of genes expression under the impact of dioxins, formaldehyde and ionizing radiation were studied. In this paper a meta-analysis of the literature data were carried out and a list of dozens of genes differentially expressed under the influence of these factors were revealed. The obtained data may be used to develop biosensors, and to conduct monitoring studies by the RT-PCR or RNA-chip low density methods.

**Ключевые слова:** экспрессия генов, биосенсор, малые дозы, ионизирующие излучения, формальдегид, диоксины

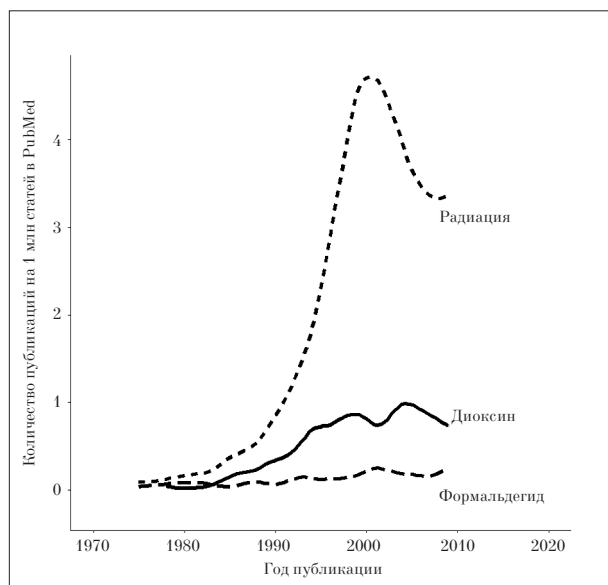
**Keywords:** gene expression, biosensors, low doses, ionizing radiation, formaldehyde, dioxin

**Введение**

Организмы постоянно подвергаются хроническому воздействию малых доз неблагоприятных факторов. Одними из наиболее распространённых поллютантов в окружающей среде являются ионизирующие излучения, формальдегид и диоксины. Ионизирующие излучения в малых дозах вызывают вредные стохастические эффекты, зачастую приводящие к отдалённым последствиям (например, лейкозам). Формальдегид, в свою очередь, является одним из наиболее реакционноспособных поллютантов и имеет широкий спектр бытовых и промышленных источников загрязнения. При хроническом воздействии он нарушает функционирование многих физиологических систем. Диоксины являются наиболее сильными синтетическими ядами, эффективными в следовых концентрациях. Это стойкие органические загрязнители, накапливающиеся в почвах и воде, способные к биоаккумуля-

ляции. При этом известные в настоящее время способы выявления диоксинов дорогостоящие и не пригодны для мониторинговых исследований.

В то время как в диапазоне больших доз вредные эффекты (повреждения ДНК, белков, липидов) в тканях накапливаются в линейной зависимости от дозы, в области малых доз результирующий эффект зависит главным образом от эффективности защитных механизмов стресс-ответа, которые выражаются в активации экспрессии генов различных защитных систем клетки (антирадикальной защиты, репарации ДНК, детоксификации ксенобиотиков). За последние 10–15 лет опубликованы десятки работ, в которых изучена экспрессионная активность различных генов при действии диоксинов, формальдегида и ионизирующих излучений (рис. 1). Является ли спектр генов, изменяющих экспрессию, различным в зависимости от действующего фактора? В случае утвердительного ответа, определён-



**Рис. 1.** Количество публикаций в реферативной базе данных PubMed, посвящённых изучению эффектов ионизирующих излучений, диоксинов и формальдегида на экспрессию генов

ные гены или группы генов могут выступать в качестве биосенсоров каждого из загрязнителей, и возникает возможность разработки относительно недорогих методов мониторинга данных видов загрязнений.

Цель настоящей работы заключается в выявлении, на основе анализа литературных источников, генов, воспроизводимо увеличивающих свою активность при действии ионизирующих излучений, формальдегида и диоксинов.

### Биологическое действие ионизирующих излучений

Ионизирующие излучения (ИИ) в малых дозах (МД) оказывали воздействие на биоту Земли с момента её появления в результате влияния радиационного фона планеты и космического излучения. В последние десятилетия существенный вклад вносит антропогенное радиационное загрязнение в результате испытаний ядерного оружия, деятельности атомных электростанций, использования неорганических удобрений, содержащих радиоизотопы, в сельском хозяйстве. Даже очень МД повышают риск возникновения заболеваний человека и нарушений в компонентах экосистем. Особое значение имеют отдалённые последствия облучения – рак, изменение продолжительности жизни и эффекты в потомстве.

ИИ может вызывать как прямое повреждение макромолекул клетки при передаче энергии атомам (ионизации), так и опосредованно, через индукцию свободнорадикаль-

ных процессов. В результате происходит образование модифицированных оснований, одно- и двуниевых разрывов ДНК, перекрёстных сшивок ДНК-ДНК и ДНК-белок. Накопление окислительных модификаций ДНК и агрегатов белков приводит к увеличению частоты микроядер, хромосомных перестроек и транслокаций, дицентрических хромосом, преждевременной конденсации хромосом во время митоза и клеточной гибели.

Биологическое действие ИИ в области МД (до 50 сГр) имеет две характерные особенности – немишенный характер и нелинейность эффектов. Немишенный характер проявляется в возникновении радиационно-индуцированных эффектов в клетках (эффект свидетеля) и тканях (абскопальный эффект), напрямую не подвергавшихся облучению, и генетической нестабильности, которая способна сохраняться на протяжении нескольких клеточных делений или передаваться потомкам облучённых родителей и обуславливать отдалённые последствия генотоксического стресса [1]. По сравнению с линейной зависимостью «доза – эффект» эффект воздействия ИИ в диапазоне МД может отклоняться как в сторону увеличения негативных последствий (гиперрадиочувствительность), так и в сторону их уменьшения до величин, находящихся ниже контрольного уровня (радиационный гормезис). Кроме того, после облучения в МД у клеток и организмов может повышаться устойчивость к острому действию стрессоров радиационной и нерадиационной природы (радиоадаптивный ответ).

Реакция клетки и организма на действие ИИ в МД обусловлена стохастическими эффектами (возникновением мутаций, генетической нестабильностью, бласттрансформацией и т.д.) и детерминистическими эффектами (активный ответ живой системы на воздействие) [1]. Последние зависят от способности транскрипционного аппарата клетки быстро реагировать на воздействие и изменять паттерны генной экспрессии. В результате воздействия ИИ в МД часть генов увеличивает экспрессию, тогда как активность других генов снижается. При этом изменение транскрипционной активности может являться специфическим для определённого диапазона доз [2].

Поскольку ИИ является прежде всего генотоксическим воздействием, одними из первых изменяют экспрессию гены ответа на повреждение ДНК. Обнаружение повреждений ДНК и запуск каскада ответных реакций обеспечивают киназы ATR и ATM и транскрипци-



онные факторы p53, FOXO и NF-κB. Они регулируют контрольные точки клеточного цикла, репарацию ДНК и апоптоз, обеспечивая выживание клеток и поддержание стабильности генома [2–4]. При действии ИИ, начиная с 1 сГр, наблюдают повышение количества транскриптов самих этих белков [4]. МД ИИ индуцируют экспрессию генов детоксикации свободных радикалов [2].

Кроме того, ответные реакции клетки на МД ИИ опосредуются митоген-активируемыми протеинкиназами (МАРК), регулирующими апоптоз, выживание клеток и развитие организма. В частности, под воздействием γ-излучения в дозе 1–10 сГр усиливается экспрессия генов различных МАРК (*JIP2*, *MAPK3*, *MYC*, *MAX*, *MAPKAPK2*) и гена транскрипционного фактора *ATF1* в лимфообластах человека [4].

При радиационном воздействии в МД показана активация генов эксцизионной репарации нуклеотидов и оснований (*GADD45α*, *XPC*, *PCNA*, *DDB2*) [5] и гомологичной рекомбинации (*RAD51L1*) [2]. Воздействие ИИ в дозах 2–60 сГр на клетки млекопитающих индуцирует экспрессию генов контроля клеточного цикла (*CDKN1A*, *Cyclin E*, *GADD45α*) и апоптоза (*BAX*) [2–4]. При действии МД ИИ также происходит активация гена *MDM2*, продукт которого по механизму обратной связи негативно регулирует функцию p53 [3].

ИИ в МД вызывает значительные изменения профилей экспрессии генов, вовлечённых в метаболизм белков и аминокислот, нуклеиновых кислот, липидов и жирных кислот, гормонов и других веществ [4]. Облучение лимфообластов человека в диапазоне доз 1–10 сГр изменяет активность генов ответа на стресс эндоплазматического ретикулума (*EIF2AK3*, *XBP1*, *HSPA5*), продукты которых участвуют в формировании вторичной и третичной структуры белков [4]. Кроме того, ИИ в МД индуцирует гены энергетического метаболизма, связанные с циклом трикарбоновых кислот, транспортом электронов и синтезом АТФ [4]. Таким образом, МД ИИ стимулируют процессы биосинтеза, которые необходимы для выживания клеток в условиях стресса, однако требуют больших энергетических затрат.

Изменяют свою экспрессию структурные гены, что связано с радиационно-индуцированными преобразованиями тканей и клеток организма. Например, в клетках лёгких мышей в ответ на ИИ в дозе 1 сГр активируются гены, регулирующие синтез и метаболизм коллагена (*Col1a1*, *Mmp-14*, *Mmp-15*) [6].

Большую долю среди генов, повышающих экспрессию при облучении в МД, имеют гены внутриклеточного и межклеточного транспорта катионов и анионов, кислорода, нуклеотидов, аминокислот, жирных кислот, глюкозы, а также регуляторных белков и гормонов [4].

В передаче сигналов при действии ИИ особую роль играют провоспалительные цитокины. В клетках периферической крови людей, облучённых в результате аварии на Чернобыльской АЭС в дозе 0,18–49 мГр, наблюдали повышенную экспрессию генов, кодирующих рецептор серин/треонин протеинкиназы, ростовой фактор TGF, белок EB13 и лиганд CD40, а также генов интерлейкинов 6, 8, 8R и TGFα [7]. При различных дозах ИИ также активируются гены факторов некроза опухоли (*Tnfaip8*, *Tnfrsf19*, *Tnfrsf21*) [8].

МД ИИ влияют на гены, связанные с развитием организма, клеточной дифференциацией и пролиферацией, иммунным ответом [8]. Например, облучение мышей в дозе 5 сГр повысило экспрессию генов общего иммунного ответа и селекции Т-клеток в тимусе [8].

### Биологическое действие формальдегида

Формальдегид (Ф) представляет собой альдегид муравьиной кислоты с химической формулой HCHO. Различают эндогенные и экзогенные формы Ф. Эндогенный Ф образуется в процессе метаболизма аминокислот (серина, глицина, метионина, холина), при окислении метанола, перекисного окисления липидов. Образующийся в клетках эндогенный Ф постоянно подвергается детоксикации под действием ферментов формальдегидтранскетоллазы, формальдегиддегидрогеназы, формальдегиддисмутазы [9]. Экзогенный Ф встречается повсеместно в окружающей среде. Антропогенными источниками экзогенного Ф в атмосфере являются химические предприятия, использующие Ф и содержащие его материалы в своей деятельности, автотранспорт и стационарные топливосжигающие установки. В качестве антисептика Ф применяется в медицине, зоологических и анатомических музеях, научных учреждениях. Кроме того, источниками являются торфяные и городские пожары, свалки бытовых и промышленных отходов, табачный дым [9]. В быту человек подвергается действию Ф при эмиссии его из мебели, созданной с использованием МДФ и лакокрасочных материалов, и при вдыхании табачного дыма.

В газообразном виде Ф попадает в организм человека через контакт с кожей и слизистой глаз, а также ингаляционным путём. Длительное воздействие Ф приводит к различным заболеваниям верхних дыхательных путей, к некрозу печени и почек [10]. Ф оказывает токсические эффекты на центральную нервную систему, вызывает апоптоз клеток гиппокампа у человека [10]. Ф обладает иммунотоксическим действием, угнетает пролиферацию лимфоцитов человека, а также приводит к утрате хромосом [11]. Ф индуцирует экспрессию провоспалительных цитокинов IL-4, IFN-gamma, IL-13 в селезёнке и лимфатических узлах [12].

Токсическое действие Ф на клетки связывают с образованием активных форм кислорода и ковалентному связыванию с внутриклеточными белками и ДНК [10]. Ф может оказывать мутагенное и канцерогенное действие, повреждая ДНК и ингибируя репликацию и репарацию ДНК. Ф легко формирует сшивки между лизиним и дезоксигуанозином, может вызвать ДНК моноаддукты, ДНК-ДНК сшивки, ДНК-белковые сшивки. Ф вызывает денатурацию, агрегацию и полимеризацию белков, легко реагируя с тиоловыми и аминокетильными группами полипептидных молекул [10]. При вдыхании Ф наблюдается повышение активности hsp70, что является маркером стресса, вызванного денатурацией белков [13].

Эффекты формальдегида на клетки и организм опосредуются влиянием на экспрессию генов. У дрожжей более одной трети генов, меняющих свою экспрессию под действием Ф, относятся к категории генов, регулирующих синтез белка. Также существенно у данного организма меняют свою экспрессию гены, ответственные за обмен азота, серы и селена, регулирующие восстановление и защиту клетки, вирулентность [14].

Выявлено, что при воздействии формальдегида общая экспрессия мРНК снижается в эпителиальных клетках лёгких и в клетках некоторых типов опухолей [9].

Среди белков плазмы крови крыс вестерн-блот анализом в качестве маркеров воздействия Ф было идентифицировано тридцать два белка, из них 19 увеличивало своё присутствие. По своим функциям это белки, участвующие в апоптозе, транспорте, сигнализации, энергетическом метаболизме и поддержании клеточной структуры и подвижности. Среди них идентифицированы аполипопротеин Е, глутатион S трансфераза, субъединица 1 активаторного комплекса проте-

асомы, пролиферин инозитол монофосфатаза 1 и др. [15].

В назальном дыхательном эпителии крыс под воздействием Ф индуцировалась экспрессия 24 из 1185 исследованных генов. Идентифицированные гены с Ф-индуцированными изменениями в экспрессии относятся к следующим функциональным категориям: метаболизм ксенобиотиков, клеточный цикл, апоптоз и репарация ДНК [16]. В другой работе были проведены исследования повторных и острых воздействий формальдегида на клетки назального эпителия у крыс. Большая часть генов, менявших экспрессию, по своей функциональной роли связана с внеклеточными компонентами, цитоскелетом и плазматической мембраной: гены белков, образующих комплекс с микротрубочками, белки связывания с мембраной, формированием липидных кластеров, промежуточных филаментов, синапсом [17]. Исследовали изменения экспрессии генов в тканях лёгких у крыс, подверженных воздействию Ф. У двух генов уровень активности существенно увеличивался. Это гены *Kcnj12* (ген калиевого канала) и *Timm8a* (ген фермента транслоказы внутренней митохондриальной мембраны) [18].

Проводился анализ общей экспрессии генов в фибробластах трахеи человека линии Hs 680 Tg в ответ на воздействие формальдегида [19]. Было обнаружено 54 гена, изменивших свою активность в ответ на воздействие формальдегида. При этом повышенную экспрессию показали гены *BHLHB2*, *CCNL1*, *SE20-4*, *C8FW*, *PLK2* и *SGK*. Исследуемые гены задействованы в клеточных реакциях стресс-ответа: в воспалительных и иммунных реакциях и канцерогенезе. В таких же фибробластах трахеи в другой работе [20] было идентифицировано 27 различных формальдегид-индуцируемых генов, включая гены: кодирующие белок класса IA главного комплекса гистосовместимости, кальциктин, глутатион S-трансферазу, MDM2, рецептор тромбоцитарного фактора роста. Перечисленные гены связаны с процессами клеточной пролиферации и дифференцировки, иммунитета, воспаления и детоксификации.

Исследование влияния компонентов табачного дыма на экспрессию генов в клетках лёгких человека показало, что Ф индуцирует экспрессию трёх генов – *CYP7A1*, *HMOX1* и *PTGS1* [21]. В другой работе получены более обширные данные. Среди компонентов табачного дыма Ф дал сильнейший отклик в эпителиальных клетках альвеол лёгких челове-

ка: в общей сложности 66 генов были более чем в 1,5 раза дифференциально экспрессированы. Эти гены, главным образом, участвуют в апоптозе и связанных с повреждением ДНК процессах [22].

Нет сомнений в том, что Ф, являясь высоко реакционно-способным соединением, легко вступающим во взаимодействие с нуклеиновыми кислотами и белками, способен активно влиять на экспрессию генов. Он легко метаболизируется клеточными ферментами и представляет опасность для организма в том случае, когда его воздействия носит хронический характер. Проанализированные литературные данные показывают, что повышенные уровни экспрессии описанных выше генов, вероятно, связаны с токсичностью, индуцированной формальдегидом, и могут использоваться для оценки в качестве потенциальных биомаркеров для выявления интоксикации формальдегидом.

### Биологическое действие диоксинов

Диоксинами называют обширную группу полициклических хлорорганических соединений. Наиболее распространённым и токсичным среди них является 2,3,7,8-тетрахлордибензопара-диоксин (ТХДД). В качестве естественных источников диоксинов могут выступать пожары или извержения вулканов. Однако основная масса диоксинов образуется в результате деятельности человека. Антропогенными источниками являются химические предприятия по производству хлорорганических пестицидов, хлора, хлорбензолов и полихлорированных бифенилов (используются в качестве технических жидкостей), растворителей ряда хлорзамещённых алканов, целлюлозно-бумажные производства, мусоросжигательные заводы и даже автомобильный транспорт. Диоксины попадают в воду в некотором количестве при её хлорировании. Диоксины относятся к персистентным органическим загрязнителям и на протяжении долгого времени сохраняются в депонирующих средах – почве и донных отложениях.

Диоксины – ксенобиотики, являющиеся крайне токсичными для живых существ. Накапливаясь в пищевых цепях, очень долго метаболизируются, поэтому их опасность, в первую очередь, связана с долгосрочным действием. Концентрация диоксинов увеличивается по мере следования по пищевой цепи. В тканях хищников они достигают наивысших концентраций. В организме животных диоксины

накапливаются прежде всего в жировой ткани и печени. Основной путь попадания – через желудочно-кишечный тракт с водой или пищей. Попав в организм, диоксины долгое время сохраняются в нём благодаря своей химической устойчивости. Период их полураспада в организме человека оценивается в 7–11 лет. Молекулярная структура диоксинов в организме является комплементарной некоторым рецепторам гормонов. Поэтому их основными мишенями служат регулирующие системы организма – эндокринная, иммунная, нервная. Диоксины обладают свойствами канцерогенности, эмбриотоксичности и тератогенности. Хроническое действие диоксинов может приводить к бесплодию и нарушениям функций сердечно-сосудистой системы [23].

Большинство токсических эффектов ТХДД связано с изменением уровня экспрессии генов, опосредованной арил-гидро-карбонным рецептором (AhR) [24]. После связывания лиганда AhR в составе комплекса перемещается в ядро. В качестве лиганда AhR могут выступать полициклические или галогенированные ароматические углеводороды (такие как бенз(а)пирен и ТХДД), а также некоторые компоненты потребляемых в пищу растений (индол-3-карбинол, 7,8-дигидрорутакарпин, дибензоилметаны, куркумин и некоторые каротиноиды) [25]. В отличие от большинства лигандов (такие как бенз(а)пирен и компоненты растений), ТХДД не метаболизируется (время полувыведения для человека составляет 7–10 лет) и активирует AhR-зависимый сигнальный путь на продолжительное время, что ведёт к долговременным физиологическим нарушениям [26].

Увеличение уровня транскрипции генов в ответ на воздействие ТХДД может происходить по нескольким механизмам:

**1. Активация транскрипции комплексом AhR/Arnt.** AhR/Arnt активирует транскрипцию, связываясь со специфическими последовательностями ДНК (DRE – dioxin response elements) в промоторных областях генов-мишеней [27]. Коровая консенсусная последовательность DRE содержит 5 нуклеотидов: 5'-GCGTG-3' [28]. По данному механизму активируются гены, кодирующие ферменты метаболизма ксенобиотиков фазы I (*Adh7*, *CYP1A1*, *CYP1A2*, *CYP1B1*, *Por*) и II (*Nrf2*, *NQO1*, *GSTA2*, *UGT1A1*, *UGT1A6*), а также гены, участвующие в апоптозе (*Bax*), контроле клеточного цикла (*p21*, *p27*), дифференцировке (*Filaggrin*, *Hes-1*) и опухолеобразовании (*c-jun*, *junD*) [29, 30];



**2. Активация транскрипции при взаимодействии AhR и NF-κB.** AhR может образовывать комплексы с RelA и RelB субъединицами транскрипционного фактора NF-κB без участия Arnt [31, 32]. Комплекс AhR/RelA связывается с NF-κB-респонсивными элементами и активирует транскрипцию гена *c-myc*

[32]. AhR/RelA может связываться как с регуляторными элементами NF-κB, так и с консенсусной последовательностью DRE, что позволяет осуществлять совместную регуляцию транскрипции генов AhR и NF-κB сигнальных путей [33]. Комплекс AhR/RelB активирует транскрипцию генов контроля иммуни-

Таблица

Гены, активирующиеся в ответ на воздействие радиации, формальдегида и диоксинов\*

Функция	Ионизирующие излучения	Формальдегид	ТХДД
Ответ на повреждение ДНК	<i>TRP53, BRCA1, PARP1</i>	<i>DDIT3, TRP53</i>	–
Репарация ДНК	<i>POLB, ERCC6, XPA, MLH1, RAD51, XRCC5</i>	–	–
Регуляция клеточного цикла	<i>GADD45A, CDKN1A, MAPK1, AREG, MOS, RAF1, AGGF1</i>	<i>CDKN1A, MDM2, MDM4, FOSL1, AREG, ARHGAP5</i>	<i>CDKN1A, CDKN1B, IGFBP1, AREG, HBEGF, BTG2</i>
Апоптоз	<i>BAX, CASP9, FAS, ING2, CD59A, TNF</i>	<i>TNFRSF12A</i>	<i>BAX, TNF</i>
Антиоксидантная защита	<i>GPX1, SOD1</i>	<i>PRDX1, TXN1, TXNRD1, SRXN1</i>	<i>GSTA2, NFE2L2</i>
Провоспалительная сигнализация	<i>LTBP1</i>	<i>IL4, IFNG, PVR, PLA2G4A</i>	<i>IL2, CCL2, CXCL1, CCL1, IL6, PTGS2, IL8, CRP, IL17RB, IL9, TNFSF13B, CXCL13, IRF3</i>
Стресс-ответ	<i>MAPK8</i>	<i>MAP3K8, MAP3K1</i>	<i>JUN, JUND, TIPARP, AHRR</i>
Дифференциация клеток	<i>GNB2L1, EGFR, EGR1, EGR3, ZEB2, SMGC</i>	<i>PTHLH, EGR2</i>	<i>FLG, HESX1, CEBPB, EGR1, CTGF, FOXQ1</i>
Внутриклеточный транспорт	<i>RAB6A, GJC1, ACTR1A</i>	<i>SEC22A</i>	<i>MICAL2, ARL6IP5, MYOF, SLC7A5, SCIN, FLNB</i>
Деградация белков	<i>EIF3E, KLK1B21, KLK1B4</i>	<i>SERPINA12</i>	<i>SPINT1, SERPINB2, MMP8</i>
Шаперонная активность	<i>CCT6A, HSPA1B, HSPA8</i>	<i>HSPA5, HSPB1</i>	–
Регуляция биосинтеза белков	<i>RPL24, RPS8</i>	<i>POLR2D, ATRX</i>	<i>GM5662</i>
Метаболизм	<i>OAZ1, ELOVL5, G6PC, ATP10D, ATP1B2</i>	<i>HMOX1, PLAUR, SLC25A15, GALNT7</i>	<i>GANC, NMT2, FST</i>
Циркадные ритмы	–	<i>PER2, ARNTL</i>	–
Поддержание стволовых клеток	–	<i>PUM1</i>	–
Детоксификация ксенобиотиков	–	–	<i>ADH7, CYP1A1, CYP1A2, CYP1B1, UGT1A1, UGT1A6A, NQO1, ALDH3A1, POR</i>
Функция неизвестна	–	–	<i>CLDN25, 4931440P22RIK</i>

Примечание: представлены гены, выявленные в исследованиях на клетках млекопитающих (мыши, крысы, человек). Названия генов приведены в соответствие со стандартными названиями генов мыши. Перекрывающиеся гены выделены жирным шрифтом.

тета (*BAFF*), воспалительного процесса (*IL-8*, *CCL1*, *IFR3*) и хемокинов (*BLC*) [33, 34].

Таким образом, ТХДД ведёт к активации широкого спектра генов, что обуславливает многообразие диоксин-индуцируемых негативных биологических эффектов.

### Обсуждение

На основании анализа литературных источников составлен список генов, активирующихся в ответ на воздействие радиации, формальдегида и диоксинов (табл.). Как показано на рисунке 2, лишь небольшая часть этих генов перекрывается, активируясь при разных воздействиях. Как при действии ионизирующих излучений, так и при воздействии формальдегида активируются гены *TRP53*, *CDKN1A*, *AREG*. И для радиации, и для диоксинов свойственна индукция генов *CDKN1A*, *BAX*, *AREG*, *EGR1*, *TNF*. Диоксины и формальдегид могут вызывать перекрёстно экспрессию генов *CDKN1A* и *AREG*. Общими для всех трёх воздействий из представленного списка являются лишь два гена – *CDKN1A* и *AREG*. Ген *CDKN1A* кодирует ингибитор циклин-зависимых киназ p21, останавливающий клеточный цикл при наличии повреждений клеточных структур, таких как ДНК. В результате остановки предотвращается удвоение ДНК или деление повреждённой клетки, в свою очередь клетка получает время, необходимое для устранения повреждений. *AREG* принадлежит к семейству эпидермального фактора роста и участвует в регуляции роста и пролиферации клеток.

По данным таблицы, ряд функциональных групп генов является более представленным при одних воздействиях и менее – при других. В частности, при действии ионизирующих излучений активируется большое количество генов ответа на повреждение ДНК и генов репарации ДНК. Воздействие диоксинов способствовало активации генов провоспалительного ответа и детоксификации ксенобiotиков. Формальдегид индуцировал гены регуляции биосинтеза белков и молекулярные шапероны.

С использованием ресурса g:Orth Orthology search (<http://biit.cs.ut.ee/gprofiler/gorth.cgi>) нами была проанализирована эволюционная консервативность генов, приведённых в таблице. Многие из генов, дифференциально экспрессирующихся в ответ на рассматриваемые воздействия, являются высоко консер-

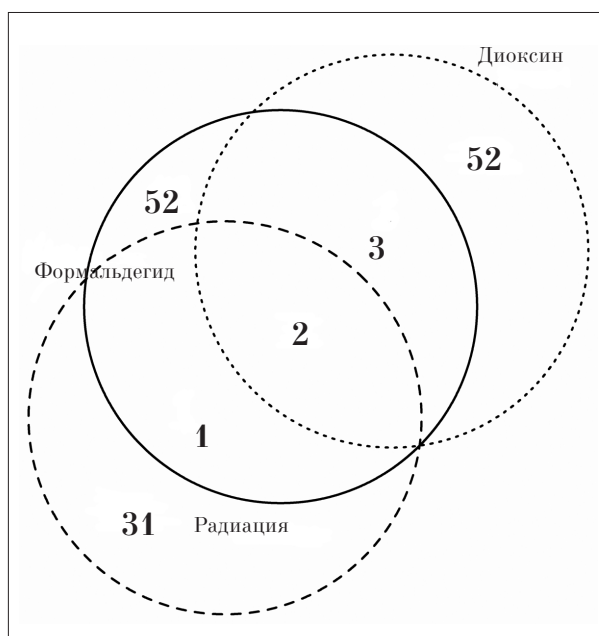


Рис. 2. Количество перекрывающихся генов, активируемых при разных воздействиях

вативными в эволюции. Например, в геноме дрожжей *Saccharomyces cerevisiae* имеют ортологи 18 из 48 генов, индуцируемых ионизирующими излучениями у млекопитающих, 28 ортологов генов – в геноме дрозофил. Из 34 формальдегид-индуцированных генов 10 имеют ортологов в геноме дрожжей, 13 – у дрозофил. Индуцируемые ТХДД 60 генов млекопитающих имеют 7 ортологов у дрожжей и 19 у дрозофил.

Таким образом, анализ литературных источников позволил составить списки из нескольких десятков генов, дифференциально экспрессирующихся при действии радиации, формальдегида и диоксинов. На основании данной информации с использованием методов РТ-ПЦР или РНК-чипов низкой плотности возможно осуществлять мониторинговые исследования объектов животного мира, испытывающих указанные воздействия. Используя имеющиеся данные, возможна разработка биосенсорных технологий. Например, на основе биолюминесценции белка GFP под промотором генов стресс-ответа компанией Gentrionix была разработана технология оценки генотоксичности GreenScreen HC [35].

*Исследование поддержано грантом Федеральной программы «Научные и научно-педагогические кадры инновационной России» № 14.В37.21.0560.*

## Литература

1. Kadhim M., Salomaa S., Wright E., Hildebrandt G., Belyakov O.V., Prise K.M., Little M.P. Non-targeted effects of ionising radiation-Implications for low dose risk // *Mutat. Res.* 2013. V. 752. № 2. P. 84–98.
2. Fachin A.L., Mello S.S., Sandrin-Garcia P., Junta C.M., Donadi E.A., Passos G.A., Sakamoto-Hojo E.T. Gene expression profiles in human lymphocytes irradiated in vitro with low doses of gamma rays // *Radiat. Res.* 2007. V. 168. № 6. P. 650–665.
3. Saini D., Shelke S., Mani Vannan A., Toprani S., Jain V., Das B., Seshadri M. Transcription profile of DNA damage response genes at G(0) lymphocytes exposed to gamma radiation // *Mol. Cell. Biochem.* 2012. V. 364. № 1–2. P. 271–281.
4. Wyrobek A.J., Manohar C.F., Krishnan V.V., Nelson D.O., Furtado M.R., Bhattacharya M.S., Marchetti F., Coleman M.A. Low dose radiation response curves, networks and pathways in human lymphoblastoid cells exposed from 1 to 10cGy of acute gamma radiation // *Mutat. Res.* 2011. V. 722. № 2. P. 119–130.
5. Manning G., Kabacik S., Finnon P., Bouffler S., Badie C. High and low dose responses of transcriptional biomarkers in *ex vivo* X-irradiated human blood // *Int. J. Radiat. Biol.* 2013. in press.
6. Tian J., Tian S., Gridley D.S. Comparison of acute proton, photon, and low-dose priming effects on genes associated with extracellular matrix and adhesion molecules in the lungs // *Fibrogenesis Tissue Repair.* 2013. V. 6. № 1. P. 4.
7. Albanese J., Martens K., Karanitsa L.V., Schreyer S.K., Dainiak N. Multivariate analysis of low-dose radiation-associated changes in cytokine gene expression profiles using microarray technology // *Exp. Hematol.* 2007. V. 35. № 4. Suppl 1. P. 47–54.
8. Rudqvist N., Parris T.Z., Schuler E., Helou K., Forssell-Aronsson E. Transcriptional response of BALB/c mouse thyroids following in vivo astatine-211 exposure reveals distinct gene expression profiles // *EJNMMI Res.* 2012. V. 2. № 1. P. 32.
9. Swenberg J.A., Moeller B.C., Lu K., Rager J.E., Fry R.C., Starr T.B. Formaldehyde carcinogenicity research: 30 years and counting for mode of action, epidemiology, and cancer risk assessment // *Toxicol. Pathol.* 2013. V. 41. № 2. P. 181–189.
10. Kim K.H., Jahan S.A., Lee J.T. Exposure to formaldehyde and its potential human health hazards // *Journal of environmental science and health. Part C, Environmental carcinogenesis & ecotoxicology reviews.* 2011. V. 29. № 4. P. 277–299.
11. Pongsavee M. *In vitro* study of lymphocyte anti-proliferation and cytogenetic effect by occupational formaldehyde exposure // *Toxicol. Ind. Health.* 2011. V. 27. № 8. P. 719–723.
12. Xu B., Aoyama K., Takeuchi M., Matsushita T., Takeuchi T. Expression of cytokine mRNAs in mice cutaneously exposed to formaldehyde // *Immunol. Lett.* 2002. V. 84. № 1. P. 49–55.
13. Ozen O.A., Akpolat N., Songur A., Kus I., Zararsiz I., Ozacmak V.H., Sarsilmaz M. Effect of formaldehyde inhalation on Hsp70 in seminiferous tubules of rat testes: an immunohistochemical study // *Toxicol. Ind. Health.* 2005. V. 21. № 10. P. 249–254.
14. Yasokawa D., Murata S., Iwahashi Y., Kitagawa E., Nakagawa R., Hashido T., Iwahashi H. Toxicity of methanol and formaldehyde towards *Saccharomyces cerevisiae* as assessed by DNA microarray analysis // *Appl. Biochem. Biotechnol.* 2010. V. 160. № 6. P. 1685–1698.
15. Im H., Oh E., Mun J., Khim J.Y., Lee E., Kang H.S., Kim E., Kim H., Won N.H., Kim Y.H., Jung W.W., Sul D. Evaluation of toxicological monitoring markers using proteomic analysis in rats exposed to formaldehyde // *Journal of proteome research.* 2006. V. 5. № 6. P. 1354–1366.
16. Hester S.D., Benavides G.B., Yoon L., Morgan K.T., Zou F., Barry W., Wolf D.C. Formaldehyde-induced gene expression in F344 rat nasal respiratory epithelium // *Toxicology.* 2003. V. 187. № 1. P. 13–24.
17. Andersen M.E., Clewell H.J., 3rd, Bermudez E., Willson G.A., Thomas R.S. Genomic signatures and dose-dependent transitions in nasal epithelial responses to inhaled formaldehyde in the rat // *Toxicol. Sci.* 2008. V. 105. № 2. P. 368–383.
18. Sul D., Kim H., Oh E., Phark S., Cho E., Choi S., Kang H.S., Kim E.M., Hwang K.W., Jung W.W. Gene expression profiling in lung tissues from rats exposed to formaldehyde // *Arch. Toxicol.* 2007. V. 81. № 8. P. 589–597.
19. Li G.Y., Lee H.Y., Shin H.S., Kim H.Y., Lim C.H., Lee B.H. Identification of gene markers for formaldehyde exposure in humans // *Environ. Health Perspect.* 2007. V. 115. № 10. P. 1460–1466.
20. Lee M.H., Kim Y.A., Na T.Y., Kim S.H., Shin Y.K., Lee B.H., Shin H.S., Lee M.O. Identification of formaldehyde-responsive genes by suppression subtractive hybridization // *Toxicology.* 2008. V. 243. № 1–2. P. 224–235.
21. Sexton K., Balharry D., BeruBe K.A. Genomic biomarkers of pulmonary exposure to tobacco smoke components // *Pharmacogenetics and genomics.* 2008. V. 18. № 10. P. 853–860.
22. Cheah N.P., Pennings J.L., Vermeulen J.P., van Schooten F.J., Opperhuizen A. In vitro effects of aldehydes present in tobacco smoke on gene expression in human lung alveolar epithelial cells // *Toxicol. In Vitro.* 2013. V. 27. № 3. P. 1072–1081.
23. Marinkovic N., Pasalic D., Ferencak G., Grskovic B., Stavljenic Rukavina A. Dioxins and human toxicity // *Arhiv za higijenu rada i toksikologiju.* 2010. V. 61. № 4. P. 445–453.



24. Hankinson O. The aryl hydrocarbon receptor complex // *Annu. Rev. Pharmacol. Toxicol.* 1995. V. 35. P. 307–340.
25. Denison M.S., Nagy S.R. Activation of the aryl hydrocarbon receptor by structurally diverse exogenous and endogenous chemicals // *Annu. Rev. Pharmacol. Toxicol.* 2003. V. 43. P. 309–334.
26. Bock K.W., Köhle C. Ah receptor: dioxin-mediated toxic responses as hints to deregulated physiologic functions // *Biochem. Pharmacol.* 2006. V. 72. № 4. P. 393–404.
27. Sogawa K., Fujisawa-Sehara A., Yamane M., Fujii-Kuriyama Y. Location of regulatory elements responsible for drug induction in the rat cytochrome P-450c gene // *Proc. Natl. Acad. Sci. USA.* 1986. V. 83. № 21. P. 8044–8048.
28. Jones P.B., Durrin L.K., Galeazzi D.R., Whitlock J.P., Jr. Control of cytochrome P1-450 gene expression: analysis of a dioxin-responsive enhancer system // *Proc. Natl. Acad. Sci. USA.* 1986. V. 83. № 9. P. 2802–2806.
29. Faust D., Vondráček J., Krčmář P., Smerdová L., Prochazkova J., Hrubá E., Hulinkova P., Kaina B., Dietrich C., Machala M. AhR-mediated changes in global gene expression in rat liver progenitor cells // *Arch. Toxicol.* 2013. V. 87. № 4. P. 681–698.
30. Le Vee M., Jouan E., Fardel O. Involvement of aryl hydrocarbon receptor in basal and 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin-induced expression of target genes in primary human hepatocytes // *Toxicol. In Vitro.* 2010. V. 24. № 6. P. 1775–1781.
31. Vogel C.F., Matsumura F. A new cross-talk between the aryl hydrocarbon receptor and RelB, a member of the NF-kappaB family // *Biochem. Pharmacol.* 2009. V. 77. № 4. P. 734–745.
32. Kim D.W., Gazourian L., Quadri S.A., Romieu-Mourez R., Sherr D.H., Sonenshein G.E. The RelA NF- B subunit and the aryl hydrocarbon receptor (AhR) cooperate to transactivate the *c-myc* promoter in mammary cells // *Oncogene.* 2000. V. 19. № 48. P. 5498–5506.
33. Vogel C.F., Sciallo E., Matsumura F. Involvement of RelB in aryl hydrocarbon receptor-mediated induction of chemokines // *Biochem. Biophys. Res. Comm.* 2007. V. 363. № 3. P. 722–726.
34. Vogel C.F., Li W., Wu D., Miller J.K., Sweeney C., Lazennec G., Fujisawa Y., Matsumura F. Interaction of aryl hydrocarbon receptor and NF- B subunit RelB in breast cancer is associated with interleukin-8 overexpression // *Arch Biochem Biophys.* 2011. V. 512. № 1. P. 78–86.
35. Walmsley R.M., Tate M. The GADD45a-GFP GreenScreen HC assay // *Methods Mol. Biol.* 2012. V. 817. P. 231–250.

## Оценка токсического действия ионов меди на ряску малую (*Lemna minor* L.) методом регистрации замедленной флуоресценции

© 2013. М. А. Субботин, ассистент, Ю. С. Григорьев, к.б.н., профессор,  
Сибирский федеральный университет,  
e-mail: submich@gmail.com, grig179@rambler.ru

Методом регистрации замедленной флуоресценции (ЗФ) хлорофилла изучено влияние температуры, интенсивности света, длительности экспозиции, состава и объёма среды на проявление токсического воздействия ионов меди на ряску малую. Установлено, что степень воздействия ионов меди усиливается при повышении температуры и уровня светового облучения ряски в период её экспозиции с токсикантом. Показано также, что относительный показатель интенсивности ЗФ позволяет выявлять токсическое действие ионов меди на ряску малую уже через несколько часов после внесения их в среду.

By means of chlorophyll delayed fluorescence we have investigated the influence of temperature, light intensity, duration of exposure, medium composition and volume on the development of toxic action of copper ions on duckweed. It is shown that the relative indicator of delayed fluorescence intensity allows registering the toxic action of copper ions on duckweed just a few hours after their introducing into the medium. It has been also noted that the degree of copper ions' influence increases with the rise of temperature and light intensity of duckweed during the period of its exposition with the toxicant.

Ключевые слова: замедленная флуоресценция хлорофилла, ряска малая (*Lemna minor* L.), токсичность ионов меди, интенсивность света, температура

Keywords: chlorophyll delayed fluorescence, duckweed (*Lemna minor* L.), toxicity, copper ions, light intensity, temperature

При биотестировании токсичности вод используются тест-организмы, относящиеся к различным звеньям природных экосистем и имеющие разный уровень организации. Из продуцентов чаще всего применяют одноклеточные водоросли, например, зелёные водоросли *Pseudokirchneriella subcapitata* [1] и *Scenedesmus quadricauda* [2]. Ряска малая также является представителем продуцентов, но в отличие от водорослей имеет более высокую структурную организацию. В биотестировании она может отражать действие поллютантов на высшие водные растения, многие из которых активно аккумулируют токсические вещества в своей биомассе [3].

Использование ряски в качестве тест-организма обусловлено изменчивостью её морфологических признаков, которые можно оценить визуально по степени пожелтения, увядания листочков, хлорозам, некрозам и другим специфическим реакциям. Это позволяет без применения сложного оборудования получить представление о токсичности проб воды [4]. Вместе с тем учёт морфологических изменений несёт скорее качественную оценку и требует достаточно длительного времени для получения результата. Так, в соответствии с международным стандартом ISO/DIS 20079 опре-

деление ингибирующего действия токсикантов на рост популяции ряски малой как показателя токсического воздействия проводится в течение 7 суток [5]. При этом необходимость поддержания стерильности тест-культуры ряски во время столь длительного токсикологического эксперимента значительно усложняет процесс биотестирования вод.

Предложен также ряд экспрессных методов оценки негативного воздействия на ряску. Например, использование эффекта ингибирования фототаксиса хлоропластов при воздействии токсикантов [6], а также регистрация флуоресценции хлорофилла этих растений [7].

Методологический подход с использованием флуоресцентных методов позволяет наблюдать за объектом *in vivo* и количественно оценить состояние растений [7]. Источником оперативной информации о характере функционирования фотосинтетического аппарата может являться процесс замедленной флуоресценции (ЗФ) хлорофилла [8, 9]. На этой основе недавно была разработана оперативная методика биотестирования вод на микроводоросли хлорелла [10].

Целью данной работы явилось исследование действия ионов меди на растение «ряска малая» методом регистрации замедленной

флуоресценции и определения влияния внешних условий на проявление данного токсического эффекта.

### Материалы и методы

Культура *Lemna minor* L. выращивалась в лаборатории на питательной среде Штейнберга (состав в мг/л:  $KNO_3 - 350$ ;  $Ca(NO_3)_2 \cdot 4H_2O - 295$ ;  $KH_2PO_4 - 90$ ;  $K_2HPO_4 - 12,6$ ;  $MgSO_4 \cdot 7H_2O - 100$ ;  $H_3BO_3 - 0,12$ ;  $ZnSO_4 \cdot 7H_2O - 0,18$ ;  $Na_2MoO_4 \cdot 2H_2O - 0,044$ ;  $MnCl_2 \cdot 4H_2O - 0,18$ ;  $FeCl_3 \cdot 6H_2O - 0,76$ ; Titriplex III (EDTA) – 1,5) [5]. Емкости с растениями содержались в климатостате В-2, в котором поддерживалась постоянная температура 22 °С и обеспечивалось круглосуточное освещение люминесцентными лампами интенсивностью 3500–4000 люкс. В маточной культуре, как и в токсикологическом эксперименте, стерильность не поддерживалась. Чтобы содержать культуру тест-организма в относительной чистоте и исключить поглощение вносимых ионов меди биомассой сопутствующей микрофлоры и водорослей, ряску промывали водопроводной водой 1-2 раза в неделю (в том числе перед экспериментом) и переносили на свежую питательную среду.

Все опыты выполнялись на трёхлисточковых розетках ряски. В качестве модельного токсиканта использовался раствор сульфата меди ( $CuSO_4 \cdot 5H_2O$ ). Концентрация токсиканта дана в расчёте на ион меди (II). В каждую тестируемую пробу вносилось одно растение ряски.

Интенсивность миллисекундной замедленной флуоресценции регистрировали на флуориметре Фотон-10 при возбуждении тест-объекта импульсами синего света ( $480 \pm 20$  нм) длительностью 20 мсек. ЗФ регистрировалась с верхней стороны листочков в первые миллисекунды после всплеск возбуждающего света. Растения перед измерением ЗФ в течение 15 минут выдерживались в темноте.

В качестве показателя состояния фотосинтетического аппарата ряски использовали относительный показатель замедленной флуоресценции (ОПЗФ) – отношение уровней замедленной флуоресценции хлорофилла в их индукционных максимумах при возбуждении светом высокой (ЗФв) и низкой (ЗФн) интенсивности ( $ОПЗФ = ЗФв/ЗФн$ ) [11]. Благодаря своей относительности ОПЗФ не зависит от размера растительного объекта и изменяется только при воздействии на его фотосинтетический аппарат.

### Результаты

Известно, что действие токсикантов на тест-организм зависит не только от его концентрации в среде, но и от объёма самой среды, поскольку в условиях замкнутого экспериментального пространства его величина будет определять количество токсического вещества, приходящегося на один организм [12]. Поэтому при одной и той же концентрации токсиканта и биомассе тест-организма токсический эффект с увеличением объёма тестируемой среды должен до определённого предела возрастать.

Для установления оптимального объёма среды при биотестировании на ряске было изучено действие ионов меди на одну розетку при варьировании объёма растворов токсиканта в диапазоне от 4 до 500 мл.

Проведённые опыты с 20- часовой экспозицией показали (рис. 1), что в малом объёме (4 мл) токсическое действие на ряску в виде значительного снижения относительного показателя ЗФ наблюдалось только при очень высокой концентрации ионов меди (1 мг/л). В больших объёмах среды (20–500 мл) добавляемый токсикант вызывал снижение ОПЗФ при концентрации на порядок меньшей.

Как видно из приведённых данных (рис. 1), действие ионов меди возрастает только при увеличении объёма раствора токсиканта до 100 мл. При этом насыщение токсического воздействия наблюдается начиная с объёмов растворов в 20 мл. Поскольку использование больших объёмов проб вызывает определённые технические трудности в работе, то в дальнейшем при постановке острого токсикологиче-

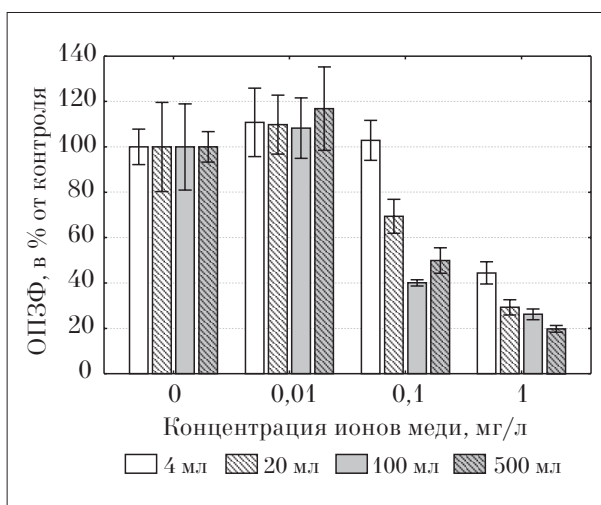


Рис. 1. Влияние разных объёмов растворов с ионами меди на ОПЗФ ряски малой (экспозиция 20 часов)



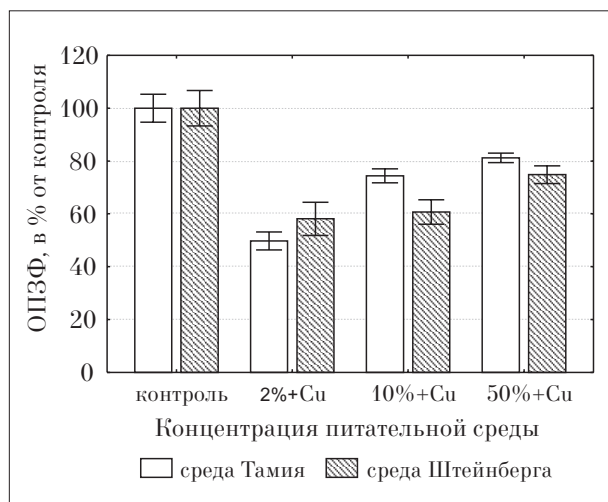


Рис. 2. Влияние ионов меди (0,125 мг/л) на величину ОПЗФ ряски на питательных средах различного разбавления (экспозиция 20 часов)

ского эксперимента нами был выбран в качестве оптимального объём среды в 50 мл. Токсикологические эксперименты с такими пробами воды проводились в специально разработанных устройствах УЭР-05, которые благодаря умеренному вращению проб обеспечивают поддержание требуемой температуры и равного светового облучения сразу для 18 ёмкостей с тест-организмами.

Состав водной среды оказывает существенное влияние на биодоступность вносимых токсикантов, в первую очередь, тяжёлых металлов (ТМ). В природных водах ТМ находятся преимущественно в трёх формах: в виде свободных (гидратированных) ионов, в составе комплексных соединений с неорганическими и, главным образом, органическими веществами различной молекулярной массы и хи-

мической природы, а также в составе взвешенных частиц [12 – 15]. При моделировании токсикологического эксперимента в лабораторных условиях среда, как правило, состоит только из растворённых неорганических солей, тем самым обладает минимальной связующей способностью. Однако в составе питательной среды Штейнберга имеется двунариевая соль этилендиамина тетрауксусной кислоты, обладающая сильными связующими способностями по отношению к ионам металлов. Кроме того, уровень общей минерализации среды может также оказывать существенное влияние на биодоступность токсикантов [14].

В связи с этим нами были проведены опыты по сравнению токсичности ионов меди для ряски на питательных средах Тамия и Штейнберга различного разбавления. По своему составу среда Тамия в 10 раз более минерализована, чем среда Штейнберга (8,75 г/л и 0,85 г/л соответственно). Эксперименты проводились с питательными средами, разбавленными до 2, 10 и 50%, в которые вносились ионы меди в концентрации 0,125 мг/л.

Результаты, представленные на рисунке 2, показывают, что при разбавлении обеих питательных сред до 2% токсический эффект ионов меди после 20-часового воздействия на ряску заметно увеличивался. При этом разбавление питательных сред дистиллированной водой не угнетало рост самих растений.

Учитывая большее воздействие модельного токсиканта на тест-организм в среде Штейнберга, разбавленной в 50 раз (2% содержание), этот вариант питательной среды был использован нами в дальнейших токсикологических исследованиях.

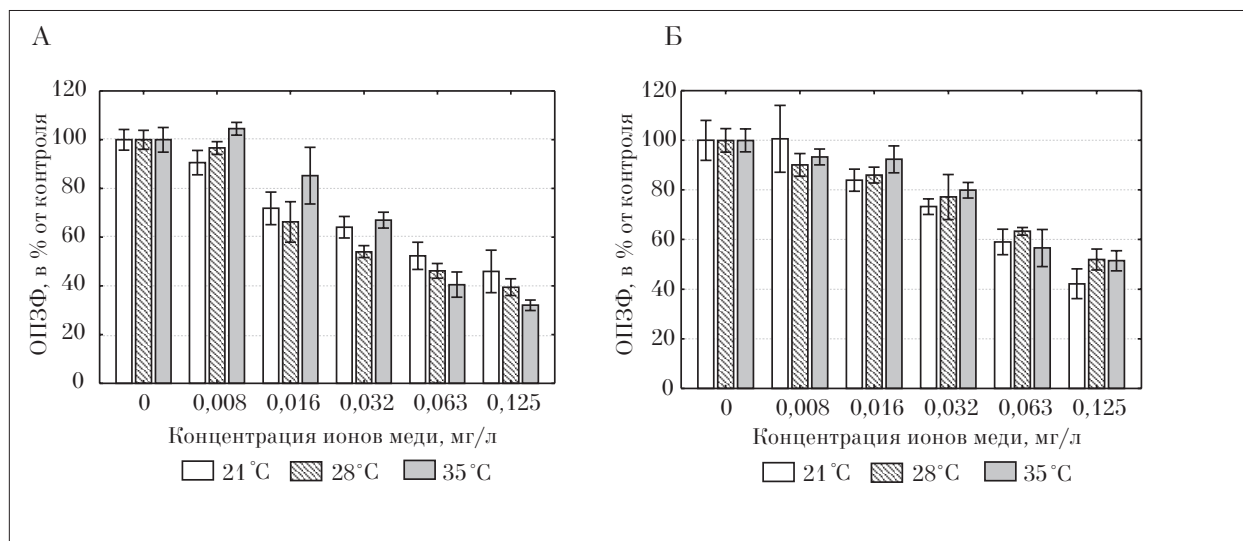


Рис. 3. Влияние температуры на ОПЗФ ряски при 4-часовой (А) и 24-часовой (Б) экспозиции

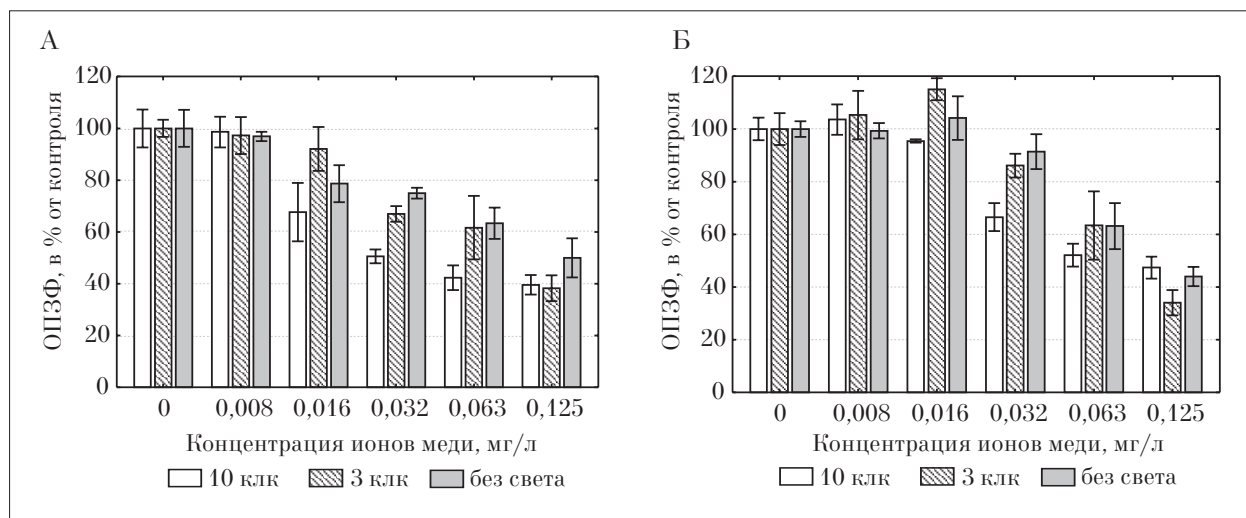


Рис. 4. Действие ионов меди на ОПЗФ ряски при различном световом облучении тест-объекта при 4-часовой (А) и 24-часовой (Б) экспозиции

Факторы внешней среды, такие, как температура, влияющая на рост и развитие самих растений [16], могут изменять и скорость поглощения ими токсических веществ. В связи с этим нами исследовано влияние температуры растворов на токсическое действие ионов меди на ряску при различных временных экспозициях.

Проведённые эксперименты показали, что при времени воздействия в 4 часа повышение температуры (28–35 °С) усиливало токсический эффект ионов меди (рис. 3).

С увеличением времени экспозиции до одних суток (рис. 3) величина ОПЗФ при действии всех исследованных концентраций ионов меди (0,008–0,125 мг/л) снижалась практически одинаково при всех трёх температурах (21, 28 и 35 °С) среды. Нивелирование температурного влияния может быть вызвано тем, что при повышенных температурах в условиях более длительного эксперимента токсический эффект ионов меди частично компенсируется ускорением роста в этот период самих растений ряски.

Другим внешним фактором, который оказывает влияние на растение и вследствие этого изменяет его реакцию на токсиканты, является уровень светового облучения растительного тест-организма [17]. С этой целью нами было изучено действие ионов меди на относительный показатель ЗФ ряски после экспонирования при различных интенсивностях света.

Исследования показали (рис. 4), что в условиях более высокого (до 10000 лк) уровня светового облучения растений токсическое воздействие ионов меди возрастало. Эффект отмечался как при 4-часовой, так и 24-часо-

вой экспозициях. Возможно, что высокая интенсивность света, активизируя фотоассимиляционную активность растения, способствует и большему поглощению токсиканта из среды. Не исключено также, что при высоком уровне светового облучения растений может развиваться процесс фотоингибирования, вызывающий повреждение фотосинтетического аппарата [18]. В присутствии ионов меди количество таких повреждений существенно возрастает [19].

Таким образом, замедленная флуоресценция, в виде её относительного показателя, позволяет выявлять токсический эффект ионов меди по отношению к ряске малой уже через несколько часов после внесения их в среду. При этом действие ионов меди на ряску усиливается при повышении температуры, интенсивности светового облучения и при разбавлении питательной среды.

## Литература

1. Katsumata M., Koike T., Nishikawa M. Rapid ecotoxicological bioassay using delayed fluorescence in the green alga *Pseudokirchneriella subcapitata* // Water Research. 2006. № 40. P. 3393–3400.
2. Жмур Н.С., Орлова Т.Л. Методика определения токсичности вод, водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по измерению уровня флуоресценции хлорофилла и численности клеток водорослей. М.: АК-ВАРОС, 2007. 48 с.
3. Mikryakova T.F. Accumulation of Heavy Metals by Macrophytes at Different Levels of Pollution of Aquatic Medium // Water Resources. V. 29. № 2. 2002. P. 230–232.
4. Паценко Л.В., Малюга Н.Г. Чувствительность различных тестов на загрязнение воды тяжёлыми ме-

таллами и пестицидами с использованием ряски малой *Lemna minor* L. // Экология. 1998. № 5. С. 407–409.

5. ISO/DIS 20079, Water quality – determination of the toxic effect of water constituents and waste water to duckweed (*Lemna minor*) – Duckweed growth inhibition test. ISO TC 147/SC 5/WG 5, 2004.

6. Ломагин А.Г., Ульянова Л.В. Новый тест на загрязнённость воды и использование ряски *Lemna minor* L. // Физиология растений. 1993. Т. 40. № 2. С. 327–328.

7. Гольд В.М., Гаевский Н.А., Григорьев Ю.С., Гехман А.В. Теоретические основы и методы изучения флуоресценции хлорофилла. Учебное пособие. Красноярск: Изд-во КрасГУ, 1984. 84 с.

8. Рубин А.Б. Биофизические методы в экологическом мониторинге // Соросовский образовательный журнал. 2000. Т. 6. № 4. С. 7–13.

9. Goltsev V., Zaharieva I., Chernev P., Strasser R.J. Delayed fluorescence in photosynthesis // Photosynthesis research. 2009. V. 101. P. 217–232.

10. Григорьев Ю.С., Стравинскене Е.С. Методика определения токсичности питьевых, природных и сточных вод и отходов по изменению относительного показателя замедленной флуоресценции культуры водоросли хлорелла (*Chlorella vulgaris* Beijer). ПНД Ф Т 14.1:2.4.16-09 16.1:2.3.3.14-09. Москва. 2009. 48 с.

11. Григорьев Ю.С., Фуряев Е.А., Андреев А.А. Способ определения содержания фитотоксических веществ. Патент № 2069851. Бюлл. изобр., №33 от 27.11.96.

12. Брагинский Л.П., Линник П.Н. К методике токсикологического эксперимента с тяжёлыми металлами на гидробионтах // Гидробиологический журнал. Т. 39. 2003. № 1. С. 92–104.

13. Будников Г.К. Тяжёлые металлы в экологическом мониторинге водных систем // Соросовский образовательный журнал. 1998. № 5. С. 23–29.

14. Greger M., Kautsky L., Sandberg T. A tentative model of Cd uptake in *Potamogeton pectinatus* in relation to salinity // Environmental and Experimental Botany. 1995. V. 35. № 2. P. 215–225.

15. Линник П.Н., Набиванец Б.И. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах. Ленинград: Гидрометеоиздат, 1986. 272 с.

16. Fritioff A., Kautsky L., Greger M. Influence of temperature and salinity on heavy metal uptake by submerged plants // Environmental Pollution. 2005. № 133. P. 265–274.

17. Artetxe U., Garcia-Plazaola J.I., Hernandez A., Becerril J.M. Low light grown duckweed plants are more protected against the toxicity induced by Zn and Cd // Plant Physiology and Biochemistry. 2002. № 40. P. 859–863.

18. Marschner P. Mineral Nutrition of Higher Plants. Academic Press. 1995. 889 p.

19. Польшов В.А., Маторин Д.Н., Вавилин Д.В., Венедиктов П.С. Действие низких концентраций меди на фотонгибирование фотосистемы Пy *Chlorella vulgaris* (Beijer) // Физиология растений. 1993. Т. 40. № 5. С. 754–759.



## Имитационный анализ ионного состава сточных вод полигона твёрдых бытовых отходов г. Душанбе Республики Таджикистан

© 2013. К. М. Каримов, аспирант, Х. Э. Еров, аспирант, Д. Т. Бобокалонов, к.б.н., З. К. Мухидинов, д.х.н., профессор, М. А. Куканиев, д.х.н., чл.-корр. АН РТ, профессор, Институт химии Академии наук Республики Таджикистан, e-mail: zainy@mail.ru

В работе представлены результаты анализа химического состава дренажных вод из полигона твёрдых бытовых отходов (ТБО) и имитационного реактора для прогнозирования разрушения отходов. Анализ катионного и анионного состава дренажных вод в условиях ускоренной имитации разрушения ТБО показал, что в начальный период захоронения в дренажные воды переходят в основном карбонаты, хлориды, фториды, затем нитраты и сульфаты. После покрытия полигона в анаэробных условиях возрастает содержание хлоридов, сульфатов, а карбонаты осаждаются в виде нерастворимых солей, образуются фосфаты и другие соли. Анионный состав дренажных вод ТБО довольно широк и содержит, кроме перечисленных анионов экстрагируемых в биореакторе, ещё и бромиды. Высокое содержание карбонатов указывает на растворение углекислого газа из атмосферы и образование карбонатных солей. При этом тяжёлые элементы, особенно стронций, остаются в виде нерастворимых солей в осадках.

The article presents the results of the analysis of chemical composition of drainage water from the landfill of the municipal solid waste (MSW) and simulation reactor for waste decomposition forecasting. The analysis of cationic and anionic water drainage under accelerated MSW fracture simulation has shown that in the initial period in the drainage water disposal mainly carbonates, chlorides, fluorides pass, and then sulfates and nitrates. After covering the polygon anaerobically chlorides sulfates and carbonates share increases, while carbonates precipitate as insoluble salts, phosphates and other salts are formed. Anionic composition of drainage water MSW quite large and contains extractable anions other than those listed in the bioreactor, and even bromides. High carbonate content indicates dissolution of carbon dioxide from the atmosphere and formation of carbonate salts. And heavy elements, especially strontium, remain as insoluble salts in the sediments.

Ключевые слова: твёрдые бытовые отходы, дренажные воды, анионный и катионный состав, биореактор, капиллярный электрофорез

Keywords: municipal solid waste, drainage water, anionic and cationic composition, bioreactor, capillary electrophoresis

Одной из крупных нерешённых экологических и социальных проблем урбанизированных территорий является снижение негативного воздействия полигонов захоронения и свалок твёрдых бытовых отходов (ТБО) на гидросферу, обусловленного фильтрационными водами. Полигоны складирования ТБО являются объектами высокого экологического риска.

Общегородской полигон (городская свалка) ТБО г. Душанбе расположен в юго-восточной части в двух километрах от магистрального шоссе Душанбе – Вахдат (рис. 1) и в 12 км от центра г. Душанбе. Площадь полигона составляет 14,35 га, размер санитарно-защитной зоны – 50 м, литологический состав почв – суглинки от светло-серого до тёмно-серого цвета. Уровень грунтовых вод расположен на глубине 30 метров. Расстояние от полигона до близлежащих населённых пунктов составля-

ет 3–5 км, расстояние до сельскохозяйственных угодий и транзитной дороги – 50 м. Согласно проекту строительства полигона, источником водоснабжения должна служить скважина (№150«Д»), которая была пробурена и заглушена в 1980 г. [1].

Вместимость полигона ТБО позволит использовать его площадь ещё 5–6 лет (до объёма 6 млн. м<sup>3</sup>). Однако неудовлетворительное состояние полигона ТБО в настоящее время требует принятия неотложных мер по внедрению методов селекции и вторичной переработки отходов с целью уменьшения их объёма.

Рассматриваемая территория расположена в пределах северной части Гиссарской долины на территории так называемых адыров восточнее г. Душанбе. Рельеф территории холмистый, сглаженный. Активно развиты эрозионные и оползневые процессы. В сейсмическом плане район расположен в сейсмиче-

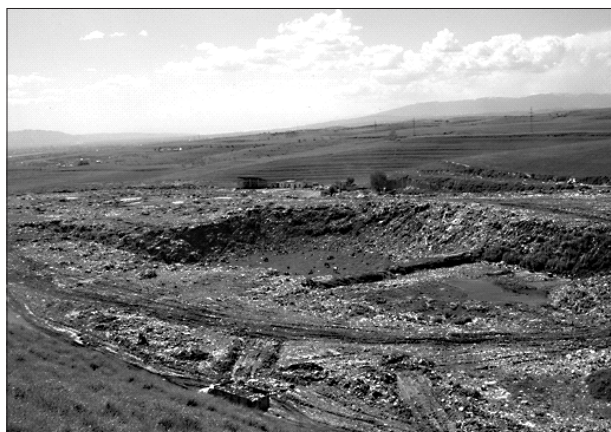


Рис. 1. Полигон ТБО г. Душанбе

ски активной зоне с двумя сейсмогенерирующими зонами: Гиссаро-Кокшальской на севере и Илякской на юге, максимально возможная магнитуда землетрясений в данной зоне может составить  $M \geq 7,5$  [2].

Проблемы твёрдых бытовых и промышленных отходов г. Душанбе можно объединить в 5 основных групп:

- 1) загрязнение города твёрдыми бытовыми и промышленными отходами;
- 2) сжигание ТБО на местах их временного хранения;
- 3) размещение бытовых и промышленных отходов в санитарно-защитных зонах рек и водотоков, сброс отходов в водные объекты;
- 4) неудовлетворительное санитарно-техническое состояние городской свалки;
- 5) сейсмическая опасность.

Серьёзную проблему экологии города и ближе расположенным населённым пунктам создают, кроме сжигания ТБО на местах их временного хранения, размещение отходов в санитарно-защитной зоне рек и водоёмов, сброс отходов в водные объекты. Дренажные воды образуются за счёт неполного превращения воды, поступающей в тело полигона с атмосферными осадками или образующейся там в результате различных процессов. В дренажных водах присутствуют биологически разлагаемые вещества, биологически трудноразлагаемые вещества, азот (в основном в виде аммония), растворимые соли и тяжёлые металлы.

#### Объекты и методы исследования

Образцы проб были взяты из двух участков, расположенных на северо-западной и северо-восточной частях полигона ТБО. Для определения состава мусора на различных глубинах взяты пробы, массой 50 кг, их фракции-

онировали, выделяя основные компоненты и взвешивая каждую фракцию, устанавливали их процентное содержание.

Для оценки и прогноза химического состава фильтративных вод нами использована модель, разработанная совместно с учёными из Технического университета Гамбурга (Германия) и Санкт-Петербургского государственного политехнического университета по проекту НИСМИСТ [3].

Образцы сточных вод отбирали в июне – августе на старом полигоне ТБО на глубине 4 м и на Биореакторе при постоянной температуре 30 °С. Каждый образец тщательно очищали от посторонних примесей центрифугированием и фильтрацией на ультрафильтрационной мембране.

Анализ катионов проводили атомно-абсорбционным методом на спектрофотометре ААС 30 (Carl Zeiss JENA, Германия) путём определения минерального состава сухого остатка образцов сточных вод. Дренажные воды и фильтрат из ИПС концентрировали до сухого остатка и анализировали на содержание минералов.

Анализ анионов из сточных вод биореактора и полигона ТБО проводили на капиллярном электрофорезе (3D Agilent HPCE G1600AX, США) с использованием компьютерной программы Agilent Chem Station Software V.02.01 SR2. Анализ анионов проводили на не модифицированном кварцевом капилляре, (G1600-64211) со следующими параметрами: длина 112,5 см, эффективная длина 104 см, диаметр 50 мкм. В качестве ведущего электролита применяли буфер для анионов 500 мл (Part No 5064-8209). Напряжение – 30 кВ (полярность отрицательная), сила тока 150 мкА и мощность 6W. Детектирование проводилось при длине волны 350/20 нм. Обработка сигнала детектора осуществлялась с использованием программного обеспечения «Agilent CE ChemStation Software».

#### Результаты и их обсуждение

*Морфологический состав образцов ТБО.* Структурный анализ ТБО, по данным Таджиккоммунсервиса, представлен на рисунке 2.

В зависимости от уровня и условий жизни населения г. Душанбе состав этих отходов год от года меняется. В составе ТБО увеличивается содержание пластмассы, бумаги, стекльных предметов, а в последнее время наблюдается рост строительных отходов. В структуре отходов всё большее место занимают полимерные

материалы. Эти материалы могут служить идеальным источником дешёвого промышленного сырья, и в то же время – высокотоксичных диоксинов и фуранов, если данный бытовой мусор подвергается сжиганию. Однако постоянное загрязнение водных стоков больше происходит от присутствия растворимых в воде неорганических пищевых материалов в составе отходов, которые в условиях жаркого климата приводят также к росту численности патогенных микроорганизмов.

На обоих участках обнаружено, что по мере углубления происходит значительное изменение состава мусоросвалки, где выкопаны железные материалы, прудки, трубы, дерево, опилки, тряпочные материалы, стёкла, камни, кирпичи, синтетические полимерные материалы и т. д. (рис. 2). Влажность материалов для двух ям составляла 20,02 и 15,5%, а зольность 74,1 и 71,7% соответственно.

В первой яме при достижении глубины около 3,5 м появились грунтовые воды, а во второй яме на глубине 4 м вода не обнаружена.

По данным многочисленных исследований, проведённых зарубежными и российскими учёными, химический и микробиологический состав фильтрата полигонов и их объём зависят от ряда факторов, к которым относятся: морфологический состав ТБО; мощность полигона ТБО; этап жизненного цикла полигона; влажность отходов; климатические факторы (температура, атмосферные осадки); инженерная инфраструктура полигона; предварительная обработка отходов.

В связи с многообразием факторов, влияющих на концентрацию и состав неорганических и органических примесей в фильтрате, прогнозирование химического состава фильтрационных вод является достаточно сложной задачей и в настоящее время не существует единого

подхода к прогнозу оценки состава фильтрата, многие модели находятся на стадии разработки.

В данной работе также использовали реактор, имитирующий свалку (биореактор), сконструированный нами для моделирования состава сточных вод из ТБО. Биореактор состоит из контейнера, изготовленного из нержавеющей стали, полиэтиленовой ёмкости для сбора и перекачки водостока, поливинил хлоридных шлангов, герметичных пакетов для сбора газов и измерителя давления и температуры. Данная модель, в качестве составляющих водного баланса полигона, учитывает атмосферные осадки, испарение, циркуляцию воды в теле полигона (вертикальная фильтрация, горизонтальный дренаж, отдача-поглощение влаги отходами) и поверхностный сток. В качестве выходных данных эта модель выдаёт значения химического состава инфильтрующихся через изолирующие слои вод в зависимости от сезона и морфологического состава ТБО.

При обработке бытовых и промышленных сточных вод в анаэробных условиях образуется  $CH_4$ . В настоящем исследовании методологические вопросы, относящиеся к выбросам  $CH_4$  при моделировании из биореактора обработкой бытовых и промышленных сточных вод, рассматриваются отдельно, поскольку данные о деятельности и коэффициентах выбросов, необходимые для каждой подкатегории источников, являются различными.

Значения рН и электропроводности образцов дренажной воды из ТБО и фильтрата из биореактора приведены в таблице 1. Нейтральная и слабощелочная среда сточных вод говорит о начальных стадиях разрушения отходов метанобразующими бактериями в анаэробных условиях и образованием  $CO_2$ . Электропроводность раствора зависит от наличия мобильных ионов  $K^+$ ,  $Na^+$ ,  $Cl^-$ ,  $NO_3^-$ ,  $SO_4^{2-}$ . Значение электропроводности в образцах дренажных вод из ТБО выше по сравнению с образцами фильтрационной воды, которые получены при начальной рециркуляции на биореакторе.

Результаты минерального состава образцов сточных вод представлены в таблице 2.

Видно, что вода имеет щелочную среду и её состав в обеих пробах незначительно отличается друг от друга. В пробах воды содержатся в основном катионы  $Na^+$ ,  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ , а также в относительно большом количестве имеются тяжёлые металлы, особенно стронций, количество которого достигает 0,466 мг/л. В составе проб воды, отобранных на полигоне ТБО, в наибольшем количестве содержатся



Рис. 2. Средний морфологический состав ТБО г. Душанбе, %



Таблица 1

Значения pH и удельной электропроводности дренажных вод полигона ТБО г. Душанбе и фильтрата из биореактора

Параметры	Дренажные воды полигона ТБО		Фильтрат из Биореактора
	образец 14-08-07	образец 17-08-07	образец 24-08-07
pH	8,07	7,82	7,73
Удельная электропроводность, мС/см	6,8	7,1	5,9

Таблица 2

Катионный состав дренажных вод полигона ТБО г. Душанбе и фильтрата из биореактора после недельной циркуляции

№ п/п	Катионы	Содержание катионов, мг/л		
		Дренажные воды полигона ТБО		Фильтрат из биореактора
		образец 14-08-07	образец 17-08-07	образец 24-08-07
1	Pb	0,0113	0,0104	0,0066
2	Sr	0,466	0,52	0,708
3	Cu	0,03	0,029	0,0678
4	Hg	0,01	0,0091	0,0078
5	Cd	0,025	0,022	0,0135
6	Zn	0,015	0,0144	0,003
7	As	0,014	0,012	0,006
8	U	0,0056	0,00508	0,004
9	Na	400	410	289
10	K	198	202	161

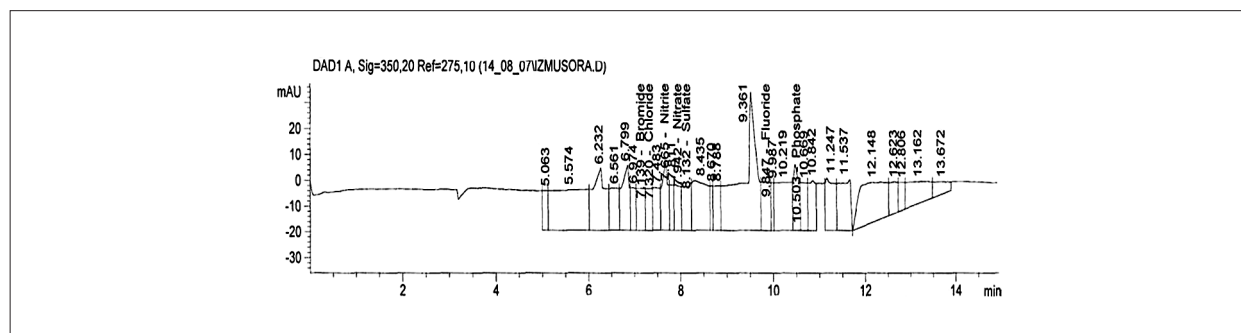


Рис. 3. Электрофореграмма сточной воды (образец № 14-08-07) из полигона ТБО г. Душанбе

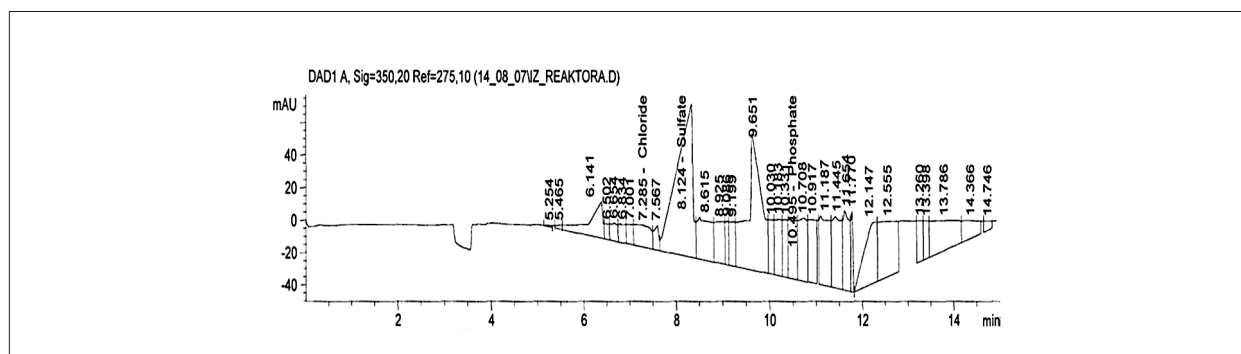


Рис. 4. Электрофореграмма сточной воды из Биореактора (образец № 24-08-07)

Таблица 3

Анионный состав вод из биореактора, полигона ТБО и водопроводной воды восточной части г. Душанбе

Анионы	Образец 28-07-07 из биореактора		Образец 24-08-07 из биореактора		Образец 14-08-07 из ТБО		Водопроводная вода	
	Время миграции, мин.	Содержание, мг/л	Время миграции, мин.	Содержание, мг/л	Время миграции, мин.	Содержание, мг/л	Время миграции, мин.	Содержание, мг/л
Бромиды	7,17	-	7,17	-	7,14	576,15	7,098	186,69
Хлориды	7,30	-	7,28	554,74	7,32	263,93	7,306	-
	7,53	237,79	7,56	275,23	7,48	432,53	7,509	668,68
Нитриты	7,67	-	7,67	-	7,66	183,32	7,675	-
Нитраты	8,01	85,17	7,91	-	7,94	160,33	7,862	35,32
Сульфаты	8,25	44,61	8,12	1818,05	8,13	183,68	8,132	35,15
	8,62	10,18	8,61	200,26	8,67	30,89	8,541	123,32
	8,84	-	8,84	-	8,78	59,67	8,842	-
	8,96	-	8,92	243,30	8,96	-	8,969	-
	9,15	-	9,19	159,75	9,15	-	9,121	140,74
	9,26	-	9,26	-	9,26	-	9,261	-
Карбонаты	9,42	418,54	9,43	-	9,36	1891,36	9,401	47,03
Фториды	9,81	152,82	9,83	824,94	9,84	43,52	9,873	71,75
Фосфаты	10,54	-	10,49	-	10,50	408,92	10,543	-
	11,08	-	11,18	41,03	11,24	17,88	11,083	-
	11,63	-	11,65	274,48	11,53	207,72	11,546	134,57
	11,80	-	11,77	90,06	11,80	-	11,833	48,11
	11,93	-	11,93	-	11,93	-	11,934	-
	12,07	-	12,14	348,74	12,14	311,73	12,172	142,16
	12,31	-	12,31	-	12,31	-	12,314	-
	12,78	-	12,78	-	12,80	18,91	12,782	-
	14,29	-	14,36	2390,97	14,28	-	14,289	-
Totals	Totals	1040,93	Totals	7221,59	Totals	4790,57	Totals	1633,56

ионы натрия, калия и стронция. Сходный минеральный состав имеет вода из биореактора. Высокое содержание стронция в образце сточной воды из биореактора связано с образованием растворимых солей этого металла, который со временем осаждается в виде нерастворимых солей в осадках.

На рисунках 3 и 4 в качестве примера приведены электрофорезграммы анионов образцов сточных вод, взятых из полигона ТБО и биореактора.

В таблице 3 приведён анионный состав сточных вод из биореактора и полигона ТБО, а в качестве сравнения представлен анионный состав водопроводной воды восточной части г. Душанбе. Как видно, в первые дни имитации дренажа на биореакторе переходят в раствор в основном карбонаты (418,54 мг/л), хлориды (237,79 мг/л), фториды (152,84 мг/л), затем нитраты и сульфаты. После месячной циркуляции в анаэробных условиях содержание хлоридов увеличивается в 3 раза, сульфатов в 37 раз, карбонаты осаждаются в виде нерастворимых солей, образуются фосфаты и другие не идентифицированные соли. В то же время содержание хлоридов меньше по сравнению с водопроводной водой, количество сульфатов, карбонатов, фосфатов и других солей возрастает. Анионный состав дренажных вод ТБО довольно широк и содержит, кроме перечисленных анионов, экстрагируемых в биореакторе, ещё и бромиды. Высокое содержание карбонатов указывает на растворение  $\text{CO}_2$  из атмосферы и образование карбонатных солей. Исходя из анионного состава была определена общая минерализация сточных вод, после месячной циркуляции в анаэробных условиях в биореакторе она составляет 7221,59 мг/л, больше, чем водопроводной и дренажной вод из ТБО в 4,5 и 1,5 раза соответственно. Это подтверждает превосходство разрушения мусора в анаэробных условиях.

### Выводы

Естественный дренаж способствует растворению минеральных веществ и миграции ионов через почву в объектах жизнедеятельности человека. Анализ катионного и анион-

ного состава дренажных вод в условиях ускоренной имитации разрушения ТБО показал, что в начальный период захоронения в дренажные воды переходят в основном карбонаты, хлориды, фториды, затем нитраты и сульфаты. После покрытия полигона ТБО и создания анаэробных условий в составе дренажных вод возрастает содержание хлоридов и сульфатов, карбонаты осаждаются в виде нерастворимых солей, образуются фосфаты и другие соли. Анионный состав дренажных вод ТБО довольно широк и содержит, кроме перечисленных анионов, экстрагируемых в биореакторе, ещё и бромиды. Высокое содержание карбонатов указывает на растворение  $\text{CO}_2$  из атмосферы и образование карбонатных солей. При этом тяжёлые металлы, особенно стронций, остаются в виде нерастворимых солей в осадках.

Таким образом, поступление в водоносные горизонты фильтрата на площади полигонов ТБО с последующей миграцией веществ может приводить к негативной трансформации качества подземных вод на значительных территориях посредством осаждения тяжёлых металлов в виде карбонатов. Расчёт объёма образования фильтрата возможен на основе водного баланса полигона и с учётом условий захоронения свалочной массы. Поэтому при проектировании, строительстве и эксплуатации полигонов ТБО необходимо учитывать климатические и гидрогеологические условия местности.

### Литература

1. Город Душанбе: Программа экологического управления. Душанбе. 2005. 156 с.
2. Ишук А.Р., Сайдуллаев У.Р. Оценка сейсмической опасности территории Таджикистана в единицах пиковых ускорений грунта // Труды Международной конференции по снижению сейсмического риска, посвященной 60-летию со дня Хаитского землетрясения 1949 г. в Таджикистане. Душанбе. 2009. С. 210–213.
3. NISMIST (Management of environmental risks from landfills in seismically active regions in the New Independent States (NIS) of Central Asia. (selected publication). Druck: Buch- & Offsetdruckerei Stubbemann GmbH, Hamburg. 2008. 227 p.

## Использование метода сочетания добавки с разбавлениями для определения ионного состава природных вод методом потенциометрии

© 2013. Р. В. Селезнев, аспирант, Г. Я. Кантор, к.т.н., н.с.,

<sup>1</sup>Вятский государственный гуманитарный университет,

<sup>2</sup>Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,

e-mail: romanseleznev@gmail.com

Метод стандартной добавки с последующим многократным разбавлением позволяет достичь относительной погрешности потенциометрического определения концентрации иона в водном растворе порядка 1%. В статье приведены несколько вариантов проведения процедуры измерения этим методом и математической обработки результатов.

Standard addition method followed by repeated dilution leads to relative error in potentiometric determination of ion concentration in an aqueous solution of about 1%. The article presents several options for this method of measurement procedures and mathematical processing of the results.

Ключевые слова: потенциометрия, метод добавок, разбавление

Keywords: potentiometry, addition method, dilution

### Введение

Современные методы физико-химического анализа широко применяются для целей экологического контроля. Большинство методик выполнения измерений подразумевают проведение калибровки средства измерения при помощи градуировочных растворов, приготовленных либо из растворов ГСО определённой концентрации, либо из реактивов марок «х.ч.» и «ч.д.а.». Надёжности такой калибровки вполне достаточно для проведения массового анализа проб.

Но, поскольку калибровка производится растворами чистых реактивов, условия измерения могут заметно отличаться от условий калибровки, что приводит к появлению систематической погрешности, которую невозможно исключить или уменьшить за счёт увеличения количества измерений. Появление такой погрешности особенно характерно для анализаторов, обладающих «эффектом памяти», например, для хроматографической колонки, мембраны ионоселективного электрода и др. Наибольшее влияние на результат матрица (посторонние компоненты пробы) оказывает при анализе сильно загрязнённых проб (например, промышленные сбросы, пробы из объектов окружающей среды и т. д.). Эффект матрицы невозможно учесть расчётным способом, т. к. необходимо знать концентрацию каждого мешающего компонента и степень его влияния на анализатор.

Известным способом компенсации влияния примесей является метод добавок, который, в частности, широко применяется при потенциометрическом определении концентрации ионов ионоселективными электродами. Метод добавок существует во множестве вариантов, в том числе и в сочетании с последующим разбавлением, что позволяет существенно уменьшить погрешность потенциометрического анализа [1]. Принцип, лежащий в основе данного метода, позволяет производить калибровку непосредственно самой пробой.

Цель данной работы заключается в увеличении точности определения ионного состава воды методом добавки-разбавлений. Предлагаемый нами метод является усовершенствованным вариантом метода известной добавки с последующим разбавлением пробы, в котором повышение точности достигается за счёт учёта отклонения электродной характеристики от нернстовской, т. е. её нелинейности.

Предлагается два подхода для осуществления этого метода.

### Методика эксперимента

Первый подход заключается в следующем. В исходной пробе производят приблизительную оценку количества определяемого иона (например, по электропроводности раствора). Затем к пробе добавляется определённое количество искомого компонента (при помощи раствора ГСО или реактива высокой чистоты).



Добавку необходимо рассчитывать таким образом, чтобы исходная концентрация увеличилась в 1,2–1,4 раза (коэффициент  $k$ ). Затем из исходной пробы готовят несколько разбавлений (не меньше 2) с кратностью разбавления  $k^n$ , где  $n$  – порядковый номер разбавленного раствора. Растворы анализируют по очереди, начиная с самого разбавленного.

Второй подход отличается от предыдущего тем, что к исходной пробе производят точную добавку определяемого иона ( $k = 1,2–1,4$ ), а затем из пробы с добавкой готовят несколько разбавлений (не меньше 2) с кратностью разбавлений  $k^{(n+1)}$ , где  $n$  – порядковый номер разбавленного раствора. Растворы анализируют по очереди, начиная с самого разбавленного.

Для отработки методики мы использовали пробу с высоким содержанием нитрат-ионов из поверхностного водоёма, сильно загрязнённого отходами химического производства. Перед экспериментом их концентрация оценивалась с помощью кондуктометра Cond 340i с измерительной ячейкой TetraCon 325. Электропроводность пробы составила 22,4 мСм/см, что соответствует примерной концентрации  $\text{NO}_3^-$  равной 10 г/дм<sup>3</sup>.

Потенциометрический анализ пробы проводили на рН-метре-иономере «Эксперт-001» нитрат-селективным электродом фирмы «ЭЛИС» с хлорсеребряным электродом сравнения.

### Результаты эксперимента

**Проведение измерений по первому подходу.** Перед анализом исходную пробу разбавляли в 10 раз деионизированной водой ( $C_5$ ), готовили пробу  $C_6$  путём добавки нитрата калия (х. ч.) массой 0,0817 г на 100 мл раствора  $C_5$ , а также 4 разведённых раствора с коэффициентом разбавления 1,25 ( $C_1, C_2, C_3, C_4$ , где  $C_1$  – раствор с наименьшей концентрацией). Проводили анализ, поочерёдно помещая электроды в растворы, начиная с раствора с наименьшей концентрацией нитрат-иона ( $C_1$ ) и

замеряя электродный потенциал после его стабилизации. После проведённой серии измерений электроды опускали в деионизированную воду до отмывания нитрат-ионов с поверхности мембраны электрода. Затем измерения повторяли заново.

Результаты измерений представлены в таблице 1.

Концентрация исходного раствора ( $C_5$ ) рассчитывалась следующим образом. В предположении, что электродный потенциал является квадратичной функцией логарифма концентрации, по методу наименьших квадратов рассчитывались коэффициенты квадратичной регрессии с учётом следующих соотношений:

$$C_6 = C_5 + 0,25;$$

$$\frac{C_5}{C_4} = \frac{C_4}{C_3} = \frac{C_3}{C_2} = \frac{C_2}{C_1} = 1,25.$$

Минимизация остаточной суммы квадратов производилась при помощи надстройки «Поиск решения» программного пакета Microsoft Excel. Результаты анализа концентрации нитрат-иона, рассчитанные методом оптимизации параметров квадратичной регрессии, приведены на рисунке 1. Средняя концентрация нитрат-ионов в исходной пробе составляет  $9730 \pm 230$  мг/дм<sup>3</sup> (случайная компонента относительной погрешности с доверительной вероятностью 0,95 составляет 2,4%).

Если не делать поправку на нелинейность изменения электродного потенциала, то получается относительно завышенный результат (рис. 2): средняя концентрация нитрат-ионов составляет в таком случае  $9930 \pm 210$  мг/дм<sup>3</sup> (случайная компонента относительной погрешности с доверительной вероятностью 0,95 составляет 2,1%).

**Проведение измерений по второму подходу.** Перед анализом исходную пробу разбавляли в 10 раз деионизированной водой ( $C_3$ ),

Таблица 1

Электродные потенциалы мембраны нитрат-селективного электрода, мВ  
(метод добавки с многократным разбавлением исходной пробы)

Раствор	Серия 1	Серия 2	Серия 3	Серия 4	Серия 5	Серия 6	Серия 7
$C_1$	289,76	289,60	289,45	289,48	289,44	289,33	289,48
$C_2$	284,78	284,54	284,44	284,40	284,35	284,37	284,39
$C_3$	279,38	279,38	279,20	278,98	279,16	279,12	279,09
$C_4$	274,20	274,21	273,99	273,84	274,00	273,94	273,87
$C_5$	269,26	269,17	268,98	268,79	269,07	268,88	268,92
$C_6$	263,92	263,84	263,69	263,53	263,82	263,74	263,81

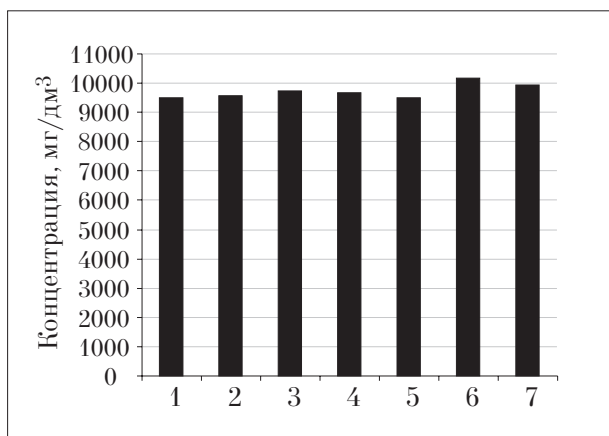


Рис. 1. Результаты анализа методом добавки с многократным разбавлением исходной пробы, рассчитанные путём оптимизации параметров квадратичной регрессии

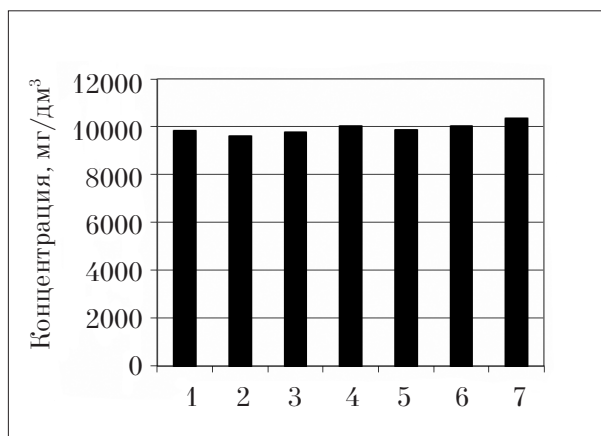


Рис. 2. Результаты анализа методом добавки с многократным разбавлением исходной пробы, рассчитанные путём оптимизации параметров линейной регрессии

Таблица 2

Электродные потенциалы мембраны нитрат-селективного электрода, мВ  
(метод разбавления пробы с добавкой)

Раствор	Серия 1	Серия 2	Серия 3	Серия 4
C <sub>1</sub>	282,50	282,47	282,59	282,68
C <sub>2</sub>	277,37	277,32	277,39	277,37
C <sub>3</sub>	272,12	272,15	272,14	272,19
C <sub>4</sub>	266,86	266,88	266,83	266,92

готовили пробу с добавкой (C<sub>4</sub>) нитрата калия (х.ч.) массой 0,1019 г на 250 мл раствора C<sub>3</sub>. Из пробы с добавкой готовились два разведённых раствора с коэффициентами разбавления 1,25<sup>2</sup> и 1,25<sup>3</sup> (C<sub>1</sub>, C<sub>2</sub>, где C<sub>1</sub> – раствор с наименьшей концентрацией). Проводили анализ, поочередно помещая электроды в растворы, начиная с раствора с наименьшей концентрацией нитрат-иона (C<sub>1</sub>) и измеряя электродный потенциал после его стабилизации. После проведённой серии измерений электроды опускали в деионизированную воду до отмытия нитрат-ионов с поверхности мембраны электрода. Затем измерения повторяли.

Результаты измерений приведены в таблице 2.

Концентрацию исходного раствора можно найти согласно первому подходу, но, если общее количество растворов равно 4, её можно определить прямым вычислением.

Для пары растворов с концентрациями C<sub>1</sub> и C<sub>2</sub> уравнение Нернста с квадратичной поправкой можно записать в виде:

$$E_2 - E_1 = S \cdot \lg \frac{C_2}{C_1} + b \cdot \lg^2 \frac{C_2}{C_1}.$$

Учитывая, что  $\frac{C_2}{C_1} = k$ , а  $\frac{C_4}{C_1} = k^3$ , получим систему двух линейных уравнений:

$$\begin{cases} E_2 - E_1 = S \cdot \lg k + b \cdot \lg^2 k \\ E_4 - E_1 = 3 \cdot S \cdot \lg k + 9 \cdot b \cdot \lg^2 k \end{cases}, \text{ откуда}$$

$$S = \frac{1}{6 \cdot \lg k} (9E_2 - 8E_1 - E_4),$$

$$b = \frac{1}{6 \cdot \lg^2 k} (E_4 - 3E_2 + 2E_1).$$

Для исходной пробы и раствора с минимальной концентрацией уравнение Нернста с квадратичной поправкой будет иметь вид:

$$E_3 - E_1 = S \cdot \lg \frac{C_3 \cdot k^3}{C_3 + \Delta C} + b \cdot \lg^2 \frac{C_3 \cdot k^3}{C_3 + \Delta C}.$$

Введя обозначение  $x = \lg \frac{C_3 \cdot k^3}{C_3 + \Delta C}$ , получим квадратное уравнение:

$$b x^2 = S x + (E_1 - E_3) = 0,$$

из двух корней которого меньший соответствует искомой концентрации C<sub>3</sub>:

$$x = \frac{-S - \sqrt{S^2 - 4b \cdot (E_1 - E_3)}}{2b}.$$

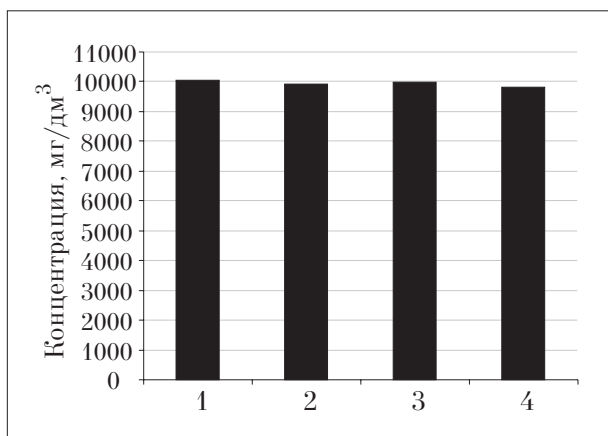


Рис. 3. Результаты анализа методом разбавления пробы с добавкой, полученные по расчётной формуле с квадратичной поправкой

Решая уравнение  $x = \lg \frac{C_3 \cdot k^3}{C_3 + \Delta C}$  относительно  $C_3$ , получим окончательный результат:

$$C_3 = \frac{\Delta C}{k^3 \cdot 10^{-x} - 1}.$$

Измерения проводили в 4-кратной повторности. Результаты анализа приведены на рисунке 3. Концентрация нитрат-иона в исходной пробе составляет  $9940 \pm 150$  мг/дм<sup>3</sup> (случайная относительная погрешность 1,5% при доверительной вероятности 0,95).

Аналогичным образом можно найти формулу для расчёта исходной концентрации анализа без квадратичной поправки:

$$\begin{cases} E_2 = a + b \cdot \lg \frac{C_3 + \Delta C}{k^2} \\ E_3 = a + b \cdot \lg C_3 \\ E_4 = a + b \cdot \lg (C_3 + \Delta C) \end{cases}$$

Учитывая, что  $\lg \frac{C_3 + \Delta C}{k^2} = \lg (C_3 + \Delta C) - \lg k^2$

можно выразить b:

$$E_4 - E_2 = b \cdot \lg k^2, \text{ откуда}$$

$$b = \frac{E_4 - E_2}{\lg k^2} = \frac{E_4 - E_2}{2 \cdot \lg k}.$$

$$E_4 - E_3 = b \cdot \lg \frac{C_3 + \Delta C}{C_3} = b \cdot \lg \left( 1 + \frac{\Delta C}{C_3} \right),$$

следовательно,

$$\begin{aligned} E_4 - E_3 &= \frac{E_4 - E_2}{2} \cdot \frac{\lg \left( 1 + \frac{\Delta C}{C_3} \right)}{\lg k} = \\ &= \frac{E_4 - E_2}{2} \log_k \left( 1 + \frac{\Delta C}{C_3} \right), \text{ откуда} \\ \log_k \left( 1 + \frac{\Delta C}{C_3} \right) &= 2 \cdot \frac{E_4 - E_3}{E_4 - E_2}, \end{aligned}$$

$$1 + \frac{\Delta C}{C_3} = k^{2 \cdot \frac{E_4 - E_3}{E_4 - E_2}},$$

$$\frac{\Delta C}{C_3} = k^{2 \cdot \frac{E_4 - E_3}{E_4 - E_2}} - 1.$$

Решив это уравнение относительно  $C_3$ , получим

$$C_3 = \frac{\Delta C}{k^{2 \cdot \frac{E_4 - E_3}{E_4 - E_2}} - 1}.$$

Результаты расчёта приведены на рисунке 4.

Средняя концентрация нитрат-иона составляет  $9930 \pm 70$  мг/дм<sup>3</sup> (случайная относительная погрешность 0,7% при доверительной вероятности 0,95).

Для сравнения был проведён потенциометрический анализ содержания нитрат-ионов в этой же пробе по стандартной калибровке. В качестве калибровочных растворов использовались растворы нитрата калия с концентрациями  $10^{-4}$ ,  $10^{-3}$ ,  $10^{-2}$ ,  $10^{-1}$  и 1 моль/дм<sup>3</sup>. Из-

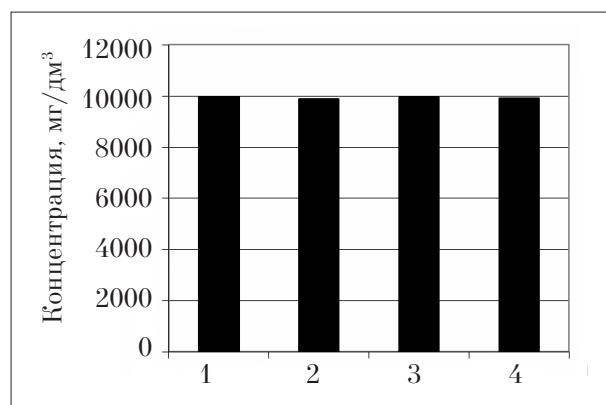


Рис. 4. Результаты анализа методом разбавления пробы с добавкой, полученные по расчётной формуле без квадратичной поправки

меренное значение концентрации составило  $11100 \pm 1400$  мг/дм<sup>3</sup>, что несколько выше по сравнению с измерениями, проведёнными по методу добавок-разбавлений.

Для дополнительной проверки предложенного метода мы использовали альтернативный метод высокоэффективной жидкостной хроматографии по ФР.1.3.2005.01724. Проведённый со стандартной калибровкой анализ пробы показал концентрацию нитрат-ионов  $9500 \pm 1400$  мг/дм<sup>3</sup>.

Кроме того, была проведена проверка предлагаемой методики на модельном растворе нитрата калия (х.ч.). Концентрация нитрат-иона в модельном растворе составляла 1,000 г/дм<sup>3</sup>, величина добавки 0,2495 г/дм<sup>3</sup>, коэффициент разбавления  $k = 1,25$ . В четырёх сериях измерения по вышеописанной методике с учётом квадратичной поправки были получены следующие значения концентрации нитрат-иона: 1,0145; 1,0138; 1,0117; 1,0087 г/дм<sup>3</sup> при среднем значении 1,0122 г/дм<sup>3</sup> и стандартной ошибке случайной составляющей погрешности 0,0013 г/дм<sup>3</sup> (0,13%). Систематическое отклонение результата анализа от истинного значения составило +1,2%.

### Заключение

Таким образом, потенциометрический метод при чрезвычайной простоте и невысокой стоимости аппаратного исполнения с успехом может использоваться для прецизионного измерения концентрации ионов в воде. По сравнению со стандартными вариантами потенциометрического метода, предлагаемая нами методика отличается меньшей трудоём-

костью, поскольку не требует предварительной калибровки измерительного прибора. Кроме того, учёт нелинейности электродной характеристики снимает необходимость применения стабилизатора общей ионной силы, что также упрощает процедуру измерения.

При выполнении измерения следует избегать какого-либо механического воздействия на ионоселективную мембрану электрода. В частности, нежелательно использование магнитной мешалки, так как установившееся значение электродного потенциала существенно зависит от плохо контролируемых факторов – скорости вращения мешалки и положения электрода относительно вращающегося магнита. Кроме того, при переносе электродов из раствора в раствор вместо рекомендуемого в стандартном варианте методики осушения ионоселективного электрода фильтровальной бумагой предпочтительно его осторожное ополаскивание следующим раствором.

*Работа выполнена в рамках гранта Президента Российской Федерации для государственной поддержки ведущих научных школ в области знаний науки о Земле, экологии и рационального природопользования № НШ 2037.2012.5.*

### Литература

1. Мидгли Д., Торренс Л. Потенциометрический анализ воды. М.: Мир, 1980. 518 с.
2. Камман К. Работа с ионоселективными электродами. М.: Мир, 1980. 290 с.
3. Морф В. Принципы работы ионоселективных электродов и мембранный транспорт. М.: Мир, 1985. 280 с.



УДК 574.51

**Морфометрические, гидрохимические и биологические особенности водохранилищ Северо-Востока Кировской области**

© 2013. Т. И. Кутявина<sup>1</sup>, аспирант, Е. А. Домнина<sup>1,2</sup>, к.б.н., доцент,  
Т. Я. Ашихмина<sup>1,2</sup>, д.т.н., зав. кафедрой, зав. лабораторией,  
В. П. Савиных<sup>3</sup>, д.т.н., чл.-корр. РАН, профессор, президент,  
<sup>1</sup>Вятский государственный гуманитарный университет,  
<sup>2</sup>Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,  
<sup>3</sup>Московский государственный университет геодезии и картографии,  
e-mail: Tatyanca@mail.ru

В работе представлена характеристика 4-х крупнейших прудов Кировской области на основе литературных и фондовых данных, космических снимков и полевых исследований. Отмечено их хозяйственное и рекреационное назначение. Приведены результаты химического и биологического анализов состояния Омутнинского пруда, проведённых в 2011–2012 гг.

The paper presents the characteristics of the 4 largest ponds of Kirov region on the basis of literature and fund data, satellite images and field studies. Their economic and recreational value is noted. The results of chemical and biological analyzes of the state of the pond Omutninsky made in 2011–2012 are given.

Ключевые слова: пруд, водохранилище, морфометрические признаки, антропогенная нагрузка, эвтрофикация

Keywords: pond, reservoir, morphometric characteristics, human pressure, eutrophication

Водоохранилища – искусственные водоёмы, созданные, как правило, в долинах рек для накопления и хранения воды с целью использования в народном хозяйстве. До XX века создание водохранилищ не носило массового характера. Основное назначение водохранилищ сводилось к обеспечению водой промышленных объектов. В XX веке начали создавать водохранилища для целей электроэнергетики. Появились целые каскады водохранилищ. С 1930-х гг. и до сегодняшнего дня количество водохранилищ во всем мире увеличилось в пять раз [1]. Хозяйственное значение водохранилищ велико. Они регулируют сток, уменьшая возможные последствия наводнений и поддерживая необходимый уровень рек. Благодаря каскаду водохранилищ на реках создаются единые глубоководные транспортные магистрали. Водоохранилища широко используются в рекреационных целях. Со временем антропогенная нагрузка на водоёмы меняется. В связи с этим важно проводить наблюдения на водохранилищах, изучать их состояние, чтобы впоследствии предотвращать неблагоприятные изменения на водоёмах.

В Кировской области имеется 4 крупных пруда (водохранилища) [8 – 11]: Белохолуницкий, Омутнинский, Большой Кирсинский и Чёрнохолуницкий. Все они находятся

на северо-востоке области. Указанные пруды имеют одну историю создания. Их возникновение в регионе связано с развитием металлургической промышленности. Для функционирования заводов требовались большие запасы воды. Чтобы решить эту проблему, в период с 1729-го по 1810 г. на реках Белая Холуница, Омутная, Дальняя, Чёрная Холуница были созданы заводские пруды (водохранилища). Образование водоёмов происходило по одному принципу: на месте будущих прудов вырывали котлованы, а на реках сооружали земляные плотины. Данные водоёмы функционируют более 200 лет. Значение их для местного населения очень велико, поэтому важно изучать и обеспечивать контроль экологического состояния этих прудов.

**Физико-географическая характеристика района исследования.** Кировская область расположена на северо-востоке Русской равнины в центрально-восточной части Европейской России. Она является одной из крупнейших в Нечернозёмной зоне Российской Федерации. Территория области разделена на шесть физико-географических округов. Водоёмы, которые изучались, расположены в Вятско-Камском округе. Этот округ включает северо-восточную часть Кировской области. Поверхность округа имеет возвышенный

холмисто-равнинный характер. Это самая высокая часть Кировской области, преобладают высоты 200–250 м над уровнем моря.

Территория Вятско-Камского округа богата фосфоритами, железной рудой, горючими сланцами и торфом [2]. Разработка железных руд – сидерита, или железного шпата, и лимонита – велась здесь в XVIII–XIX вв. Собственно вблизи этих месторождений и были созданы Белохолуницкий, Омутнинский, Чёрнохолуницкий и Большой Кирсинский пруды.

Водохранилища, которые мы изучаем, располагаются в трёх различных физико-географических районах Вятско-Камского округа (рис. 1). Большой Кирсинский пруд (В) находится в районе преобладания тёмно-хвойной тайги на моренной равнине Северных Увалов (3). Омутнинский (Б) и Чёрнохолуницкий (Г) пруды расположены в районе преобладания еловых раменей Вятско-Камской возвышенности, расчленённой древне-эрозионными процессами (2). Белохолуницкий пруд (А) находится в районе разобщённых южнотаёжных лесов сильно расчленённой северной части Вятского Увала (1).

Геологическое строение округа имеет некоторые особенности [4]. Кристаллический фундамент платформы залегает на глубине

2–2,5 км. На его поверхности располагаются осадочные породы, сложенные разновозрастными отложениями: кембрийскими, девонскими, каменноугольными, пермскими, триасовыми, юрскими, меловыми и четвертичными.

Изучаемые водоёмы расположены на разных по геологическому строению территориях. Большой Кирсинский пруд находится в районе расположения отложений мелководного моря и предшествовавших ему озёр, относящихся к юрской системе. Четвертичные отложения в этом районе представлены флювиогляциальными песками древними нерасчленёнными. Омутнинский и Чёрнохолуницкий пруды расположены на отложениях песчаных, каменистых и глинистых пустынь, относящихся к триасовой системе. Четвертичные отложения под Омутнинским прудом представлены элювиально-делювиальными структурными суглинками, а под Чёрнохолуницким прудом – флювиогляциальными суглинками и супесями древними нерасчленёнными. Белохолуницкий пруд расположен на отложениях пустынь и лагун, относящихся к татарскому ярусу пермской системы. Четвертичные отложения здесь представлены современными аллювиальными отложениями [2, 4].

Вятско-Камский округ располагается в типично таёжном климате с хорошо выраженными временами года. Все изучаемые пруды, за исключением Белохолуницкого, находятся в северной агроклиматической зоне. Для неё характерна продолжительность периода с температурой выше +10 °С около 110–115 дней, продолжительность безморозного периода в среднем 100 дней. Лето в этой зоне короткое. Северная зона лежит в полосе избыточного увлажнения в течение всего вегетационного периода. Белохолуницкий пруд находится в центральной агроклиматической зоне, почти на границе с северной зоной. В центральной зоне продолжительность периода с температурой выше + 10 °С составляет 115–120 дней, безморозного периода – 110 дней. Это умеренно влажная зона. Среднее годовое количество осадков на всей изучаемой территории составляет 600–650 мм [2, 3].

Вятско-Камский округ достаточно обеспечен влагой и является самой увлажнённой частью Кировской области. Этому способствуют как климатические условия, так и особенности рельефа и геологического строения местности. Все поверхностные воды относятся к двум главным речным системам – верхнего течения р. Вятки (западная и центральная части округа) и верхнего течения р. Камы (восточная



Рис. 1. Картограмма Вятско-Камского физико-географического округа.

Условные обозначения: 1 – район разобщённых южнотаёжных лесов северной части Вятского Увала, 2 – район преобладания еловых раменей Вятско-Камской возвышенности, 3 – район преобладания тёмно-хвойной тайги на моренной равнине Северных Увалов.

Пруды: А – Белохолуницкий, Б – Омутнинский, В – Большой Кирсинский, Г – Чёрнохолуницкий

Примечание: картограмма составлена на основе карты физико-географического районирования Кировской области из атласа Кировской области [3].

Таблица

Характеристика прудов северо-восточной части Кировской области [8 – 11]

Характеристика	Название пруда			
	Бело-холуницкий	Омутнинский	Большой Кирсинский	Чёрно-холуницкий
Нормальный подпорный уровень (НПУ), м	131,0	184,0	157,40	176,10
Морфометрические характеристики водохранилища при НПУ				
Площадь зеркала, км <sup>2</sup>	17,4	9,5	6,0	2,96
Полный статический объём, млн. м <sup>3</sup>	51,0	32,5	18,0	8,52
Глубина, м:				
– средняя	2,9	3,4	3,0	2,78
– максимальная	11,0	11,0	10,0	7,0
Длина, км	11,6	10	7,5	4,5
Ширина, м:				
– средняя	1500	1100	800	700
– максимальная	3000	2300	1300	–
Площадь водосбора в створе гидроузла, км <sup>2</sup>	1600	507	74	246
Среднегодовой сток, млн. м <sup>3</sup>	480	143,9	16	–

окраина округа). Белохолуницкий, Омутнинский, Большой Кирсинский и Чёрнохолуницкий пруды являются наиболее крупными водоёмами округа.

Если говорить о почвенном покрове, то основными почвообразующими породами округа являются четвертичные отложения: ледниковые морены, водноледниковые пески, покровные суглинки, различные виды элювия и аллювий рек. В пределах округа выделяют шесть главных типов почв: подзолистый, дерново-подзолистый, дерново-карбонатный, подзолисто-болотный, болотный и пойменный. Большой Кирсинский пруд находится в районе преобладания болотно-подзолистых почв. В Омутнинском и Чернохолуницком районах преобладают дерново-подзолистые почвы. В районе нахождения Белохолуницкого пруда преобладают подзолистые почвы.

**Основные характеристики прудов.** Согласно классификации по положению в географической зоне [5], изучаемые водоёмы являются лесными, по приуроченности к макро-рельефу – равнинными. Согласно классификации А. Б. Авакяна [6], по площади водного зеркала все они относятся к категории небольших, а по объёму, согласно ГОСТ 17.1.1.02-77 [7], – малые.

Основные морфометрические параметры изучаемых прудов представлены в таблице.

Белохолуницкий пруд является крупнейшим искусственным водоёмом Кировской области. На нём расположено несколько насе-

лённых пунктов. Самый большой из них – один из районных центров Кировской области г. Белая Холуница. На берегах водоёма находятся жилые, промышленно-гражданские объекты, коммуникации и садовые участки. Пруд создан на р. Белая Холуница, которая берёт своё начало в пределах Вятско-Камской возвышенности и впадает в р. Вятку. Длина р. Белая Холуница – 175 км. Общее падение реки – 102 м, средний уклон – 0,00058. Площадь водосбора составляет 2800 км<sup>2</sup> [12]. Залесённость достигает 60–70%. Заболоченность незначительная, озёр нет. Для р. Белая Холуница характерно преобладание снегового питания, высокое весеннее половодье, низкая летняя и зимняя межень. На Белохолуницком пруду осуществляется сезонное регулирование стока.

Омутнинский пруд образован на р. Омутной. На водосборной площади пруда располагается крупный населённый пункт – г. Омутнинск. Берега пруда в приплотинной части заняты жилыми, промышленно-гражданскими объектами, коммуникациями. На берегах в средней части водоёма находятся садовые участки, лечебно-оздоровительные учреждения. Река Омутная берёт начало на Верхне-Камской возвышенности, протекает по территории Кировской области. Длина реки 56 км. Площадь водосбора 559 км<sup>2</sup> [12], средняя высота составляет 230 м. Русло реки сильно меандрирует. Долина реки имеет трапецеидальную форму, в ширину достигает 1–1,5 км. Бассейн

р. Омутной характеризуется слабо всхолмлённым рельефом. Озёра отсутствуют. Заболоченность незначительная. Залесённость около 90%, распаханность 6%. Питание р. Омутной осуществляется от таяния снега, дождей, грунтовых вод. На Омутнинском пруду осуществляется сезонное регулирование стока.

Большой Кирсинский пруд расположен на р. Дальней, которая вытекает из Кирсинского болота. Рядом с этим прудом расположен ещё один – Средне-Кирсинский. Они создавались в одно и то же время, но размер последнего намного меньше. На Кирсинском болоте проводились торфоразработки, которые повлияли на его естественный режим стока. В результате торфоразработок сильно обмелела северо-восточная часть Большого Кирсинского пруда. Рядом с водоёмом расположен населённый пункт – г. Кирс. Берега пруда заняты жилыми, промышленными объектами. Река Дальняя, на которой создано водохранилище, вытекает из Кирсинского болота и впадает в р. Кирс. Кирсинское болото относится к разряду верховых торфяных болот. Поверхность болота занимает по площади более 40 км<sup>2</sup>. Большой Кирсинский пруд находится в 1 км от устья р. Дальняя, на водоразделе истоков р. Камы и р. Вятки. На водоёме осуществляется сезонное регулирование стока.

Чернохолуницкий пруд образован на р. Чёрная Холуница, левом притоке р. Вятка. На берегах пруда располагается населённый пункт – п. Чёрная Холуница. Река Чёрная Холуница протекает по холмистой местности. Глубокие и длинные плёсовые участки чередуются с короткими и неглубокими перекатами. Средний уклон реки – 0,0003. Водосборная площадь р. Чёрная Холуница составляет 1560 км<sup>2</sup> [12], на 90% она занята лесами и болотами. До 2008 г. Чернохолуницкий пруд уступал по размерам только Белохолуницкому и Омутнинскому прудам. В 2006–2007 гг. на водоёме производилась реконструкция гидроузла, после которой площадь зеркала водохранилища сократилась. Таким образом, в настоящее время Чернохолуницкий пруд является четвёртым по размерам в регионе.

Изучаемые водоёмы представлены на космоснимках (рис. 2, см. обложку, с. 3).

Анализ космических снимков свидетельствует о том, что размеры и форма изучаемых прудов, залесённость береговой линии отличаются. Белохолуницкий пруд занимает самую большую площадь, является самым широким из всех прудов. Чаша водоёма вытянута в направлении с северо-востока на

юго-запад (рис. 2а). Крупные заливы в водохранилище отсутствуют. Как видно на снимке, почти половина береговой зоны Белохолуницкого пруда занята хозяйственными постройками и автомобильными дорогами. Примерно 50% водосборной площади занимают хвойные и смешанные леса. Чернохолуницкий и Омутнинский пруды очень похожи по форме, но имеют разную ориентацию в пространстве. Чаша Омутнинского пруда протянулась с юго-запада на северо-восток (рис. 2б). У этого водоёма, в его средней части, есть довольно крупный залив, в который впадает р. Песчанка. Этот залив расположен практически перпендикулярно относительно самого пруда. Приблизительно 60–70% прибрежной полосы занимают хвойные и смешанные леса. При этом леса расположены преимущественно в юго-западной части водоёма. Чернохолуницкий пруд протянулся с юго-востока на северо-запад (рис. 2г). Береговая линия этого водоёма довольно изрезанная. На Чернохолуницком пруду есть два крупных залива. Они расположены ближе к приплотинной части водоёма. В один из них впадает р. Двойница (левый берег), в другой – р. Большая Песчанка (правый берег). Приблизительно 70% прибрежных территорий занимают хвойные и смешанные леса, а также покосы. Большой Кирсинский пруд ориентирован в пространстве аналогично Белохолуницкому пруду: с северо-востока на юго-запад (рис. 2в). На космоснимке хорошо заметно, что Большой Кирсинский пруд отличается от других водоёмов большей разницей длины и ширины, имеет длинную и узкую котловину. Крупных заливов на водоёме нет. Около 80% территории прибрежной полосы занимают хвойные и смешанные леса. В целом, как видно на космоснимках, все изучаемые водоёмы имеют неправильную форму, довольно изрезанную береговую линию. Преобладающая часть прибрежной полосы прудов занята естественной растительностью: хвойными и смешанными лесами. Приплотинная часть водоёмов используется человеком в хозяйственной деятельности. Здесь располагается жилая застройка и промышленные объекты.

Разный режим хозяйствования отразился на состоянии прудов. С момента создания и до середины XX века все водоёмы использовались для водоснабжения металлургических заводов и сплава леса. Белохолуницкий пруд также использовался для целей электроэнергетики. На нём до 1964 г. функционировала гидроэлектростанция. В настоящее время на-



значение водоёмов существенно изменилось. Чёрнохолуницкий пруд сейчас выполняет рекреационную функцию. Основное назначение Большого Кирсинского пруда – регулирование стока, противопожарные и рекреационные цели. Белохолуницкий пруд долгое время использовался только для целей рекреации, а с 2012 г. – и для технологических целей. На водоёме возобновилась работа гидроэлектростанции. Омутнинский пруд используется для водоснабжения завода, регулирования стока, хозяйственно-бытовых нужд населения и для целей рекреации. Этот водоём испытывает наибольшую антропогенную нагрузку.

Омутнинский пруд является наиболее изученным из водоёмов Северо-Востока Кировской области. Комплексный анализ экологического состояния данного пруда проводится лабораторией биомониторинга Института биологии Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ с 2011 г. Полученные результаты дают основание говорить об увеличении техногенной нагрузки на Омутнинский пруд. Нами были выявлены участки, на которых зафиксированы превышения предельно допустимых концентраций (ПДК) по ряду показателей [14]. На некоторых участках водоёма выявлены высшие растения-индикаторы загрязнения воды, свидетельствующие о наличии органического загрязнения и процессов эвтрофирования. Так, на нескольких участках отмечено большое количество ряски трёхраздельной (*Lemna trisulca* L.), роголистника погружённого (*Ceratophyllum demersum* L.), стрелолиста обыкновенного (*Sagittaria sagittifolia* L.), элодеи канадской (*Elodea canadensis* Rich). Места обитания перечисленных растений совпадают с местами расположения садоводческих обществ и лечебно-оздоровительных учреждений. Обилие ряски зафиксировано в месте выпуска сточных вод санатория-профилактория «Металлург», у садоводческих обществ, у детского оздоровительного лагеря «Колокольчик», у водозабора металлургического завода г. Омутнинска. Большое количество в воде элодеи канадской отмечено в районе расположения садоводческих обществ и санатория-профилактория «Металлург». Таким образом, растения-индикаторы загрязнения водоёмов и превышения ПДК зафиксированы в местах с наибольшей антропогенной нагрузкой. В целом, по данным гидрохимического, альгологического анализа и видовому составу высшей водной растительности вода Омутнинского пруда является загрязнённой. В водоёме отмечается увеличение интенсивности процессов эвтрофикации, которое выражается в более продолжительном «цветении» воды

по сравнению с водоёмами, не испытывающими антропогенную нагрузку [14].

На берегах Чёрнохолуницкого и Белохолуницкого прудов отсутствуют предприятия промышленности и крупные сельскохозяйственные угодья, которые могут оказывать влияние на экологическое состояние водоёмов. Анализ химического и микробиологического состава воды пруда в Белой Холунице свидетельствует об отсутствии превышений ПДК для водоёмов культурно-бытового назначения [15]. Следует отметить, что в Чёрнохолуницком и Белохолуницком прудах отмечается интенсивное зарастание акватории высшей водной растительностью. Это естественный процесс, который вреда экосистеме не наносит, но может существенно повлиять на морфометрические параметры водоёмов, и тем самым отразиться на работе ГЭС.

Исследований по изучению экологического состояния Большого Кирсинского пруда не проводилось. Известно, что этот водоём длительное время использовался для производственных нужд металлургического завода. В настоящее время водоснабжение завода осуществляется из Средне-Кирсинского пруда. В связи с этим нагрузка на Большой Кирсинский пруд сократилась. Вероятно, это в дальнейшем положительно отразится на состоянии водоёма.

Таким образом, изучение состояния и описание характеристики крупнейших прудов Северо-Востока Кировской области позволили сделать вывод, что все они по времени создания относятся к одному периоду. Водоёмы формировались в сходных географических условиях, длительное время использовались для одних и тех же целей. Со временем назначение, а также степень антропогенной нагрузки изучаемых прудов изменились. Это оказало влияние на экологическое состояние водоёмов. Высокая антропогенная нагрузка на Омутнинский пруд привела к интенсификации процессов эвтрофикации в водоёме. Пути снижения эвтрофикации данного пруда нами представлены в научном отчёте «Изучение степени эвтрофикации Омутнинского водохранилища (пруда)» [16] по договору № 1/ОП-2011 с администрацией Омутнинского городского поселения Омутнинского района Кировской области.

### Литература

1. Максаковский В.П. Географическая картина мира. Кн. I: Общая характеристика мира. М. 2008. 495 с.
2. Бушмелев Г.А., Колчанов В.И., Лавров Д.Д. География Кировской области. К. 1972. 160 с.

3. Атлас Кировской области. Федеральная служба геодезии и картографии России. М. 1997. 32 с.
4. Природа Кировской области / Под ред. С.Л. Щекленна. Ч. 2. С. 72–96.
5. Дьяконов К.Н., Аношко В.С. Мелиоративная география. М.: Изд-во МГУ, 1995. 254 с.
6. Авакян А.Б., Салтанкин В.П., Шарапов В.А. Водохранилища. М. 1987. 331 с.
7. ГОСТ 17.1.1.02-77 Охрана природы. Гидросфера. Классификация водных объектов.
8. Водохозяйственный паспорт Белохолуницкого водохранилища. Сост. РОСГИПРОВОДХОЗ. М. 1981.
9. Водохозяйственный паспорт Омутнинского водохранилища. Сост. РОСГИПРОВОДХОЗ. М. 1981.
10. Проект «Правила использования водных ресурсов Большого Кирсинского водохранилища». ООО «Научно-производственное объединение «Омега». Пермь. 2012. 30 с.
11. Водохозяйственный паспорт Чернохолуницкого водохранилища. Сост. ОАО «Кировводпроект».
12. Государственный водный реестр: электронный ресурс. Режим доступа: <http://www.textual.ru/gvr/>
13. <http://kosmosnimki.ru>
14. Кулявина Т.И., Домнина Е.А. Изучение экологического состояния Омутнинского водохранилища // Формирование и реализация экологической политики на региональном уровне: Материалы V всероссийской научно-практической конференции. Ч. 1. Ярославль. Изд-во ЯГПУ, 2011. С. 92–95
15. Ильина Е.К., Макаренко З.П., Поярков Ю.А. Результаты гидрологических исследований Белохолуницкого пруда и рек Белая Холуница, Погорелка в г. Белая Холуница Белохолуницкого района Кировской области // Экология родного края: проблемы и пути решения: Материалы Всерос. молод. науч.-практич. конф. с междунар. участием. Книга 1. Киров. 2012. С. 56–57.
16. Отчёт по договору № 1/ОП-2011 на выполнение научно-исследовательских работ по теме «Изучение степени эвтрофикации Омутнинского водохранилища (пруда)». Киров, 2012. 121 с.

УДК 599.323.43:591.147.1-14:539.16.04

## Морфологическое состояние щитовидной железы полёвок-экономок, обитающих в условиях повышенного уровня естественной радиоактивности

© 2013. О. В. Раскоша, к.б.н., н.с., О. В. Ермакова, д.б.н., в.н.с.,  
Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,  
e-mail: raskosha@ib.komisc.ru, ermakova@ib.komisc.ru

В статье приведены результаты изучения состояния щитовидной железы (ЩЖ) полёвок-экономок, отловленных на участках с нормальным и повышенным уровнем радиоактивного загрязнения (Ухтинский район, Республика Коми). Выявлено, что внутривидовые процессы оказывают модифицирующее действие на структурно-функциональное состояние ЩЖ мышевидных грызунов в условиях радиоактивного загрязнения среды обитания. По морфологическим параметрам в фазу спада по сравнению с пиком численности популяции полёвок тиреоидная паренхима находится в менее активном состоянии. Обитание популяций полёвок-экономок в течение многих поколений в условиях повышенного уровня естественной радиоактивности вызывает существенные отклонения от контроля в структурно-функциональном состоянии ЩЖ. Эффективность радиационного воздействия зависит от пола, возраста животного, участка отлова, а также от фазы популяционного цикла.

Studied a structural-functional condition of a thyroid gland of tundra voles living on sites with the increased level of a natural radioactivity (in Republic Komi areas in Russia). The condition of a thyroid gland of tundra voles, living both on control is established, that, and on sites with increased by a level radioactivity depends on the period population a cycle. High sensitivity of a thyroid gland of animals chronic influence ionizing is shown radiation in small doses which depends as on a physiological condition of a separate individual, and to a population as a whole.

**Ключевые слова:** щитовидная железа, морфологическое состояние, мышевидные грызуны, повышенный уровень радиоактивности, популяционные процессы

**Keywords:** thyroid gland, morphological condition, tundra voles, the increased natural radioactivity, factors of population

В связи с распространением в мире территорий с повышенным радиационным фоном всё острее становится проблема действия малых доз ионизирующей радиации на живые

организмы. Поэтому особый интерес вызывают работы, проводимые в природных условиях, когда живые организмы одновременно подвергаются действию комплекса факторов, которые в сочетании с ионизирующей радиацией могут вызывать самые разнообразные биологические эффекты [1 – 3]. На степень проявления радиационных воздействий могут влиять и экологические факторы, такие как биологические циклы численности животных [4].

К настоящему времени в научной литературе имеются сведения о высокой чувствительности щитовидной железы (ЩЖ) к действию различных раздражителей, в том числе и к ионизирующим излучениям [5 – 7]. В связи с этим использование для биоиндикации ЩЖ, гормоны которой участвуют в поддержании гомеостаза и осуществлении адаптации организма к постоянно изменяющимся условиям окружающей среды, представляется нам весьма актуальным. Целью работы была оценка по морфологическим параметрам состояния ЩЖ полёвок-экономок, обитающих на участках с нормальным и повышенным уровнем естественной радиоактивности, в разные фазы популяционного цикла.

### Материал и методика

Исследования проводили на трёх участках, расположенных в зоне средней тайги Ухтинского района Республики Коми, различающихся преимущественно по уровню  $\gamma$ -фона и содержанию радионуклидов в почве и воде, но близких по экологическим условиям. Контрольный участок (1,5 га) характеризуется мощностью дозы 10–15 мкР/ч и средним кларковым содержанием радиоактивных элементов в почве:  $^{238}\text{U}$  –  $1,0 \cdot 10^{-6}$  г/г;  $^{232}\text{Th}$  –  $6,0 \cdot 10^{-6}$  г/г;  $^{226}\text{Ra}$  –  $8,0 \cdot 10^{-13}$  г/г [7]. На территории радиевого участка (1,6 га) удельная активность  $^{226}\text{Ra}$  в почве варьирует от 0,01 до 80 Бк/г [9], что превышает среднее содержание радионуклида в почвах подобного типа, при этом удельная активность  $^{238}\text{U}$  близка к нормальному геохимическому фону. Мощность экспозиционной дозы на радиевом участке составляет в среднем 10–1500 мкР/ч. Для урано-радиевого участка (3 га) характерно повышенное содержание  $^{226}\text{Ra}$  (0,01–300 Бк/г) и  $^{238}\text{U}$  (0,01–10,0 Бк/г), а также большая мощность экспозиционной дозы 20–3000 мкР/ч [10].

В качестве объекта исследования использовали полёвок-экономок (*Microtus oeconomus* Pall.), отловленных в пик и спад популяционного цикла. Продолжительность отлова на

каждом участке составила 4–5 сут при ежедневном осмотре ловушек. Относительную численность животных оценивали по количеству пойманных зверьков на 100 ловушек-суток. Возраст полёвок определяли по комплексу морфологических признаков [11].

У животных после декапитации извлекали ЩЖ, которые помещали в формалин, и далее органы подвергали стандартной гистологической обработке [12]. Срезы окрашивали реактивом Шиффа. Для морфометрических расчётов использовали срезы равной толщины (4–5 мкм), приготовленные на одном и том же микротоме с максимальной стандартизацией сроков фиксации и условий дальнейшей обработки материала. При морфометрическом исследовании тиреоидной паренхимы использовали точечный метод определения относительных объёмов тканевых компонентов органа [13], на основании полученных показателей рассчитывали индекс активности ЩЖ (ИА) – соотношение относительных объёмов эпителия и коллоида [14]. С помощью объект-микрометра МОВ-1-15<sup>x</sup> с окулярной линейкой измеряли высоту фолликулярного эпителия, диаметры ядер, а также длинный (L) и короткий (B) поперечники фолликулов (от 50 до 100 замеров). Средний диаметр фолликулов рассчитывали по формуле  $D=(L+B)/2$ . По отношению среднего диаметра фолликула к высоте тиреоидного эпителия рассчитывали индекс функции железы (ИФ) [13]. Подсчитывали число тироцитов, приходящихся на 1 фолликул, и количество фолликулов на 1 поле зрения. Измерения проводили в соответствии с методическими рекомендациями, в том числе разработанными для щитовидной железы [12, 13]. Анализ препаратов проведён на световом микроскопе «NU-2» при увеличении окуляра  $\times 12,5$ ; объектива  $\times 12,5$ ;  $\times 25$  и 100. Всего для морфологического исследования взяты ЩЖ от 123 полёвок-экономок (67 органов в «пик» и 56 в «спад» численности популяции).

Статистическую обработку результатов проводили по общепринятым методикам вариационной статистики [15]. Достоверность различий между сравниваемыми группами оценивали по t-критерию Стьюдента.

### Результаты и обсуждение

Результаты исследования, представленные в таблицах 1 и 2, показали, что большинство исследуемых структурных параметров ЩЖ у полёвок-экономок, отловленных на

участках с нормальным (контрольный участок) и повышенным уровнем радиоактивности (радиевый и урано-радиевый участки) изменялось в соответствии с фазой численности популяции. Значения интегральных индексов (ИА и ИФ) ЩЖ свидетельствуют о снижении функциональной активности тиреоидной ткани животных в период спада численности по сравнению с пиком (рис. 1). Наши данные согласуются с полученными ранее результатами гистологического исследования тиреоидной ткани леммингов [4] и полёвок-экономок [1, 16] и косвенно подтверждают значимость эндокринных механизмов в регуляции численности популяции.

Вместе с тем обнаружены различия с контролем в аналогичную фазу численности в состоянии ЩЖ у полёвок, отловленных на участках с повышенным уровнем естественной радиоактивности. Так, у животных после действия радиационного фактора выявлено существенное уменьшение объёмной плотности и высоты фолликулярного эпителия, а также увеличение количества коллоида в тиреоидной паренхиме (особенно в спад численности популяции). Значения индексов железы подтверждали снижение функциональной активности исследуемой ткани у зверьков, отловленных на радиоактивно-загрязнённых участках по сравнению с контрольными животными (в спад численности). Выявлены расстройства кровообращения, связанные с застойным полнокровием крупных сосудов, их расширением, очаговыми кровоизлияниями (рис. 2). По данным литературы, нарушение микроциркуляции способствует развитию гипоксии в ткани, а вместе с тем дистрофии и атрофии клеток паренхимы [17]. В наших исследованиях выявлены разнообразные изменения в тироцитах, выражающиеся в искривлении их формы, трудно различимых границах клеток, вспенивании и вакуолизации цитоплазмы, представляющие собой морфологические признаки жировой и белковой дистрофии. Наряду с деструктивными процессами проявлялись также реакции компенсаторно-приспособительного характера, выражающиеся в пролиферации эпите-

оидной паренхиме (особенно в спад численности популяции). Значения индексов железы подтверждали снижение функциональной активности исследуемой ткани у зверьков, отловленных на радиоактивно-загрязнённых участках по сравнению с контрольными животными (в спад численности). Выявлены расстройства кровообращения, связанные с застойным полнокровием крупных сосудов, их расширением, очаговыми кровоизлияниями (рис. 2). По данным литературы, нарушение микроциркуляции способствует развитию гипоксии в ткани, а вместе с тем дистрофии и атрофии клеток паренхимы [17]. В наших исследованиях выявлены разнообразные изменения в тироцитах, выражающиеся в искривлении их формы, трудно различимых границах клеток, вспенивании и вакуолизации цитоплазмы, представляющие собой морфологические признаки жировой и белковой дистрофии. Наряду с деструктивными процессами проявлялись также реакции компенсаторно-приспособительного характера, выражающиеся в пролиферации эпите-

Таблица 1

Объёмные плотности структурных компонентов (%) ЩЖ полёвок-экономок с контрольного и радиоактивно-загрязнённых участков в разные фазы численности популяции

Участок отлова	Пол	Возраст, кол-во животных	Коллоид	Фолликулярный эпителий	Строма и сосуды	Экстрафолликулярные клетки
Пик численности						
Контрольный	♂	Пер. (4)	50,4±2,1	44,5±1,7	2,7±0,5	6,3±0,2
		С.п. (7)	38,9±1,0	54,6±0,9	3,0±0,4	6,2±0,7
	♀	С.п. (12)	48,8±1,4	45,8±1,1	2,6±0,3	3,8±0,4
Радиевый	♂	Пер. (6)	52,9±2,2	40,1±1,7	4,2±0,7	6,1±0,2
		С.п. (12)	50,0±1,8	44,6±1,5	3,3±0,4	5,0±0,5*
Урано-радиевый	♂	Пер. (4)	45,3±1,9	49,3±0,3*	2,0±1,0	6,2±0,7
		С.п. (4)	39,1±3,2	49,5±2,7	3,0±0,7	5,5±0,4
	♀	Пер. (14)	50,2±1,5	43,8±1,4	2,5±0,7	6,1±0,7
		С.п. (4)	45,8±1,9	47,7±2,5	3,2±1,2	6,2±0,7*
Спад численности						
Контрольный	♂	С.п. (3)	44,5±2,4	46,8±2,7	6,1±0,8	5,1±1,2
	♀	С.п. (4)	42,7±2,5	46,6±2,7	5,9±0,9	2,9±0,7
Радиевый	♂	С.п. (3)	57,5±5,5*	33,3±2,4**	4,2±0,7*	2,8±0,5
		С.неп. (8)	49,1±2,3	41,5±1,7	5,3±0,6	4,3±0,6
	♀	С.п. (15)	57,9±3,5**	34,9±2,9**	4,7±1,0	6,4±0,3***
		С.неп. (6)	45,6±1,2	44,8±1,4	5,7±0,8	4,8±1,1
Урано-радиевый	♂	С.п. (3)	60,4±5,9*	33,8±4,2*	3,0±1,0*	4,7±2,7
		С.неп. (3)	66,0±4,7	33,5±3,4	2,0±0,6	4,0±3,0
	♀	С.п. (11)	57,5±3,0**	34,0±2,8*	4,8±1,1	4,4±2,1

Примечание. Здесь и в таблице 2: Пер. – перезимовавшие, С.п. – сеголетки половозрелые, С.неп. – сеголетки неполовозрелые. Различия достоверны между контролем и опытом при \* $p \leq 0,05$ ; \*\* $p \leq 0,01$ ; \*\*\* $p \leq 0,001$ . Достоверные различия между пиком и спадом выделены жирным шрифтом.



Таблица 2

Морфометрические показатели ЩЖ полёвок-экономок с контрольного и радиоактивно загрязнённых участков в разные фазы популяционного цикла

Участок отлова	Пол	Возраст	Мкм		Количество		Индекс функции, усл.ед.
			высота фолликулярного эпителия	диаметр ядра тироцита	тироцитов в фолликуле	фолликулов на поле зрения	
Пик численности							
Контрольный	♂	Пер.	8,0±0,3	5,1±0,1	20,1±0,8	64,3±2,0	8,3
		С.п.	8,0±0,1	6,0±0,3	16,9±0,6	89,9±2,8	8,3
	♀	С.п.	6,2±0,6	5,1±0,2	16,8±0,6	84,0±12,6	9,7
Радиевый	♂	Пер.	6,1±0,2*	5,1±0,1	19,2±1,0	82,0±5,3*	12,3*
	♀	С.п.	6,3±0,2	5,2±0,2	17,8±0,7	88,4±8,6	9,6
Урано-радиевый	♂	Пер.	5,3±0,2***	5,0±0,2	17,5±1,5	100,0±7,0***	13,2*
		С.п.	8,1±0,4	6,2±0,2	22,7±1,2***	98,2±6,6	7,4
	♀	Пер.	5,5±0,4	4,3±0,3	19,6±0,6	104,3±2,6	12,2
		С.п.	6,1±0,2	5,4±0,2	18,5±1,3	85,3±5,6	9,7
Спад численности							
Контрольный	♂	С.п.	7,2±0,2	5,4±0,1	22,4±1,3	94,7±7,1	10,1
	♀	С.п.	6,2±0,2	4,9±0,1	24,2±1,1	108±4,9	11,5
Радиевый	♂	С.п.	5,1±0,1***	4,4±0,1***	23,3±1,0	86,0±4,0	15,1
		С.неп.	5,1±0,1	4,5±0,1	17,4±0,6	117,0±7,0	10,9
	♀	С.п.	4,9±0,1***	4,8±0,2	19,5±0,8*	86,4±4,0**	13,8
		С.неп.	5,4±0,1	4,6±0,1	15,2±1,6	120,3±5,4	9,5
Урано-радиевый	♂	С.п.	6,6±0,3	5,2±0,1	16,1±1,1**	86,8±8,5	8,8
		С.неп.	4,9±0,2	4,3±0,3	19,6±1,2	83,5±1,2	13,4
	♀	С.п.	6,7±0,3	4,8±0,2	21,1±1,4	82,7±7,3*	9,7

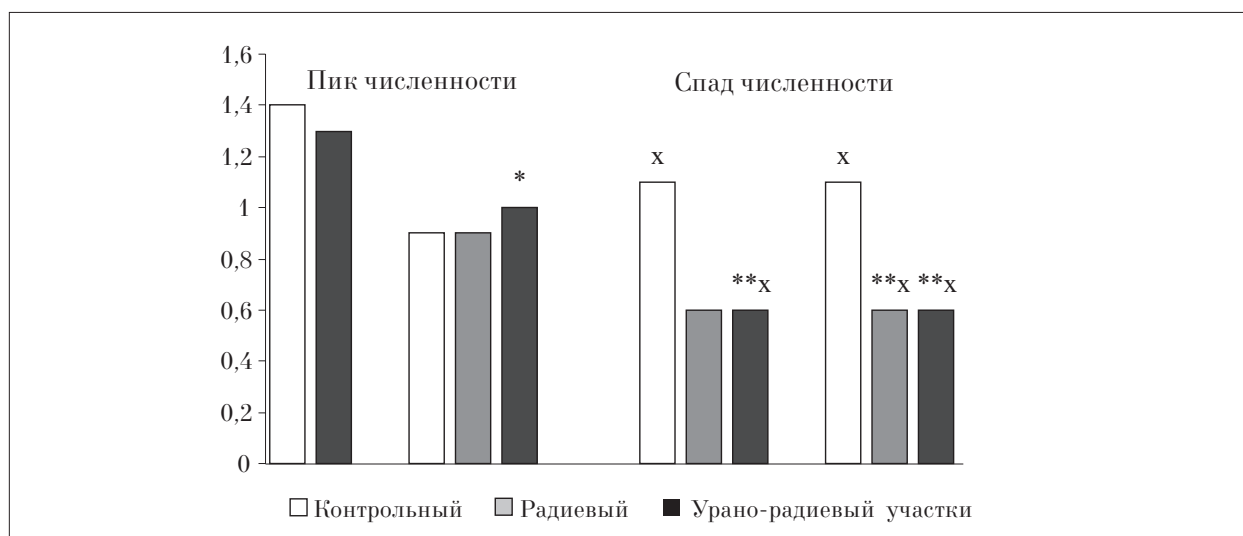
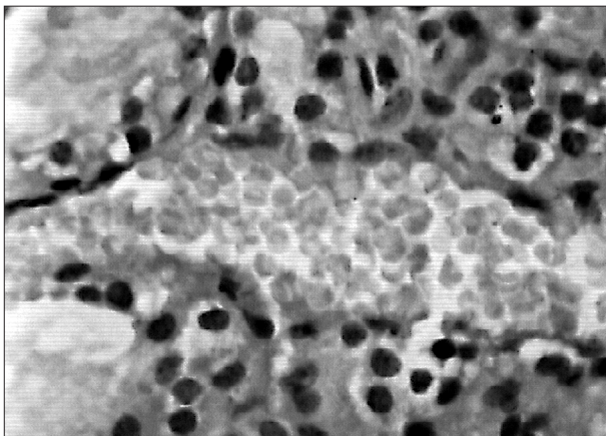


Рис. 1. Индекс активности (усл.ед.; по оси ординат) ЩЖ полёвок-экономок, отловленных на контрольном и радиоактивно загрязнённых участках. Различия достоверны между пиком и спадом при  $x_p \leq 0,05$ ; между контролем и опытом при  $*p \leq 0,05$ ;  $**p \leq 0,01$

лия, в результате чего образовывались псевдососочки и «сандерсоновы подушки», которые представляют собой эпителиальные формирования, выпячивающиеся в просвет фолликулов (рис. 3). У одних животных с радиоактивных участков структурные перестройки охватывали значительную площадь тиреоидной паренхимы, тогда как у других лишь незначительную её часть.

Известно, что многие техногенные факторы (мутагены, радионуклиды и др.) способны индуцировать развитие патологических изменений органа, сопровождающихся усилением пролиферации. Проведённый нами анализ соотношения размерных классов фолликулов в тиреоидной ткани полёвок показал увеличение в 1,4 раза количества мелких фолликулов у животных, испытывающих радиационное воздействие, что может свидетельствовать об активизации процессов фолликулогенеза (рис. 4). Ранее выявлено, что после чернобыльской аварии ЩЖ имела преимущественно микрофолликулярное строение [1]. В работах других авторов с использованием гемитироидэктомии – стандартной модели усиления морфогенеза продемонстрировано усиление пролиферативной активности тироцитов [18].

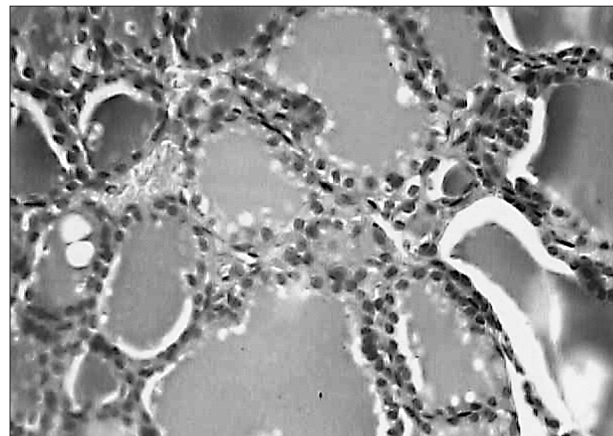
Выраженность наблюдаемых нами морфологических и функциональных изменений ЩЖ в значительной степени зависела от типа радиоактивного загрязнения участка и наиболее ярко проявлялась у полёвок с урано-радиевого участка, который отличался от радиевого большей мощностью экспозиционной дозы, а также значительным содержанием урана, являющегося более токсичным элементом по сравнению с радием.



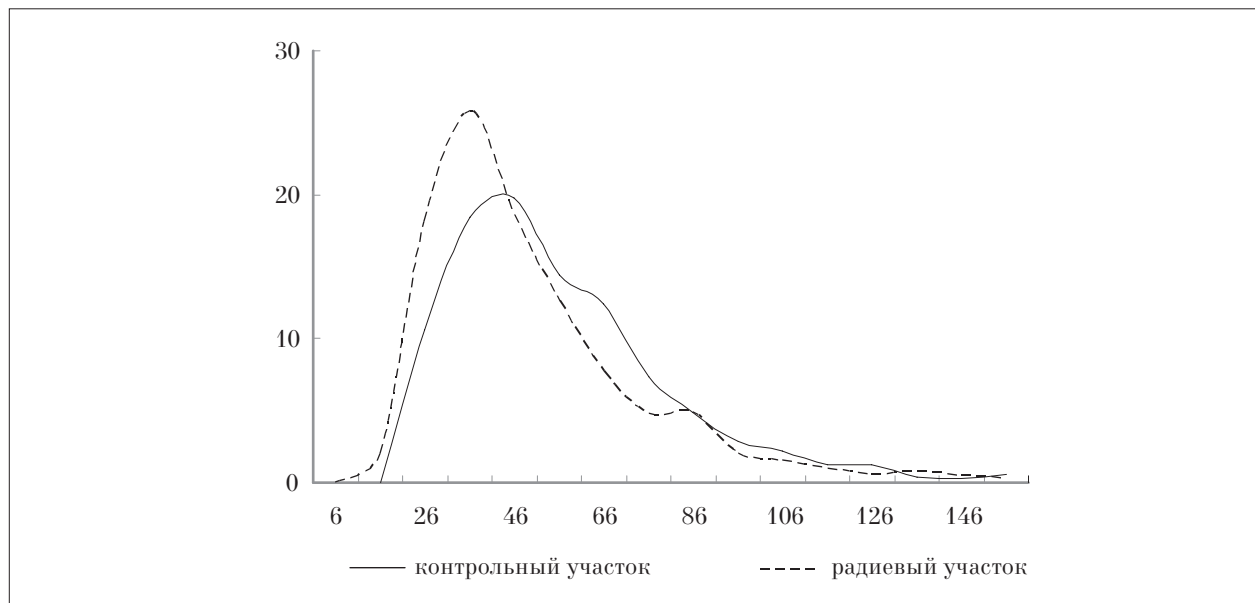
**Рис. 2.** Микрофото. Распиренные сосуды, застой эритроцитов в ЩЖ полёвки-экономки урано-радиевого участка в фазу спада численности популяции. Реактив Шиффа и гематоксилин; об.  $\times 40$ , ок.  $\times 12,5$ .

Кроме того, выявлены различия в реакции ЩЖ самцов и самок на хроническое облучение в малых дозах. У половозрелых самок с радиоактивных участков в обе фазы популяционного цикла происходило достоверное увеличение количества экстрафолликулярных клеток в тиреоидной ткани по сравнению с контролем. По данным литературы, появление большого количества этих клеток наблюдали при различных состояниях организма, которые можно назвать стрессовыми или, во всяком случае, необычными [19]. Так, в первый год аварии в районе Чернобыльской АЭС обнаружено, что в тиреоидной ткани полёвок-экономок количество экстрафолликулярных клеток увеличилось более чем в 7 раз по сравнению с контрольными зверьками [1]. У облучённых самцов число клеток этого типа было в пределах нормы (в фазу пика) или достоверно ниже контрольных значений (в фазу спада). Отмечено, что деструктивные нарушения и морфологические признаки угнетения тиреоидной функции в условиях повышенного уровня радиоактивности наиболее ярко проявлялись у самцов. С возрастом структурно-функциональные нарушения в ЩЖ полёвок с радиоактивно-загрязнённых участков проявлялись более отчётливо.

Большее разнообразие структурных нарушений в тиреоидной паренхиме облучённых животных отмечали в период спада численности популяции (по сравнению с пиком). Они выражались в пикнозе ядер тироцитов, полнокровии сосудов, склеивании эритроцитов в монетные столбики, обнажении стенки сосудов, более частых явлениях десквамации тиреоидных клеток в полость фолликулов. В ЩЖ



**Рис. 3.** Микрофото. Псевдососочки (П) и «сандерсоновы подушки» (С) в ЩЖ полёвки-экономки радиевого участка в фазу пика численности популяции. Реактив Шиффа и гематоксилин; об.  $\times 25$ , ок.  $\times 12,5$



**Рис. 4.** Гистограмма распределения фолликулов разного диаметра в ЩЖ полёвок-экономок, обитавших в условиях повышенного уровня радиоактивности. По оси ординат – частота фолликулов каждого класса (в %); по оси абсцисс – средний диаметр фолликулов (в мкм)

животных в эту фазу популяционного цикла залегали различные по форме, размерам и интенсивности окраски коллоидного вещества фолликулы, большинство из которых имели гетерогенный по высоте эпителий, что отражает разную степень функциональной активности как тироцитов, так и в целом фолликулов. При высокой численности функциональная асинхронность в ЩЖ полёвок с опытных участков была менее выражена.

Таким образом, в результате проведённого исследования обнаружено, что внутривидовые процессы оказывают модифицирующее действие на структурно-функциональное состояние ЩЖ мышевидных грызунов в условиях радиоактивного загрязнения среды обитания. По большинству морфологических параметров в фазу спада по сравнению с пиком численности популяции животных тиреоидная паренхима находится в менее активном состоянии. Обнаружены существенные изменения в структурно-функциональном состоянии ЩЖ полёвок, длительное время находящихся в условиях повышенного уровня радиоактивности по сравнению с контролем, что свидетельствует о чувствительности этого органа к хроническому воздействию ионизирующей радиации в малых дозах. В целом можно заключить, что выраженность и характер ответной реакции исследуемого органа на радиоэкологический фактор зависит как от физиологического состояния отдельной особи, так и от состояния популяции в целом.

*Работа выполнена при поддержке грантов «Проекты программ Президиума РАН» № 12-П-4-1021 и РФФИ № 13-04-01750А.*

### Литература

1. 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. V. 56. № 1. P. 135–139.
2. Grigorkina E., Olenev G. East urals radioactive trace: Adaptive strategy of rodents' population // *Radio-protection*. 2011. V. 46. № 6 P. 437–443.
3. Kudyasheva A.G., Shishkina L.N., Zagorskaya N.G., Taskaev A.I // *20 Years after the Chernobyl accident: past, present and future* / Ed. by E. Burlakova, V. Naidich. N.-Y.: Nova Science Publ., 2006. P. 303–329.
4. Чернявский Ф.Б., Ткачев А.В. Популяционные циклы леммингов в Арктике: Экологические и эндокринные аспекты. М.: Наука, 1982. 164 с.
5. Лушников Е.Ф., Цыб А.Ф., Ямасита С. Рак щитовидной железы в России после Чернобыля. М.: ОАО «Медицина», 2006. 128 с.
6. Надольник Л.И., Нецецкая Э.В., Кардаш Н.А. и др. Функционально-морфологическая характеристика щитовидной железы крыс в отдалённые сроки после однократного воздействия радиационного излучения в больших и малых дозах // *Радиация, биология. Радиоэкология*. 2004. Т. 44. № 5. С. 353–343.
7. Мизина Т.Ю., Ситникова С.Г. Ранние отдалённые реакции тиреоид-гонадного звена крыс разных возрастных групп на воздействие ионизирующего излу-

ния // Радиационная биология. Радиоэкология. 1998. Т. 38. Вып. 3. С. 393–398.

8. Селятицкая В.Г., Обухова Л.А. Эндокринно-лимфоидные отношения в динамике адаптивных процессов. Новосибирск. 2001. 168 с.

9. Маслов В.И. О проведении комплексных радиоэкологических исследований в биогеоценозах с повышенной радиоактивностью // Радиоэкологические исследования в природных биогеоценозах. М. 1972. С. 9–21.

10. Носкова Л.М., Шуктомова И.И. Долговременная динамика радиационной обстановки на территории бывшего радиевого производства // Экология. 2009. № 1. С. 73–76.

11. Шуктомова И.И., Носкова Л.М. Распределение <sup>226</sup>Ra и <sup>232</sup>Th на территории хранения отходов радиевого производства // Радиохимия. 2006. Т. 48. № 6. С. 533–536.

12. Тупикова Н.В., Емельянова Л.Е. К методике учёта лимингов на неогороженных площадках // Бюл. МОИП. Отд. биол. 1975. Т. 80. Вып. 1. С. 145–171.

13. Основы гистологии и гистологической техники / Под ред. В.Г. Елисеева, М.Я. Субботина, Ю.А. Афанасьев и др. М.: Наука, 1967. 268 с.

14. Автандилов Г.Г. Медицинская морфометрия. М.: Медицина, 1990. 382 с.

15. Быков В.Л. Стереологический анализ щитовидной железы (обзор методов) // Арх. анат. гистол. и эмбриол. 1979. № 7. С. 124–132.

16. Гланц С. Медико-биологическая статистика. М.: Практика, 1998. 459 с.

17. Ермакова О.В., Раскоша О.В. Комплексная оценка состояния щитовидной железы полёвок-экономок, обитающих на участках с повышенным уровнем естественной радиоактивности // Радиационная биология. Радиоэкология. 2005. № 3. С. 351–357.

18. Попова М.Ф. Радиочувствительность и стимулирующие свойства регенерирующих тканей млекопитающих. М.: Наука, 1984. 174 с.

19. Павлов А.В., Добороджигинадзе Т.Р., Миро Т.И., Александров Ю.К. Регенерация щитовидной железы при различной локализации резецированных участков органа // Проблемы эндокринологии. № 5. 1993. С. 49–51.

20. Глумова В.А. Щитовидная железа. В кн.: Структурные основы адаптации и компенсации нарушенных функций / Под ред. Д.С. Саркисова. М.: Медицина, 1987. С. 320–328.

УДК 581.9 (471.51)

## Эколого-таксономическая структура альгогруппировок почв г. Кирова

© 2013. В. А. Ефремова<sup>1</sup>, аспирант, Л. В. Кондакова<sup>1,2</sup>, д.б.н., зав. кафедрой экологии,

<sup>1</sup>Вятский государственный гуманитарный университет,

<sup>2</sup>Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,  
e-mail: VitalinaRose@gmail.com

Приведены результаты исследований эколого-таксономической структуры альгофлоры почв различных функциональных зон г. Кирова. Представлены доминирующие и специфические виды, виды с наиболее высокой встречаемостью. Показатель степени аридности для общей урбанофлоры г. Кирова составляет 1,1. Проведён сравнительный анализ видового состава ценофлор различных типов городских местообитаний с использованием коэффициента видового сходства Сьеренсена-Чекановского и коэффициента ранговой корреляции Спирмена.

The results of studies of soil algal flora ecological-taxonomic structure of various functional areas in Kirov City are shown. Dominant and specific species are presented, as well as the species with the highest frequency of occurrence. The aridity index for overall urbanoflora in Kirov is 1.1. Comparative analysis of species composition of coenofloras of various urban habitat types is carried out with the use of the Serensen-Chekanovskiy's species similarity index and Spearman's rank correlation coefficient.

**Ключевые слова:** урбанизация, городские почвы, альгофлора, доминантные и специфические виды, жизненные формы

**Keywords:** urbanization, urban soils, algal flora, dominant and specific species, life forms

Одной из главных мировых проблем в настоящее время является урбанизация территории. В ходе урбанизации большинство экосистем бывает нарушено или разрушено вследствие раздробления среды обитания и внесе-

ния загрязнений [1]. Значительную техногенную нагрузку в городских условиях испытывают почвы. Впервые термин «городские почвы» был введён Д. Г. Бокгеймом в 1974 г. [2]. В современном понимании городские почвы –



это антропогенно изменённые почвы, имеющие созданный в результате человеческой деятельности поверхностный слой мощностью более 50 см, полученный перемешиванием, насыпанием, погребением или загрязнением материала урбаногенного происхождения, в том числе строительно-бытовым мусором [3]. Одним из надёжных методов оценки экологического состояния городских почв является альгоиндикация. На урбанизированных территориях формируются своеобразные сообщества почвенных водорослей, которые отличаются по видовому составу, комплексу доминирующих видов, экологической структуре. Альгофлора населённых мест изучалась рядом авторов. Общий микробиологический анализ почв г. Днепропетровска был проведён ещё в 1927 г. Л. М. Горовиц-Власовой [4]. Исследование видового состава почвенных водорослей г. Ворошиловграда (Луганск) проведено Н. П. Москвич в течение 1966–1969 гг. Всего выявлено 130 видов: Cyanophyta – 45; Chlorophyta – 43; Xanthophyta – 6; Bacillariophyta – 33; Euglenophyta – 2; Rhodophyta – 1. По числу видов преобладали синезелёные водоросли. Автор отмечает, что основной особенностью почв населённых мест является низкое видовое разнообразие жёлтозелёных водорослей и резкое увеличение числа видов синезелёных (в меньшей мере – зелёных и диатомовых водорослей) в сравнении с целинными почвами окрестностей [5, 6]. Исследования водорослей в ассоциациях с мохообразными были впервые проведены для Байкальского региона. В ходе исследований были выявлены виды, новые для альгофлоры наземных биогеоценозов данного региона: *Kentrosphaera* sp., *Tetracystis pulchra*, *Chlorosarcinopsis bastropiensis* и другие [7]. Имеются интересные данные об эпифитных водорослях, обнаруженных на коре деревьев, стенах и крышах зданий и сооружений [8 – 10]. И. Е. Дубовик и др. исследовали видовой состав эпифитных цианопрокариот, водорослей и микромицетов на территории г. Уфы. Изученные древесные растения по степени уменьшения видового разнообразия цианопрокариот и водорослей расположили в следующем порядке: берёза повислая – 55 видовых и внутривидовых таксонов → тополь чёрный (46) → липа сердцелистная (40) → ель сибирская (38) → рябина обыкновенная (31) [11].

В последние годы изучается альгофлора водорослей урбанизированных территорий республик Башкортостана, Молдовы, городов Екатеринбург, Ижевск, Петрозаводск, Новосибир-

ска, Красноярск, Челябинской области и др. [12 – 21]. Продолжают изучаться почвенные водоросли территории г. Кирова [22, 23].

Цель исследования – изучение эколого-таксономической структуры альгофлор почв г. Кирова.

### Объекты и методы исследования

Объектом исследования являлись образцы почв, отобранные в промышленной, транспортно-селитебной и рекреационной зонах г. Кирова в течение вегетационных сезонов за период 2007–2012 гг. Образцы почв отбирались с глубины 0–5 см и 0–1 см при «цветении» почв. Видовой состав водорослей определяли методом чашечных культур со стеклами обрастания и микрокопирования свежезятой почвы [24, 25]. Численность клеток определяли методом прямого микроскопирования [26]. Для характеристики сообществ водорослей использовали критерии, предложенные Э. А. Штиной и М. М. Голлербахом (1976) для анализа альгофлоры: видовой состав, доминирующие виды и группы видов, спектр «жизненных форм» водорослей, встречаемость отдельных видов или групп водорослей, специфические виды или их группы. Сравнение видового состава альгофлор городских почв осуществляли с помощью коэффициента видового сходства Сьеренсена-Чекановского. Сравнение систематической структуры флор осуществляли с помощью коэффициента ранговой корреляции Спирмена. На основании значений коэффициентов строили дендриты методом корреляционных плеяд П. В. Терентьева [27] и кластеры. Особенностью метода корреляционных плеяд является применение ранжированного ряда ведущих крупных таксонов. В кластерном анализе учитывается весь видовой спектр почвенных водорослей, включая единичные и случайные виды.

### Результаты и обсуждение

В почвах г. Кирова обнаружено 136 видов водорослей, относящихся к 6 отделам, 9 классам, 23 порядкам, 43 семействам, 60 родам. Это составляет 23% от общего числа видов, известных для почв Кировской области, и 13% для почв России [28]. Таксономическая структура исследуемой альгофлоры имеет следующий вид: Cyanophyta – 55 видов (40%), Bacillariophyta – 15 видов (11%), Xanthophyta – 13 видов (10%), Eustigmatophyta – 3 вида (2%), Chlorophyta – 49 (36%), Euglenophyta – 1 вид

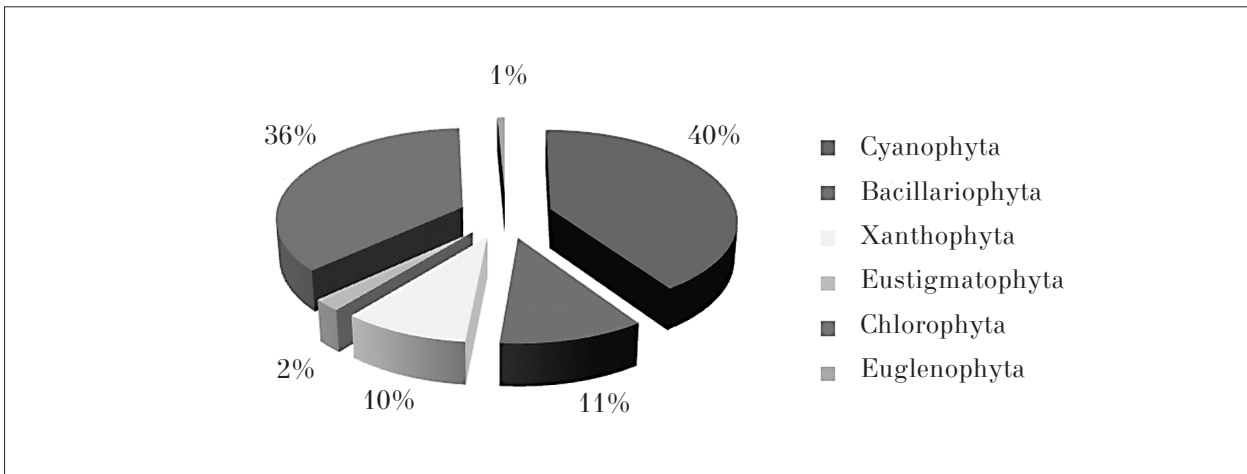


Рис. 1. Таксономическая структура общей альгофлоры почв г. Кирова

(1%). Основу альгофлоры составляют представители отделов Cyanophyta и Chlorophyta (рис. 1).

Анализ доминирующих видов общей урбанофлоры почв города показал преобладание синезелёных и зелёных водорослей, при этом состав доминирующих видов почвенных водорослей г. Кирова различается по экологическим зонам (табл. 1). Сравнение комплекса видов-доминантов для каждой зоны подчёркивает специфичность флоры данного местообитания и в то же время сходство, благодаря наличию видов-убиквистов.

К числу видов с наиболее высокой встречаемостью относятся *Phormidium autumnale*, *Ph. boryanum*, *Leptolyngbya foveolarum*, *Microcoleus vaginatus*, *Nostoc paludosum*, *Luticola mutica*, *Luticola nivalis*, *Navicula pelliculosa*, *Hantzschia amphioxys*, *Chlamydomonas gloeogama*, *Chlorella vulgaris*, *Coccomyxa confluens*, *Chlorococcum sp.*, *Bracteacoccus minor*, *Stichococcus minor*, *Stichococcus chodatii*, *Protoderma viride*.

К специфическим видам относятся виды, которые встречаются только на данных объектах. Для промышленной зоны г. Кирова специфическими видами являются *Anabaena cylindrica*, *Anabaena oscillarioides*, *Phormidium animale*, *Leptolyngbya laminose*, *Phormidium splendidum*, *Pinnularia braunii*, *Characiopsis minima*, *Disporopsis pyrenoidosa*, *Keratococcus bicaudatus*, *Klebsormidium rivulare*, *Leptosira terricola*, *Stichococcus palescens*. Для транспортной – *Bumilleriopsis brevis*, *Borodinella polytetras*, *Chlamydomonas media*, *Palmella miniata*, *Euglena mutabilis*. Для рекреационной – *Nodularia harveyana*, *Monodus pyreniger*, *Pleurochloris anomala*, *Pleurochloris commutata*, *Pleurochloris imitans*, *Pleurochloris lobata*, *Polyedriella aculeata*, *Cylindrocystis brebissonii* и селитебной

зон – *Borzia trilocularis*, *Phormidium corium*, *Amphora veneta*, *Follicularia paradoxalis*.

Показатель степени аридности (соотношение Cyanophyta/ Chlorophyta) для общей урбанофлоры г. Кирова составляет 1,1, что свидетельствует о степном характере и утрате зональных лесных черт. Для сравнения приведём показатели аридности почв других городов: для почв г. Ижевска данный показатель составляет 0,69 [16], Кишинёва – 1,39 [14]. Увеличение доли Cyanophyta по сравнению с Chlorophyta отмечается для промышленной, транспортной и селитебной зон г. Кирова, показатель степени аридности для которых составляет 1,5; 1,2; 1,5 соответственно, что является характерной чертой альгофлоры степных почв [29]. Для рекреационной зоны данный показатель равен 0,9, что соответствует альгофлоре лесных и лесостепных почв [29].

При анализе экобиоморфной структуры общей альгофлоры почв города лидирующее положение занимают P-, X- и Ch- формы (табл. 2). Сравнение жизненных форм почвенных водорослей по зонам города показало на сходство промышленной, транспортной и селитебной зон. Первое место занимает P-форма – нитчатые цианобактерии, тяготеющие к участкам с нарушенным почвенным покровом, обладающие ксероморфной структурой; второе – Ch-форма – виды-убиквисты, отличающиеся исключительной выносливостью к различным экстремальным условиям; третье – B-форма – диатомовые в транспортной и селитебной зоне, в промышленной зоне данное место занимает CF-форма, которая включает виды азотфиксаторы. Отличается по составу жизненных форм рекреационная зона, где преобладают по числу видов представители X-, Ch- и P-форм.

Таблица 1

Доминирующие виды водорослей в почвах г. Кирова

Объект	Виды-доминанты
Промышленная зона	<i>Phormidium autumnale, Microcoleus vaginatus, Leptolyngbya frigida, L. foveolarum, Hantzschia amphioxys, Lenticula mutica, L. nivalis, Nitzschia palea, Chlamydomonas gloeogama, Chlorella vulgaris, Bracteacoccus minor</i>
Транспортная зона	<i>Microcoleus vaginatus, Phormidium autumnale, Ph. formosum, Cyndrospermum licheniforme, Leptolyngbya foveolarum, Hantzschia amphioxys, Chlamydomonas gloeogama, Chlorella vulgaris, Protoderma viride</i>
Селитебная зона	<i>Phormidium autumnale, Ph. boryanum, Pseudanabaena catenata, Microcoleus vaginatus, Navicula pelliculosa, Nitzschia palea</i>
Рекреационная зона	<i>Leptolyngbya foveolarum, Microcoleus vaginatus, Phormidium autumnale, Ph. boryanum, Ph. formosum, Nostoc punctiforme, Cyndrospermum licheniforme, C. michailovskoense, Hantzschia amphioxys, Chlamydomonas gloeogama, Bracteacoccus minor, Chlorella vulgaris</i>
Город	<i>Phormidium autumnale, Ph. formosum, Leptolyngbya foveolarum, Microcoleus vaginatus, Nostoc paludosum, Hantzschia amphioxys, Lenticula mutica, Navicula pelliculosa, Chlorella vulgaris, Chlamydomonas gloeogama</i>

Таблица 2

Экологическая структура водорослей и цианобактерий почв г. Кирова

Зоны	% от общего числа видов		Формула эковиоморф
	эдафотфильные формы	гидрофильные и амфибиальные формы	
Промышленная	96,8	3,2	$P_{26}Ch_{14}CF_{13}B_{13}X_{12}H_7C_4M_2amph_2hydr_1$
Транспортная	97,1	2,9	$P_{17}Ch_{15}B_{10}X_8CF_7C_5H_3M_2hydr_1amph_1$
Селитебная	95,9	4,1	$P_{21}Ch_{12}B_{11}CF_8X_8H_4C_4M_2hydr_2amph_1$
Рекреационная	97,6	2,4	$X_{15}Ch_{14}P_{13}CF_{12}C_{10}B_9H_5M_2hydr_1amph_1$
Город	95,6	4,4	$P_{29}X_{23}Ch_{22}CF_{16}B_{14}C_{13}H_9M_3hydr_3amph_3$

Таблица 3

Матрица значений коэффициентов видового сходства Сьеренсена-Чекановского ( $K_{sc}$ ) и ранговой корреляции Спирмена ( $\rho_s$ )

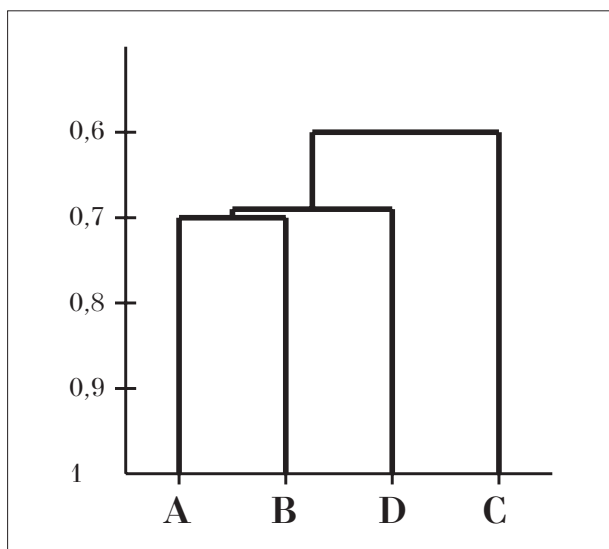
Зоны	Промышленная	Транспортная	Рекреационная	Селитебная
Промышленная		0,7	0,67	0,69
Транспортная	0,96		0,64	0,69
Рекреационная	0,41	0,46		0,62
Селитебная	0,95	0,97	0,52	

Примечание: над диагональю – значения  $K_{sc}$ ; под диагональю – значения  $\rho_s$  для ведущих семейств.

Сравнение альгофлоры городских почв с использованием коэффициента Сьеренсена-Чекановского (табл. 3) указало на значительное сходство альгофлоры промышленной и транспортной зон ( $K_{sc} = 0,7$ ), а также селитебной с промышленной и транспортной зонами ( $K_{sc} = 0,69$ ). В наименьшей степени сходны между собой рекреационная и селитебная зоны ( $K_{sc} = 0,62$ ). Сравнительный анализ видового состава ценофлор различных типов городских местообитаний с использованием коэффициента видового сходства Сьеренсена-Чекановского позволил выявить наличие одного кластера (рис. 2). Данный кластер включает в себя ценофлоры про-

мышленной и транспортной зон, которые утрачивают зональные черты и характеризуются преобладанием видов-убиквистов, а также ценофлору селитебной зоны. Максимальный уровень сходства внутри данного кластера ( $K_{sc} = 0,7$ ) обнаруживают ценофлоры промышленной и транспортной зон. Обособленно от данного кластера находится ценофлора рекреационной зоны г. Кирова, которая сохранила некоторые характерные зональные особенности.

В систематическом спектре альгофлоры почв г. Кирова нами выделено 11 семейств, занимающих ведущее положение в структуре альгогруппировок исследуемых участков



**Рис. 2.** Кластер сходства видового состава ценофлор г. Кирова

Примечание: по вертикальной оси – значения коэффициентов Сьеренсена-Чекановского; по горизонтальной оси – ценофлоры: А – промышленная зона, В – транспортная зона, С – рекреационная зона, D – селитебная зона.

ной зон ( $\rho_s = 0,97$ ), а также транспортной и промышленной зон ( $\rho_s = 0,96$ ). В наименьшей степени сходны между собой ценофлоры промышленной и транспортной зон ( $\rho_s = 0,41$ ). На основании матрицы коэффициентов ранговой корреляции Спирмена для ведущих семейств методом корреляционных плеяд П. В. Терентьева был построен дендрит, отражающий достоверные корреляционные связи между альгофлорами исследуемых участков (рис. 3). В дендрите, построенном способом «максимального корреляционного пути», при повышении уровня связи выделилась одна корреляционная плеяда. Данная плеяда объединяет ценофлоры промышленной (А), транспортной (В) и рекреационной зон (D). Максимальный коэффициент корреляции отмечается между альгофлорами транспортной и селитебной зон ( $\rho_s = 0,97$ ). Выделенная плеяда имеет структуру «цепь», которая отражает высокий уровень связей [27]. Ценофлора рекреационной зоны (С) дивергирует от общей плеяды, так как достоверное сходство флористических спектров с общей плеядой при выбранном уровне значимости 0,523 отсутствует.

(табл. 4). Лидирующие позиции занимают семейства *Phormidiaceae*, *Nostocaceae*, *Pseudanabaenaceae* и *Chlamydomona daceae*. Анализ значений коэффициента ранговой корреляции Спирмена ( $\rho_s$ ), рассчитанный по числу видов в 11 ведущих семействах, обнаружил существенные колебания в пределах от 0,41 до 0,97 (табл. 3). Данный разброс значений свидетельствует о неравномерности распределения видов по семействам в исследуемых объектах. Сравнение значений коэффициента ранговой корреляции Спирмена показало, что самыми близкими по флористическим спектрам оказались ценофлоры селитебной и транспорт-

### Заключение

Альгофлора почвенных водорослей г. Кирова достаточно разнообразна и представлена 136 видами, относящимися к 6 отделам (*Cyanophyta*, *Bacillariophyta*, *Xanthophyta*, *Eustigmatophyta*, *Chlorophyta* и *Euglenophyta*), 9 классам, 23 порядкам, 43 семействам, 60 родам. Основу альгофлоры составляют представители отделов синезелёных и зелёных водорослей.

Согласно литературным данным и нашим наблюдениям толерантность к техноген-

**Таблица 4**

Ведущие семейства альгофлоры почв г. Кирова

Семейства	Зоны города							
	промышленная		транспортная		рекреационная		селитебная	
	%	ранг	%	ранг	%	ранг	%	ранг
<i>Nostocaceae</i>	12,8	2,5	8,6	3	13,4	1	9,6	3
<i>Pseudanabaenaceae</i>	12,8	2,5	11,4	2	6,1	5,5	12,3	2
<i>Phormidiaceae</i>	14,9	1	15,7	1	9,8	3	15,1	1
<i>Pinnulariaceae</i>	5,3	5	4,3	7	3,7	9	4,1	7
<i>Diadesmidaceae</i>	5,3	5	5,7	5,5	3,7	9	5,5	5
<i>Pleurochloridaceae</i>	1,1	11	—	11	8,5	4	—	11
<i>Eustigmataceae</i>	3,2	9	2,9	8,5	3,7	9	2,7	9,5
<i>Chlamydomonadaceae</i>	5,3	5	7,1	4	11,0	2	6,8	4
<i>Chlorococcaceae</i>	3,2	9	2,9	8,5	6,1	5,5	4,1	7
<i>Klebsormidiaceae</i>	3,2	9	1,4	10	3,7	9	2,7	9,5
<i>Stichococcaceae</i>	4,3	7	5,7	5,5	3,7	9	4,1	7



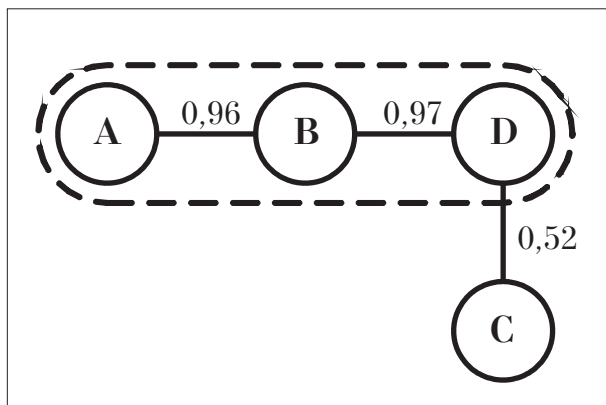


Рис. 3. Дендрит, построенный способом «максимального корреляционного пути»  
Примечание: условные обозначения соответствуют рис. 2.

ной нагрузке проявляют следующие виды: *Phormidium boryanum*, *Ph. autumnale*, *Lep-tolyngbya foveolarum*, *Microcoleus vaginatus* (Cyanophyta); *Hantzschia amphioxys*, *Navicula mutica*, *N. nivalis*, *N. pelliculosa* (Bacillariophyta); *Stichococcus minor*, *Chlorella vulgaris*, *Chlamydomonas gloeogama* (Chlorophyta).

Показатель степени аридности для общей урбанофлоры г. Кирова составляет 1,1, что характерно для степных почв.

Экологический анализ альгофлоры по жизненным формам указал на преобладание в рекреационной зоне водорослей X-, Ch- и P-форм, а в техногенной зоне – P, Ch, и B-форм.

Сравнительный анализ видового состава ценофлор позволил выявить наличие одного кластера, включающего ценофлоры промышленной, транспортной и селитебных зон г. Кирова. Максимальный уровень сходства внутри данного кластера ( $K_{sc} = 0,7$ ) обнаруживают ценофлоры промышленной и транспортной зон.

Сравнительный анализ с использованием коэффициента ранговой корреляции Спирмена показал, что самыми близкими по флористическим спектрам оказались ценофлоры селитебной и транспортной зон ( $\rho_s = 0,97$ ), а также транспортной и промышленной зон ( $\rho_s = 0,96$ ). В наименьшей степени сходны между собой ценофлоры промышленной и транспортной зон ( $\rho_s = 0,41$ ).

Полученные результаты исследований служат основой для дальнейшего мониторинга городских почв.

### Литература

1. Тетиор А.Н. Городская экология: учеб. пособие для студ. высш. учеб. заведений. М.: Издательский центр «Академия», 2008. 336 с.

2. Bockheim J.G. Nature and properties of highly disturbed urban soils // Philadelphia. Pennsylvania. 1974.

3. Герасимова М.И., Строганова М.Н., Можарова Н.В., Прокофьева Т.В. Антропогенные почвы: генезис, география, рекультивация. Смоленск: Ойкумена, 2003. 268 с.

4. Горовиц-Власова Л.М. К вопросу о санитарном изучении городских почв: Исследование почвы г. Днепрпетровска // Гигиена и эпидемиология. 1927. № 8. С. 11–21.

5. Москвич Н.П. Опыт использования водорослей при изучении санитарного состояния почв // Ботанический журнал. 1973. Т. 58. № 3. С. 412–416.

6. Москвич Н.П. Опыт использования водорослей при изучении санитарного состояния почвы // Развитие и значение водорослей в почвах нечернозёмной зоны: Материалы межвузовской конференции Пермь. 1977. С. 80–81.

7. Егорова И.Н., Коновалов М.С. Водоросли в ассоциациях с мохообразными наземных биогеоценозов Байкальского региона // Актуальные проблемы современной альгологии: Материалы V Международной конференции. Киев. 2012. С. 107–108.

8. Belcher Y.H., Swall E.M.F. Unusual and surprising algae from a Cambridge roof // Microscopy. 1984. V. 35. № 2. P. 136–143.

9. Caiola M. G., Forni C., Albertano P. Characterization of the algae flora growing on ancient Roman frescoes // Phycologia. 1987. V. 26. № 3. P. 387–396.

10. Кузьяхметов Г.Г. Эпифитные водоросли в консорциях древесных растений // Экология и охрана окружающей среды: Тез. докл. 2-й Междунар. науч.-практ. конф. Пермь: Изд-во ПГПУ, 1995. С. 19–20.

11. Дубовик И.Е., Киреева Н.А., Климина И.П. Эпифитные сообщества цианопрокариот, водорослей и микроскопических грибов древесных растений г. Уфы и возможность их использования в биоиндикации // Актуальные проблемы современной альгологии: Материалы V Международной конференции. Киев. 2012. С. 104–105.

12. Кабиров Р.Р. Видовой состав почвенных водорослей в районе действия предприятий нефтехимической промышленности // Охрана окружающей среды и здоровья населения в районах размещения крупных нефтехимических комплексов: Тез. докл. Уфа. 1986. С. 23–24.

13. Суханова Н.В. Почвенные водоросли городских экосистем: автореф. дис. ... канд. биол. наук. Уфа. 1996. 22 с.

14. Шалару В.В. Некоторые результаты исследования почвенных водорослей Республики Молдова // Актуальные проблемы современной альгологии: Материалы V Международной конференции. Киев. 2012. С. 326–327.

15. Кабиров Р.Р., Шилова И.И. Сообщества почвенных водорослей на территории промышленных предприятий // Экология. 1994. № 6. С. 16–20.

16. Аксёнова Н.П. Урбанофлора эдафотрофных водорослей и цианопрокариот г. Ижевска: автореф. дис. ... канд. биол. наук. Ижевск, 2010. 222 с.

17. Антипина Г.С., Комулайнен С.Ф. Структура и сравнение альгофлористических комплексов урбанизированных экосистем (на примере города Петрозаводска) // Водоросли и цианобактерии в природных и сельскохозяйственных экосистемах: Материалы Международной науч.-практ. конф., посвящённой 100-летию со дня рождения профессора Эмилии Адриановны Штиной. Киров: Вятская ГСХА, 2010. С. 25–30.
18. Андросова Е.Я. О составе водорослей почв г. Новосибирска и его окрестностей // Водоросли и грибы западной Сибири. Новосибирск. 1964. С. 158–157.
19. Артамонова В.С. Микробиологические особенности антропогенно преобразованных почв Западной Сибири. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2002. 225 с.
20. Трухницкая С.М., Чижевская М.В. Альгофлора рекреационных территорий Красноярской урбоэкосистемы. Красноярск: Изд-во КрасГАУ, 2008. 139 с.
21. Едренкин В.А., Суханова Н.В. Флора почвенных водорослей г. Аша (Челябинская область) // Актуальные проблемы современной альгологии: Материалы V Международной конференции. Киев. 2012. С. 100–109.
22. Кондакова Л.В. Сравнительный анализ альгофлоры почв экологически опасных объектов на территории Кировской области // Теоретическая и прикладная экология. 2011. № 3. С. 52–59.
23. Ефремова В.А., Кондакова Л.В., Домрачева Л.И., Елькина Т.С., Вечтомов Е.М. Специфика «цветения» почвы в техногенных зонах города (на примере г. Кирова) // Теоретическая и прикладная экология. 2012. № 2. С. 85–89.
24. Голлербах М.М., Штина Э.А. Почвенные водоросли. Л.: Наука, 1969. 228 с.
25. Штина Э.А., Голлербах М.М. Экология почвенных водорослей. М.: Наука, 1976. 143 с.
26. Домрачева Л. И. «Цветение» почвы и закономерности его развития. Сыктывкар. 2005. 336 с.
27. Шмидт В.М. Математические методы в ботанике: учебное пособие. Л.: Изд-во ЛГУ, 1984. 288 с.
28. Кондакова Л.В., Домрачева Л.И. Флора Вятского края. Ч. 2. Водоросли (видовой состав, специфика водных и почвенных биоценозов). Киров: Киров. обл. тип., 2007. 192 с.
29. Кузяхметов Г.Г. Водоросли зональных почв степи и лесостепи / Под ред. Б.М. Миркина. Уфа: РИО БашГУ, 2006. 286 с.

**Изучение состояния растительности в зоне влияния  
Кирово-Чепецкого химического комбината с использованием  
наземных наблюдений и космических методов исследования**

© 2013. Т. А. Адамович<sup>1,2</sup>, к.г.н., н.с., Г. Я. Кантор<sup>1,2</sup>, к.т.н., с.н.с.,  
Т. Я. Ашихмина<sup>1,2</sup>, д.т.н., зав. лабораторией,

<sup>1</sup>Вятский государственный гуманитарный университет,

<sup>2</sup>Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,  
e-mail: ecolab2@gmail.com

В статье приводятся данные по изучению состояния растительности в районе Кирово-Чепецкого химического комбината с использованием наземных наблюдений и космических методов исследований. Установлены видовые различия растений к аккумуляции тяжёлых металлов, соединений азота. Использование космических снимков и построение на их основе тематических карт позволили выявить динамику вегетационных индексов для сосновых, лиственных лесов и луговых фитоценозов.

The article provides data on the state of the vegetation in the area of Kirovo-Chepetsk chemical works, using ground-based observations and space research methods. Installed plant species differences in the accumulation of heavy metals, nitrogen compounds. The use of space images and to build on the basis of thematic maps have allowed to reveal the dynamics of vegetation indices for pine, deciduous forest and meadow phytocenoses.

**Ключевые слова:** Кирово-Чепецкий химический комбинат, наземные наблюдения, космические методы исследования, вегетационные индексы, растительность

**Keywords:** Kirovo-Chepetsky chemical plant, terrestrial observations, space methods of research, vegetation indices, vegetation

Территория в зоне влияния Кирово-Чепецкого химического комбината является одной из самых проблемных в исследуемом регионе со значительным антропогенным прессингом на окружающую среду. С 1938 г. на изучаемой территории построен и действует по настоящее время целый комплекс промышленных предприятий, включающий радиохимическое производство по переработке урана, которое функционировало до 1987 г. на Кирово-Чепецком химическом комбинате, крупные химические предприятия: ООО «ГалоПолимер Кирово-Чепецка», ЗАО «Завод минеральных удобрений КЧХК», ремонтно-механический завод и многие другие. В настоящее время все они объединены в филиал «КЧХК» ОАО «ОХК «УРАЛХИМ» [1].

На территории комбината находятся шламонакопители и хвостохранилища, содержащие свыше 1 млн 200 тыс. т токсичных отходов, в том числе около 400 т ртутьсодержащих и 437 тыс. т радиоактивных отходов. Хранилища отходов производства расположены в 2–3 км от санитарной зоны г. Кирово-Чепецка, в зоне санитарной охраны водозабора областного центра города Кирова с населением более

500 тыс. человек. За годы производственной деятельности всего комплекса предприятий КЧХК существенно возросли площади антропогенно нарушенных земель, водных и биологических экосистем.

Зональной растительностью Кирово-Чепецкого района, расположенного в центральной части Кировской области, являются пихтово-еловые, еловые и пихтовые леса, а также лиственные березняки и осинники, выросшие на месте вырубленных хвойных лесов. Лесопокрываемая площадь Кирово-Чепецкого района составляет 44,5%, площадь сельхозугодий – 45,5%. [2]. Большая часть лесов представлена черничным, долгомошным, сфагновым типами, произрастающими на заболоченных или бедных по плодородию участках. Незначительные по площади фрагменты южно-таёжных тёмнохвойных лесов сохраняются лишь в виде отдельных небольших участков в долинах рек Чепцы, Вятки. В настоящее время чаще встречаются вторичные березняки, реже осинники. На территории Кирово-Чепецкого района пихтарники практически не встречаются [3].

Флора сосудистых растений в Кирово-Чепецком районе насчитывает 883 вида, это 59%

от всей флоры области, 13 видов сосудистых растений занесены в Красную книгу Кировской области. Это пухонос альпийский (*Baeothryon alpinum* (L.) Egor.), осока средняя (*Carex media* R. Br.), венерин башмачок пятнистый (*Cypripedium guttatum* Sw.), венерин башмачок настоящий (*Cypripedium calceolus* L.), тайник сердцевидный (*Listera cordata* (L.) R. Br.), дремлик болотный (*Epipactis palustris* (L.) Crantz), пальчатокоренник майский (*Dactylorhiza majalis* (Reichenb.) и др. [4].

Современное состояние растительного покрова Кирово-Чепецкого района можно оценить как удовлетворительное. К основным факторам воздействия на лесные экосистемы следует отнести: проведение концентрированных рубок, сведение лесной растительности на значительных территориях и воздушное загрязнение от промышленных предприятий г. Кирово-Чепецка. Сведение коренной растительности свидетельствует о значительном снижении ресурсного и биосферного потенциала сохранившихся лесов.

В результате маршрутных обследований территории установлено, что в районе химкомбината встречаются растения из 35 семейств (выявлено 153 вида растений). Наиболее широко представлены семейства злаковых (14,8%), сложноцветных (13,2%), розоцветных (10%), бобовых (8%). Древостой представлен сосной обыкновенной (*Pinus sylvestris*), елью гибридной (*Picea x fennica*), осинкой дрожащей (*Populus tremula*) и берёзой пушистой (*Betula pubescens*). Травянокустарничковый ярус достаточно разнообразен, встречается 24 вида растений [5].

В растительных образцах методами физико-химического анализа определялись следующие показатели: нитраты, тяжёлые металлы (кадмий, медь, свинец, никель, цинк, марганец, железо, ртуть), а также радионуклиды (стронций-90, цезий-137, калий-40, торий-232, радий-226). Удельные активности радионуклидов в образцах растительности определяли на бета-гамма-спектрометрическом комплексе с использованием программного обеспечения «Прогресс».

Наибольшей накопительной способностью по отношению к нитратам обладает крапива двудомная, поэтому проводили химический анализ растений данного вида на содержание нитритов и нитратов.

Содержание нитратов в растениях крапивы составило от 2,7 до 30,9 г/кг, что выше концентрации их в почве на 2–3 порядка. Больше нитратов накапливают стебли растений по

сравнению с листьями, в отношении нитритов – наибольшей аккумулирующей способностью обладали листья. По содержанию нитритов растения крапивы на участках мало различались. Высокие значения содержания нитратов в растениях крапивы установлены на участках, расположенных в нижнем течении р. Елховки, на берегу оз. Просное, в почве которых определены невысокие концентрации ионов. Высокую накопительную способность крапивы по отношению к нитратам можно объяснить тем, что азот является необходимым элементом питания растений, кроме того, нитраты могут поступать в растения не только из почвы, но и из водных объектов, находящихся в непосредственной близости от места произрастания растений [6].

В ходе проведённых исследований изучено содержание тяжёлых металлов в высших дикорастущих растениях различных видов на территории в зоне влияния КЧХК [7]. Выявлено, что хорошей способностью к накоплению всех тяжёлых металлов обладают растения бодяка полевого (листья) и крапивы (листья).

Выявлены видовые различия растений к аккумуляции тяжёлых металлов. Наилучшей способностью к накоплению меди обладает полынь обыкновенная. Для крапивы двудомной наибольшая способность установлена к аккумуляции ртути, никеля и цинка. Хорошим аккумулятором кадмия, меди и цинка являются растения бодяка полевого.

На участках мониторинга в значительной степени проявились видовые особенности растений к накоплению радионуклидов. По сравнению с другими радионуклидами, калий-40, радий-226 хорошо накапливаются растениями, особенно это характерно для крапивы двудомной. Торий-232 плохо накапливается всеми растениями. Таким образом, наибольшей аккумулирующей способностью по отношению к радионуклидам обладают бодяк полевой и крапива двудомная, для других видов растений характерна меньшая способность к накоплению радионуклидов. Наибольшие абсолютные значения удельной активности <sup>137</sup>Cs, <sup>90</sup>Sr и <sup>238</sup>U характерны для растений участка, расположенного на берегу болота рядом с секцией № 3 шламонакопителя, вблизи с дренажной канавой, по которой ранее отводились радиоактивные отходы производства КЧХК [8].

Кроме наземных методов исследования при оценке состояния растительности использовали данные дистанционного зондирования Земли. Спектральные отражательные свойства растительности определяются следующими основ-



ными физическими факторами: оптическими свойствами листа (количество хлорофилла, каротина и других пигментов), геометрией покрова и угловым распределением листьев, отражательной способностью почв, на которых она находится, проективным покрытием почвы растительностью, углом освещения и углом наблюдения, состоянием атмосферы.

При увеличении экологической нагрузки содержание хлорофилла в растительности снижается, а отражательная способность увеличивается, особенно в красном диапазоне, из-за чего растительность приобретает жёлтый или хлоротичный оттенок. Важную роль играют и другие пигменты, в частности каротин, ксантофилл (жёлтый пигмент) и антоциан (красный пигмент). Некоторые виды деревьев вырабатывают в больших количествах антоциан и из-за этого имеют красный цвет [9].

Для оценки состояния растительности вблизи Кирово-Чепецкого химического комбината использовались многозональные космические снимки за 1992, 2000, 2002, 2005 и 2007 гг., съемки в 8-ми спектральных диапазонах с разрешением 30 м, полученные с аппаратов Landsat. Снимки были сделаны в весенне-летний период (май–август). Также в работе применяли снимки за сентябрь 2007 и апрель 2008 гг. в 4-х спектральных диапазонах с разрешением 10 м, полученные с аппарата SPOT-5. Обработку снимков проводили в компьютерной программе ENVI 4.5.

Для количественной оценки состояния растительности на исследуемой территории с использованием методов ДЗЗ применяли вегетационный индекс NDVI и индекс влагосодержания NDWI, которые можно использовать как интегральные показатели. В работе рассчитывали один из индексов «зелёности» (Broadband Greenness) – Normalized Difference Vegetation Index нормализованный разностный индекс вегетации растений:

$$NDVI = (K_{nir} - K_{red}) / (K_{nir} + K_{red}),$$

где  $K$  – коэффициенты отражения электромагнитного излучения в видимом красном  $K_{red}$  (длины волн 0,63–0,69 мкм), ближнем инфракрасном  $K_{nir}$  (0,78–0,90 мкм) диапазонах соответственно (границы диапазонов приведены для сенсора ETM+ спутника Landsat-7).

Для растительности индекс принимает положительные значения от 0,2 до 0,8. Чем больше зелёная фитомасса, тем выше индекс. На значения индекса влияет также видовой состав растительности, её сомкнутость, состо-

яние, экспозиция и угол наклона поверхности, цвет почвы под разреженной растительностью. Результатом анализа значений NDVI могут быть карты продуктивности лесов и сельскохозяйственных земель, ландшафтов и природных зон, почвенные, аридные, фитогидрологические, фенологические и другие эколого-климатические карты [10].

Кроме NDVI в работе был проведен расчёт индекса группы Canopy Water Content (индексы для оценки содержания влаги в растительном покрове) – Normalized Difference Water Index (нормализованный разностный водный индекс), который определяется как отношение разности и суммы коэффициентов поглощения волн 837 и 1241 мкм [11].

$$NDWI = (K_{837} - K_{1241}) / (K_{837} + K_{1241}),$$

где  $K$  – коэффициенты отражения электромагнитного излучения в ближнем инфракрасном (0,78–0,90 мкм) и дальнем инфракрасном (1,55–1,75 мкм) диапазонах соответственно (границы диапазонов приведены для сенсора ETM+ спутника Landsat-7).

Индексы данной группы разработаны для оценки содержания влаги в растительном покрове. Высокое влагосодержание характерно для здоровой растительности, которая быстрее растёт и более устойчива к пожарам. Индексы широко применяются при оценке пожароопасности на территории.

Расчёт индекса позволил получить карты NDVI и NDWI, по которым можно проследить динамику изменения состояния растительности, оценить разреженность растительного покрова, выявить зоны угнетения и восстановления, содержание влаги в растительности.

При оценке состояния растительности вблизи КЧХК методами аэрокосмического мониторинга были получены индексные карты, сделана оценка значений данных спектральных индексов отдельно для сосновых лесов, лиственных лесов и лугов. Это обусловлено различной чувствительностью данных типов растительности к воздействию природных факторов и негативных факторов среды [10 – 12].

При анализе данных, полученных в ходе дешифрирования, выявлено, что значения вегетационного индекса NDVI выше в летние месяцы (июль, август), чем в весенние (май). Это может быть объяснено сезонной динамикой вегетационного индекса, так как растения в течение сезона проходят все фазы вегетации. Время прохождения фаз меняется в зависимости от метеоусловий данного года. По

Таблица 1

Легенда к результатам распределения значений NDVI природных объектов в районе Кирово-Чепецкого химического комбината

Класс объектов	Значения индекса NDVI					
	12 июля 1992 г.	23 мая 2000 г.	25 июля 2002 г.	9 августа 2005 г.	16 августа 2007 г.	4 сентября 2007 г.
Водные объекты	-0,5-0	-0,5-(-0,25)	-0,5-(-0,25)	-0,25-0	-0,5-0	-0,5-0
Техническая зона	0-0,34	-0,25-0,05	-0,25-0,03	0-0,25	0-0,25	0-0,24
Сосновый лес	0,34-0,52	0,05-0,15	0,03-0,23	0,25-0,45	0,25-0,50	0,24-0,49
Лиственный лес	0,52-0,66	0-0,05	0,23-0,42	0,45-0,53	0,50-0,55	0,47-0,52
Луговая растительность	0,66-0,77	0,15-0,24	0,42-0,62	0,53-0,65	0,55-0,70	0,52-0,67

Таблица 2

Легенда к результатам распределения значений NDWI природных объектов в районе Кирово-Чепецкого химического комбината

Класс объектов	Значения индекса NDWI				
	12 июля 1992 г.	25 июля 2002 г.	9 августа 2005 г.	16 августа 2007 г.	4 сентября 2007 г.
Почвы	-0,5-(-0,25)	-0,5-(-0,3)	-0,5-(-0,25)	-0,5-(-0,25)	-0,5-(-0,3)
Техническая зона	-0,25-0,1	-0,3-0	-0,25-0	-0,25-0	-0,3-(-0,13)
Сосновый лес	0,1-0,22	0-0,1	0,1-0,3	0,1-0,25	0,06-0,24
Лиственный лес	0,22-0,26	0,1-0,2	0-0,25	0,1-0,25	-0,13-0,06
Луговая растительность	0,26-0,3	0,1-0,2	0-0,25	0-0,1	-0,13-0,06
Водные объекты	0,3-0,5	0,15-0,3	0,3-0,5	0,25-0,5	-0,13-0,06

мере смены фаз вегетативного развития меняются состав и содержание пигментов в листьях растений, увеличивается биомасса, количество хлорофилла в зелёных листьях растений. По мере накопления хлорофилла понижается яркость растений в видимой части спектра, особенно в красной зоне, и возрастает в инфракрасной. Следовательно, значение NDVI возрастает [13] (рис. 1, см. обложку, с. 2; табл. 1).

С разрушением хлорофилла в осенние месяцы наблюдается обратная картина – яркость в красной зоне возрастает, а в ближней инфракрасной уменьшается (табл.1).

Кроме того, выявлена тенденция к снижению значений вегетационного индекса для всех классов выделенных объектов при анализе снимков за июль 1992 и июль 2002 гг. (табл. 1). Например, для сосновых лесов выявлено значительное понижение значений вегетационного индекса за десятилетний период по сравнению с другими классами объектов (уменьшение NDVI в 10 раз). Это говорит о достоверности результатов, так как по литературным данным сосновые леса являются наиболее чувствительными индикаторами к различного рода загрязнениям окружающей среды. Таким образом, оценка данных дешифри-

рования свидетельствует о тенденции к ухудшению состояния растительности в зоне влияния объектов ОАО «Кирово-Чепецкий химический комбинат», что подтверждается и результатами полевых исследований.

В работе также был проведён анализ распределения индекса влагосодержания NDWI на территории исследования и фоновой территории в период с 1992 по 2007 гг. по данным спутников LANDSAT 7 и SPOT 5 (рис. 2, см. обложку, с. 2; табл. 2). Нормализованный дифференциальный водный индекс NDWI, основанный на отражательной способности растительности в этом диапазоне, позволяет выявить вариации растительного покрова, связанные с условиями увлажнения.

При расчёте индекса влагосодержания NDWI растительных объектов важно знать не только дату съёмки, но и особенности метеорологических условий года съёмки по сравнению со среднемноголетними показателями. Отражательные свойства изучаемых объектов заметно меняется после выпадения интенсивных осадков. Меняются спектральные характеристики луговой растительности и растительные ассоциации дешифрируются иначе, чем в засушливых условиях.

При анализе полученных данных выявлена зависимость между значениями NDWI и метеорологическими условиями (количеством осадков) в дни съёмки и за некоторый временной период до неё. Результаты анализов приведены в таблице 3 и на рисунке 3.

Максимальные значения индекса выявлены для сосновых, лиственных лесов и луговой растительности в июле 1992 и августе 2005 гг. В эти же годы отмечаются интенсивные выпадения осадков за несколько дней до съёмки (порядка 20 мм). Лиственные леса и луговая растительность в эти годы характеризуются самыми высокими значениями NDWI (0,22–0,26 и 0,25–0,5 соответственно). Более низкие показатели характерны для сосновых лесов (0,1–0,22), что может быть обусловлено особенностями спектра отражения хвои сосны в инфракрасном диапазоне в связи с её морфологией. Кроме того, время реакции различных видов растений на увлажнение различно: бы-

стрее всего на осадки реагируют луговые сообщества, а медленнее всего – хвойные деревья, что проявляется на картах, отображающих динамику NDWI после прошедших дождей. 2007 год является самым засушливым за исследуемый период, что можно чётко проследить по индексу влагосодержания, который для всех выделенных объектов отличается низкими значениями. Особенно засуха сказывается на состоянии луговых фитоценозов, где значение индекса находится в диапазоне от 0 до 0,1. В июле 2002 года значения NDWI также являются низкими, несмотря на большое количество выпавших осадков за двухнедельный период до съёмки. Объяснить это можно низким значением средней суммы активных температур за этот месяц и как следствие задержкой времени прохождения фаз вегетации.

Кроме того, при анализе распределения значений NDWI в районе Кирово-Чепецкого

Таблица 3

Средние значения NDWI природных объектов в районе Кирово-Чепецкого химического комбината

Классы объектов	12 июля 1992 г.	23 мая 2000 г.	25 июля 2002 г.	9 августа 2005 г.	16 августа 2007 г.	4 сентября 2007 г.
Сосновый лес	0,24	-0,05	0,063	0,22	0,13	0,09
Лиственный лес	0,31	-0,10	0,124	0,33	0,21	0,03
Луговая растительность	0,25	-0,046	0,16	0,21	0,007	0,04
Осадки 2 нед., мм	49,4	29,8	44,1	36,2	18,3	54,2
Осадки 1 мес., мм	66,2	75,2	45	70,1	91,1	69,5

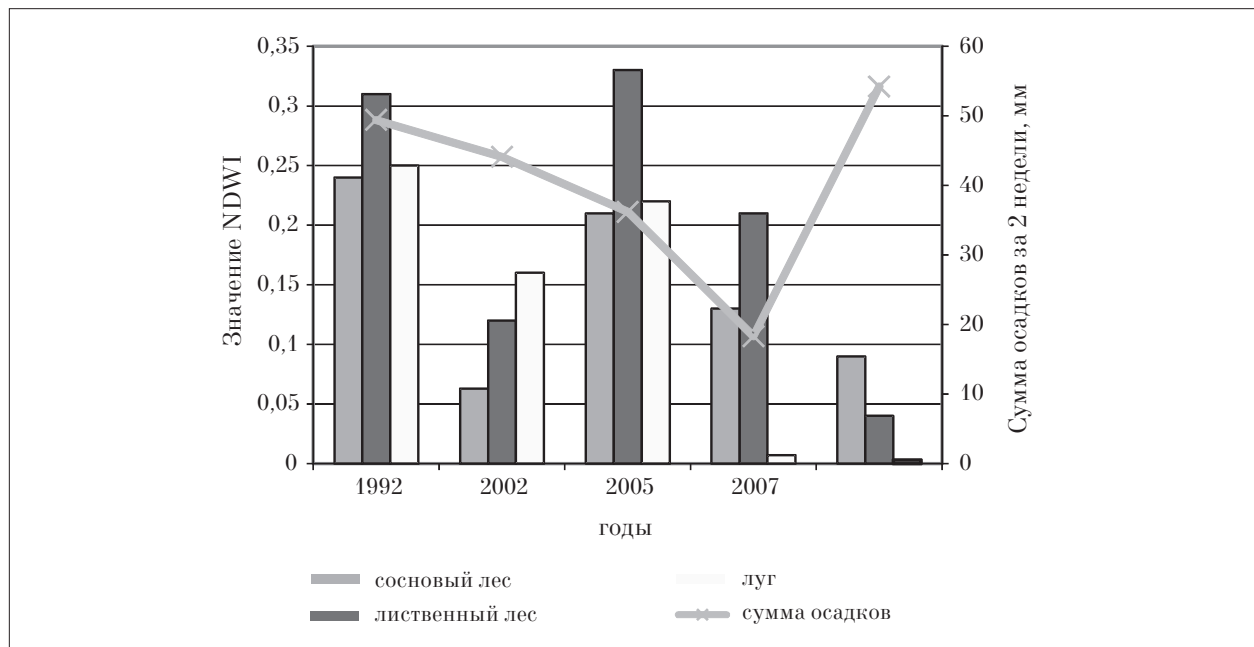


Рис. 3. Зависимость между значениями индекса влагосодержания NDWI и суммой осадков за две недели до момента съёмки

химического комбината за 15 лет была выявлена некоторая тенденция к усыханию лесов, что чётко прослеживается на рис. 3. Для сосновых лесов индекс влагосодержания за период с 1992 по 2007 гг. стал ниже на 62,5%, что может привести к серьёзным изменениям в состоянии лесных массивов. Проблема усыхания лесов характерна для всей Российской Федерации, в том числе для Кировской области, что подтверждается данными полевых исследований [14].

Таким образом, в ходе исследований установлены видовые различия растений к биоаккумуляции поллютантов и радионуклидов. Определено, что наибольшей накопительной способностью по отношению к азоту обладают растения крапивы двудомной и двуклосточника тростниковидного; по отношению к радионуклидам – крапива двудомная; по отношению к тяжёлым металлам (Hg, Ni, Mn, Pb) – полынь обыкновенная, крапива двудомная, двуклосточник тростниковидный. В связи с этим данные виды растений можно использовать в комплексном экологическом мониторинге на территории исследования [15].

Обработка разновременных, разномасштабных космических снимков и построение на их основе тематических карт позволили выявить тенденцию к снижению значений вегетационного индекса для всех классов изучаемых объектов, зависимость индекса влагосодержания от метеорологических условий года съёмки, тенденцию к усыханию лесов в районе влияния Кирово-Чепецкого химического комбината.

Используемые в работе аэрокосмические методы позволяют с высоким уровнем достоверности за длительный период наблюдений выявлять степень загрязнения природного комплекса и могут применяться как в системе комплексного экологического мониторинга окружающей природной среды в районе КЧХК, так и других территорий.

*Работа выполнена в рамках гранта Президента Российской Федерации для государственной поддержки ведущих научных школ в области знаний науки о Земле, экологии и рационального природопользования № НШ-2037.2012.5.*

### Литература

1. Ашихмина Т.Я., Дабах Е.В., Кантор Г.Я., Лемешко А.П., Скугорева С.Г., Адамович Т.А. Изучение состояния природного комплекса в зоне влияния Кирово-Чепецкого химического комбината // Теоретическая и прикладная экология. № 3. 2010. С. 18–26.

2. Экологическая безопасность региона (Кировская область на рубеже веков) /Под ред. Т.Я. Ашихминой, М. А. Зайцева. Киров: Вятка, 2001. 416 с.

3. Оценка и мониторинг антропогенного влияния на природный комплекс и здоровье населения в районе промышленной агломерации гг. Киров–Кирово-Чепецк // Отчёт о НИР. Киров: ВятГГУ, 2002. 348 с.

4. Тарасова Е.М. Конспект флоры сосудистых растений Кирово-Чепецкого района Кировской области. Кирово-Чепецк, 2000. 54 с.

5. Отчёт о научно-исследовательской работе по теме «Разработка методов диагностики загрязнения окружающей среды по состоянию фототрофных и сапротрофных микробных комплексов. ВятГГУ, 2008. 143 с.

6. Адамович Т. А., Скугорева С. Г. Содержание нитратов и нитритов в растениях в зоне влияния Кирово-Чепецкого химического комбината // Экологические проблемы промышленных городов: Сборник научных трудов. Ч. 1. Саратов, 2011. С. 180–183.

7. Биологический мониторинг природно-техногенных систем / Под общ. ред. Т. Я. Ашихминой, Н. М. Алапкиной. Сыктывкар: Коми НЦ УрО РАН, 2011. 388 с.

8. Скугорева С. Г., Носкова Л. М. Содержание радионуклидов в почвах и дикорастущих растениях в зоне влияния Кирово-Чепецкого химического комбината // Современные проблемы биомониторинга и биоиндикации: Матер. VIII Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. уч. Ч. 2. Киров: ООО «Лобань», 2010. С. 202–205.

9. Чандра А. М., Гош С. К. Дистанционное зондирование Земли и географические информационные системы. М.: Техносфера, 2008. 312 с.

10. Шовенгердт Р. А. Дистанционное зондирование. Модели и методы обработки изображений. М.: Техносфера, 2010. С. 219–225.

11. Zhangyan Jiang, Alfredo R. Huete, Jin Chen, Yunhao Chen, Jing Li, Guangjian Yan, Xiaoyu Zhang. Analysis of NDVI and scaled difference vegetation index retrievals of vegetation fraction.

12. Шепятева Я., Вяцкус А. Методика оценки состояния хвойных лесов в процессе лесоустройства при локальном загрязнении среды // Лесное хозяйство. 1986. № 10. С. 47–49.

13. Адамович Т. А., Кантор Г. Я., Ашихмина Т. Я. Геоэкологическая оценка состояния растительности антропогенно нарушенных территорий с использованием методов аэрокосмического мониторинга // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы Всероссийской молодежной научно-практической конференции. Киров: ООО «Лобань», 2011. С. 106–109.

14. Леса Кировской области. Под редакцией А. И. Видякина, Т. Я. Ашихминой, С. Д. Новосёлова. Киров: ОАО «Кировская областная типография», 2008. 400 с.

15. Скугорева С. Г., Дабах Е. В., Адамович Т. А., Кантор Г. Я., Шуктомова И. И., Ашихмина Т. Я. Изучение состояния почв на территории вблизи Кирово-Чепецкого химического комбината // Теоретическая и прикладная экология. 2009. № 2. С. 37–46.



## Проблемы классификации и диагностики техногенных почв при составлении крупномасштабных карт

© 2013. А. В. Пастухов, к.г.н., н.с.,

Институт биологии Коми научного центра Уральского от деления РАН,  
e-mail: alpast@mail.ru

В статье рассматриваются проблемы классификации и диагностики техногенных почв и почвенных образований при крупномасштабном картографировании. Показано, что применение «Классификации и диагностики почв России» 2004 г. позволяет наиболее объективно отразить структуру почвенного покрова, трансформированного хозяйственной деятельностью.

The paper considers classification and diagnosis problems of soil and soil-like formations for large scale mapping. It is shown that it is expedient to use the new «Classification and diagnosis of soil of Russia» in 2004, which allows more objectively reflect the real natural and anthropogenic soil cover and occurring soil-forming processes.

Ключевые слова: классификация, техногенные почвы, техногенные поверхностные образования, химически загрязнённые почвы, эмбриозёмы

Keywords: classification, anthropogenic soils, soil-like formations, chemically polluted soils, embriosoils

### Введение

В настоящее время почвенное картографирование в нашей стране, в том числе крупномасштабное, проводится на основе «Классификации и диагностики почв СССР» 1977 г. [1], а иногда и «Указаний по классификации и диагностике почв» 1967 г. [2]. Эти классификационные системы построены на факторно-генетической основе, что отвечает традиционным для отечественного почвоведения второй половины XX в. представлениям о жёсткой детерминированной взаимосвязи факторов, процессов и свойств почв [3]. Вместе с тем антропогенно изменённые почвы практически не были отражены в различных классификационных системах до конца XX века. Однако с увеличением техногенной нагрузки доля таких почв значительно возросла, и возникла необходимость классификации не только сельскохозяйственно преобразованных, но и техногенных почв. В эколого-генетическую «Классификацию и диагностику почв СССР» [1] были введены различные агрокультурные подтипы и роды, выделяемые по различной степени окультуренности. Для почв на переотложенных и техногенных субстратах, имеющих мощность более 30 см, была предусмотрена отдельная группа без определённых таксономических категорий. Поэтому в рамках традиционно используемых ныне классификационных систем часто невозможно дать

точное определение той или иной техногенно-преобразованной почве или техногенному поверхностному образованию.

В зарубежных классификационных системах выделяется отдельная группа антросолей (или антропосолей) на уровне высших таксономических единиц для сильно изменённых почв. Мы рассмотрим техногенно-преобразованные почвы и образования на примере двух наиболее распространённых в мире классификаций WRB [4] и Soil Taxonomy [5]. В основе этих классификационных систем лежит совокупность субстантивных свойств, по которым выделяются диагностические горизонты, признаки и материалы (субстраты). При выборе диагностических свойств принимается во внимание их связь с почвообразовательными процессами, то есть с генезисом почв, но факторы почвообразования не используются в диагностике почв. В последнем 11-м издании Soil Taxonomy 2010 г. [5], как и в предыдущих версиях, антропогенно изменённые почвы не выделены на высшем таксономическом уровне – порядке, хотя возможность его выделения обсуждается с начала 90-х годов XX в. В первом издании WRB 1998 г. [6] были выделены лишь антросоли – почвы, сильно трансформированные или созданные в результате сельскохозяйственных мероприятий, то во втором издании 2006 г. [4] впервые на уровне высшей реферативной группы выделяются техносоли, включающие в себя городские

и различные техногенно-преобразованные почвы и почвогрунты. На втором уровне WRB используются многочисленные квалификаторы, отражающие всё разнообразие антропогенно-преобразованных почв.

В новой «Классификации и диагностике почв России» 2004 г. [7] впервые был применён субстантивно-генетический подход в сочетании с так называемым технологическим подходом, выражающийся в определении диагностических критериев генетических горизонтов или слоёв с учётом степени антропогенного воздействия и степени изменённости почвенного профиля для систематики почв. Впервые принципы так называемого технологического подхода были изложены в учебно-методическом пособии «Антропогенные почвы» [8]. Объектом новой «Классификации и диагностики почв России» (КПР) [7] является почва, определяемая как «природное или естественно-антропогенное твёрдофазное тело, экспонированное на поверхности суши, сформированное многолетним взаимодействием процессов, приводящих к дифференциации исходного минерального и органического материала на горизонты». Такое определение лишь дополняет принципы почвоведения, заложенные В. В. Докучаевым, который понимал почву как «самостоятельное естественно историческое тело, которое является результатом чрезвычайно сложного взаимодействия местного климата, растительных и животных организмов, состава и строения материнских горных пород, рельефа местности и возраста страны» [9].

Целью нашей работы являлось составление крупномасштабной почвенной карты территории хвостохранилища радиоактивных отходов. Для данного объекта характерными являются не только природные почвы, которые подверглись химическому загрязнению в результате разливов радиоактивных вод, но и искусственные почвоподобные образования, большинство из которых были сформированы на радиоактивных «чёрных» или «красных» отвалах, перекрытых для дезактивации слоем песка или строительного мусора мощностью от нескольких сантиметров до одного метра. За прошедшие 47 лет с момента проведения дезактивационных мероприятий эти почвы прошли начальную стадию почвообразования и имеют слаборазвитые горизонты – дерновый, торфянистый, подзолистый. Поэтому при картографировании мы использовали КПР [7] как наиболее полно отражающую реальную трансформацию почвенного покрова хвостохранилища.

## Объекты и методы исследований

Работа была выполнена на территории пос. Водный Ухтинского района Республики Коми, где с 1931-го по 1957 г. действовал один из самых крупных в мире завод по производству радия из подземных вод, характеризующихся высокой минерализацией, хлоридно-кальциевым составом. Помимо отработанной воды, по технологии производства радия образовывалось два типа твёрдых радиоактивных отходов. При производстве радионуклида из пластовых вод на стадии выщелачивания спёков формировались чёрные отвалы, которые содержали около 1 мг радия на тонну, при производстве радия из отработанной урановой руды – красные отвалы. Отвалы сбрасывали на хвостохранилище радиоактивных отходов. К моменту закрытия завода на центральном заводском хвостохранилище скопилось более 1000 т высокоактивных отвалов [10].

Хвостохранилище представляет собой систему сопряжённых элементарных геохимических ландшафтов, включающих пойму р. Ухта, подножие и склон первой надпойменной террасы, склон и вторую надпойменную террасу, находится непосредственно на территории пос. Водный. Его площадь составляет примерно 3 га. В 1962 г. отвалы были дезактивированы насыпным методом, вследствие чего первоначальный биогеоценоз был полностью нарушен [11]. Однако к настоящему времени значительная часть территории хвостохранилища покрыта сосново-берёзовым лесом с травянистым покровом. Изучение почв проводилось в августе 2009 г. в пределах ключевого участка хвостохранилища радиевых отходов в пос. Водный на основе анализа результатов полевых исследований и картографических материалов с использованием регулярной сети, с заложением почвенных прикопок и разрезов с шагом 20 м. В результате более ранних исследований [13] были построены карты плотности загрязнения  $^{226}\text{Ra}$  территории хранилища отходов до глубины 1 м.

## Результаты и обсуждение

Почвенный покров хвостохранилища представлен почвами, не затронутыми хозяйственной деятельностью человека: болотно-подзолистыми и аллювиальными типами, химически загрязнёнными почвами, а также техногенными почвами, имеющими механические нарушения и/или химическое загрязнение – эмбриозёмами (табл. 1, рис. 1). радиа-

Таблица 1

Систематический список почв на участке хвостохранилища радиевых отходов в пос. Водный

Группы, типы, подтипы почв	Индекс
<b>Природные почвы:</b>	
1. Болотно-подзолистые почвы: торфянисто-подзолистые глееватые;	Пб <sub>1</sub>
2. Аллювиальные дерновые;	Ад
3. Аллювиальные дерново-глеевые;	Адг
4. Аллювиальные болотные	Аб
<b>Природные химически загрязнённые почвы:</b>	
5. Аллювиальные дерновые химически загрязнённые;	Ад <sub>х</sub>
6. Аллювиальные болотные химически загрязнённые	Аб <sub>х</sub>
<b>Молодые почвы на техногенных грунтах – эмбриозёмы:</b> формируются на нетоксичных природных насыпных минеральных грунтах:	
7. Эмбриозёмы дерновые литостраты;	ЭДл
8. Эмбриозёмы торфянистые литостраты;	ЭТл
формируются на нетоксичных искусственных материалах промышленного и урбаногенного происхождения:	
9. Эмбриозёмы дерновые индустраты;	ЭДи
формируются на токсичных природных насыпных минеральных грунтах:	
10. Эмбриозёмы дерновые токсилитостраты;	ЭДтл
11. Эмбриозёмы торфянистые токсилитостраты	ЭТтл
12. Эмбриозёмы оподзоленные токсилитостраты	ЭПтл
формируются на токсичных искусственных материалах промышленного и урбаногенного происхождения:	
13. Эмбриозёмы дерновые токсииндустраты	ЭДти

ционный фон на участке в настоящее время достигает 35 мкЗв/ч [12].

Природные почвы на территории хвостохранилища сохранились только на пойме и первой надпойменной террасе, тогда как на второй надпойменной террасе находятся техногенные почвы.

Рельеф пойменной и первой надпойменной террас весьма неоднороден — представляет собой сочетание гривистых возвышений с межгривными понижениями. Это определяет преобладание мелкоконтурных сочетаний аллювиальных почв. Поэтому в зависимости от степени гидроморфизма формируются аллювиальные дерновые, дерново-глеевые и болотные почвы, ведущими почвообразовательными процессами в которых являются дерновый и глеевый. На надпойменных террасах по мере выхода почв из сферы пойменного обводнения в этих почвах развивается подзолистый процесс, и постепенно стираются признаки дернового почвообразования. В северотаёжной подзоне дерновый процесс очень неустойчив, и при выходе из пойменного увлажнения почвы очень быстро теряют гумусовый горизонт. Поэтому здесь для наименее дренированных участков надпойменных террас характерны торфянисто-подзолисто-глееватые почвы (Пб<sub>1</sub>), которые имеют наибольшее распространение в естественных природных

условиях в подзоне северной тайги. Огление может быть выражено по всему профилю. В формировании этих почв ведущими процессами являются подзолистый и глеевый. Для торфянисто-подзолисто-глееватой иллювиально-гумусовой почвы характерен хорошо дифференцированный профиль с устойчивыми диагностическими признаками. Под слаборазложившейся торфянистой подстилкой выделяется довольно мощный подзолистый горизонт серых оттенков, прокрашенный гумусом из подстилки. Пример описания профиля торфянисто-подзолисто-глееватой почвы приведён в таблице 2.

Все описанные природные почвы сформированы на песчаных породах, подстилаемых средними суглинками, обладают низкой ёмкостью поглощения и слабой устойчивостью к загрязнению различными поллютантами.

На подчинённых участках рельефа – подножие и склон второй надпойменной террасы, а также полосы стока ручьёв – почвы в течение более 40 лет подвергались загрязнению отходами радиевого производства, тем более что основные запасы радиевых отходов сконцентрированы на второй надпойменной террасе. По технологии производства радий в отходах должен был находиться в виде растворимого хлорида – Ва(Ra)Cl<sub>2</sub>. При длительном воздействии атмосферных осадков, ветра, грунтовых и павод-

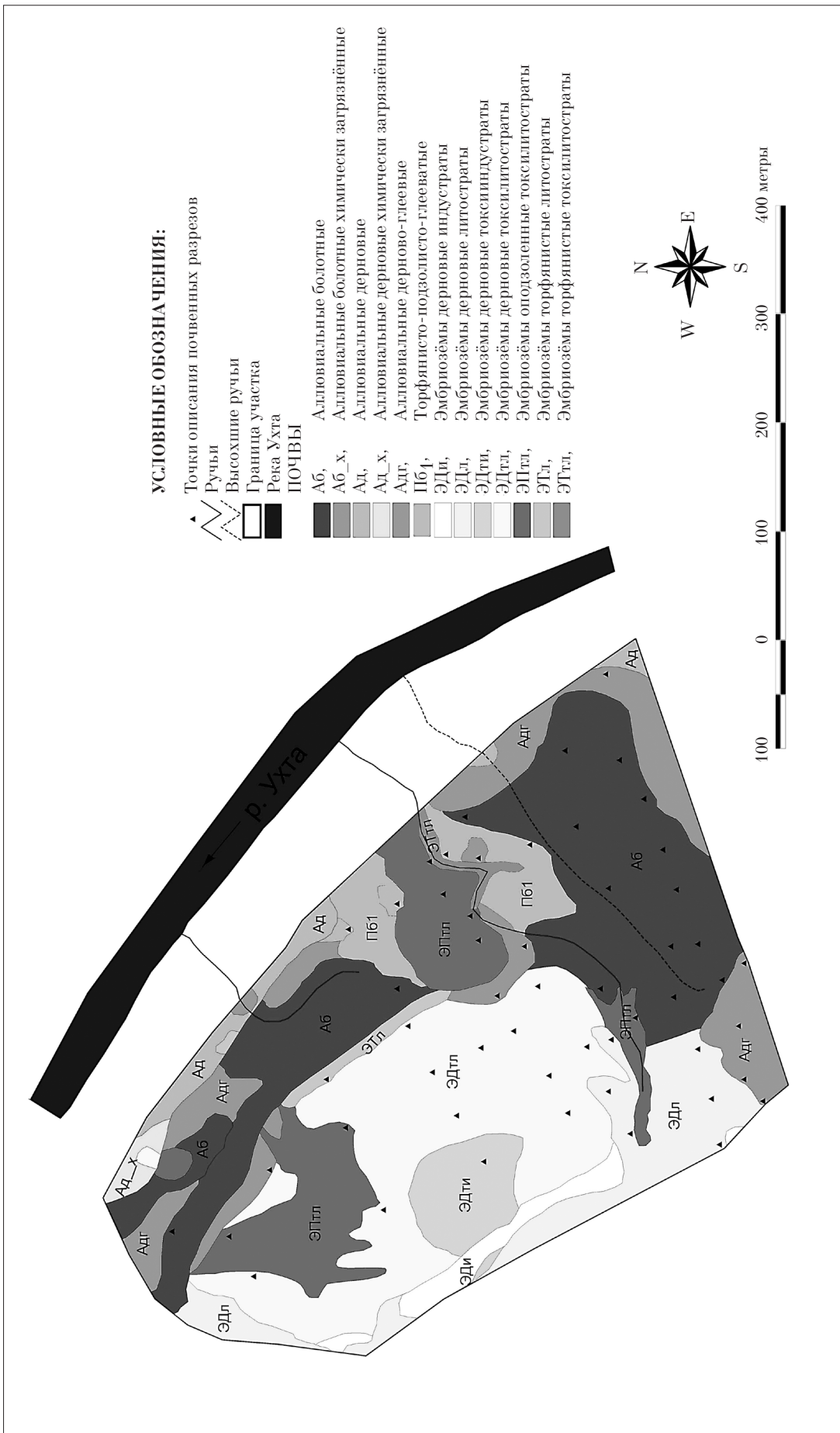


Рис. 1. Почвенная картосхема территории хвостохранилища РАО



ковых вод попавшие в окружающую среду отходы радиового производства подвергались физическому и химическому выветриванию. При этом находящийся в форме легкорастворимого хлорида радий высвобождался и мигрировал в результате смыва в более низкие области [13].

Химически загрязнённые почвы – почвы с естественным профилем, но с высокими концентрациями загрязнителя (радионуклидами), степень которого оценивается как чрезвычайно опасная по принятым нормативам. Для диагностики почв применяются методы геоботанической биоиндикации по косвенным признакам, например, изменению проективного покрытия по сравнению с фоновым участком, выпадению отдельных видов, развитию фитопатологических отклонений, изменениям в лесной подстилке и опаде [8]. Диагностика подтверждается аналитическими методами. В нашем случае хорошо видны следы загрязнения «чёрными отвалами».

Описание профиля аллювиальной болотной химически загрязнённой почвы даётся на примере разреза 8-11 в таблице 2.

Радиоактивные отвалы, перекрытые слоем песка и/или строительного мусора, в основном сконцентрированы на второй надпойменной террасе. С 1962 г., с момента прекращения производства, данная территория заросла сосново-берёзовым лесом и луговой растительностью, а техногенные поверхностные образования (ТПО), сформированные под ними, прошли начальную стадию почвообразования и к настоящему времени имеют маломощный, но достаточно выраженный профиль, характерный для зональных почв.

При диагностике данных почв мы столкнулись с проблемой отсутствия чётких критериев выделения. Долгое время почвоведомы изучались только природные почвы, и происходящие именно в них почвообразовательные процессы служили критерием для их диагностики. Изменённые человеком почвенные образования считались нетипичными и полностью исключались из внимания. Поэтому по традиционно используемой «Классификации и диагностике почв СССР» 1977 г. [1] все эти почвенные образования следовало бы объеди-

**Таблица 2**

Условия почвообразования и характеристика почв на территории хвостохранилища РАО

Торфянисто-подзолисто-глееватая почва		
Номер точки	-8 18	
Форма рельефа	Нижняя терраса р. Ухта	
Растительное сообщество	Опушка сосново-берёзового леса, осоки, травы	
Индекс на карте	Пб <sub>1</sub>	
О	0–10 см	Тёмно-коричневая торфянистая подстилка
Е	10–15 см	Белёсый песок
ВF	15–18 см	Охристо-бурый песок
BC	18–40 см	Светло-бурый песок
Аллювиальная болотная химически загрязнённая почва		
Номер точки	8 11	
Форма рельефа	У перегиба склона и нижней террасы р. Ухта	
Растительное сообщество	Осоковое болото, вода с поверхности	
Индекс на карте	Аб <sub>x</sub>	
T	0–15 см	Среднеразложившийся тёмно-бурый осоковый торф
Tx	15–25> см	Маслянисто-чёрный осоковый торф, слабообразовавшийся, множество корневищ
Эмбриозём дерновый токсилитострат		
Номер точки	4 7	
Форма рельефа	Верхняя терраса р. Ухта	
Растительное сообщество	Разнотравный луг, кромка соснового леса	
Индекс на карте	ЭДтл	
Wao	0–3 см	Тёмно-серая неплотная дернина
Bг <sub>1</sub>	3–37 см	Светло-бурый песок с галькой
X <sub>1</sub>	37–70 см	«Чёрные отвалы»
Bг <sub>2</sub>	70–110 см	Красно-бурый песок со строительным мусором
X <sub>2</sub>	110–460> см	«Чёрные отвалы»

нить в один полигон под названием «почвы на техногенных субстратах».

К настоящему времени существует уже несколько концепций, которые определяют технопедогенез как почвообразовательный процесс, происходящий в результате воздействия человека, при этом степень, характер и способ воздействия на почву могут быть разными [14]. В нашем конкретном случае, когда на искусственных наносах постепенно начинают образовываться почвы, характерные для данной природной зоны, технопедогенез происходит по типу «разрушение – воссоздание». В таком случае почвообразовательные процессы начинают происходить максимально быстро. Случаи повышенной скорости почвенных процессов описаны в работах Солнцевой и Рубилиной [15], Махониной [16], Абакумова и Гагариной [17]. В нашем случае скорость почвообразования даже в насыпных искусственных субстратах весьма высока и одновременно при этом происходит активное отторжение радионуклидов и миграция их вниз по профилю. Так за период с 1981-го по 2001 г. содержание радия в почвах снизилось в два раза [13].

На площадке второй надпойменной террасы, где содержатся основные запасы радиоактивных отходов и строительного мусора, формируются аккумулятивные маломощные почвы с профилем О-(Е)-С – эмбриозёмы. Эмбриозёмы имеют органогенный слабо развитый верхний горизонт (дерновый или торфянистый) мощностью менее 5 см. Под лесной растительностью может выделяться маломощный (1–3 см) подзолистый горизонт. Нижние слои-горизонты представлены в них системой различных насыпных слоёв песка, строительного мусора или непосредственно «чёрных» или «красных» отвалов. Механизмом преобразования породы в эмбриозёмы является минерализация и трансформация органического вещества при участии микроорганизмов, а неполное развитие эмбриозёмов обусловлено недостаточной продолжительностью педогенного преобразования материнской породы. И хотя процессы синтеза и разрушения органического вещества и его взаимодействия с минеральным субстратом проходят в эмбриозёмах в течение короткого времени, техногенные почвенные образования постепенно начинают приобретать вид природных почв.

На исследуемом участке нами были описаны следующие подгруппы эмбриозёмов:

1. Эмбриозёмы, образованные на нетоксичных природных насыпных минеральных грунтах:

– Эмбриозёмы дерновые литостраты;

– Эмбриозёмы торфянистые литостраты.

2. Эмбриозёмы, образованные на нетоксичных искусственных материалах промышленного и урбаногенного происхождения:

– Эмбриозёмы дерновые индустраты.

3. Эмбриозёмы, образованные на токсичных природных насыпных минеральных грунтах:

– Эмбриозёмы дерновые токсилитостраты;

– Эмбриозёмы торфянистые токсилитостраты;

– Эмбриозёмы оподзоленные токсилитостраты.

4. Эмбриозёмы, образованные на токсичных искусственных материалах промышленного и урбаногенного происхождения:

– Эмбриозёмы дерновые токсиндустраты;

– Эмбриозёмы дерновые токсилитостраты – описание почвенного профиля почвы даётся на примере разреза 4-7 (табл. 2).

### Заключение

В традиционно применяемой для картографирования «Классификации почв СССР» [1] выделение техногенно-преобразованных почв не предусматривалось. Кроме того, принципы диагностики традиционно применяемой в данных работах старой классификации не предусматривают изменение почвенного покрова при химическом загрязнении (химически загрязнённые почвы).

Автор публикации полагает, что в настоящее время использование КПП [7] при крупномасштабном картографировании почв позволяет наиболее объективно отразить структуру почвенного покрова, как естественного, так и трансформированного хозяйственной деятельностью.

В то же время работа над КПП в области систематики антропогенно-преобразованных почв ещё не завершена и всё ещё находится на стадии сбора основных фактов и лишь начинается стадия их анализа, обобщения и классификации.

Авторы КПП подчеркнуто не включают ТПО в генетическую классификацию, поскольку в них ещё не сформировались генетические горизонты. Тем не менее ТПО с течением времени начинают функционировать как почвы, на них произрастает высшая растительность, они имеют определённые термические и водные режимы, сходные с нативными почвами. Постепенно в них начинают формироваться почвенные признаки, а затем и почвенные горизонты. Вместе с тем их под-

разделение на два уровня является вполне достаточным для крупномасштабного почвенного картографирования.

Всё ещё не разработаны принципы классификации молодых почв на искусственных субстратах. По мнению ряда исследователей [8, 17] и автора настоящей публикации, эмбриозёмы являются аналогом слаборазвитых природных почв и нуждаются в более подробном таксономическом разделении. Явно недостаточными являются критерии их выделения, и возникают вопросы при их таксономии. По определению эмбриозёмы – это почвы начальных этапов развития на техногенных или природных рыхлых и плотных субстратах [8]. В соответствии с КТР [7] ТПО классифицируются как субстраты, которые ещё не были затронуты почвообразованием в силу недостатка времени для почвообразования или ограничений для биоты. Поэтому группы эмбриозёмов было бы целесообразно отнести к стволу постлитогенных слаборазвитых почв, при этом в названии почв должны быть отображены не только признаки ведущих почвообразовательных процессов, но и характер вещественного состава субстратов, на которых они сформировались.

*Автор сердечно благодарит к.б.н. И. И. Шуктомову за ценные советы и замечания и вед. инж. А. И. Кичигина за помощь и поддержку при проведении экспедиционных работ.*

*Работа выполнена в рамках гранта РФФИ 12-04-31759-мол-а и программы 12-Т-4-1006 «Экологические качества эталонных почв Европейского Северо-Востока России, их биоорганический потенциал как критерий продуктивности и охраны в свете подготовки Красной книги почв Республики Коми».*

### Литература

1. Классификация и диагностика почв СССР / Составители: В.В. Егоров, В.М. Фридрих, Е.Н. Иванова и др. М.: Колос, 1977. 224 с.

2. Указания по классификации и диагностике почв. М.: Колос, 1967. Вып. 1. 80 с.

3. Дубровина И.А., Тонконогов В.Д. Корректировка содержания крупномасштабной почвенной карты с использованием новой классификации почв России // Почвоведение. 2008. № 11. С. 1297–1306.

4. IUSS Working Group WRB. World reference base for soil resources 2006. 2nd edition. World Soil Resources Reports No. 103. FAO. Rome. 2006. 145 p.

5. Soil Survey Staff. Keys to Soil Taxonomy, 11th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service. Washington. DC. 2010. 346 p.

6. FAO. World Reference Base for Soil Resources. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. 1998.

7. Классификация и диагностика почв России / Составители: Л.Л. Шишов, В.Д. Тонконогов, И.И. Лебедева, М.И. Герасимова. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.

8. Герасимова М.И., Строганова М.Н., Можарова Н.В., Прокофьева Т.В. Антропогенные почвы: генезис, география, рекультивация. Учебное пособие / Под ред. Г.В. Добровольского. Смоленск: Ойкумена, 2003. 268 с.

9. Докучаев В. В. Избр. соч. Т. 1. М. 1949. С. 378.

10. Евсеева Т.И., Таскаев А.И., Кичигин А.И. Водный промысел. Сыктывкар. 2000. 39 с.

11. Таскаев А.И., Кичигин А.И. История радиационной гигиены и радиационной безопасности СССР на примере Ухтинского радиевого промысла. Сыктывкар. 2006. 36 с.

12. Носкова Л.М., Шуктомова И.И., Кичигин А.И. Радиационная обстановка на территории радиевого промысла в Республике Коми // АНРИ. 2007. № 1. С. 28–31.

13. Носкова Л.М., Шуктомова И.И. Оценка запасов радия на территории хвостохранилища бывшего радиевого промысла // Геохимия биосферы: Докл. Междунауч. конф. Смоленск: Ойкумена, 2006. С. 267–270.

14. Глазовская М.А., Солнцева Н.П., Геннадиев А.Н. Техногенез: формы проявлений // Успехи почвоведения. М: Наука, 1986. С. 103–114.

15. Солнцева Н.П., Рубилина Н.Е. Морфология почв, трансформированных при угледобыче // Почвоведение. 1987. № 2. С. 105–118.

16. Махонина Г.И. Экологические аспекты почвообразования в техногенных экосистемах Урала. Екатеринбург: Изд-во Уральского ун-та, 2003. 356 с.

17. Абакумов Е.В., Гагарина Э.И. Почвообразование в посттехногенных экосистемах карьеров на северо-западе Русской равнины. СПб: Изд-во СПбГУ, 2006. 208 с.

## Аккумуляция тяжёлых металлов водными растениями при техногенезе

© 2013. Р. В. Галиулин<sup>1</sup>, д.г.н., в.н.с.,

Р. А. Галиуллина<sup>1</sup>, н.с., Б. И. Кочуров<sup>2</sup>, д.г.н., в.н.с.,

<sup>1</sup>Институт фундаментальных проблем биологии РАН,

<sup>2</sup>Институт географии РАН,

e-mail: galiulin-rauf@rambler.ru

Исследуется аккумуляция тяжёлых металлов (Cu, Cr, Ni, Zn, Pb, Cd) водными растениями (тростником обыкновенным, рогозом широколистным, рдестом гребенчатым, элодеей канадской, рдестом пронзённolistным, роголистником погружённым, нитчатой водорослью спиригирой) в р. Миасс и оз. Первое, дренирующих территорию г. Челябинска, характеризующуюся высокой техногенной нагрузкой. Значения коэффициентов аккумуляции тяжёлых металлов зависели от их вида, уровня загрязнённости ими водной среды и вида растений.

Accumulation of heavy metals (Cu, Cr, Ni, Zn, Pb, Cd) by water plants (*Phragmites communis*, *Typha latifolia*, *Potamogeton pectinatus*, *Elodea canadensis*, *Potamogeton perfoliatus*, *Ceratophyllum demersum*, *Spirogyra*) in the Miass river and the Pervoe lake draining territory of the Chelyabinsk city characterizing high technogenic loading is investigated. Values of accumulation factors of heavy metals depended on their kind, contamination level them of the water environment and a plant kind.

Ключевые слова: водные экосистемы, вода, растения, техногенез,  
тяжёлые металлы, коэффициент аккумуляции

Keywords: water ecosystems, water, plants, technogenesis,  
heavy metals, accumulation factor

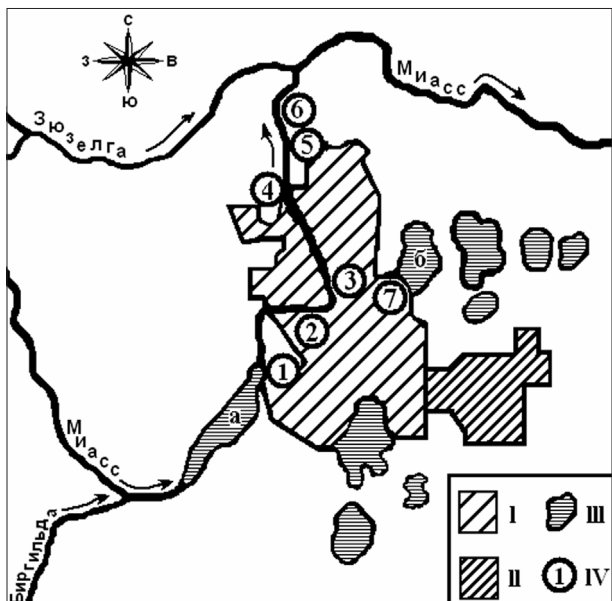
### Введение

При техногенезе тяжёлые металлы (ТМ) поступают в водные экосистемы в составе промышленных сточных вод, а также стоков, выщелачивающих отвалы и терриконы забалансовых руд и минерализованных пород, шлако- и золоотвалы и др., локализованные в бассейнах рек, и в составе атмосферных выпадений, осаждающих газопылевые выбросы. Негативным следствием этого процесса является загрязнение поверхностной воды, используемой для питьевого и промышленного водоснабжения и орошения садово-огородных участков и сельскохозяйственных земель. Особенно актуальна проблема загрязнения водных экосистем ТМ для территории г. Челябинска, характеризующейся высокой концентрацией промышленных и энергетических объектов в её пределах [1]. Известно, что в состав водной экосистемы Челябинска входят проточное Шершнёвское водохранилище и р. Миасс, служащие соответственно источником питьевого водоснабжения и приёмником промышленных и хозяйственно-бытовых сточных вод на участке ниже города (рис. 1) [2]. Озёра, располо-

женные в черте г. Челябинска, также подвержены техногенному воздействию, т. е. в некоторые из них поступают сточные воды промышленных предприятий города. Между тем существенным фактором ремедиации водных экосистем, загрязнённых ТМ, являются произрастающие в них водные растения, которые поглощают и аккумулируют данные вещества [3]. Поэтому очень важно идентифицировать среди местных, часто встречающихся или обильно произрастающих в данном ареале растений виды, отличающиеся эффективной аккумуляцией ТМ. Впоследствии эти растения могут быть использованы для доочистки промышленных сточных вод, реализуемой посредством пропускания последних через естественные или искусственные ботанические площадки, представляющие собой заросшие растениями водотоки с замедленными скоростями течения воды на пути к более крупным водным объектам [4].

Цель работы заключалась в исследовании аккумуляции шести ТМ (Cu, Cr, Ni, Zn, Pb, Cd) водными растениями в условиях р. Миасс и оз. Первое, дренирующих территорию г. Челябинска, характеризующуюся высокой техногенной нагрузкой.





**Рис. 1.** Картограмма исследуемой территории [1]. I – г. Челябинск; II – г. Копейск; III – водоёмы: Шершнёвское водохранилище (а), озеро Первое (б) и другие озёра; IV – пункты отбора проб воды и образцов водных растений в Центральном (1, 2), Калининском (3), Металлургическом (4–6) и Тракторозаводском (7) районах Челябинска

**Методика исследования**

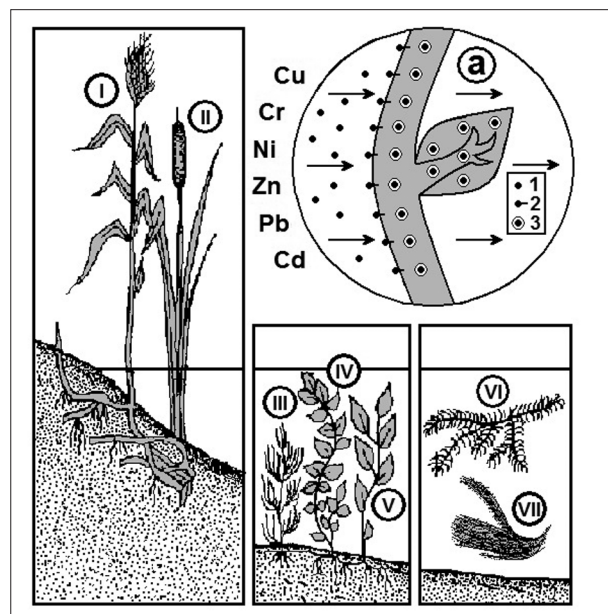
В 7 пунктах водных экосистем «Шершнёвское водохранилище – р. Миасс» и «Водоток – оз. Первое» отбирали пробы воды с глубины до 20 см и образцы высших водных растений, в том числе тростник обыкновенный (*Phragmites communis*), рогоз широколистный (*Typha latifolia*), рдест гребенчатый (*Potamogeton pectinatus*), элодея канадская (*Elodea canadensis*), рдест пронзённолистный (*Potamogeton perfoliatus*), роголистник погружённый (*Ceratophyllum demersum*), а также нитчатая водоросль спирогира (*Spirogyra*), относящаяся к низшим водным растениям (рис. 2). Кроме того, в районе оз. Первое собирали пробы дождевой воды с целью оценки аэротехногенного загрязнения водных экосистем.

Для анализа содержания ТМ (Cu, Cr, Ni, Zn, Pb, Cd) пробы воды (50 мл) подкисляли 2-3 каплями концентрированной HNO<sub>3</sub> и выпаривали досуха. Сухой остаток растворяли в 2 мл 2 моль/л HNO<sub>3</sub>. Образцы растений предварительно высушивали при комнатной температуре, размалывали и в их навески (0,5 г), помещённые в тefлоновые ёмкости, добавляли по 3 мл концентрированной HNO<sub>3</sub> и выдерживали в микроволновой печи MDS-2000 при давлении 160 psi (ед. фунт-силы/дюйм<sup>2</sup>) в течение 1 ч. Затем объём образцов доводили до 20 мл би-

дистиллированной водой. Анализ содержания веществ в пробах воды и образцах растений проводили на атомно-абсорбционном спектрофотометре «Varian Spectr AA-250 Plus»: Cr, Ni, Pb и Cd – в режиме электротермической атомизации, Cu и Zn – методом пламенной атомизации. Статистическую обработку аналитических данных осуществляли общепринятыми методами. Рассчитывали коэффициент аккумуляции ТМ как отношение их содержания в воздушно-сухой массе растения и воде в местах отбора соответствующих образцов и проб.

**Особенности аккумуляции тяжёлых металлов водными растениями**

Из исследуемых водных растений тростник обыкновенный и рогоз широколистный относятся к земноводным растениям (гелофиты), рдест гребенчатый, элодея канадская и рдест пронзённолистный – к укоренённым растениям с вегетативными органами, погружёнными в воду (укоренённые гидатофиты), роголистник погружённый – к неукореняющимся растениям, полностью погружённым в воду (неукоренённые гидатофиты) [5]. Поглощение и аккумуляция ТМ укоренёнными растениями определяется содержанием этих веществ как в воде, так и в донных отложениях, а неукореняющимся, в том чис-



**Рис. 2.** Виды водных растений [5]: I – тростник обыкновенный, II – рогоз широколистный, III – рдест гребенчатый, IV – элодея канадская, V – рдест пронзённолистный, VI – роголистник погружённый, VII – спирогира; а – поступление тяжёлых металлов в растение и их аккумуляция; различные формы металлов: 1 – ионная, 2 – сорбированная, 3 – связанная

Таблица 1

Содержание тяжёлых металлов в воде и водных растениях экосистемы «Шершнёвское водохранилище – р. Миасс»

Металл	Вода, мг/л	Водное растение, мг/кг
Cu	0,0081 (0,0046–0,0120)	11,9 (2,0–30,6)
Cr	0,0038 (0,0003–0,0210)	14,0 (1,2–61,6)
Ni	0,0068 (0,0010–0,0400)	12,8 (1,7–31,4)
Zn	0,121 (0,001–0,256)	321,5 (33,6–1847,3)
Pb	0,0020 (0,0003–0,0047)	8,0 (0,5–32,2)
Cd	0,0026 (0,0001–0,0054)	2,9 (0,02–24,9)

Примечание: в скобках – min-max; то же в табл. 2.

Таблица 2

Содержание тяжёлых металлов в дождевой воде из района оз. Первое, поверхностной воде и водных растениях экосистемы «Водоток – оз. Первое»

Металл	Дождевая вода, мг/л	Поверхностная вода, мг/л	Водное растение, мг/кг
Cu	0,011 (0,008–0,015)	0,014 (0,007–0,021)	5,7 (3,6–8,0)
Cr	0,0037 (0,0030–0,0043)	0,0015 (0,0012–0,0017)	6,2 (4–10)
Ni	0,0011 (0,0010–0,0011)	0,008 (0,0065–0,0094)	22,3 (5,7–41,8)
Zn	0,053 (0,042–0,064)	0,030 (0,001–0,058)	115,3 (31,8–216,9)
Pb	0,0027 (0,0026–0,0028)	0,0009 (0,0008–0,0010)	1,5 (1,3–1,9)
Cd	0,0002 (0,0001–0,0002)	0,0002 (0,0001–0,0002)	0,27 (0,06–0,48)

ле и свободно плавающей нитчатой водорослью спиригрой, – концентрацией веществ в воде [3]. При этом растения обладают разной аккумулирующей способностью по отношению к ТМ, что, в первую очередь, связано с наличием у них различных клеточных механизмов поглощения веществ и особенностями анатомического строения листьев. Металлы в растения поступают непосредственно из воды, а также при контакте растений с частицами взвеси [6]. Этот процесс происходит в две стадии: сорбция ионов на поверхности и поглощение с последующей фиксацией металла в тканях (рис. 2). Основным механизмом связывания металлов, поступивших в ткани растений, является образование комплексов путём присоединения ионов к функциональным группировкам органических соединений: карбоксильным, amino- и иминогруппам, гидроксильным, сульфгидрильным и кетогруппам. Эффект аккумуляции ТМ зависит от их вида, свойств и концентрации, вида растения, условий окружающей среды и т.д. и варьирует при известных ограничениях в диапазоне нескольких порядков.

### Результаты и их обсуждение

Наблюдения показали, что в воде экосистемы «Шершнёвское водохранилище – р. Миасс» из шести ТМ только содержание Cd пре-

вышало (в 2–5,4 раза) ПДК (0,001 мг/л [7]), таблица 1. Содержание Cu, Cr, Ni, Zn, Pb и Cd по ходу течения р. Миасс (от пункта 1 до 6) возрастало соответственно в 2,3; 23,3; 7,2; 204; 9,4 и 51 раз, как доказательство повышения техногенной нагрузки на водную экосистему. Среднее содержание Cr, Zn и Pb в дождевой воде, собранной в районе оз. Первое, превышало их количества, обнаруживаемые в озёрной воде соответственно в 2,5; 1,8 и 3 раза, что свидетельствует о существенном загрязнении воздуха газопылевыми выбросами данных металлов и их осаждении атмосферными выпадениями (табл. 2). Количества Cu, Zn и Cd в воде водотока, впадающего в оз. Первое, со стороны близ расположенного промышленного предприятия было выше соответственно в 3, 58 и 2 раза, чем в самом водоёме. В целом для водных экосистем «Шершнёвское водохранилище – р. Миасс» и «Водоток – оз. Первое» из шести ТМ среднее содержание Zn было максимальным как в дождевой, речной и озёрной воде, так и в растениях.

В исследуемых водных экосистемах значения коэффициента аккумуляции растениями были наибольшими по отношению к Zn в 9, Cr в 3 и Ni – в 2 случаях из 14 (табл. 3). Независимо от местообитания самые высокие значения коэффициента аккумуляции Cu, Ni, Zn, Pb и Cd были характерны для гидатофитов – элодеи канадской, а Cr – роголистника

погружённого. В условиях одного местообитания (пункт 1) значения коэффициента аккумуляции у рдеста гребенчатого для Cr были в 1,5 раза больше, а для Ni, Zn и Cd соответственно в 2,2; 2,2 и 2 раза меньше, чем у рдеста пронзеннолистного. Значения коэффициента аккумуляции у рдеста гребенчатого в менее загрязнённом пункте 1 для Cr, Ni, Zn, Pb и Cd были больше (в 2,2; 2,7; 25,2; 2,8 и 4,7; раз), чем в более загрязнённом пункте 6. Это может свидетельствовать о токсическом влиянии повышенного уровня загрязнения воды ТМ на растения, а, следовательно, снижении их поглощающей способности по ходу течения р. Миасс. Считается, что одним из факторов, определяющих токсичность металлов для растений, может быть характер аккумуляции вещества, его распределение по различным биохимическим и структурным компонентам клеток.

В пункте 2 у зрелого гелофита – тростника обыкновенного значение коэффициента аккумуляции для Ni было в 1,9 раза больше, чем у молодого растения. Значения коэффициента аккумуляции тростника обыкновенного для Cr, Ni и Zn были больше соответственно в 5,9; 2,1 и 26,2 раза, а для Cu и Pb – в 7,2 и 5,6 раза меньше, чем в пункте 4. В условиях одного местообитания (пункт 2) у тростника обыкновенного значения коэффициента аккумуляции для Cu, Ni, Zn, Pb и Cd были ниже (в 6,2; 6,2; 5,2; 2,0 и 4,6 раза), чем у гидатофитов (элодеи канадской и роголистника погру-

жённого). Элодея канадская имела большие значения коэффициента аккумуляции для Cu (в 1,6 раза), а для Cr и Cd меньшие значения (в 1,8 и 2,7 раза), чем роголистник погружённый. В пункте 2 значения коэффициента аккумуляции у элодеи канадской для Cr и Zn были больше (в 2 и в 17,5 раза), а для Cu, Ni, Pb и Cd – меньше (в 4,1; 1,8; 16,5 и 9,6 раза), чем в пункте 3. В последнем у другого гелофита – рогоза широколистного значения коэффициента аккумуляции для разных металлов были ниже в 6–92,7 раза, чем у элодеи канадской.

Что касается водной экосистемы «Водоток – оз. Первое», в условиях одного местообитания у тростника обыкновенного значения коэффициента аккумуляции для Cr были выше (в 1,8 раза), а для Cu, Ni, Zn и Cd ниже (в 6,6; 5,1; 395,8 и 15,5 раза), чем у гидатофитов (рдеста гребенчатого, элодеи канадской). Рдест гребенчатый имел значения коэффициента аккумуляции для Cu, Ni, Zn и Cd ниже (в 1,5; 2,2; 2,2 и 1,7 раза), чем элодея канадская. Участие трёх видов водных растений в ремедиации загрязнённой воды выразилось в том, что содержание в ней Cu, Zn и Cd в месте слияния водотока с озером уменьшалось соответственно в 3,58 и 2 раза, что может служить примером эффекта действия естественной ботанической площадки.

Таким образом, полученные данные свидетельствуют о том, что в условиях техногенеза водные растения являются существенным фактором ремедиации водных экосистем, загрязнённых

Таблица 3

Коэффициенты аккумуляции тяжёлых металлов водными растениями в экосистемах «Шершнёвское водохранилище – р. Миасс» и «Водоток – оз. Первое»

№ пунктов, как на рис. 1	Вид растения	Cu	Cr	Ni	Zn	Pb	Cd
1	Рдест гребенчатый	1642	6556	5370	57400	3660	2700
	Рдест пронзеннолистный	1566	4289	12000	127100	3860	5500
2	Тростник обыкновенный	228	24333	3600	48700	656	425
	То же (молодое растение)	217	17333	1860	54900	669	350
	Элодея канадская	1417	15000	17700	251100	1219	725
	Роголистник погружённый	913	26333	22400	229600	1313	1950
3	Рогоз широколистный	963	923	1740	1768	319	75
	Элодея канадская	5783	7538	31400	14342	20125	6950
4	Тростник обыкновенный	1638	4095	1706	1860	3682	425
5	Спирогира	2550	25600	27200	7216	12652	4611
6	Рдест гребенчатый	1550	2933	1986	2280	1298	569
7	Тростник обыкновенный	171	5906	877	548	1880	310
	Рдест гребенчатый	761	3308	2053	97300	1625	2800
	Элодея канадская	1127	3917	4447	216900	1750	4800

ных ТМ. Важным доказательством такой ремедиации служит обнаружение в воде пяти металлов из исследованных шести в количествах ниже ПДК. Эффект аккумуляции ТМ зависит от их вида, уровня загрязнённости ими воды, вида растения и т. д. Информация, получаемая при подобного рода полевых исследованиях, имеет большое практическое значение, так как позволяет идентифицировать виды растений, отличающиеся высокой аккумуляцией ТМ в условиях естественных ботанических площадок, а также с целью их дальнейшего использования на искусственных аналогах.

### Литература

1. Кононов А.Н., Нестеренко В.С., Мочалова С.А. О комплексном экологическом мониторинге г. Челябинска // Проблемы экологии Южного Урала. 1998. № 4. С. 8–20.

2. Шадрин Л.Ф. Мониторинг загрязнения поверхностных вод // ИНФОР. 1999. № 3. С. 43–62.

3. Galiulin R.V., Bashkin V.N., Galiulina R.R., Birch P. A critical review: Protection from pollution by heavy metals – phytoremediation of industrial wastewater // Land Contamination and Reclamation. 2001. V. 9. № 4. P. 349–357.

4. Эйфор Л.О. Ботаническая площадка – биоинженерное сооружение для доочистки сточных вод // Водные ресурсы. 1990. № 4. С. 149–161.

5. Лукина Л.Ф., Смирнова Н.Н. Физиология высших водных растений. Киев: Наукова думка, 1988. 188 с.

6. Золотухина Е.Ю., Гавриленко Е.Е. Тяжёлые металлы в водных растениях. Аккумуляция и токсичность // Биологические науки. 1989. № 9. С. 93–106.

7. Экологический вестник России. 2002. № 1. С. 29.

УДК 543.97:547.234.22'211

## Сравнительная оценка токсичности несимметричного диметилгидразина и продуктов его трансформации методами биотестирования

© 2013. А. Д. Смоленков, к.х.н., в.н.с., Т. О. Попутникова, к.б.н., н.с., Р. С. Смирнов, аспирант, И. А. Родин, к.х.н., н.с., О. А. Шпигун, чл.-корр. РАН, профессор, Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова, e-mail: smolenkov@analyt.chem.msu.ru, t.poputnikova@gmail.com

Методами биотестирования изучена токсичность компонента ракетного топлива несимметричного диметилгидразина и продуктов его трансформации. Показано, что в результате трансформации несимметричного диметилгидразина не образуются продукты более токсичные, чем исходный экотоксикант, а токсичность структурного аналога этого вещества – диметилгидразида муравьиной кислоты, ошибочно принимаемого за несимметричный диметилгидразин на месте старых разливов, ниже в 20–100000 раз. В результате опасность мест загрязнения НДМГ по мере его трансформации снижается.

The toxicity of liquid rocket propellant unsymmetrical dimethylhydrazine (UDMH) and its decomposition products was studied by methods of bioassay. It was shown that transformation of UDMH leads to products which are less toxic than initial exotoxican. For example, the toxicity of formic acid dimethylhydrazide, structural analogue of UDMH, which is mistaken for UDMH on the places of old spills, is 20–100000 times lower. As a result, the place of pollution by rocket fuel becomes less hazardous during UDMH transformation.

Ключевые слова: несимметричный диметилгидразин, продукты трансформации, биотестирование, токсичность

Keywords: unsymmetrical dimethylhydrazine, products of transformation, bioassay, toxicity

### Введение

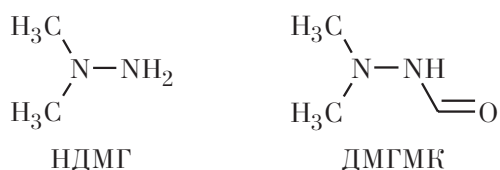
Ракетно-космическая деятельность как фактор антропогенного воздействия на окружающую среду требует всестороннего изучения для обеспечения её экологической безопасности. Одним из факторов техногенного ущерба запуска космических аппаратов явля-

ющую среду требует всестороннего изучения для обеспечения её экологической безопасности. Одним из факторов техногенного ущерба запуска космических аппаратов явля-



ется применение в качестве ракетного топлива несимметричного диметилгидразина (НДМГ, «гептил»), который поступает при штатной эксплуатации ракетно-космической техники в почву в районах падения из-за резервных запасов топлива в отделяющихся частях ракет-носителей [1]. НДМГ относится к категории опасных экотоксикантов с 1 классом опасности, для которого установлены ПДК в почве, воде и атмосферном воздухе. В то же время НДМГ является сильным восстановителем и в окружающей среде подвергается трансформации, в результате чего образуются новые химические соединения и можно ожидать вторичного загрязнения воды и почвы в местах проливов. Такие продукты, как N-нитрозодиметиламин (НДМА) и тетраметил-2-тетразен (ТМТ), известны давно, и для них установлены гигиенические нормативы [2].

В последнее время пристальное внимание уделяется проблеме идентификации продуктов трансформации НДМГ [3 – 5]. Нами проведена достоверная идентификация 12 продуктов трансформации НДМГ методами ЯМР, жидкостной и газовой хромато-масс-спектрометрии [6], среди которых при анализе загрязнённых НДМГ почв найдены диметилгидразид муравьиной кислоты (ДМГМК), 1-метил-1,2,4-триазол (МТ), диметиламин (ДМА) и 1,1-диметилгуанидин (ДМГу). Подчеркнём особо образование ДМГМК, поскольку он является структурным аналогом НДМГ:



В ходе известных методик пробоподготовки, включающих щелочную дистилляцию из вытяжек или суспензии почв, происходит гидролиз ДМГМК до НДМГ. Принимая во внимание нестойкость НДМГ, являющегося сильным восстановителем, и химическую устойчивость ДМГМК, присутствие ДМГМК в составе продуктов трансформации отвечает за ситуацию, когда НДМГ ложно обнаруживают в почве через длительные промежутки времени после разлива НДМГ на почву. Превращение значительной доли НДМГ в ДМГМК подтверждено выполненными нами анализами почв с площадок, загрязнённых НДМГ. Понятно, что превращение НДМГ в ДМГМК и другие продукты трансформации требует исследования их токсичности для адекватной

оценки воздействия пусков ракет-носителей и принятия решений по судьбе образующихся загрязнений. Таким образом, проведение работ по оценке токсичности новых продуктов трансформации актуально.

Расчётные методы исследования токсичности по отношению к организму человека использованы для ранжирования продуктов трансформации по их опасности [7 – 9]. Для оценки возможного воздействия использовали ряд готовых программных продуктов, предназначенных для поиска биологически активных соединений. Согласно полученным исследованиями данным основное внимание при создании системы химического мониторинга необходимо уделять производным НДМГ, имеющим гидразиновую структуру молекулы: три- и тетраметилгидразины, ДМГМК, а также гидразонам формальдегида и ацетальдегида. В этих же работах приведены расчётные данные экотоксичности (LC<sub>50</sub> и EC<sub>50</sub>) для мышей, крыс и гидробионтов. К недостаткам расчётных моделей можно отнести возможность промаха при их недостаточной корректности.

Для исследования неблагоприятного токсического воздействия наиболее просто и эффективно использовать подходы, основанные на биотестировании. При определении степени токсичности почв методами биотестирования большое значение имеет чувствительность к токсикантам подопытных организмов. Наиболее корректный результат достигается при использовании нескольких тест-объектов из разных систематических групп.

Целью данной работы являлось исследование токсичности НДМГ и продуктов его трансформации с помощью комплекса методик биотестирования, включающих исследование на нескольких тест-объектах: инфузориях *Paramecium caudatum*, цериодафниях *Ceriodaphnia affinis*, водорослях *Scenedesmus quadricauda*, культуре клеток теплокровных животных *in vitro*, а также представителе высших растений – овсе посевном *Avena sativa*.

### Материалы и методы

В работе использовали следующие реактивы: 1,1-диметилгидразин (содержание основного компонента >98%, Merck), гидразина сульфат (>99%, Aldrich), диметиламина гидрохлорид (>99%, Aldrich), диметилгуанидина сульфат (>99%, Fluka), 1-метил-1,2,4-триазол (>96%, Lancaster), N-нитрозодиметиламин (>98%, Aldrich). Остальные вещества синте-

зировали по известным методикам: ДМГМК [10] и ТМТ [11].

Тестирование токсичности растворов экотоксикантов проводили по ингибированию роста корней проростков овса на 20% и более от контроля [12]. В чашку Петри (d – 90 мм) между слоями фильтровальной бумаги помещали по 25 сухих здоровых семян, всхожесть которых составляла не менее 95%. В опытные чашки вносили по 5 мл раствора исследуемого вещества, контрольные семена обрабатывали эквивалентным количеством дистиллированной воды. Закрытые чашки термостатировали при 20–23 °С в течение 4 суток. Повторность по каждой концентрации трёхкратная.

Величину эффекта торможения ( $E_T$ ) определяли по формуле 1:

$$E_T = \frac{L_K - L_{ОП}}{L_K} \times 100\% \quad (1)$$

$L_{ОП}$  и  $L_K$  – средняя длина корней в опыте и контроле соответственно, мм.

Исследуемый диапазон концентраций подбирали таким образом, чтобы получить не менее трёх биологически эффективных концентраций, удовлетворяющих условию  $20 \leq E_T \leq 80\%$ .

Учитывая экспериментально установленный прямолинейный характер зависимости,

$$\lg C = -m \times E_T + b, \quad (2)$$

где  $E_T$  – фитоэффект, установленный в эксперименте;  $C$  – концентрация, мг/л;  $m$  и  $b$  – коэффициенты регрессии.

Определение пороговых ( $\text{Lim}R$ ) и среднеэффективных ( $\text{EC}_{50}$ ) концентраций (параметров фитотоксичности) осуществляли расчётным методом после установления коэффициентов регрессии методом наименьших квадратов в программе Microsoft Excel.

Биотестирование различных концентраций НДМГ и продуктов его трансформации проводили по стандартным методикам.

Биотестирование с использованием простейших основано на выживаемости инфузорий-туфельек в исследуемой пробе [13]. Анализ проводили в 48-луночных планшетах в пятикратной повторности. В каждую лунку помещали инфузории (5–15 особей), приливали 0,6 мл исследуемой пробы. Планшеты инкубировали в термостате при 22,4 °С. Подсчёт количества выживших инфузорий проводили под микроскопом на 24-й час опыта.

Биотестирование на половых клетках млекопитающих основано на изменении подвиж-

ности сперматозоидов крупного рогатого скота, которая регистрируется анализатором изображений АТ-05 [14]. Предварительно испытуемые растворы и контроль доводили до изотонии с помощью глюкозы и цитрата натрия (в соотношении 100:4:1 (объём испытуемого раствора/контроля (мл) : масса глюкозы (г) : масса цитрата (г))). Затем аликвоты опытных растворов и контроля (по 0,4 мл) в пробирках устанавливали в блок пробоподготовки, поддерживающий постоянную температуру (40 °С). Для получения суспензии сперматозоидов замороженные гранулы культуры, хранившиеся в жидком азоте, оттаивали в глюкозо-цитратном буфере (контроль) в пробирке на блоке пробоподготовки. Полученную суспензию добавляли в контрольные и испытуемые растворы (по 0,1 мл). Затем приготовленные растворы помещали в кюветы (капилляры) по 5 штук для каждой пробы, которые устанавливали в каретку анализатора изображений АТ-05. После чего анализатор в течение примерно 2,5 часа автоматически фиксировал микроскопические видеоизображения суспензии сперматозоидов, оценивая подвижность и вычисляя индекс токсического действия  $It$  (отношение средневзвешенного времени подвижности сперматозоидов в испытуемой и контрольной пробе). Критерий отсутствия токсичности в пробе:  $80\% \leq It \leq 120\%$ .

Кроме того, были установлены параметры токсичности для НДМГ и ДМГМК по методикам с использованием низших ракообразных (цериодафний) и зелёных протоккокковых водорослей.

Биотестирование проводили на ракообразных *Ceriodaphnia affinis* [15]. В сосуды наливали по 20 мл испытуемого или контрольного раствора (культуральной воды) и помещали по 4 молодых цериодафний в возрасте  $15 \pm 9$  часов (в 5 повторностях). Через 48 часов подсчитывали количество живых особей.

Для тестирования токсичности использовали культуру микроводорослей *Scenedesmus quadricauda (Turp.) Breb.* [17]. Испытуемый раствор разливали в пенициллиновые флаконы, добавляли суспензию водорослей (в трёх повторностях). В исходной суспензии измеряли концентрацию клеток водорослей и помещали в люминодат на встряхиватель, на 72-й час эксперимента определяли конечную концентрацию клеток. Измерение концентрации проводили под микроскопом методом прямого счёта живых клеток в камере Горяева.

Для определения токсикологических параметров путём последовательного разбавле-

ния готовили серии растворов исследуемых веществ с различными концентрациями. В соответствии с перечисленными методиками такие растворы для тестирования на инфузориях и цериодафниях готовили с использованием пресной культивационной воды («Aqua minerale», производство компании «PepsiCo»), а для тестирования на половых клетках млекопитающих и зелёных водорослях – на дистиллированной воде. Расчёты значений LD<sub>50</sub> вели в соответствии со стандартными методиками: результаты опытов с инфузориями, цериодафниями и водорослями обрабатывали графически методом пробит-анализа; по данным опыта на половых клетках определяли действующую пороговую концентрацию LimC при It = 80.

### Результаты и их обсуждение

Все использованные в работе биотесты показали свою эффективность при исследовании токсичности НДМГ и продуктов его трансформации и позволили установить токсикологические параметры для исследуемого ряда веществ.

Воздействие экотоксикантов ракетно-космической деятельности при выполнении фитотестирования исследовали в следующих диапазонах концентраций: 1–1000 мг/л (гидразин, НДМГ, ДМГу), 100–10000 мг/л (МТ, ДМА, НДМА), 100–20000 мг/л (ДМГМК). Результаты фитотестирования изучаемых веществ представлены в таблице 1.

Несмотря на то, что исследуемые соединения являются азотсодержащими веществами, стимулирующего воздействия на прорастание семян овса в исследуемом диапазоне концентраций отмечено не было. Все исследуемые соединения показали себя фитотоксичными. Наибольшую токсичность проявили НДМГ, гидразин и ДМГу. Среди продуктов

трансформации гидразин обладает большей фитотоксичностью, чем НДМГ. Сопоставимое с НДМГ негативное воздействие на прорастание семян овса показал ДМГу. Диметил-амин, МТ и НДМА менее токсичны относительно растений: их среднеэффективная концентрация минимум на порядок выше, чем у НДМГ. Для ДМГМК, который близок по своему строению с НДМГ и присутствует в почвах после трансформации последнего по истечении достаточного долгих сроков после поступления ракетного топлива в почву, экспериментально установленный эффект ингибирования роста корней в 40 раз ниже и является самым низким среди исследуемых веществ.

Биотесты с инфузориями и половыми клетками млекопитающих использованы для тестирования всех веществ, поскольку требуют меньшего объёма растворов для эксперимента и как следствие меньше опасность загрязнения окружающей среды. Особый интерес представляет собой, как указано выше, сопоставление токсичности НДМГ и ДМГМК, поэтому для сравнения этих соединений было привлечено дополнительно два биотеста с использованием ракообразных и зелёных водорослей. Сопоставление результатов биотестирования исследуемых веществ представлено в таблице 2.

По суммарным результатам биотестов, как и в случае с фитотестом, можно констатировать, что НДМГ, по сравнению с продуктами трансформации, является достаточно сильным экотоксикантом. Для него характерны низкие концентрационные показатели порогового воздействия и среднеэффективных концентраций.

Для инфузорий НДМГ оказался наиболее токсичным, его производные на основании полученных LD<sub>50</sub> можно расположить в следующий ряд:

Гидразин > МТ > ДМА > ДМГу > ТМТ > НДМА > ДМГМК.

Причём токсичность веществ достаточно сильно различается. Так, показатели токсичности НДМГ и МТ отличаются примерно в 20 раз, а НДМГ и ДМГМК примерно в 100000 раз.

Исследование токсичности по изменению подвижности половых клеток млекопитающих также выявило, что гидразин и НДМГ являются одними из наиболее токсичных соединений среди исследуемых. В то же время данный биотест проявил аномально высокую чувствительность к ТМТ, являющемуся веществом 3 класса опасности. Это может быть связано

Таблица 1

Значения пороговых (LimC) и среднеэффективных (EC<sub>50</sub>) концентраций для НДМГ и продуктов его трансформации по результатам фитотестирования, мг/л

Вещество	LimC	EC <sub>50</sub>
НДМГ	30	150
Гидразин	9	30
ДМГМК	2300	6400
МТ	1500	4200
ДМА	790	1800
Нитрозодиметиламин	1300	3400
ДМГу	43	130

Таблица 2

Параметры токсичности НДМГ и продуктов его трансформации по результатам биотестирования

Вещество	LD <sub>50</sub> , мг/л		Lim C**, мг/л	ЕС <sub>50</sub> , мг/л
	Простейшие инфузории <i>Paramecium caudatum</i>	Ракообразные <i>Ceriodaphnia affinis</i>	Половые клетки млекопитающих in vitro	Зелёные водоросли <i>Scenedesmus quadricauda</i>
НДМГ	0,4	3,9	75	10
Гидразин	1,0	–	50	–
ДМГМК	36 000	5900	1500	23600
МТ	9,8	–	10000	–
ДМА	170	–	100	–
ДМГу	340	–	2000	–
НДМА	11 500	–	1000	–
ТМТ	540	–	10	–

Примечание: \*\* – пороговая концентрация при It = 80%.

с малой устойчивостью ТМТ в водных растворах и способностью распадаться с образованием свободных радикалов, повреждающих мембраны клеток и вызывающих изменение подвижности сперматозоидов. Помимо гидразина, который на всех тестах показал сопоставимую с НДМГ токсичность, на биотесте с половыми клетками пороговая концентрация диметиламина близка к НДМГ. Другие продукты трансформации (ДМГМК, НДМА, ДМГу, МТ) характеризуются пороговыми концентрациями, отличающимися от НДМГ минимум в 10 раз. Наименьшее токсическое действие на половые клетки оказал МТ, в то время как по результатам биотестирования на инфузориях МТ показал одну из самых низких среднеэффективных концентраций.

Кроме того, полученные данные по тестированию на цериодафниях и зелёных водорослях не подтверждают результатов расчёта среднеэффективных концентраций острой токсичности, приведённых в работах Карлсена [7, 9] для НДМГ и ДМГМК:

	LD <sub>50</sub> , мг/л (дафнии, 48 ч)	ЕС <sub>50</sub> , мг/л (зелёные водоросли, 144 ч)
НДМГ	6,2	0,53
ДМГМК	12,2	0,88

Таким образом, по результатам биотестирования, проведённого в работе, можно охарактеризовать гидразин и НДМГ как вещества с высокой острой токсичностью и, с другой стороны, НДМА и ДМГМК, наоборот, со сравнительно низкой. Другие изученные продукты трансформации также, по-видимому, являются веществами с меньшей токсичностью, чем НДМГ.

Следовательно, в ходе трансформации НДМГ в ДМГМК происходит снижение токсического

воздействия загрязнения на биоту, и старые места разлива ракетного горючего «гептил» не являются столь же опасными по критерию острой токсичности, как свежие, где присутствует непосредственно сам НДМГ.

Заметим, что отнесение известного канцерогена НДМА к веществам с невысокой токсичностью по результатам фито- и биотестирования настораживает, но не противоречит здравому смыслу, поскольку опасность НДМА связана с наличием у него отдаленных эффектов. В то же время известно, что аналог ДМГМК – диметилгидразид янтарной кислоты (даминозид) – не обладает хронической токсичностью, мутагенностью и не воздействует на репродуктивную функцию [17]. Агентство по охране окружающей среды США относит даминозид к потенциально возможным канцерогенам (группа В2), связывая с наличием в его молекуле фрагмента НДМГ. Таким образом, сравнение с аналогом позволяет надеяться на отсутствие негативного воздействия у ДМГМК по всему спектру возможных эффектов. В дальнейшем для окончательного установления малой опасности ДМГМК и других новых продуктов трансформации (МТ, ДМГу) необходимы исследования, связанные с подтверждением отсутствия у них не только острой токсичности, но и отдалённых эффектов.

### Заключение

Методами биотестирования изучена токсичность НДМГ и продуктов его трансформации. Показано, что в результате трансформации НДМГ не образуются продукты более токсичные, чем НДМГ (за исключением, может быть, гидразина, который имеет и самостоятельное



значение как ракетное топливо). По результатам фитотестирования, необходимо обратить внимание на 1,1-диметилгуанидин, обладающий сопоставимой токсичностью с НДМГ.

Поскольку большинство продуктов трансформации НДМГ оказались менее токсичны, чем НДМГ, то можно полагать, что во времени в ходе трансформации НДМГ в окружающей среде опасность мест загрязнения НДМГ снижается. Показано, что структурный аналог НДМГ – ДМГМК, ошибочно принимаемый за НДМГ на месте старых разливов, характеризуется существенно меньшей токсичностью.

### Литература

1. Экологические проблемы и риски воздействий ракетно-космической техники на окружающую природную среду / Под ред. Адушкина В.В., Козлова С.И., Петрова А.В. М.: Анкил, 2000. 640 с.
2. Справочник по токсикологии и гигиеническим нормативам (ПДК) потенциально опасных химических веществ / Под ред. Кушневой В.С., Горшковой Р.Б. М: ИздАТ, 1999. 202 с.
3. Kenessov B.N., Koziel J.A., Grotenhuis T., Carlsen L. Screening of transformation products in soils contaminated with unsymmetrical dimethylhydrazine using headspace SPME and GC-MS // *Anal. Chim. Acta.* 2010. V. 674. № 1. P. 32–39.
4. Буряк А.К., Татаурова О.Г., Ульянов А.В. Исследование продуктов трансформации несимметричного диметилгидразина на модельных сорбентах методом газовой хроматографии/масс-спектрометрии // *Масс-спектрометрия.* 2004. Т. 1. № 2. С. 147–152.
5. Кабанов П.М., Муратовская О.Б., Татаурова О.Г., Ульянов А.В., Буряк А.К. Хромато-масс-спектрометрическое исследование продуктов трансформации несимметричного диметилгидразина в водных растворах // *Сорбц. хромат. процессы.* 2006. Т. 6. № 2. С. 218–226.
6. Родин И.А., Москвин Д.Н., Смоленков А.Д., Шпигун О.А. Превращение несимметричного диметилгидразина в почвах // *Журн. физич. химии.* 2008. Т. 82. № 6. С. 1039–1045.
7. Carlsen L., Kenessov B.N., Batyrbekova S.Ye. A QSAR/QSTR study on the environmental health impact by

the rocket fuel heptyl and its transformation products. // *Environ. Health Insights.* 2008. № 1. P. 11–20.

8. Carlsen L., Kenessov B.N., Batyrbekova S.Y. A QSAR/QSTR study on the human health impact of the rocket fuel 1,1-dimethylhydrazine and its transformation products: Multicriteria hazard ranking based on partial order methodologies // *Environ. Toxicol. Pharmacol.* 2009. V. 28. № 3. P. 415–423.

9. Carlsen L. The interplay between QSAR/QSPR studies and partial order ranking and formal concept analyses // *Int. J. Mol. Sci.* 2009. V. 10. № 4. P. 1628–1657.

10. Beltrami R.T., Bisell E.R. Some methylhydrazonium salts. An improved synthesis of tetramethylhydrazine. // *J. Am. Chem. Soc.* 1956. V. 78. P. 2467–2468

11. McBride W.R., Kruse H.W. Alkylhydrazines. I. Formation of a New Diazo-like Species by the Oxidation of 1,1-Dialkylhydrazines in Solution. // *J. Am. Chem. Soc.* 1957. V. 79. № 5. P. 572–576.

12. Обоснование класса опасности отходов производства и потребления по фитотоксичности. Методические рекомендации МР 2.1.7.2297-07. М., 2007. 17 с.

13. Методика определения токсичности отходов, почв, осадков сточных, поверхностных и грунтовых вод методом биотестирования с использованием равноресничных инфузорий *Paramecium caudatum* Ehrenberg. ФР.1.39.2006.02506. М.: ЛЭТАП МГУ, 2006. 30 с.

14. Методика выполнения измерений индекса токсичности почв, почвогрунтов, вод и отходов по изменению подвижности половых клеток млекопитающих in vitro. ФР.1.31.2009.06301. М.: ЛЭТАП МГУ, 2009. 30 с.

15. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости цериодафний. ФР.1.39.2007.03221. М.: ООО «Акварос», 2007. 56 с.

16. Методика определения токсичности вод, водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению уровня флуоресценции хлорофилла и численности клеток водорослей. ФР.1.39.2007.03223. М.: ООО «Акварос», 2007. 48 с.

17. Daminozide: reregistration eligibility decision (RED) fact sheet. Washington, DC: US EPA, 1993. 6 pp. <http://www.epa.gov/oppsrrd1/REDs/factsheets/0032fact.pdf>

## Сравнительный анализ расчётной и экспериментальной методик оценки класса опасности отходов минерального происхождения

© 2013. М. Н. Лисова, аспирант, А. Н. Егорова, аспирант,  
В. В. Светухин, д.ф.-м.н, профессор,  
Ульяновский государственный университет,  
e-mail: m.n\_ivanova@mail.ru, sapfireco@mail.ru

Отнесение отходов минерального происхождения к классу опасности для окружающей среды может осуществляться по расчётной или экспериментальной методике. Часто классы опасности, определённые разными способами, не совпадают. Из результатов проведённых исследований следует, что для более достоверного установления класса опасности необходимо проводить их биотестирование. Также необходимо усовершенствовать существующую расчётную методику оценки класса опасности с целью достоверного определения этого показателя, отвечающего результатам биотестирования.

Waste products classes may be done with calculation or experimental techniques. Often danger classes defined with different techniques do not match. As a result it leads undestimation of negative influence of waste products just as ecological payment. It shows the necessity of biotesting of meant products. So it needs improvement of danger class defining technique with aim of accurate calculating of the quantity checked with biotesting results.

Ключевые слова: отходы минерального происхождения, биотестирование, экспериментальный метод, тест-объект, расчётный метод, класс опасности

Keywords: mineral-genesis waste, biotesting, experimental technique, test-object, calculation technique, danger class

### Введение

Повышение эффективности обращения с отходами минерального происхождения требует совершенствования методик определения их класса опасности – основного показателя, позволяющего оценивать негативное воздействие на окружающую среду. Отнесение отходов минерального происхождения к классу опасности для окружающей среды может осуществляться по расчётной или экспериментальной методике. Очень часто классы опасности отходов минерального происхождения, определённые разными способами, не совпадают. Причём расчётная оценка занижает результат по сравнению с биотестированием. Учитывая, что для определения класса опасности отходов чаще применяется именно расчётная методика, это приводит как к недооценке вредного воздействия отходов, так и к занижению экологических платежей. Поэтому необходимо усовершенствовать существующую расчётную методику оценки класса опасности для отходов минерального происхождения с целью объективного определения этого показателя, отвечающего результатам биотестирования [1].

Все отходы должны быть отнесены к соответствующему классу опасности. Методика рас-

чёта класса опасности изложена в «Критериях отнесения опасных отходов к классу опасности для окружающей природной среды».

Эта методика позволяет рассчитать в соответствии с «Критериями ...» класс опасности отходов на основании показателя степени опасности отхода при его воздействии на окружающую природную среду, основанного на сумме показателей опасности веществ, составляющих отход.

Перечень компонентов отхода и их количественное содержание устанавливаются по составу исходного сырья и технологическим процессам его переработки или по результатам химического анализа и относятся к исходным данным пользователя.

«Критерии ...» разработаны в соответствии со статьей 14 Федерального закона от 24 июня 1998 г. №89-ФЗ «Об отходах производства и потребления». «Критерии...» применяются к тем видам отходов, для которых в Федеральном классификационном каталоге отходов класс опасности для окружающей среды не установлен. Федеральный классификационный каталог отходов (ФККО) – перечень образующихся в Российской Федерации отходов, систематизированных по совокупности приоритетных признаков: происхождению, агре-

гатному и физическому состоянию, опасным свойствам, степени вредного воздействия на окружающую природную среду.

Если в результате расчётного метода получен 5-й класс опасности, то обязательно его подтверждение экспериментальным методом (биотестирование водной вытяжки из отхода) [3].

При экспериментальном методе класс опасности отходов определяется по СП 2.1.7.1386-03 «Санитарные правила по определению класса опасности токсичных отходов производства и потребления» [4]. Метод основан на расчёте показателей, характеризующих степень опасности отхода при его воздействии на окружающую среду. Наиболее быстрые реакции на токсическое воздействие удаётся регистрировать у простых организмов — бактерий, водорослей и инфузорий. Наступление таких реакций ограничивается минутами или несколькими часами. С точки зрения технического оснащения, наиболее доступными оказываются методы, основанные на регистрации общебиологических характеристик, — подсчёт численности или прироста популяций [5]. Согласно [2] обязательной является экспериментальная процедура, включающая анализ не менее чем на двух тест-объектах из разных биологических таксонов или групп (в нашем случае были выбраны тест-объекты: ракообразные *Daphnia magna* Straus и водоросли *Chlorella vulgaris* Beijer). Если разные тест-системы показывают неодинаковую реакцию, то в окончательном результате следует учитывать наиболее чувствительный ответ [6].

Класс опасности устанавливается по разведению водной вытяжки, при которой не выявлено вредного воздействия на биологические объекты. Отнесение отходов к пятому классу опасности основано на действии водной вытяжки отхода без её разведения, для определения других классов опасности оценивается воздействие раствора с соответствующей кратностью разведения, при которой вредное воздействие отсутствует (табл. 1.)

## Материалы и методы

В качестве объектов исследования нами были взяты несколько видов отходов минерального происхождения, класс опасности которых в Федеральном классификационном каталоге отходов не установлен.

Был проведён отбор проб отходов, относящихся к отходам минерального происхождения с предприятий, расположенных на территории Новоспасского и Ульяновского районов Ульяновской области.

Отбор для количественного химического анализа производился в соответствии с методикой ПНД Ф 12.4.2.1-99 «Отходы минерального происхождения. Рекомендации по отбору и подготовке проб. Общие положения» [7]. Отбор проб отходов на определение токсичности водных вытяжек отходов производился по аттестованным методикам [8, 9].

Нами был изучен химический состав отобранных отходов. Процентное содержание компонентов отхода «Прочие твёрдые минеральные отходы (отходы производства извести)», «Прочие отходы добывающей промышленности (вскрышные породы песка и мела)» приведено в таблице 2; «Отходы асбоцемента в кусковой форме», «Пыль асбоцементная» приводится в таблице 3; «Отходы бетона, железобетона» отражено в таблице 4.

Кроме того, классы опасности всех проб отходов были определены методом биотестирования по смертности дафний *Daphnia magna* Straus и по измерению оптической плотности тест-культуры водоросли хлорелла (*Chlorella vulgaris* Beijer). Процедура биотестирования отходов, определённая нормативным документом, предполагает анализ водной вытяжки на острую токсичность, т. е. относительный кратковременный эксперимент.

## Результаты и их обсуждение

По результатам количественного химического анализа расчётным методом с помощью программы «Определение класса опас-

Таблица 1

Соответствие кратности разведения водной вытяжки из опасного отхода определённому классу опасности

Класс опасности отхода	Кратность разведения водной вытяжки из опасного отхода
I	>10000
II	от 10000 до 1001
III	от 1000 до 101
IV	< 100
V	1

Таблица 2

Компонентный состав отходов производства извести, вскрышных пород песка и мела

Наименование отхода	Компоненты отхода, %					
	Известняк, мел	Мех. примеси	Магний	Кальций	Песок, земля	Всего
Отходы производства извести	87,00	6,00	5,00	2,00	–	100,00
Вскрышные породы карьеров песка и мела, верх оврага	–	20,00	3,35	5,65	71,00	100,00
Вскрышные породы карьеров песка и мела, склон оврага	–	18,00	4,05	4,95	73,00	100,00
Вскрышные породы карьеров песка и мела, дно оврага	–	20,00	13,35	7,65	59,00	100,00
Вскрышные породы карьеров песка и мела 60 м от оврага	–	8,00	3,45	2,55	86,00	100,00

Таблица 3

Компонентный состав отходов «Отходы асбоцемента в кусковой форме», «Пыль асбоцементная»

Наименование отхода	Компоненты отхода, %							
	Магния оксид	Кремний диоксид	Вода	Алюминия оксид	Железа (III) оксид	Кальция оксид	Мех. примеси	Всего
«Отходы асбоцемента в кусковой форме»	18,14	25,43	5,43	3,80	2,68	39,52	5,0	100,00
«Пыль асбоцементная»	20,56	26,98	2,58	2,11	3,07	42,56	2,14	100,00

Таблица 4

Компонентный состав отхода «Отходы бетона, железобетона»

Наименование отхода	Компоненты отхода, %							
	Щебень	Кремний диоксид кристаллич	Сульфаты	Вода	Железа (III) оксид	Мех. примеси	Цемент (порошок)	Всего
«Отходы бетона, железобетона»	32,61	29,58	3,78	7,15	4,60	1,83	20,45	100,00

ности отходов. Справочник отходов» установлено, что отходы «Прочие твёрдые минеральные отходы (отходы производства извести)»; «Вскрышные породы карьеров песка и мела, верх оврага, расположенного в 1 км от предприятия»; «Вскрышные породы карьеров песка и мела, склон оврага, расположенного в 1 км от предприятия»; «Вскрышные породы карьеров песка и мела, дно оврага, расположенного в 1 км от предприятия»; «Вскрышные породы карьеров песка и мела 60 м от оврага, расположенного в 1 км от предприятия» относятся к V классу опасности.

При расчёте класса опасности «Отходы асбоцемента в кусковой форме»; «Пыль асбоцементная»; «Отходы бетона, железобетона» с помощью программы «Определение...» [3], данные отходы можно отнести к III классу опасности для окружающей среды.

Результат биотестирования показал, что пробы отходов «Прочие твёрдые минераль-

ные отходы» (отходы производства извести), «Прочие отходы добывающей промышленности» (вскрышные породы карьеров песка и мела, дно оврага) без разбавления оказали острое токсическое действие. При кратности разведения водной вытяжки из опасного отхода 1 в 5,06 раза, из опасного отхода 2 в 5,75 раза вредное воздействие на гидробионтов отсутствовало. Согласно СП 2.1.7.1386-03 данные пробы можно отнести к малоопасным отходам (IV класс опасности для окружающей среды) [9].

Экспериментальный метод с использованием *Daphnia magna* Straus и культуры водоросли *Chlorella vulgaris* Beijer установил V класс опасности отходов «Прочие отходы добывающей промышленности» (вскрышные породы карьеров песка и мела, верх оврага), «Прочие отходы добывающей промышленности» (вскрышные породы карьеров песка и мела, склон оврага), «Прочие отходы добы-



вающей промышленности» (вскрышные породы карьеров песка и мела 60 м от оврага).

По итогам биотестирования проб отходов «Отходы асбоцемента в кусковой форме»; «Пыль асбоцементная»; «Отходы бетона, железобетона» без разбавления оказали острое токсическое действие. При кратности разведения водной вытяжки из опасного отхода 1 в 18,32 раза, из опасного отхода 2 в 50,25 раза, из опасного отхода 3 в 73,12 раза вредное воздействие на гидробионтов отсутствовало. Согласно СП 2.1.7.1386-03 данные пробы можно отнести к умеренно опасным отходам (III классу опасности для окружающей среды) [9].

### Заключение

При сравнении полученных результатов определения класса опасности отходов, проведённых разными методами, установлены различия. Показано, что исследуемые методом биотестирования отходы, отобранные на предприятии Новоспасского района, относятся к более высокому классу опасности, хотя для отходов «Отходы асбоцемента в кусковой форме»; «Пыль асбоцементная»; «Отходы бетона, железобетона» наблюдается обратная картина. Полученные результаты по определению класса опасности расчётным и экспериментальным методом не совпадают. Это результат того, что метод биотестирования является комплексным, учитывающим взаимное влияние компонентов отхода. Определение класса опасности расчётным методом индивидуально, так как осуществляется по его отдельным составляющим.

Таким образом, подтверждено, что на степень токсичности отходов влияют факторы, которые не учитываются при расчётном методе определения класса опасности отхода, например, взаимное влияние компонентов отхода друг на друга. Поэтому предпочтение в установлении класса опасности остаётся за экспериментальными методами. Для более достоверного установления класса опасности образующихся отходов необходимо проводить их биотестирование. Также необходимо усовершенствование существующей расчётной методики оценки класса опасности для отходов минерального происхождения с целью достоверного определения этого показателя, отвечающего результатам биотестирования.

*Работа выполнена в рамках реализации Государственного задания Минобрнауки.*

### Литература

1. Мелехова О. П. Биологический контроль окружающей среды: биоиндикация и биотестирование : учебное пособие для студентов высших учебных заведений / О.П. Мелехова, Е.И. Егорова, Т.И. Евсеева; под ред. О.П. Мелеховой, Е.И. Егоровой. М.: Издательский центр «Академия», 2007. 288 с.
2. Приказ МПР РФ от 15.06.2001 № 511 «Об утверждении критериев отнесения опасных отходов к классу опасности для окружающей природной среды».
3. Волохина А. Т. Решение задач по безопасности жизнедеятельности с использованием прикладных программных продуктов. Расчёт класса опасности и класса токсичности отходов нефтегазовой промышленности с использованием программных продуктов «Расчёт класса опасности (версия 2.x)» и «Расчёт класса токсичности (версия 1.x)» / А. Т. Волохина. М.: РГУ нефти и газа им. И.М. Губкина, 2010. 83 с.
4. СП 2.1.7.1386-03 «Санитарные правила по определению класса опасности токсичных отходов производства и потребления». Введён 30.06.2003 г. (ред. от 31.03.2011 г.)
5. Ашихмина Т. Я. Экологический мониторинг: Учебн.-методическое пособие / Т.Я. Ашихмина, Н.Б. Зубкина; под ред. Т.Я. Ашихминой М.: Академический проект, 2005. 205 с.
6. Пузаков А. В., Неумоина А.А., Исаева С.В., Сафронова Л.А. Определение класса опасности медицинских отходов методом биотестирования // Экология: синтез естественнонаучного, технического и гуманитарного знания: мат. Всерос. науч.-практ. конференции, Саратов, 19–22 октября 2010 г. Саратов: Изд-во Саратов. гос. тех. ун-та, 2010. С.167–168.
7. ПНД Ф 12.4.2.1-99 «Отходы минерального происхождения. Рекомендации по отбору и подготовке проб. Общие положения». Утверждён. 24.03.1999. М., 1999. 16 с.
8. ПНД Ф 14.1:2:4.12-06 (ПНД Ф 16.1:2:3:3.9-06) «Методика определения токсичности водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов, питьевой, сточной и природной воды по смертности тест-объекта *Daphnia magna* Straus». Утверждён. 22.06.2006. М., 2006. 43 с.
9. ПНД Ф 14.1:2:3:4.10-04 (ПНД Ф 16.1:2:3:3.7-04) «Методика определения токсичности питьевых, природных и сточных вод, водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по измерению оптической плотности тест-культуры водоросли Хлорелла (*Chlorella vulgaris* Beijer)» Утверждён. 02.10.2006. М., 2004 (издание 2007 г.). 36 с.

**Оценка загрязнения поверхностных вод в районе действующего объекта по уничтожению химического оружия «Марадыковский» по комплексным гидрохимическим показателям**

© 2013. Ю. Н. Некрасова<sup>1</sup>, аспирант, Е. В. Дабах<sup>1,2,3</sup>, к.б.н., доцент, с.н.с.,

<sup>1</sup> Вятский государственный гуманитарный университет,

<sup>2</sup> Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,

<sup>3</sup> Вятская государственная сельскохозяйственная академия,  
e-mail: daphy@mail.ru

В статье представлены результаты определения качества воды, пробы которой отобраны из водных объектов в районе объекта уничтожения химического оружия в Кировской области. Отмечены противоречия в оценке уровня загрязнённости некоторых водотоков, обусловленные высоким природным содержанием железа. Для объективной оценки качества воды предпочтительнее использовать комбинаторный индекс загрязнённости воды и удельный комбинаторный индекс загрязнённости воды.

The article presents the assessment results of water quality of the samples selected from water bodies in the area of chemical weapons decommission facility in the Kirov region. Some assessment contradiction was marked in contamination level of some watercourses due to high natural iron content. For objective evaluation of water quality it is preferable to use a combinatorial index of water pollution and the specific combinatorial index of water pollution.

**Ключевые слова:** поверхностные воды, химическое загрязнение, оценка качества воды, объект хранения и уничтожения химического оружия

**Keywords:** surface water, chemical pollution, water quality, chemical weapons decommission facility

Для определения качества воды водных объектов и степени их загрязнённости используют дифференциальный и комплексный способы оценки.

Особенностью метода комплексной оценки степени загрязнённости поверхностных вод по гидрохимическим показателям является проведение детального покомпонентного анализа химического состава воды, установление уровня загрязнённости (в сравнении с допустимыми концентрациями), а также частоты превышения нормативов. Принимая условие аддитивности действия токсических веществ при их одновременном присутствии, окончательный комплексный показатель качества воды определяется суммированием отдельных показателей, оценивающих вклад каждого загрязняющего вещества в отдельности [1].

В настоящее время наиболее распространённым критерием оценки качества воды является предельно допустимая концентрация (ПДК) содержащихся в ней веществ. Однако объективность информации зависит не только от уровня превышения ПДК, но и от частоты отбора проб, от количества определяемых

показателей, частоты встречаемости в пробах повышенных концентраций загрязняющих веществ. Получение такой информации особенно необходимо на опасных промышленных предприятиях, таких как объект по уничтожению химического оружия «Марадыковский» (ОУХО) в Кировской области.

С 80-х гг. XX века для оценки степени загрязнённости воды используются комплексные показатели. Индекс загрязнённости воды (ИЗВ), как наиболее распространённый, официально регламентирован для использования в качестве комплексного показателя качества воды с 1986 г., удельный комбинаторный индекс загрязнённости воды (УКИЗВ), как наиболее информативный, введён в действие с 2002 г. (РД 52.24.643-2002) для обобщения информации о химическом составе вод [2]. В настоящее время УКИЗВ является приоритетным при оценке качества поверхностных вод.

Цель работы – сравнить информативность комплексных показателей, наиболее часто применяемых для оценки качества поверхностных вод на примере водных объектов, расположенных в зоне защитных мероприятий (ЗЗМ) ОУХО.

**Задачи:**

- дать оценку изменения качества воды водных объектов в ЗЗМ ОУХО с помощью ИЗВ;
- изучить степень загрязнённости воды в р. Погиблице с помощью комплексных показателей (ИЗВ, КИЗВ, УКИЗВ);
- выявить наиболее информативные комплексные показатели для оценки качества воды.

**Объекты и методы**

Объектами исследования являлись водоёмы и водотоки, расположенные в ЗЗМ действующего ОУХО. Особое внимание уделялось определению качества воды в р. Погиблице, которая используется для водоснабжения и водоотведения ОУХО и п. Мирный.

Для расчёта комплексных показателей использовались данные количественного химического анализа за 2007–2012 гг., полученные при участии авторов в аккредитованной лаборатории Регионального центра государственного контроля и мониторинга по Кировской области.

**Результаты и их обсуждение**

В 1999–2001 гг. до пуска ОУХО на исследуемой территории детально изучались гидро-

логические и гидрохимические показатели водных объектов [3]. С начала функционирования ОУХО в 2006 г. обследование водных объектов на территории ЗЗМ было продолжено в рамках экологического мониторинга. Оно включает отбор проб воды, их анализ и сравнение полученных результатов с фоновыми и допустимыми концентрациями. Однако анализ состояния водных объектов по комплексным показателям не проводился.

Для оценки качества воды были использованы комплексные показатели, которые представлены в таблице 1.

С 2007 г. определялся класс загрязнения, рассчитанный на основе индекса загрязнённости воды (ИЗВ) (табл. 2).

Согласно таблице 2, природные поверхностные воды в районе расположения объекта «Марадыковский» в соответствии с величиной ИЗВ были отнесены в основном к III–V классам загрязнения, что характеризует воду как «умеренно загрязнённую» и «грязную». Встречались также воды VI и VII классов – «очень грязные» и «чрезвычайно грязные» соответственно. По сравнению с результатами, полученными до пуска объекта в 2001 г., качество воды существенно не изменилось. В некоторых водотоках, например, в р. Погиблице оно даже улучшилось.

Река Погиблице – приток р. Вятки – второй по значению водоток на данной террито-

**Таблица 1**

Комплексные показатели, используемые для оценки качества воды

Комплексный показатель		Сущность показателя
ИЗВ	Индекс загрязнения воды	ИЗВ рассчитывают по шести показателям, имеющим наибольшие значения превышения ПДК. В зависимости от величины ИЗВ водные объекты подразделяют на 7 классов. Чем больше номер класса, тем хуже качество воды.
К	Коэффициент комплексности загрязнённости	Предварительная оценка степени загрязнённости воды водных объектов. Отражает количество показателей с превышением ПДК. Чем больше значение К, тем большая комплексность загрязнённости, тем хуже качество воды. Увеличение коэффициента комплексности загрязнённости свидетельствует о появлении новых загрязняющих веществ в воде анализируемого водного объекта.
КИЗВ	Комбинаторный индекс загрязнённости воды	С помощью КИЗВ и УКИЗВ оценивается степень загрязнённости воды по комплексу загрязняющих веществ, устанавливается класс качества воды. Они учитывают количество определяемых показателей, уровень превышения ПДК, частоту встречаемости в пробах повышенных концентраций загрязняющих веществ.
УКИЗВ	Удельный комбинаторный индекс загрязнённости воды	Классификация качества воды, проведённая на основе значений УКИЗВ и КИЗВ, позволяет разделять поверхностные воды на 5 классов в зависимости от степени их загрязнённости. Большому значению индекса соответствует худшее качество воды в различных створах, пунктах и т. д.

Таблица 2

Классы качества воды водных объектов в ЗЗМ ОУХО, рассчитанные на основе ИЗВ

Водный объект		2007–2012 гг.				2001 г. (до пуска ОУХО)			
Р. Вятка (устье р. Погиблицы)		V(4,39)				VI			
Р. Вятка (с. Истобенск)		III(2,37)				V			
Р. Вятка (д. Тиваненки)		V(5,72)							
Р. Вятка (ЗМИ)		V(4,54)							
Р. Бражиха		V(5,67)				IV			
Р. Берёзовка		III(1,88)				III			
Р. Большая Холуница (а/м мост)		III(2,16)							
Р. Большая Холуница (устье)		III(1,48)							
Ручей без названия		VII(13,4)				VII			
Пруд на р. Погиблице		III(2,15)				III			
Р. Истобница		VI(6,14)				–			
Р. Холуница		III(1,90)				–			
Р. Молома		IV(2,65)				–			
Озёра Карповые (пойма р. Вятки)		IV(2,83)				V			
1–2,5	III	2,5–4	IV	4–6	V	6–10	VI	Более 10	VII
Умеренно загрязнённые		Загрязнённые		Грязные		Очень грязные		Чрезвычайно грязные	

Примечание: «–» – ИЗВ не рассчитывался.

Таблица 3

Классы качества воды в р. Погиблице до и после сброса сточных вод, рассчитанные на основе ИЗВ

Р. Погиблица	2007 г.	2008 г.	2009 г.	2010 г.	2011 г.	2012 г.
500 м выше сброса	III	III	IV	III	III	IV
500 м ниже сброса	IV	III	III	III	III	III

рии, принимает стоки с очистных сооружений п. Мирный, войсковой части и ОУХО «Мардыковский». В таблице 3 приведены классы качества воды в р. Погиблице в 500 м выше и 500 м ниже сброса сточных вод, рассчитанные на основе ИЗВ.

Вода в реке характеризуется в основном как «умеренно загрязнённая» (III класс). Аналогичная оценка качества воды в р. Погиблице получена с помощью гидробиологических показателей [4].

В некоторые годы значения ИЗВ до сброса сточных вод были выше, чем после сброса (табл. 3, рис. 1). Таким образом, можно сделать вывод о том, что качество воды за счёт поступления сточных вод с очистных сооружений улучшается. Это противоречит реальной ситуации, поскольку на протяжении всех лет наблюдений отмечались превышения нормативов допустимого сброса по ряду показателей: нитрат-ионам, нитрит-ионам, фосфат-ионам, железу общему, биологическому (БПК) и химическому (ХПК) потреблению кислорода.

Значения ИЗВ в воде р. Погиблицы представлены на рисунке 1.

ИЗВ рассчитывается по превышению ПДК лишь 6 основных показателей: концентрация растворённого кислорода и значение БПК<sub>5</sub> учитываются в обязательном порядке, 4 показателя выбираются на основании наибольших приведённых концентраций (в данном случае – железо общее, ХПК, аммоний-ион, нитрит-ион). Высокие значения ИЗВ в р. Погиблице выше сброса сточных вод обусловлены наибольшим вкладом в конечный результат превышений ПДК железа общего. На основании этого же показателя вода в ручье оценивается как «чрезвычайно грязная» (табл. 2). Высокое содержание железа типично для малых рек Кировской области и носит природный характер [5]. Если в расчётах ИЗВ приведённую концентрацию железа общего заменить на приведённую концентрацию нитрат-ионов, содержание которых в сточной воде превышает установленные нормативы, то получим более объективные результаты – значения ИЗВ после сброса выше, чем до сброса (рис. 2).

После реконструкции очистных сооружений в конце 2009 г. различия в качестве воды (по значениям ИЗВ) до и после сброса сточных вод стали менее существенными (рис. 2).



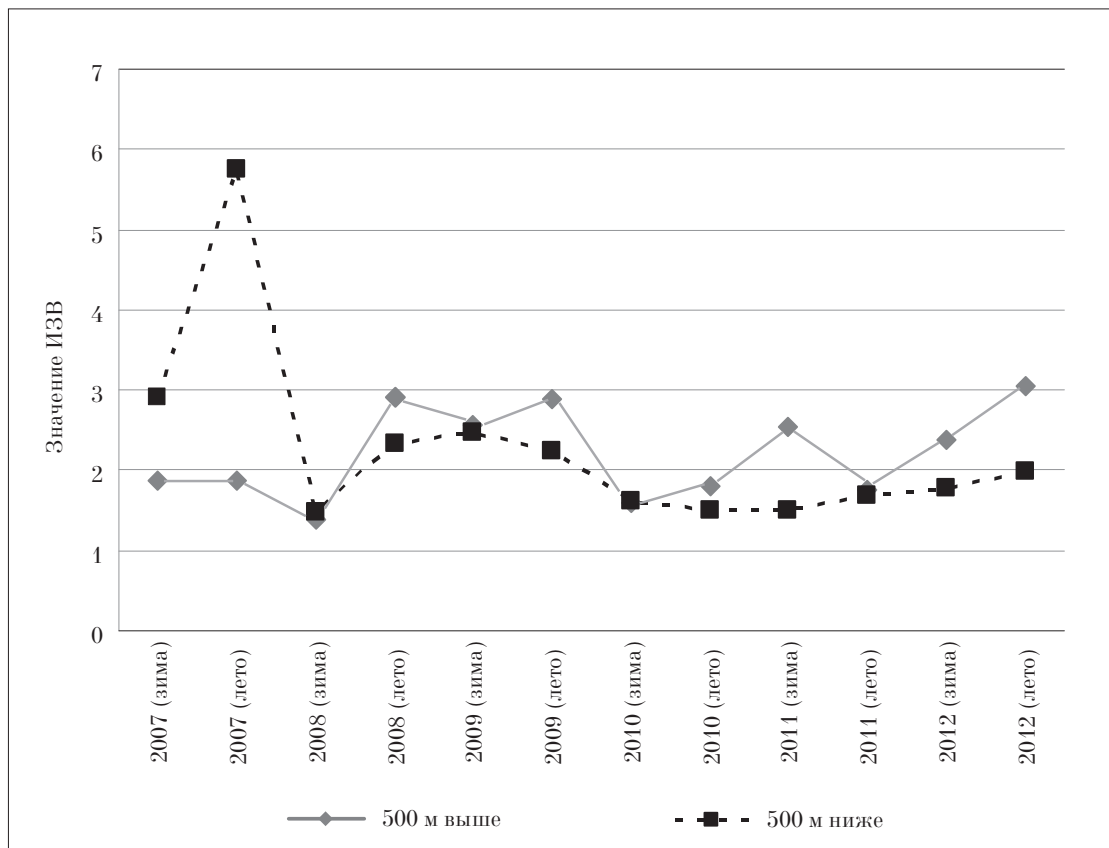


Рис. 1. Изменение значений ИЗВ с 2007-го по 2012 г.

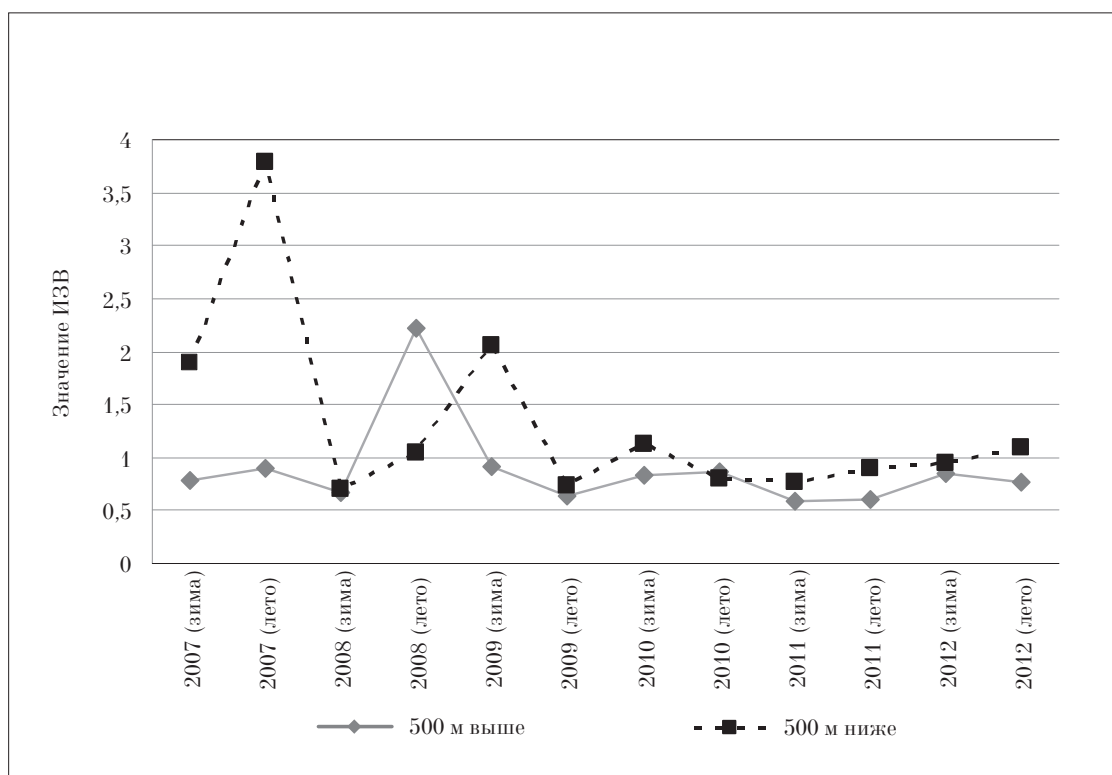


Рис. 2. Изменение значения ИЗВ в течение исследуемого периода (расчёт ИЗВ с нитрат-ионами)

Таким образом, высокое природное содержание какого-либо компонента, учитываемого при расчёте ИЗВ, может привести к искажению результатов.

В связи с этим для объективной оценки влияния сброса сточных вод на качество воды в р. Погиблице были рассчитаны комплексные показатели загрязнённости воды, такие как коэффициент комплексности загрязнённости ( $K$ ), комбинаторный индекс загрязнения (КИЗВ) и удельный комбинаторный индекс загрязнения воды (УКИЗВ) (табл. 1).

Значения коэффициента комплексности загрязнения  $K$  показаны на рисунке 3. В таблице 4 приведены категории воды в р. Погиблице (в 500 м выше и 500 м ниже сброса сточных вод) по значениям комплексности загрязнённости воды ( $K$ , %).

В течение всего периода наблюдений вода в р. Погиблице как выше, так и ниже сброса сточных вод характеризовалась средней комплексностью загрязнённости.

Используя одни и те же данные (в том числе и железо общее) для расчёта коэффициента  $K$  и ИЗВ, но учитывая общее число контролируемых показателей, получили противоположные результаты – качество воды в р. Погиблице после сброса в неё сточных вод становится хуже.

Число контролируемых показателей, превышающих ПДК, в течение всего периода наблюдений оставалось постоянным.

При значении коэффициента  $K \geq 10\%$  (в нашем случае 5,6–39%) для оценки качества воды необходимо использовать метод комплексной оценки качества воды по значениям комбинаторного и удельного комбинаторного индексов загрязнённости воды [1].

С помощью комбинаторного индекса загрязнённости воды оценивается степень её загрязнённости по комплексу загрязняющих веществ, устанавливается класс качества воды (табл. 1 и 5).

В таблице 6 приведены показатели, по которым был произведён расчёт комбинаторного и удельного комбинаторного индексов загрязнённости воды (с учётом повторяемости и кратности превышения ПДК), а также значения полученных индексов.

Превышения ПДК в воде р. Погиблицы выше сброса сточных вод за исследуемый период наблюдались по 8 показателям, ниже сброса по 9 показателям из 16 определяемых (кроме показателей, указанных в таблице 6, также определялись: нитрат-ионы, хлорид-ионы, сульфат-ионы, анионные поверхностно-активные вещества, цинк, никель).

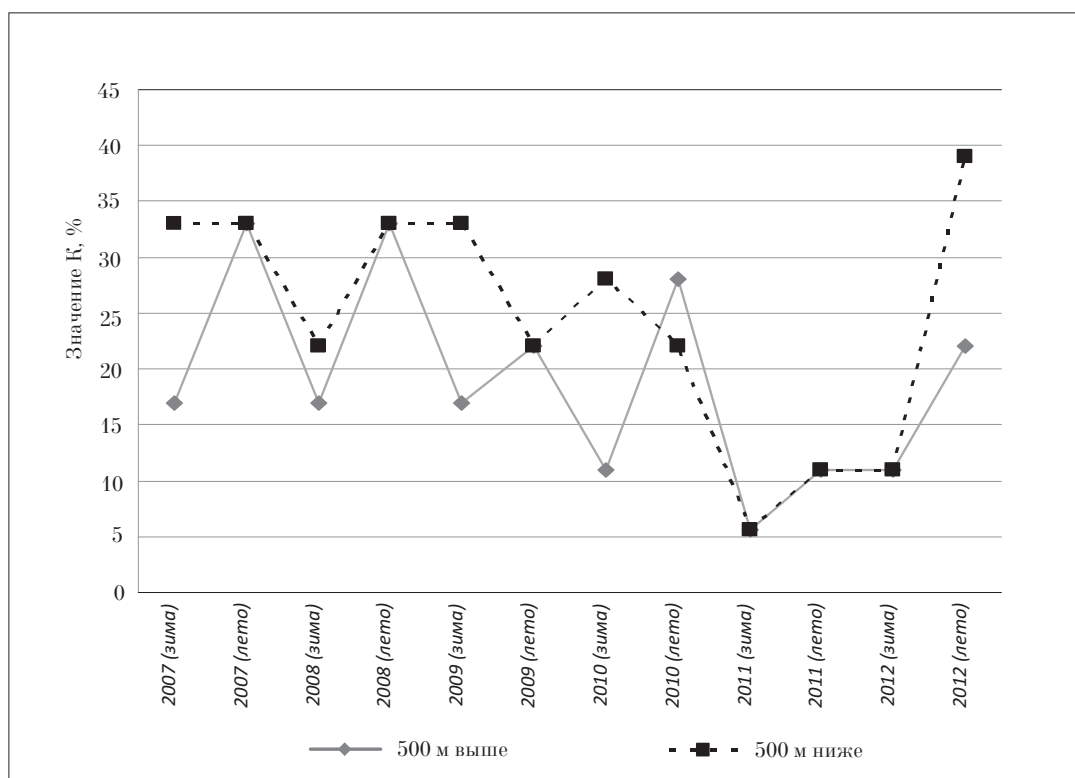


Рис. 3. Изменение значения коэффициента  $K$  в течение исследуемого периода

Для воды р. Погиблицы выше сброса сточных вод, согласно классификации воды по повторяемости случаев загрязнённости, загрязнённость воды по нефтепродуктам определяется как «единичная»; по таким показателям, как нитрит-ионы, аммоний-ионы, ХПК, марганец, определяется как «неустойчивая»; по железу общему, БПК<sub>5</sub>, меди – «характерная». Уровень загрязнённости воды различный: по биохимическому и химическому потреблению кислорода, аммоний-ионам, нефтепродуктам, марганцу – «низкий»; по нитрит-ионам, железу общему, меди – «средний»; по железу общему отмечена «характерная» загрязнённость «высокого» уровня.

В целом, вода в р. Погиблице в 500 м выше сброса сточных вод за период с 2007-го по 2012 г. характеризовалась как «очень загрязнённая» (3 класс, разряд «б»).

Для воды р. Погиблицы ниже сброса сточных вод, согласно классификации по повторяемости случаев загрязнённости, загрязнё-

нность воды по нефтепродуктам, фосфат-ионам определяется как «неустойчивая»; по таким показателям, как аммоний-ионы, ХПК, марганец – «устойчивая»; по железу общему, БПК<sub>5</sub>, меди, нитрит-ионам – «характерная». Уровень загрязнённости воды этими компонентами различный: по химическому потреблению кислорода, фосфат-ионам, марганцу – «низкий»; по нитрит-ионам, аммоний-ионам, железу общему, нефтепродуктам, биологическому потреблению кислорода, меди – «средний». Наибольший вклад в загрязнённость воды вносят железо общее и аммоний-ионы.

Степень загрязнённости воды реки Погиблицы в 500 м ниже сброса сточных вод за 2007–2012 гг. характеризовалась как «грязная» (4 класс, разряд «а»).

**Заключение**

На основании расчёта ИЗВ качество поверхностной воды в районе расположения

**Таблица 4**

Категории воды в р. Погиблице по значениям комплексности загрязнённости воды

Р. Погиблица	2007 г.	2008 г.	2009 г.	2010 г.	2011 г.	2012 г.
500 м выше сброса	II	II	II	II	I	II
500 м ниже сброса	II	II	II	II	I	II
0–10	10–40		40–100			
I	II		III			
по единичным показателям	по нескольким показателям		по комплексу показателей			

**Таблица 5**

Шкалы для оценки качества воды

Характеристика загрязнённости воды по повторяемости случаев загрязнения (оценочный балл)													
единичная		неустойчивая		устойчивая		характерная							
1–2		2–3		3–4		4							
Характеристика загрязнённости воды по кратности превышения ПДК (оценочный балл)													
низкий		средний		высокий		экстремально высокий							
1–2		2–3		3–4		4							
Характеристика состояния загрязнённости воды по значению комбинаторного индекса загрязнённости воды													
1-й класс		2-й класс		3-й класс		4-й класс		5-й класс					
«условно чистая»		«слабо загрязнённая»		«загрязнённая»		«грязная»		«экстремально грязная»					
Характеристика состояния загрязнённости воды по значению удельного комбинаторного индекса загрязнённости воды													
1-й класс		2-й класс		3-й класс		4-й класс		5-й класс					
				разряд «а»	разряд «б»	разряд «а»	разряд «б»	разряд «в»	разряд «г»				
«условно чистая»		«слабо загрязнённая»		«загрязнённая»		«очень загрязнённая»		«грязная»		«очень грязная»		«экстремально грязная»	

Таблица 6

Комплексная оценка степени загрязнённости воды в р. Погиблице до и после сброса сточных вод

Определяемые показатели, превышающие значения ПДК	Выше места сброса сточных вод			Ниже места сброса сточных вод		
	Частный оценочный балл по повторяемости, $S_\alpha$	Частный оценочный балл по кратности превышения ПДК, $S_\beta$	Общий оценочный балл, $S_i$	Частный оценочный балл по повторяемости, $S_\alpha$	Частный оценочный балл по кратности превышения ПДК, $S_\beta$	Общий оценочный балл, $S_i$
Нитрит-ионы	2,45	2,01	4,92	4,0	2,15	8,60
Аммоний-ионы	2,93	1,58	4,63	3,75	2,48	9,30
Железо общее	4,0	2,69	10,76	4,0	2,53	10,12
Фосфаты-ионы	–	–	–	2,25	1,91	4,30
ХПК	2,93	1,09	3,19	3,75	1,17	4,39
БПК <sub>5</sub>	4,0	1,34	5,36	4,0	2,00	8,0
Нефтепродукты	1,95	1,65	3,22	2,25	2,02	4,55
Медь	4,0	2,09	8,36	4,0	2,14	8,56
Марганец	2,69	1,5	4,03	3,5	1,55	5,43
Комбинаторный индекс загрязнённости воды, $S$	44,47 (3-й класс, «загрязнённая»)			63,25 (4-й класс, «грязная»)		
Удельный комбинаторный индекс загрязнённости, $S'$	2,78 (3-й класс, разряд «б» «очень загрязнённая»)			3,95 (4-й класс, разряд «а» «грязная»)		

ОУХО варьирует от «умеренно загрязнённой» до «чрезвычайно грязной». Наивысшие значения ИЗВ обусловлены вкладом в конечный результат приведённых концентраций железа общего, что связано с его высоким природным содержанием. Следовательно, при высоком природном содержании каких-либо элементов в воде (для Кировской области – железо, марганец) ИЗВ не даёт объективной информации о её качестве. Учитывая значения ИЗВ, качество поверхностных вод в районе расположения ОУХО по сравнению с результатами, полученными до пуска объекта, не изменилось. Рост значений КИЗВ и УКИЗВ в контрольной точке на р. Погиблице по сравнению с фоновой указывает, что сточные воды с очистных сооружений п. Мирный, войсковой части и ОУХО снижают качество воды в реке.

Таким образом, для объективной оценки качества воды, а также степени антропогенного воздействия на неё при высоком природном содержании ряда учитываемых при расчётах показателей предпочтительнее использовать КИЗВ и УКИЗВ.

### Литература

1. РД 52.24.643-2002. Метод комплексной оценки

степени загрязнённости поверхностных вод по гидрохимическим показателям.

2. Шелутко В.А., Колесникова Е.В., Смыжова Е.С. Вопросы оценки качества поверхностных вод по гидрохимическим данным // Экологические и гидрометеорологические проблемы больших городов и промышленных зон: Материалы V Междунар. конф. СПб: ЗАО «Крисмас+», 2009. С. 97–99.

3. Ашихмина Т.Я. Комплексный экологический мониторинг объектов хранения и уничтожения химического оружия. Киров: Вятка, 2002. 544 с.

4. Домнина Е.А., Менялин С.А., Огородникова С.Ю., Ашихмина Т.Я. Биологический мониторинг на территории СЗЗ и ЗЗМ объекта уничтожения химического оружия // Бизнес. Наука. Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы Всероссийской научно-практической конференции-выставки экологических проектов с международным участием. Киров: Из-во ООО «Веси». 2013. С. 243–245.

5. Региональный доклад «О состоянии окружающей среды Кировской области в 2011 году» / Под ред. А.В. Албеговой. Киров: ООО «Типография «Старая Вятка», 2012. 185 с.

6. Нормативы качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативы предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения. Утверждён приказом № 20 Росрыболовства от 18.01.2010 г.



**Особенности и проблемы методов  
производственного экологического контроля**

© 2013. С. И. Ломаш<sup>1,2</sup>, зам. технического директора –  
главного инженера по экологии, начальник экологического отдела, соискатель,  
<sup>1</sup>ОАО «Завод минеральных удобрений Кирово-Чепецкого химического комбината»,  
<sup>2</sup>Вятский государственный гуманитарный университет,  
e-mail: lomash@list.ru

В статье сделана попытка охарактеризовать методическую и методологическую проблему организации и осуществления производственного экологического контроля и наметить некоторые пути её решения.

The article presents an attempt to describe methodical and methodological problems of organization and implementation of industrial ecological control and to outline some of the ways of its solving.

Ключевые слова: производственный экологический контроль, объекты и методы контроля, охрана окружающей среды, интегральное воздействие объектов

Keywords: industrial ecological monitoring, objects and methods of control, environmental protection, integral impact of objects

В последнее время, говоря об экологии, как правило, подразумевают инженерную (промышленную) экологию. Связано это с тем, что в наш динамический век наряду с восхищением успехами человека и его познаниями природы во всём мире растёт серьёзная озабоченность людей состоянием окружающей их природной среды [1].

Одним из приоритетных методов обеспечения контроля и анализа за воздействием на окружающую среду хозяйственной деятельности является создание и развитие законодательного механизма организации экологического контроля.

Статья 67 Федерального закона № 7-ФЗ «Об охране окружающей среды» гласит:

1. Производственный контроль в области охраны окружающей среды (производственный экологический контроль) осуществляется в целях обеспечения выполнения в процессе хозяйственной и иной деятельности мероприятий по охране окружающей среды, рациональному использованию и восстановлению природных ресурсов, а также в целях соблюдения требований в области охраны окружающей среды, установленных законодательством в области охраны окружающей среды.

2. Субъекты хозяйственной и иной деятельности обязаны представлять сведения о лицах, ответственных за проведение производственного экологического контроля, об ор-

ганизации экологических служб на объектах хозяйственной и иной деятельности, а также результаты производственного экологического контроля в соответствующий орган государственного надзора [2].

Обязанность по организации и осуществлению производственного экологического контроля предусмотрена также Федеральными законами «Об охране атмосферного воздуха», «Об отходах производства и потребления», рядом Постановлений Правительства РФ и другими нормативно-правовыми актами. Общий перечень документов, регламентирующих указанную деятельность, насчитывает не один десяток, но, не взирая, на многочисленные упоминания о необходимости осуществления экологического контроля в субъектах хозяйственной деятельности, практически ни один из документов не формализует поставленную перед предприятием задачу. Не решают эту проблему и утверждённые территориальными Управлениями Росприроднадзора так называемые методические рекомендации по организации и осуществлению производственного экологического контроля, разработанные и рекомендованные для использования при формировании программ ведомственного экологического контроля в некоторых областях. В настоящее время ситуация усугубилась тем, что часть общей некогда программы производственного экологического контроля предприятия в виде порядка осуществления производствен-

ного контроля в области обращения с отходами требует обязательного согласования с органами исполнительной власти (в соответствии с их компетенцией). Но, обязывая согласовать порядок, Федеральный закон «Об отходах производства и потребления» не устанавливает требований к его содержанию (по освещаемым разделам и объёму).

По С. А. Боголюбову [3], производственный контроль ставит своей целью проверку соблюдения нормативов качества окружающей среды, выполнения требований экологического законодательства, планов и мероприятий по охране природы и оздоровлению окружающей среды. Данный вид производственного или внутриведомственного контроля организуется собственником, владельцем предприятия и не во всём должен подвергаться законодательному регулированию. Предприятие отвечает перед обществом за состояние окружающей среды, за выполнение требований экологического законодательства, за соблюдение установленных нормативов выбросов и сбросов загрязняющих веществ. Как выполнит предприятие свой экологический долг перед обществом – это прежде всего проблема самого предприятия и его владельцев: они могут возлагать обязанности по охране окружающей среды на отдельных должностных лиц предприятия, создавать специальную службу или лабораторию по охране среды, устанавливать систему поощрений и наказаний в области охраны среды, принимать иные меры контроля и воздействия для обеспечения требуемого экологического поведения.

Казалось бы, отсутствие единого требования в содержательной части программы (порядка) производственного экологического контроля не должно затруднять разработку упомянутого документа, так как понятно, что структура производственного контроля как документа, определяющего одну из важнейших задач экологической службы хозяйствующего субъекта, будет прежде всего зависеть от отрасли и специфики предприятия. Но следующее требование закона о представлении результатов производственного экологического контроля в соответствующий орган государственного надзора ставит в затруднительное положение многих специалистов природоохранных служб, поскольку для обеспечения необходимого уровня качества работ на ряд видов экологической деятельности требуется особое разрешение (например, на проведение инструментальных измерений), то предприятия (прежде всего небольшие) часть про-

изводственного контроля выполняют, привлекая специализированные организации. Однако, недооценивая важность природоохранной деятельности и стремясь уменьшить затраты, предприятия часто экономят на содержании собственной экологической службы и сводят производственный контроль к минимальному объёму, выполняемому организациями-подрядчиками, что снижает эффективность самого действенного вида экологического контроля. Тем не менее по законодательству ответственность за все несвоевременно выявленные нарушения несут руководитель предприятия, лицо, ответственное за природоохранную деятельность, и руководители соответствующих структурных подразделений [4]. Важно отметить и тот факт, что отсутствие на предприятии программы экологического контроля, отказ от её разработки, равно как сокрытие, умышленное искажение или несвоевременное сообщение полной и достоверной информации о состоянии окружающей среды и природных ресурсов, об источниках загрязнения окружающей среды и природных ресурсов или иного вредного воздействия на окружающую среду и природные ресурсы, о радиационной обстановке, а равно искажение сведений о состоянии земель, водных объектов и других объектов окружающей среды [5] так же предусматривает административную ответственность в соответствии с действующим законодательством.

Понимая важность и ответственность организации и обеспечения производственного экологического контроля, необходимо определить не столько методологические (так или иначе они определены действующим законодательством и подзаконными актами), но методические основы и сферу (объекты) производственного экоконтроля.

Итак, сферой производственного экологического контроля является хозяйственная деятельность предприятия в части его воздействия на окружающую среду, в соответствии со ст. 1 ФЗ «Об охране окружающей среды» окружающая среда – совокупность компонентов природной среды, природных и природно-антропогенных объектов, а также антропогенных объектов;

- природная среда (далее также – природа) – совокупность компонентов природной среды, природных и природно-антропогенных объектов;
- компоненты природной среды – земля, недра, почвы, поверхностные и подземные воды, атмосферный воздух, расти-

тельный, животный мир и иные организмы, а также озоновый слой атмосферы и околоземное космическое пространство, обеспечивающие в совокупности благоприятные условия для существования жизни на Земле [2].

Основываясь на рекомендациях национального стандарта ГОСТ Р 14.13-2007 «Оценка интегрального воздействия объектов хозяйственной деятельности на окружающую среду в процессе производственного экологического контроля» [6], основными задачами производственного экологического контроля, включая производственный аналитический контроль, являются:

- контроль за выполнением и соблюдением требований законодательства об охране окружающей среды;
- контроль за проведением обучения, инструктажа и проверки знаний в области охраны окружающей среды и природопользования;
- контроль за проведением мероприятий по рациональному использованию природных ресурсов и охране окружающей среды, а также за соблюдением требований специально уполномоченного государственного органа в области охраны окружающей среды;
- контроль за соблюдением лимитов добычи природных ресурсов и эффективностью их использования;
- контроль за обращением с опасными веществами, отходами;
- контроль за эксплуатацией природоохранного оборудования и сооружений;
- контроль за уровнем готовности работников предприятия к аварийным ситуациям, наличием и техническим состоянием оборудования, обеспечивающего предупреждение и ликвидацию чрезвычайных ситуаций природного и техногенного характера;
- контроль за состоянием окружающей среды в зоне воздействия на неё хозяйственной деятельности хозяйствующего субъекта;
- контроль за получением информации для ведения хозяйствующим субъектом документации по охране окружающей среды;
- контроль за ведением хозяйствующим субъектом документации по охране окружающей среды;
- контроль за своевременным предоставлением сведений о состоянии и уровнях загрязнения окружающей среды, в том

числе аварийном, об источниках её загрязнения, о состоянии природных ресурсов, об их использовании и охране;

- контроль за соблюдением хозяйствующим субъектом предельно допустимых выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух, сбросов сточных вод, а также лимитов размещения отходов производства;
- контроль за учётом номенклатуры и количества загрязняющих веществ, поступающих в окружающую среду в результате хозяйственной деятельности предприятия;
- контроль за обеспечением своевременной разработки (пересмотра) хозяйствующим субъектом нормативов в области охраны окружающей среды;
- контроль за соблюдением режима охраны и использования особо охраняемых природных территорий (при их наличии);
- контроль за проведением локального мониторинга окружающей среды.

Анализ природоохранного законодательства показывает, что рабочая документация производственного экологического контроля должна освещать следующие обязанности предприятия:

- организационную структуру и данные о должностном лице, ответственном за охрану окружающей среды в хозяйствующем субъекте;
- перечень объектов производственного контроля для конкретного предприятия и их краткую характеристику;
- организацию контроля за соблюдением установленных нормативов, в том числе и аналитическими методами;
- сведения о ведении первичных отчётных документов (типовых форм журналов ПОД) и формах государственной статистической отчётности, а также других первичных документов;
- планы природоохранных мероприятий;
- планы по предупреждению и ликвидации чрезвычайных ситуаций;
- отчёт о производственном экологическом контроле за истекший период.

Организационная структура производственного экологического контроля приведена на рисунке 1.

Используя «Методические рекомендации по организации и осуществлению производственного экологического контроля на предприятиях Пермского края» [7], основные виды деятельности по организации и осуществлению производственного экологического контроля источников выбросов и ат-

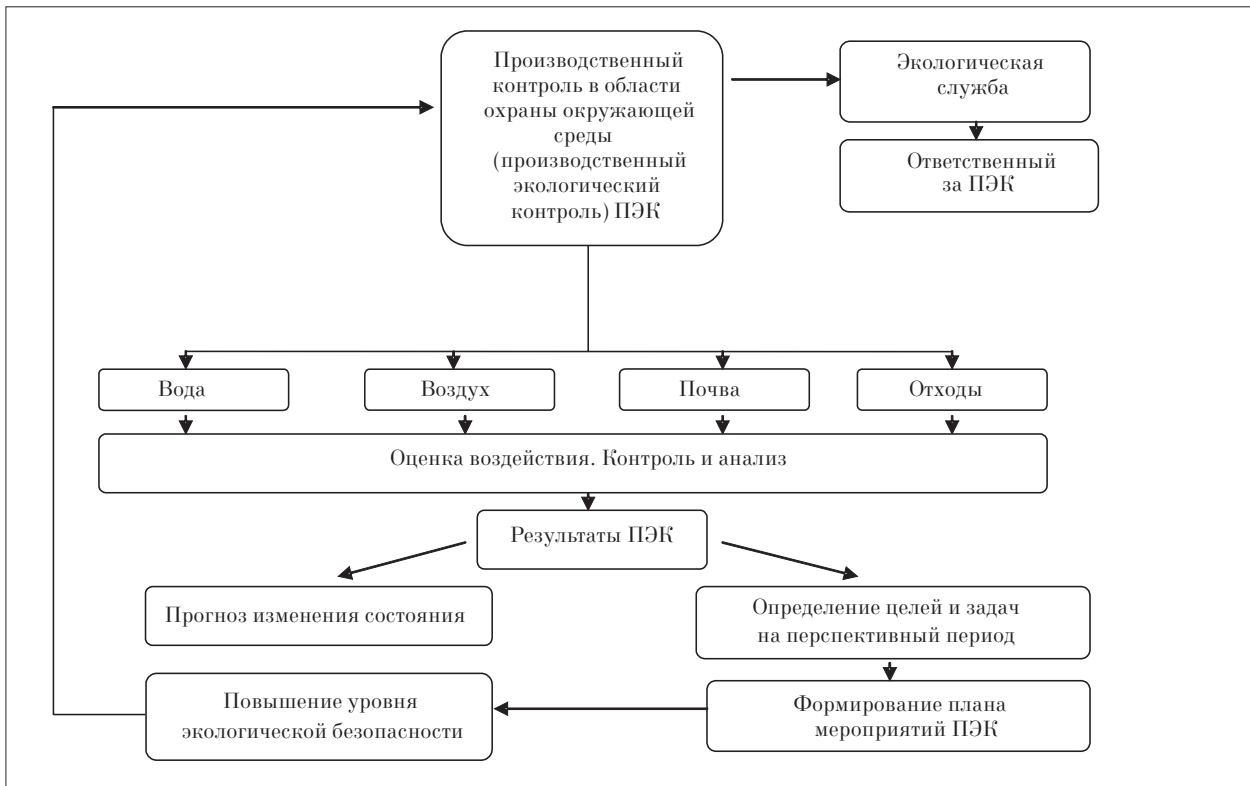


Рис. 1. Организационная структура производственного контроля в области охраны окружающей среды (производственный экологический контроль)

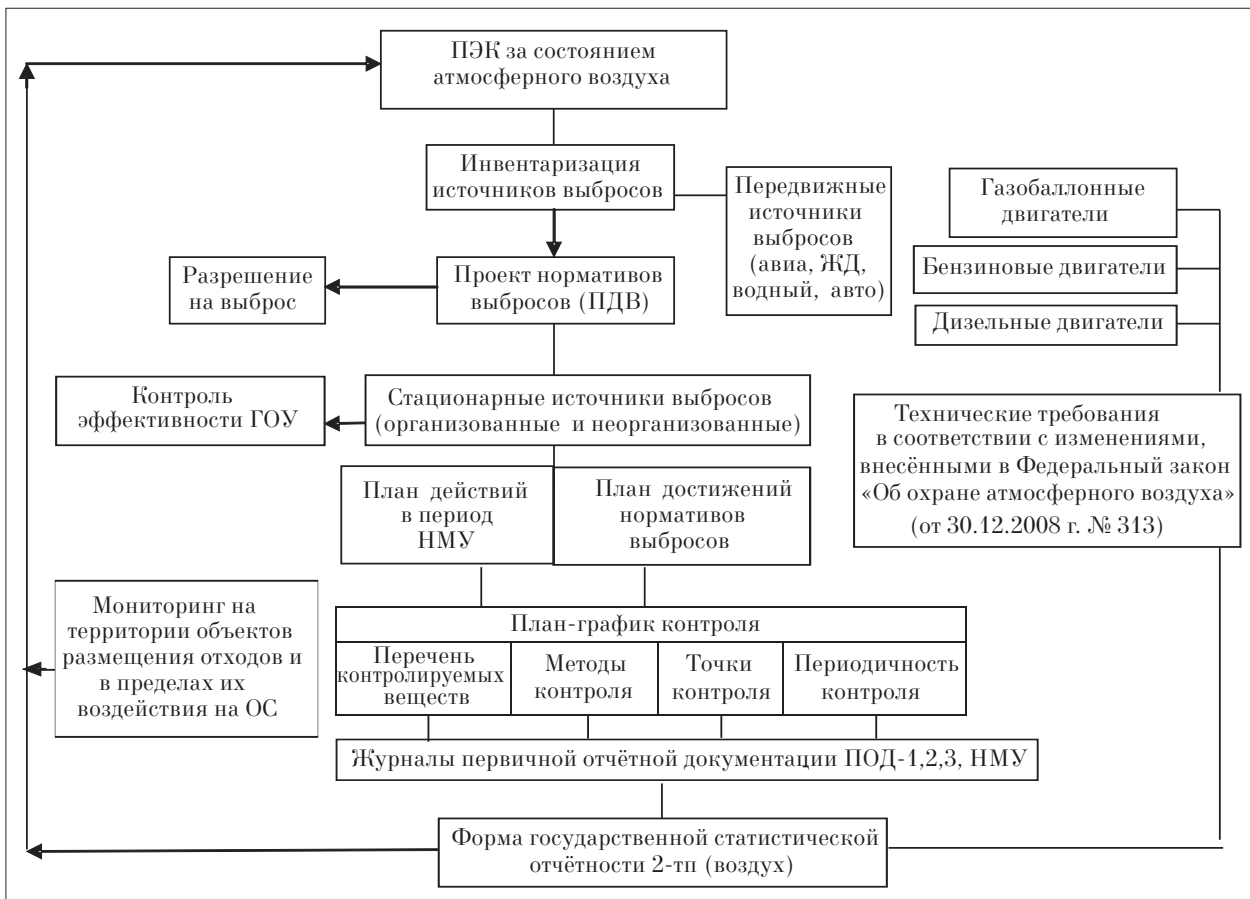


Рис. 2. Основные виды деятельности при осуществлении производственного контроля источников выбросов и атмосферного воздуха



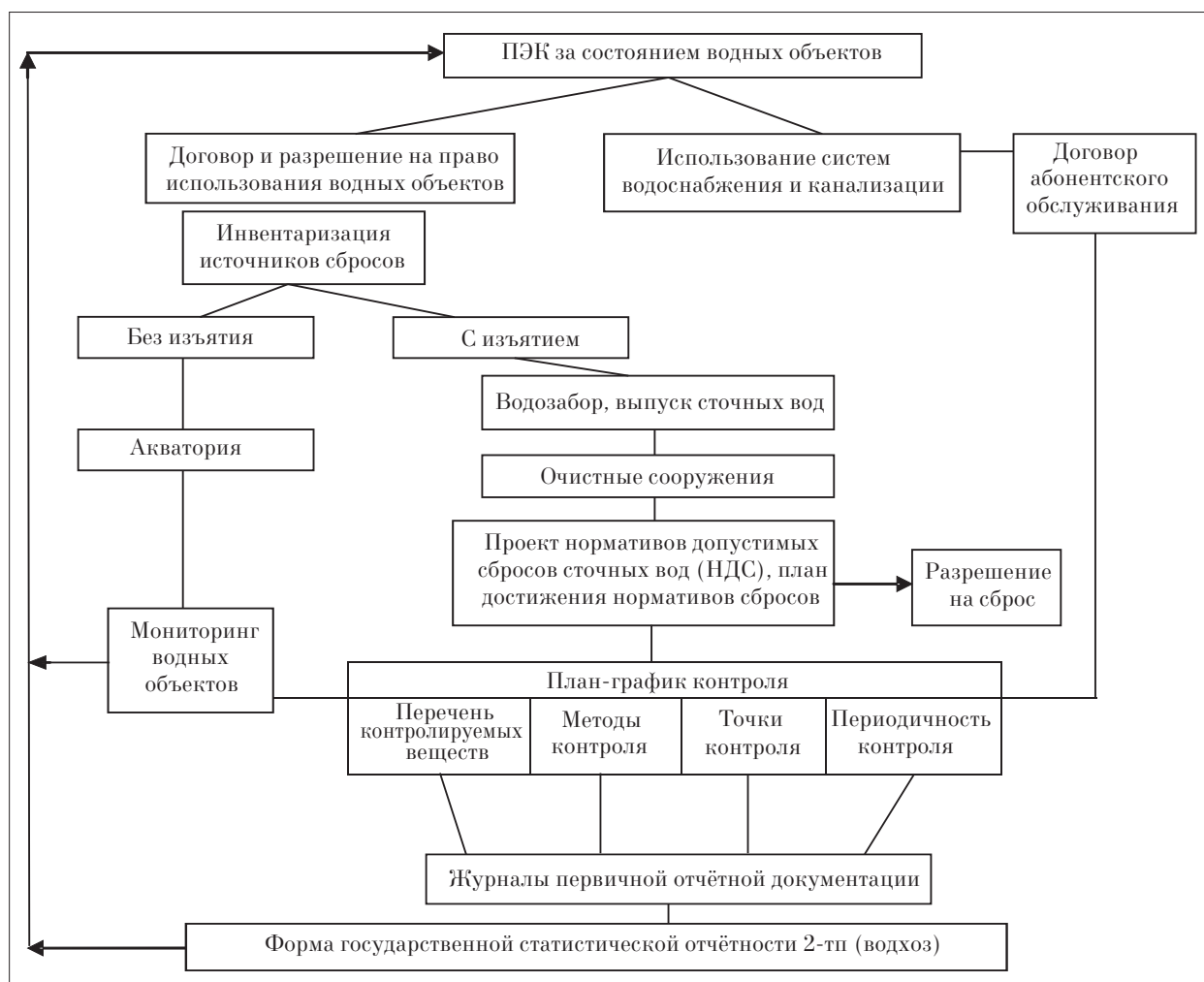


Рис. 3. Основные виды деятельности при осуществлении производственного контроля водных объектов

мосферного воздуха можно представить в виде схемы (рис. 2), выделяя в виде приоритетных три аспекта:

- инвентаризацию источников выбросов вредных (загрязняющих) веществ в атмосферный воздух;
- нормирование выбросов в атмосферу и контроль за соблюдением установленных нормативов ПДВ и ВСВ;
- оценку качества атмосферного воздуха в зоне воздействия предприятия и на границе санитарно-защитных зон.

Аналогично на рисунках 3 и 4 представлены схемы объектового экологического контроля для водных объектов и обращения с отходами в рамках хозяйствующего субъекта.

Основными задачами производственного экологического контроля водных объектов в свою очередь являются:

- нормирование сбросов загрязняющих веществ в окружающую среду;

- регулярные наблюдения за состоянием водного объекта и его водоохранной зоной (для заключения договора водопользования в целях забора);
- регулярные наблюдения за состоянием водного объекта и его водоохранной зоной (для заключения договора водопользования в целях использования акватории и производства электроэнергии);
- регулярные наблюдения за состоянием водного объекта и его водоохранной зоной (для принятия решения о предоставлении водного объекта в пользование в целях сброса сточных вод);
- регулярные наблюдения за состоянием водного объекта в пользование за исключением сброса сточных вод;
- контроль за работой гидротехнических и очистных сооружений;
- мониторинг водных объектов, осуществляемый собственниками водных объектов и водопользователями.

При проведении ПЭК в области обращения с отходами осуществляются следующие мероприятия:

- инвентаризация образования и размещения отходов производства и потребления;
- разработка проекта нормативов образования отходов и лимитов на их размещение (ПНООЛР);
- получение лимитов на размещение отходов;
- контроль в зоне мест накопления отходов;
- мониторинг состояния окружающей природной среды на территориях объектов размещения отходов и в пределах их воздействия на окружающую природную среду.

Таким образом, необходимо отметить, что, невзирая на несовершенство нормативно-правовой базы в области организации производственного экологического контроля, практическое отсутствие подзаконных актов, определяющих объём и порядок осуществления экоконтроля в рамках хозяйствующего субъекта, именно итоги производственного экологического контроля, оценка воздействия на окружающую среду, а также анализ указанной оценки лежат в основе управленческих решений принимаемых не только на объектовом уровне

– уровне предприятия, результаты экологического контроля являются основой инструмента государственной статистической отчётности, формирования и актуализации кадастров и реестров, содержащих природоохранную информацию. Это основа для нормирования воздействия на окружающую среду и механизм экономического регулирования негативного воздействия. И чем более детальным, более формализованным будет определён порядок производственного экологического контроля, тем сложнее будет работать этот механизм, достовернее и корректнее будут оценки, анализы и прогнозы в области промышленной экологии.

### Литература

1. Юрина Н.М., Алексеев С.И. Концепции современного естествознания М.: Московский государственный университет экономики статистики и информатики, 2004. 124 с.
2. Федеральный закон от 10 января 2002 г. № 7-ФЗ «Об охране окружающей среды» (редакция от 25 июня 2012, с изменениями от 05 марта 2013 г.).
3. Боголюбов С.А. Экологическое право. Учебник для вузов, 2001. [Электронный ресурс]– [http:// all-books.biz/ekologicheskoe-pravo-uchebnik/](http://all-books.biz/ekologicheskoe-pravo-uchebnik/).

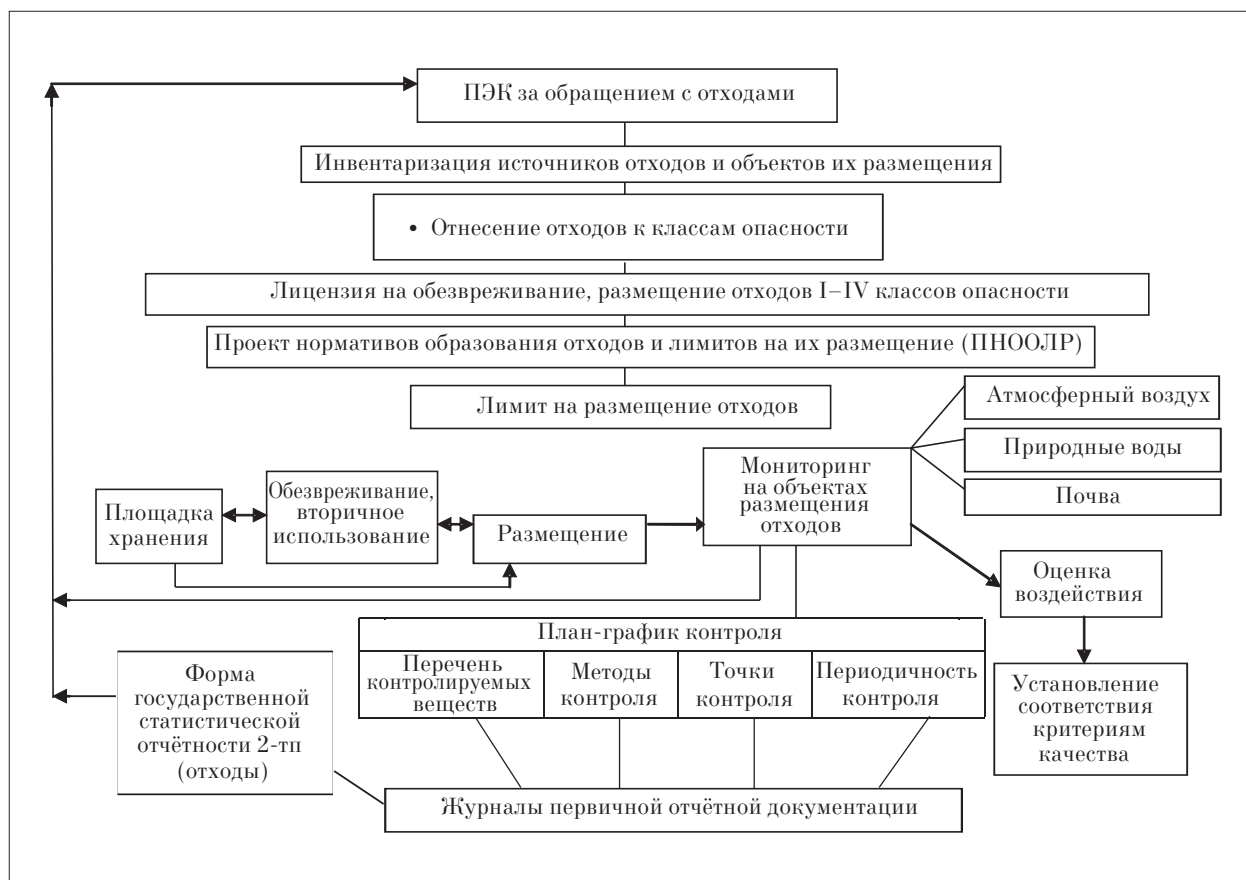


Рис. 4. Основные виды деятельности при осуществлении производственного контроля в области обращения с отходами

4. Производственный экологический контроль. Строитель Кубани. Интернет-справочник [Электронный ресурс] – <http://www.sk-kuban.ru/3046.html>.

5. Кодекс Российской Федерации об административных правонарушениях от 30 декабря 2001 г. № 195-ФЗ (редакция от 07 мая 2013 г.).

6. Государственный стандарт ГОСТ Р 14.13-2007 «Экологический менеджмент. Оценка интегрального воздействия объектов хозяйственной деятельно-

сти на окружающую среду в процессе производственного экологического контроля» (утверждён и введён в действие Приказом Федерального агентства по техническому регулированию и метрологии 27 декабря 2007 г. № 614-ст).

7. Методические рекомендации по организации и осуществлению производственного экологического контроля на предприятиях Пермского края [Электронный ресурс] – <http://perm.news-city.info/>.

УДК 504.054

### Анализ загрязнения сточными водами городов среднего течения реки Вятки

© 2013. Ю. Ю. Лимонов<sup>1</sup>, аспирант, Т. Я. Ашихмина<sup>1,2</sup>, д.т.н., профессор, зав. лабораторией, В. П. Савиных<sup>3</sup>, д.т.н., чл.-корр. РАН, профессор, президент,

<sup>1</sup>Вятский государственный гуманитарный университет,

<sup>2</sup>Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,

<sup>3</sup>Московский государственный университет геодезии и картографии,

e-mail: ecolab2@gmail.com

Представлены сравнительные данные загрязнения воды реки Вятки в среднем её течении ливневыми сточными водами городов Слободской, Кирово-Чепецк, Киров, Орлов. Для снижения негативного воздействия предложено создать систему ливневой канализации с сооружениями для последующей очистки поверхностного стока, реконструировать систему канализации городов для безаварийного отведения использованных вод, а также модернизировать действующие очистные сооружения.

Comparative data of middle part of the river Vyatka water pollution with rain water and wastewater of the cities Slobodskoy, Kirovo-Chepetsk, Kirov, Orlov are presented. To reduce the negative impact it is offered to construct a rain water sewer system with facilities for further treatment of surface runoff, to reconstruct the city sewer system for trouble-free diversion of waste water, as well as to upgrade the existing wastewater treatment plant.

Ключевые слова: поверхностный сток, сточные воды, система организованного стока, очистные сооружения, селитебные территории, риски, р. Вятка

Keywords: runoff, wastewater, organized runoff system, wastewater treatment facilities, residential areas, risks, the Vyatka River

Среднее течение р. Вятки является наиболее антропогенно нагруженным участком реки на всём её протяжении. Условно его можно обозначить от г. Слободского до г. Котельнича, между которыми располагаются города Кирово-Чепецк, Орлов, Киров. Каждый город оказывает определённое влияние на формирование качества речной воды. Это влияние прямо пропорционально размерам города и выражается выносом загрязнений с территории городов в русло р. Вятки с поверхностным стоком атмосферных осадков, загрязнёнными грунтовыми водами, недостаточно очищенными сточными водами промышленных предприятий и коммунально-бытовых потребителей.

В городах среднего течения р. Вятки сосредоточены ведущие промышленные предприятия региона. На начало 2012 г. городское население составляло 647440 человек, т. е. практически половину всего населения Кировской области (1327915 человек) [2]. Поэтому актуальным является изучение видов загрязнения и источников загрязнения р. Вятки в среднем её течении, чтобы своевременно оценить, спрогнозировать техногенную нагрузку и принять меры по снижению загрязнения.

История возникновения городов в среднем течении р. Вятки берёт своё начало в XII – нач. XIII вв., когда в бассейн Вятки стали проникать русские переселенцы. Они селились

на свободных землях среди поселений удмуртов и марийцев. Во второй половине XIII в. приток русских на Вятку усилился в связи с монголо-татарским нашествием. Древнейшие русские поселения обнаруживаются на Вятке между городами Котельнич и Слободской. Здесь возникло несколько русских городищ: Котельничское, Ковровское, Орловское, Никулицкое, Хлыновское и другие. Основная часть переселенцев шла на Вятку с Новгородской, Устюжской, Суздальской и Нижегородской земель. В дальнейшем города росли и развивались как административные, торговые, производственные, культурные центры. В XX в. произошла их поэтапная индустриализация. Особую роль в этом сыграла Великая Отечественная война, поскольку в этот период в вятские города были эвакуированы промышленные предприятия из центральной части России [8].

Современные размеры городов и их отраслевая специализация определяют объёмы и виды загрязнения окружающей среды, являются источником техногенной нагрузки, привнося в водную экосистему р. Вятки отходы промышленного производства и жизнедеятельности человека.

Рассматривая распространение загрязняющих веществ с территории городов, выделяют организованный сток через систему канализации и поверхностный сток ливневых и талых вод. Организованный сток поддаётся учёту состава и объёмов загрязняющих веществ, очистке до определённых нормативов на локальных и канализационных очистных сооружениях. На сегодня существует необходимость внедрения новых технологий очистки сточных вод в связи с появлением новых видов загрязнений и повышением требований к качеству очистки стоков. Поверхностный сток может оказывать значительное негатив-

ное воздействие на экосистему реки, поскольку приводит к залповым выносам загрязнений с территории города, особенно в период бурного таяния снега весной и при сильных ливнях в летне-осенний период. Усугубляет ситуацию сильное загрязнение малых рек, протекающих по территории городов, которые, по сути, превратились в сточные каналы и ускоряют вынос загрязняющих веществ в русло р. Вятки.

Объём организованного сброса загрязнённых вод примерно пропорционален численности населения города, а также зависит от специфики промышленного производства [1]. Анализ данных по объёмам сбросов сточных вод водопользователями в р. Вятку показывает [6], что первенство принадлежит г. Кирово-Чепецку, относящемуся к категории средних городов с населением более 78 тысяч человек. Годовой сброс сточных вод за 2012 год составил около 78 млн кубометров. Такой значительный объём водопользования для этого города объясняется тем, что 2/3 объёма сбрасываемых вод образуется от использования в технологическом процессе воды р. Вятки при выработке электрической и тепловой энергии на ТЭЦ. Следующим по объёму сброса использованных вод является г. Киров, который относится к категории крупных городов с численностью населения 478 тысяч жителей и объёмом контролируемого стока более 72 млн кубометров. При этом 70% сточных вод образуется от коммунально-бытового потребления вод жителями города. Менее значительный сброс сточных вод в 2012 году составил от малых городов: Слободской – 2905 тыс. м<sup>3</sup>, Котельнич – 650 тыс. м<sup>3</sup>, Орлов – 86 тыс. м<sup>3</sup>, в которых большая часть сточных вод образуется в результате коммунально-бытового использования (рис. 2).

Основная часть данного вида стока идёт через системы канализации городов, а меньшая – через локальные выпуски. В систему канализации поступает коммунально-бытовой сток, а также практически все жидкие отходы предприятий. Смешанный сток транспортируется по канализационным коллекторам на очистные сооружения, где проходит механическая, биологическая очистка и обеззараживание сточных вод.

Наиболее крупным промышленным центром на рассматриваемой территории является г. Киров. В городе работают предприятия машиностроения и металлообработки, энергетики, химической и нефтехимической, деревообрабатывающей, пищевой промышленности, металлургии, производства строитель-

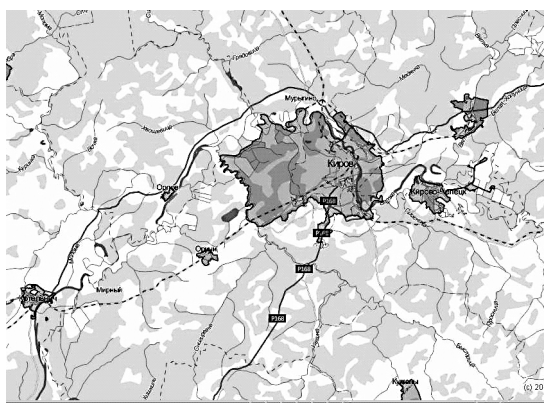
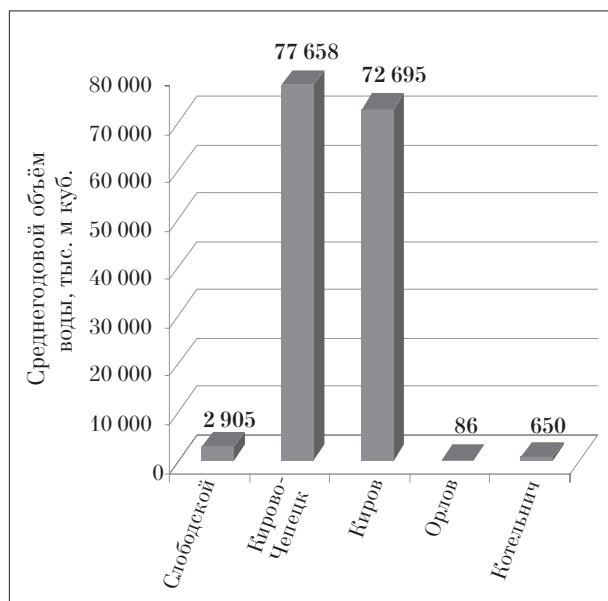


Рис. 1. Картограмма городских поселений среднего течения р. Вятки [7]





**Рис. 2.** Диаграмма годового объёма организованного сброса сточных вод городов среднего течения р. Вятки за 2012 г.

ных материалов, производства кожевенных и меховых изделий (табл.1).

Баланс промышленных и бытовых стоков в г. Кирове за последние 20 лет изменился кардинальным образом и составляет 30% стоков от

промышленных предприятий и 70% бытовых стоков от населения города. В советский период данные величины были обратно пропорциональны. Главным образом это связано со снижением промышленного производства и реализацией предприятиями ресурсосберегающих программ. В настоящее время на городской станции аэрации ежедневно очищается порядка 180000 кубометров загрязнённых вод. Основные виды загрязнения предприятий, поступающие в сточные воды, имеют специфику в зависимости от вида производства (табл. 2).

В г. Кирово-Чепецке представлены различные отрасли производства (табл.1). Ведущими градообразующими являются предприятия химической отрасли ОАО «ЗМУ КЧХК» и ОАО «ГалоПолимер Кирово-Чепецк», образованные при реструктуризации Кирово-Чепецкого химического комбината им. Б. М. Константинова. За период деятельности этого промышленного гиганта в припойменной территории р. Вятки были накоплены отходы производства данного предприятия. В период весеннего паводка происходит вторичное загрязнение речной воды и в первую очередь аммонийным азотом [3], что ставит под угрозу водоснабжение г. Кирова, поскольку основным водоисточником для него является р. Вятка,

**Таблица 1**

Перечень основных отраслей промышленного производства городов среднего течения р. Вятки

Города	Отрасли
Киров	Машиностроение и металлообработка Энергетика Химическая и нефтехимическая промышленность Деревообрабатывающая Пищевая промышленность Металлургия Промышленность строительных материалов Производство кожевенных и меховых изделий
Кирово-Чепецк	Химическая Энергетика Машиностроение Промышленность строительных материалов Деревообрабатывающая Пищевая промышленность
Слободской	Деревообрабатывающая Пищевая промышленность Машиностроение Производство меховых изделий
Котельнич	Пищевая промышленность Деревообрабатывающая Машиностроение Химическая промышленность
Орлов	Деревообрабатывающая Пищевая промышленность

Таблица 2

Перечень загрязняющих веществ сточных вод по отраслям производства в г. Кирове  
(по данным группы рационального использования природных ресурсов  
ОАО «Кировские коммунальные системы»)

Отрасль	Загрязняющие вещества
Машиностроение и металлообработка	Металлы: хром, железо, цинк, никель, медь, кадмий; азот аммонийный, фосфаты – комплексы, нитриты
Энергетика	Алюминий, нефтепродукты, эфирорастворимые соединения
Химическая и нефтехимическая промышленность	ХПК, БПК, сульфиды, фенол, формальдегид, нитриты, соли аммония
Деревообрабатывающая	Формальдегид, фенол, ХПК, БПК, азот аммонийный, нефтепродукты, эфирорастворимые соединения
Пищевая промышленность	ХПК, БПК, жиры, нитриты, эфирорастворимые соединения
Металлургия	Хром, железо, цинк, никель, медь, кадмий, свинец, нефтепродукты
Промышленность строительных материалов	Фенол, формальдегид, аммиак, стирол, винилхлорид, нефтепродукты, кальций, кремний, ХПК, БПК
Производство кожевенных и меховых изделий	Хром, алюминий, сульфиды, ХПК, БПК

а водозабор областного центра располагается в 30 км ниже по течению от данного источника загрязнения.

Промышленные предприятия малых городов Слободского, Котельнич, Орлова (табл. 1) также сбрасывают свои стоки в систему городской канализации. Смешанный сток проходит очистку на канализационных очистных сооружениях и поступает в р. Вятку.

Основными рисками системы организованного стока, приводящими к повышенному загрязнению водного объекта, являются аварии на канализационных сетях, приводящие к попаданию значительных объёмов неочищенных стоков в русло реки, и залповые сбросы промышленными предприятиями высокотоксичных веществ в систему канализации. Это приводит к гибели активного ила на биологической ступени очистки воды очистных сооружений. В результате не очищенные сточные воды городов могут поступать в водный объект.

Следует отметить, что ни в одном из городов среднего течения р. Вятки нет очистных сооружений ливневой канализации и поверхностный сток с их территории несёт существенное загрязнение главной водной артерии региона. Это влияние происходит в периоды положительных температур: весной при интенсивном таянии снежного покрова, летом и осенью при выпадении дождевых осадков, поливомоечной деятельности. В холодное время года идёт накопление загрязнений в снежном покрове. В соответствии с Рекомендациями ФГУП «НИИ ВОДГЕО» рассчитан среднегодовой объём поверхностных сточных вод, образующихся на территориях данных городов в период выпадения дождей и таяния снега.

Анализ данных показывает, что дождевой объём поверхностного стока преобладает над объёмом талых вод. Сравнение общего объёма поверхностного стока с контролируемым стоком системы канализации с территории городов показывает значительное преобладание поверхностного стока за исключением г. Кирово-Чепецка, где в хозяйственное использование вовлечены значительно большие объёмы воды (рис. 3).

Степень и характер загрязнения поверхностного стока городов различны и зависят от санитарного состояния бассейна водосбора и приземной атмосферы, уровня благоустройства территории, а также интенсивности и продолжительности дождей предшествующего периода сухой погоды, интенсивности процесса весеннего снеготаяния.

Количество загрязняющих веществ, выносимых с селитебных территорий поверхностным стоком, определяется плотностью населения, уровнем благоустройства территорий, видом поверхностного покрова, интенсивностью движения транспорта, частотой уборки улиц, а также наличием промышленных предприятий и количеством выбросов в атмосферу [5].

Загрязняющие вещества, поступающие с поверхностным стоком с территории городов в р. Вятку, можно классифицировать как минеральные и органические примеси естественного происхождения, образующиеся в результате адсорбции газов из атмосферы и эрозии почвы – грубодисперсные примеси (частицы песка, глины, гумуса), а также растворённые органические и минеральные вещества; вещества техногенного происхождения в различном фазово-дисперсном состоянии – нефте-

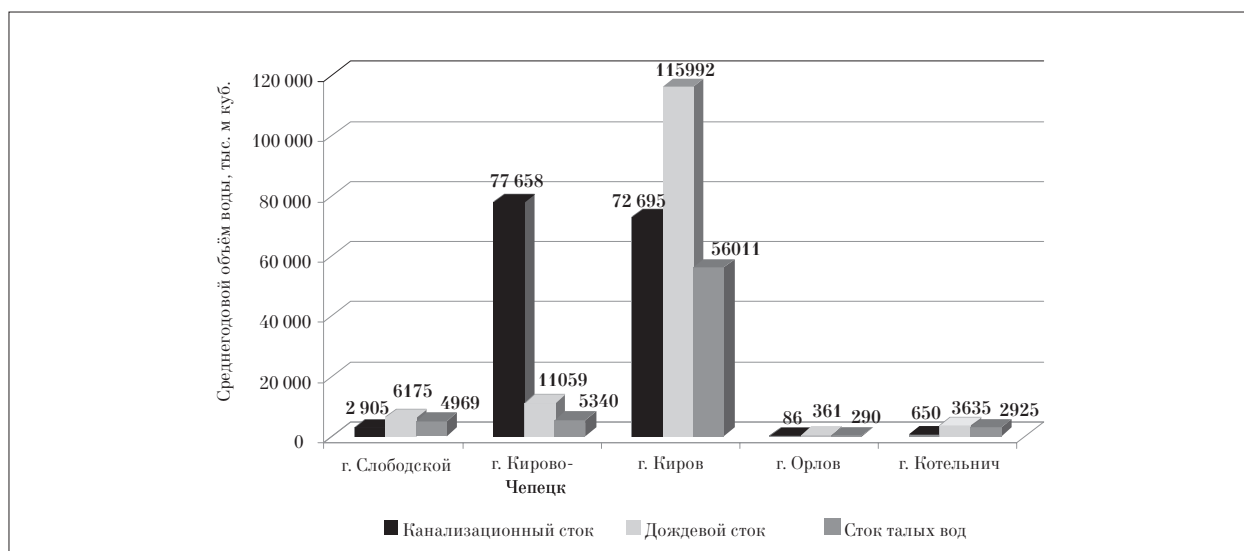


Рис. 3. Сравнительная диаграмма годовых объёмов поверхностного и канализационного стока городов среднего течения р. Вятки

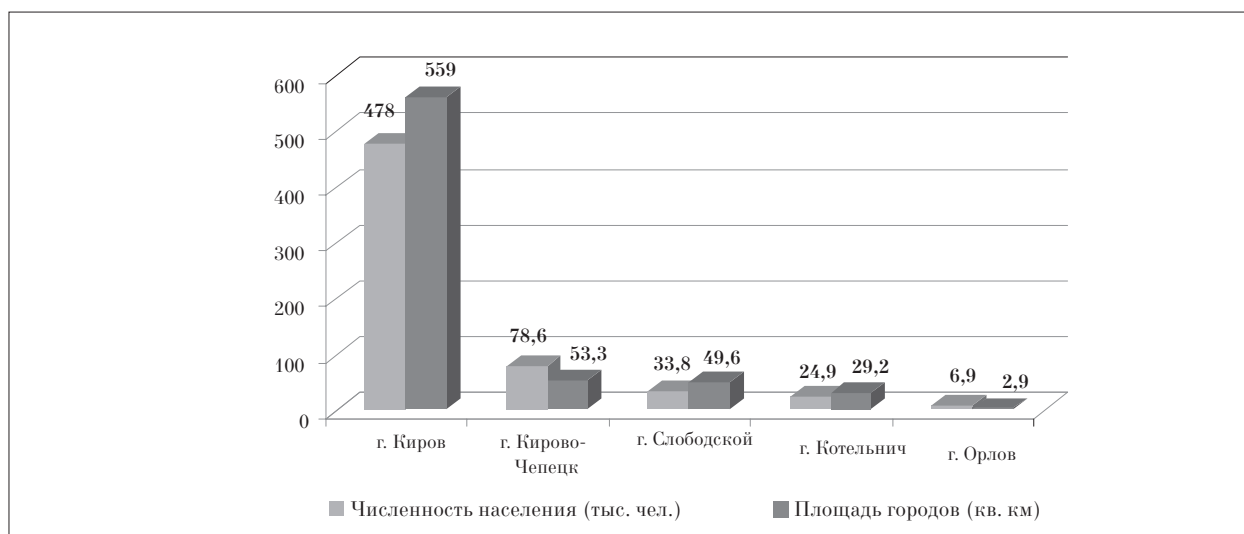


Рис. 4. Сравнительная диаграмма численности населения и площади городов среднего течения р. Вятки в 2012 г.

продукты, вымываемые компоненты дорожных покрытий, соединения тяжёлых металлов, СПАВ и другие компоненты, перечень которых зависит от профиля предприятий местной промышленности; бактериальные загрязнения, поступающие в водосток при плохом санитарно-техническом состоянии территорий и канализационных сетей.

Наиболее загрязнённым по всем показателям является талый сток, который по значению показателя БПК приближается к неочищенным хозяйственно-бытовым сточным водам [5].

Исходя из площади и плотности населения городов среднего течения р. Вятки (рис. 4), возможно их ранжирование по степени влияния поверхностного стока на водный объект. Наибольшую антропогенную нагрузку на р. Вят-

ку оказывает г. Киров, как крупнейший центр региона с развитием разнообразных отраслей производства и значительно превосходящий остальные города численностью населения. Затем следует г. Кирово-Чепецк, спецификой которого является вторичное загрязнение р. Вятки в период паводка отходами производства химического комбината, накопленными на припойменной территории. Значительно меньшее влияние на экосистему реки оказывают малые города – Слободской, Котельнич, Орлов.

Учитывая вышеуказанные аспекты, необходимо констатировать, что наибольшие риски для стабильности экосистемы среднего течения р. Вятки создают города Киров и Кирово-Чепецк. Для снижения негативного воздействия данных городских поселений важ-

но восстановить и создать систему ливневой канализации с сооружениями для последующей очистки поверхностного стока. Необходимо реконструировать систему канализации городов для безаварийного отведения использованных вод, а также модернизировать действующие очистные сооружения с целью повышения качества очистки сточных вод, поскольку р. Вятка является водоёмом рыбохозяйственного значения.

### Литература

1. Лаппо Г.М. География городов. М.: Гуманит. изд. центр ВЛАДОС, 1997. 134 с.
2. Территориальный орган Федеральной службы государственной статистики по Кировской области «Оценка численности постоянного населения по муниципальным образованиям Кировской области на 1 января 2012 года», официальный сайт: [http://kirovstat.gks.ru/wps/wcm/connect/rosstat\\_ts/kirovstat/ru/municipal\\_statistics/mail\\_indicators/](http://kirovstat.gks.ru/wps/wcm/connect/rosstat_ts/kirovstat/ru/municipal_statistics/mail_indicators/)

3. Кантор Г.Я., Дабах Е.В., Кантор Е.В. Особенности водообмена между грунтовыми и поверхностными водами после весеннего половодья в пойме р. Вятки в районе г. Кирово-Чепецка. Киров: Материалы X Всероссийской научно-практической конференции с международным участием. 2012. С. 23.

4. АУ «Вятский научно-технический информационный центр мониторинга и природопользования» «Отчёт ведения территориального мониторинга водных объектов в Кировской области в 2010 г.». Киров. 2010.

5. Рекомендации по расчёту систем сбора, отведения и очистки поверхностного стока с селитебных территорий, площадок предприятий и определению условий выпуска его в водные объекты. М.: ФГУП «НИИ ВОДГЕО», 2006.

6. Отчётные данные водопользователей за 2010–2012 гг. по форме «2-ТП-водхоз». Отдел водных ресурсов КамБВУ по Кировской области, 2013 г.

7. Карта. Площадь городских поселений среднего течения р. Вятки. <http://kirov.rekod.ru/geoportal/>

8. Энциклопедия земли Вятской. Т. 1. Города. Киров: АО «Городская газета», Киров, 1994.

УДК 543.544

## Газохроматографическое определение несимметричного диметилгидразина, нитрозодиметиламина и диметиламина в атмосферном воздухе и воздухе рабочей зоны

© 2013. М. В. Хмелёва, м.н.с., Н. Е. Тюлина, гл. специалист, А. Д. Зорин, д.х.н., профессор, В. Ф. Занозина, к.х.н., зав. лабораторией, Л. Е. Самсонова, инженер, Д. Р. Гареев, студент, НИИ химии Нижегородского государственного университета им. Н. И. Лобачевского, e-mail: hmelevmar@mail.ru, adzorin@mail.ru

Разработана методика газохроматографического определения несимметричного диметилгидразина, нитрозодиметиламина и диметиламина в воздухе из одной аналитической пробы.

The technique gas chromatography definitions unsymmetrical dimethylhydrazine, N-Nitrosodimethylamine and dimetilamine in air from one analytical test sample is developed.

Ключевые слова: несимметричный диметилгидразин, нитрозодиметилламин, диметилламин, газовая хроматография

Keywords: unsymmetrical dimethylhydrazine, n-nitrosodimethylamine, dimetilamine, gas chromatography

Несимметричный диметилгидразин (НДМГ) – гептил, является компонентом жидкого ракетного топлива. Гигиеническими исследованиями установлено, что при выполнении регламентных технологических операций по ней-

трализации баков горючего (гептила) и окислителя (тетраоксида азота) в объекты окружающей среды могут поступать пары НДМГ и тетраоксида азота (АТ). При этом возможно загрязнение этими компонентами воздушной



среды, поверхностей оборудования, строительных конструкций, а также средств индивидуальной защиты обслуживающего персонала.

НДМГ – весьма реакционноспособное вещество, способное подвергаться в атмосферном воздухе превращениям с образованием дочерних продуктов [1, 2]. Контроль содержания НДМГ и продуктов его превращения в объектах окружающей среды должен производиться с применением чувствительных методов анализа и приборов, прошедших метрологическую поверку. При этом оценку полученных результатов исследований следует осуществлять на основании утверждённых нормативов, таких как предельно допустимая концентрация (ПДК) в воздухе, воде, почве.

Согласно санитарно-гигиеническим требованиям контроль атмосферного воздуха и воздуха рабочей зоны, а также эффективность работы дожигателей газовых смесей с гептилом необходимо анализировать на содержание НДМГ, нитрозодиметиламина (НДМА) и диметиламина (ДМА) – компонентов, несущих ответственность за токсичность в окружающей природной среде. Два последних являются веществами, образующимися в результате взаимодействия НДМГ с компонентами атмосферного воздуха.

На содержание НДМГ, НДМА и ДМА должен проводиться контроль объектов природной среды, промплощадки, санитарно-защитной зоны и окружающих населённых пунктов, расположенных в радиусе действия предприятия, где осуществляется утилизация ракетного топлива. Организацию и проведение гигиенического контроля воздушной среды необходимо осуществлять в соответствии с ГОСТ 12.1.005-88 и ГОСТ 12.1.016-79.

Некоторые токсикологические характеристики НДМГ, НДМА и ДМА представлены в таблице 1 [3].

В настоящее время для контроля НДМГ, НДМА и ДМА в атмосферном воздухе на пред-

приятиях, деятельность которых связана с НДМГ, в основном используются спектрофотометрические методы анализа, причём в большинстве случаев его определяют в виде диметилгидразона п-нитробензальдегида в кислой среде [4 – 12]. Известные методики по определению НДМГ, НДМА и ДМА обладают рядом недостатков: отбор проб проводят отдельно для каждого компонента, что увеличивает время отбора и анализа, методики имеют сложную пробоподготовку.

Нами проведены исследования по разработке методики определения НДМГ, НДМА, ДМА в атмосферном воздухе и воздухе рабочей зоны с отбором проб на плёночный сорбент с последующим газохроматографическим определением трёх компонентов из одной аналитической пробы. Газовая хроматография с термоионным детектором (ТИД) – экспресный, селективный и эффективный способ разделения азотсодержащих соединений.

Важное место в анализе объектов окружающей среды занимают пробоотбор и пробоподготовка. Особенность анализа исследуемых веществ состоит в том, что они являются неустойчивыми по отношению к влаге, кислороду и УФ-излучению. При отборе и подготовке проб к анализу необходимо сохранять природу веществ и концентрации, которыми они представлены на момент отбора проб. Одновременно при проведении анализа желательно избавиться от примесей летучих углеводородов, которые зачастую могут присутствовать в воздухе и мешать определению азотсодержащих компонентов. Чтобы исключить влияние углеводородов, при анализе использовали селективный к азотсодержащим соединениям термоионный детектор (ТИД) [8].

Условия отбора проб, сохранения их в процессе доставки к месту проведения анализа и условия анализа были учтены в нашей работе при разработке методики анализа смеси НДМГ, НДМА и ДМА.

**Таблица 1**

Гигиенические регламенты НДМГ, НДМА и ДМА

Среда	Гигиенический норматив	Название соединения		
		НДМГ	НДМА	ДМА
Воздух рабочей зоны, мг/м <sup>3</sup>	ПДК	0,1	0,01	1,0
	Класс опасности	1	1	2
	Агрегатное состояние	Пары	Пары	Пары
Атмосферный воздух, мг/м <sup>3</sup>	ПДК, максимально разовая	0,001	–	0,005
	ПДК, среднесуточная	0,001	0,0001	0,005
	Класс опасности	1	1	2

### Экспериментальная часть

*Аппаратура.* Работа выполнялась на газовом хроматографе «Цвет-800», снабжённом селективным к азотсодержащим соединениям термоионным детектором. Разделение газовой смеси осуществлялось в стеклянной колонке (длина 3 м, внутренний диаметр 2 мм). В качестве сорбента использовался Хроматон N-AW-HMDS, предварительно обработанный спиртовым раствором КОН с нанесённым на него в качестве разделяющей фазы Карбовакс 20М в количестве 15% от массы твёрдого носителя.

Выбор параметров колонки обусловлен временами выхода определяемых компонентов, при условии полного разделения компонентов. Сорбент Хроматон N-AW-HMDS, предварительно обработанный спиртовым раствором КОН с нанесённым на него в качестве жидкой фазы Карбовакс 20М, является инертным по отношению НДМГ, НДМА и ДМА. Обработка КОН позволяет сохранять определяемые компоненты в своей аналитической форме (в виде гидразинов) [8].

*Подготовка хроматографической колонки.* Хроматографическую стеклянную колонку промывали дистиллированной водой, ацетоном, толуолом, сушили и заполняли раствором гексаметилдисилазана в толуоле. Этим же раствором обрабатывали стекловату, используемую для закрепления насадки в колонке. Через 5-6 ч раствор сливали, колонку высушивали в потоке азота, а стекловату в сушильном шкафу при 100–110 °С.

*Подготовка твёрдой фазы.* В фарфоровую чашку насыпали 2 г хроматона и заливали 60 см<sup>3</sup> 5% раствора гидроксида калия в этаноле. Затем насадку нагревали на водяной бане до сыпучего состояния, при этом этиловый спирт испарялся. Далее насадку в фарфоровой чашке заливали 60 см<sup>3</sup> раствора Карбовакс-20М в хлороформе. Через некоторое время насадку высушивали при 100–110 °С. Силанизированную стеклянную колонку наполняли подготовленным сорбентом (конец колонки, входящий в испаритель, оставляли пустым). Колонку подсоединяли к испарителю и кондиционировали в течение 10–12 ч без подсоединения к детектору при постепенном повышении температуры от 50 до 150 °С и расходе газа-носителя 20 см<sup>3</sup>/мин. Подготовленную таким образом колонку охлаждали до комнатной температуры и подсоединяли к детектору хроматографа.

*Подготовка сорбционных трубок и отбор проб на анализ.* Для отбора проб воздуха

использовали стандартные стеклянные трубки СТ-212, наполненные стеклянной крошкой (гранулами) (0,5–1 мм). Сорбционную трубку концом с гранулами опускали в 15% раствор серной кислоты на высоту слоя гранул. Затем трубку вынимали из раствора и излишки последнего выдували с помощью груши. Трубку тщательно обтирали и заглушали с обоих концов.

Выбор 15% серной кислоты в качестве сорбента при отборе проб воздуха обусловлен тем, что данная кислота является нелетучей, в отличие от других кислот, и образует с компонентами анализируемого образца устойчивые комплексы, что позволяет сохранять пробу при транспортировке и хранении.

Сорбционные трубки, обработанные 15% раствором H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> и закрытые с обеих сторон, могут храниться длительное время (более 14 суток). Однако согласно РД 52.04.186-89 «Руководство по контролю загрязнения атмосферы» сорбционные трубки должны для гарантии обрабатываться поглотительным раствором (15% раствором серной кислоты) перед каждым отбором проб воздуха.

Отбор проб осуществляли следующим образом: с подготовленных сорбционных трубок снимали заглушки и подсоединяли пустым концом к аспиратору при помощи силиконовых шлангов, конец с гранулами оставляли открытым.

В зависимости от места контрольной точки отбирают разные объёмы проб воздуха. При этом в рабочей зоне достаточно отобрать 100 литров воздуха при скорости 2,5 л/мин. Для определения НДМГ в атмосферном воздухе населённых мест через две последовательно соединённые трубки пропускают 500 л с той же скоростью. Увеличение объёма пробы объясняется более низкими значениями ПДК в атмосферном воздухе.

При прохождении воздуха через слой стеклянных гранул с нанесённой на них плёнкой серной кислоты несимметричный диметилгидразин и другие аминные соединения реагируют с H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> с образованием нелетучих, устойчивых сульфосолей. Эффективность улавливания токсикантов в трубках зависит от скорости продувания воздуха. Оптимальная скорость продувания и максимальная сорбция НДМГ, НДМА и ДМА на сорбционные трубки были определены экспериментально. Для этого известные количества НДМГ, ДМА и НДМА в гексане вводились в стеклянную трубку, с одной стороны которой при помощи силиконовых шлангов кре-

пились две последовательно соединённые поглотительные трубки марки СТ 212, обработанные 15% раствором  $H_2SO_4$ , как это указано выше. Через трубку с пробой продувался инертный газ (аргон) с различной скоростью, скорость газа оценивалась по ротаметру. По окончании продувки трубки анализировали по методике.

Таким образом, было установлено, что максимальная сорбция этих веществ, соответствующая не менее чем 95%, достигается через сорбционные трубки при скорости воздушного потока, не превышающей 2,5 л/мин.

*Процедура анализа.* Образовавшиеся соли аминов смывают с гранул сорбционных трубок 3 мг дистиллированной воды в пенициллиновый стеклянный сосуд (флакон), наполненный твёрдым гидроксидом калия (10 г).

Флакон закрывается резиновой пробкой с тонкой прокладкой из тефлона. Затем флакон вставлялся в специальное зажимное устройство, обеспечивающее герметизацию сосуда. После этого устройство с флаконом помещается в термостат с температурой 80 °С и выдерживается не менее 15 мин. При этом протекает реакция между сернокислыми солями аминов и КОН с образованием газообразных продуктов. В газовой фазе анализируемые компоненты находятся в своей аналитической форме – в виде летучих соединений.

*Условия ГХ анализа.* Газохроматографическое разделение НДМГ, НДМА и ДМА проводилось при следующих оптимальных условиях:

- температура хроматографической колонки - 80 °С
- температура испарителя - 150 °С
- температура детектора - 390 °С
- скорость подачи газа-носителя (азот) - 20 мл/мин
- скорость подачи водорода - 15 мл/мин
- скорость подачи воздуха - 150 мл/мин.

Регистрация сигналов детектора и обсчёт хроматограмм проводился с использованием программного комплекса «ЦветХром».

Объём газовой пробы, вводимой в колонку хроматографа, составлял 1 см<sup>3</sup>.

Для построения градуировочной зависимости использовались ГСО НДМГ и ДМА с концентрацией 1 мг/см<sup>3</sup> в растворе 1 М серной кислоты, НДМА с концентрацией 1 мг/см<sup>3</sup> в воде (производство ЭАА «Экоаналитика» МГУ им. М.В. Ломоносова).

Для оценки содержания анализируемых компонентов в пробе применялся метод абсолютной градуировки. График строился в координатах площадь пика (мВ\*сек.) – концентрация вещества (мг). Для каждого компонента готовили серию растворов. Каждая серия состояла из 5 растворов с концентрациями компонента от 0,0005 до 0,1 мг/мл. Градуировочные растворы готовили в мерных колбах, вместимостью 100 см<sup>3</sup>. Объём колб доводили до метки 1,5% раствором серной кислоты.

Для каждого компонента (НДМГ, НДМА, ДМА) строили свою градуировочную зависимость.

В пенициллиновый флакон, заполненный 10±0,5 г гидроксида калия, вводили 2 мл, градуировочного раствора. Затем флакон закрывали резиновой пробкой с прокладкой из фторопластовой плёнки, надевали алюминиевый колпачок и обжимали прессом (либо использовали герметизирующее устройство). Встряхивали флакон несколько раз, помещали в термостат и выдерживали 15 мин при температуре 80 °С. На анализ из флакона с КОН отбирали 1 см<sup>3</sup> газовой фазы шприцем, предварительно прогретым до 80 °С.

На полученной хроматограмме автоматически определялась площадь пика и по средним результатам измерений строили градуировочный график. Градуировочный график проверяют 1 раз в месяц по одному контрольному раствору.

### Обсуждение результатов

При отборе проб воздуха анализируемые примеси (НДМГ, НДМА и ДМА) концентрируются в сорбционной трубке в виде сульфосолей аминов. Для проведения газохроматографического анализа необходимо перевести их в аналитическую форму. Для этого в пенициллиновые флаконы с КОН вносят водные смывы с трубок и выдерживают в термостате определённое время. При этом анализируемые соединения в водном растворе переходят в аминную форму. Амины, в отличие от сульфосолей, являются летучими соединениями и в пенициллиновом флаконе устанавливается равновесие между твёрдой и газовой фазами. Газовая фаза анализируется на содержание определяемых компонентов.

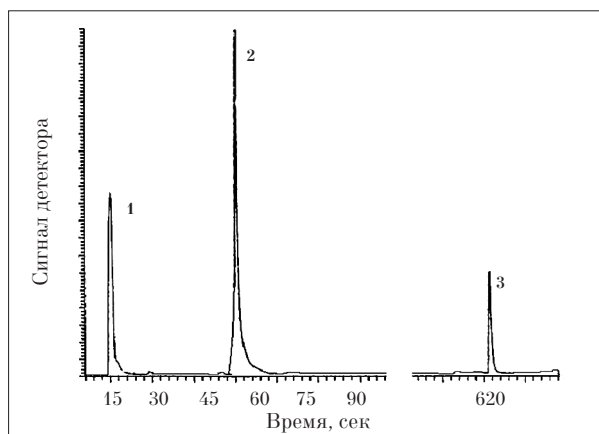
Необходимую массу КОН, достаточную для нейтрализации  $H_2SO_4$ , определяли экспериментально. Для этого в пенициллиновый флакон помещали от 1 до 12 г гидрок-

сида калия. В каждый из флаконов вводили по 2 мл стандартного раствора НДМГ в 1,5% растворе серной кислоты. Термостатирование проб проводили в течение не менее 15 мин при температуре, равной 80 °С. Установлено, что оптимальное количество КОН составляет 10–11 г. Такое достаточно большое количество КОН необходимо не только для нейтрализации серной кислоты, но и для связывания воды.

Кроме этого, было определено оптимальное время термостатирования проб. В несколько пенициллиновых флаконов, наполненных твёрдым гидроксидом калия, вносили по 2 мл стандартного раствора НДМГ в серной кислоте. Флаконы герметизировались и выдерживались в термостатирующем шкафу при 80 °С в течение 5, 10, 15, 25 и 30 мин. Затем газовая фаза анализировалась хроматографическим методом. Оптимальное время термостатирования составляет 15 мин.

При выбранных условиях были определены времена удерживания индивидуальных компонентов, они составляют для ДМА – 14 сек.; для НДМГ – 62 сек.; для НДМА – 660 сек. На рисунке представлена хроматограмма искусственно приготовленной смеси НДМГ, НДМА и ДМА.

Так как несимметричный диметилгидразин является весьма реакционноспособным и токсичным соединением, смоделировать искусственную газовую смесь для подтверждения правильности предлагаемого нами метода является сложной задачей. Проверку правильности определения НДМГ, НДМА и ДМА в атмосферном воздухе оценивали методом «введено – найдено». Поскольку поверочные газовые смеси (ПГС) на данные компоненты отсутствуют, то для проверки правильности методики использовался следующий приём: в стеклянную трубку вводили раствор с известной концентрацией анализируемых компонентов в гексане, подсоединяли к ней при помощи силиконовых шлангов сорбционную трубку СТ-212 и продували



**Рисунок.** Хроматограмма смеси НДМГ, НДМА и ДМА. 1 – ДМА, 2 – НДМГ, 3 – НДМА

инертным газом со скоростью 2,5 л/мин трубки, затем хроматографически определяли полученную концентрацию по методу, описанному выше. Результаты представлены в таблице 2. Индивидуальные вещества (НДМГ, НДМА и ДМА) были синтезированы и очищены нами в лаборатории. Качество синтезированных веществ проверяли хроматографическим и хромато-масс-спектрометрическим методами. Чистота синтезированных веществ была не ниже 99,6%, что достаточно для приготовления поверочных растворов.

Воспроизводимость результатов хроматографического анализа оценивали путем расчёта относительного стандартного отклонения из 5 параллельных измерений. Оно не превышает величину 0,15.

Кроме того, правильность результатов анализа НДМГ, полученных по разработанной методике, оценивали путём сравнения с результатами, полученными фотометрическим методом по методике [7].

В таблице 3 представлены результаты фотометрического и газохроматографического анализа атмосферного воздуха на содержание НДМГ. Из данных, представленных в таблице, можно сделать вывод, что результаты различаются в пределах ошибки методов.

**Таблица 2**

Результаты определения НДМГ, НДМА, ДМА в образцах методом «введено – найдено»

Определяемое вещество	Введено, мг/мл	Найдено, мг/мл	Относительная погрешность, %
НДМГ	0,01	0,0095±0,0007	7,5
НДМА	0,001	0,00095±0,00008	8,5
ДМА	0,02	0,0190±0,0012	6,0



Таблица 3

Сравнение фотометрической и газохроматографической методики извлечения НДМГ из 100 л воздуха

Определяемый компонент	Содержание, мг/м <sup>3</sup>	
	Фотометрический метод анализа	Газохроматографический метод анализа
НДМГ	0,0003	0,00029
	0,00027	0,00025
	0,00027	0,00027
	0,00031	0,00031
	0,00028	0,00028

Таблица 4

Результаты анализа воздуха в центре ликвидации ракет в Суроватихе, мг/м<sup>3</sup>

Название вещества	Атмосферный воздух	Воздух рабочей зоны
НДМГ	< 1·10 <sup>-5</sup>	< 1·10 <sup>-5</sup>
НДМА	< 1,5·10 <sup>-5</sup>	< 1,5·10 <sup>-5</sup>
ДМА	< 1·10 <sup>-6</sup>	< 1·10 <sup>-6</sup>

По разработанной методике проведены анализы проб воздуха на базе ликвидации межконтинентальных баллистических ракет в Суроватихе в период отсутствия работ по ликвидации изделий. Результаты приведены в таблице 4.

Как видно из таблицы, атмосферный воздух и воздух рабочей зоны не содержат лимитируемых компонентов.

### Вывод

Разработана методика газохроматографического определения несимметричного диметилгидразина, нитрозодиметиламина и диметиламина в атмосферном воздухе из одной аналитической пробы. Относительная суммарная погрешность результатов измерения НДМГ в воздухе при доверительной вероятности 0,95 не превышает 15%.

Определены оптимальные условия газохроматографического анализа проб.

Минимальные концентрации определяемых веществ при отборе 100 л воздуха составляют:

$$C(\text{НДМГ}) = 3 \cdot 10^{-4} \text{ мг/м}^3$$

$$C(\text{НДМА}) = 3 \cdot 10^{-5} \text{ мг/м}^3$$

$$C(\text{ДМА}) = 2 \cdot 10^{-6} \text{ мг/м}^3$$

### Литература

1. Тулупов П.Е., Колесников С.В., Кириухин В.П. Химические превращения несимметричного диметилгидразина в атмосфере воздуха и идентификация их продуктов // Загрязнение атмосферы и почвы. Обнинск. 1989 М.: Гидрометеиздат, 1991. С. 87–102.

2. Хмелева М.В., Фаерман В.Ф., Занозина В.Ф., Зорин А.Д., Жебряков Е.В. Изучение процесса разложения несимметричного диметилгидразина в электрическом разряде // Вестник ННГУ. Серия «Химия». 2010. № 2 (1). С. 95–100.

3. Вредные химические вещества. Азотсодержащие органические соединения / Под ред. Б.А. Курляндского и др. Л.: Химия, 1992. 432 с.

4. Денисов А.А., Смоленков А.Д., Шпигун О.А. Определение 1,1-диметилгидразина методом обращенно-фазовой высокоэффективной жидкостной хроматографии со спектрофотометрическим детектированием в виде производного с 4-нитробензальдегидом // Журн. аналит. химии. 2004 Т. 59. № 5. С. 511–545.

5. Затираха А.В., Смоленков А.Д., Елфимова Я.А., Шпигун О.А. Высококчувствительное ионохроматографическое определение 1,1-диметилгидразина // Сорбционные и хроматографические процессы. 2009. Т. 75. № 4. С. 15–18.

6. Другов Ю.С., Родин А.А. Газохроматографический анализ газов. Практическое руководство. Санкт-Петербург: «Анатолия», 2001. 425 с.

7. Методические указания по определению гептила в воздушной среде фотометрическим методом. М.: Минздрав России: Вып. 12. 1994. 220 с.

8. Другов Ю.С., Зенкевич И.Г., Родин А.А. Газохроматографическая идентификация загрязнений воздуха, воды, почвы и биосред: Практическое руководство. М.: БИНОМ. Лаборатория знаний, 2005. С. 134, 373–380, 421–423.

9. Другов Ю.С., Родин А.А. Газохроматографическая идентификация загрязнений воздуха, воды и почвы. Практическое руководство. СПб.: Теза, 1999. 330 с.

10. Методы определения КЖРТ и их производных в объектах производственной и окружающей среды / Под ред. Л.М. Разбитной. М., 1988. 338 с.

11. Методы санитарно-химического анализа воздуха и других сред, используемые при производстве и применении ракетных топлив / Под ред. И.Е. Бухолова, Э.Д. Сопач. М. 1971. 94 с.

12. Темердашев З. А., Кисёлева Н.В., Струков В.Ю. Флуориметрическое определение несимметричного диметилгидразина // Заводская лаборатория. Диагностика материалов. 2007. Т. 73. № 3. С. 3–6.

13. Могилевский А.Н., Гречников А.А., Калашникова И.С., Перченко В.Н. Определение паров несимметричного диметилгидразина в воздухе с использованием массочувствительных пьезорезонансных сенсоров // Журн. аналит. химии. 1999. Т. 54. № 9. С. 985–990.

14. Смоленков А.Д., Родин И.А., Шпигун О.А. Определение 1,1-диметилгидразина методом нормально-фазовой ВЭЖХ // Сорбционные и хроматографические процессы. 2006. Т. 6. № 5. С. 787–795.

Вятский государственный гуманитарный университет  
Институт биологии Коми научного центра УрО РАН  
Европейско-Российский Центр эколого-экономического  
и инновационного развития «Евро-Росс»

**XI Всероссийская научно-практическая конференция  
с международным участием  
«Актуальные проблемы региональной экологии  
и биодиагностика живых систем»  
3–4 декабря 2013 г., Киров**

Уважаемые коллеги!  
Приглашаем Вас принять участие в работе  
XI Всероссийской научно-практической  
конференции с международным участием  
«Актуальные проблемы региональной экологии  
и биодиагностика живых систем».

В рамках конференции будут проведены посвящённые «Году охраны окружающей среды» пленарное заседание, круглые столы, открытые лекции, организована работа секций и выставки «Инновационные технологии охраны окружающей среды», заслушаны устные доклады и представлены стендовые сообщения участников, издан сборник материалов конференции.

Основные направления работы конференции:

- Инновационные технологии в экологии
- Биологический мониторинг природных сред и объектов
- Методы биодиагностики в оценке качества окружающей среды
- Геоинформационные системы и космические технологии в оценке состояния окружающей среды
- Мониторинг в условиях техногенного загрязнения
- Экология организмов и механизмы их адаптации к среде обитания
- Региональные аспекты развития экологической культуры, образования и просвещения
- Экология сред обитания и здоровья населения

Ключевые даты  
Второе информационное письмо – сентябрь 2013 г.  
Прием заявок, материалов и оргвзносов – до 1 октября 2013 г.  
Открытие конференции 3 декабря 2013 г.

Контакты  
610002, г. Киров, ул. Красноармейская, 26  
Лаборатория биомониторинга ВятГГУ и Института биологии Коми НЦ УрО РАН  
Тел./факс (8332) 37-02-77, e-mail: ecolab2@gmail.com; ecolab@vshu.kirov.ru  
Ответственный секретарь оргкомитета Огородникова Светлана Юрьевна  
Технический секретарь оргкомитета Кардакова Евгения Михайловна

## Зерновая продуктивность и адаптивность овса в Волго-Вятском регионе

© 2013. И. И. Русакова<sup>1</sup>, к.с.-х.н., зав. лабораторией,  
Г. А. Баталова<sup>1</sup>, д.с.-х.н., чл.-корр. РАСХН, зав. отделом,  
М. В. Тулякова<sup>2</sup>, зав. лабораторией, Г. П. Журавлёва, м.н.с.,  
<sup>1</sup>Зональный НИИСХ  
Северо-Востока им. Н. В. Рудницкого,  
<sup>2</sup>Фалёнская селекционная станция,  
e-mail: g.batalova@mail.ru

В статье представлены результаты оценки сортообразцов овса по продуктивности и адаптивности. Выделены комплексные источники, сочетающие высокую урожайность с толерантностью к засухе и повышенной почвенной кислотности.

The article presents the results of evaluation of oat accessions on productivity and adaptability. Complex sources with high productivity and tolerance to drought and high soil acidity were distinguished.

Ключевые слова: овёс, сортообразец, зерновая продуктивность, адаптивность, засуха, почвенная кислотность

Keywords: oats, accession, grain productivity, adaptability, drought, soil acidity

### Введение

Уровень продуктивности сельскохозяйственных культур является генетически детерминированным признаком, однако потенциальная возможность сорта дать реальный урожай зависит от почвенно-климатических условий вегетации растений и уровня устойчивости сорта к стрессовым экологическим факторам окружающей среды [1].

Несмотря на то, что отбор на устойчивость к биотическим и абиотическим факторам, как правило, приводит к снижению потенциальной урожайности в нестрессовых условиях внешней среды, создание сортов с сочетанием данных признаков представляется возможным [2].

В условиях Волго-Вятского региона основными абиотическими стрессорами считаются повышенная кислотность почвы в сочетании с присутствием подвижных ионов  $Al^{3+}$  и засуха [3]. Исследования, проведённые на большом наборе сортообразцов овса мировой коллекции Всероссийского института растениеводства (ВИР), показали, что уровень алюмоустойчивости не зависит от места выведения сорта и выделение устойчивых форм возможно среди образцов любого происхождения [4]. Селекция на засухоустойчивость осложняется

отсутствием источников, сочетающих высокую урожайность с устойчивостью к стрессору [5]. Поиск новых генетических ресурсов для переноса желаемых признаков в связи с этим представляется актуальным [6].

Для определения и измерения адаптивности сортов существуют различные подходы, но наиболее информативным, точным и объективным является метод, предложенный Эберхартом и Расселом [7]. Метод позволяет оценивать пластичность по коэффициенту линейной регрессии и стабильность через средний квадрат отклонений от линии регрессии.

Цель исследований: оценить зерновую продуктивность и адаптивность сортообразцов овса, выделить источники, перспективные для селекционной работы.

### Материалы и методика исследований

Исследования проведены на опытном поле ГНУ НИИСХ Северо-Востока Россельхозакадемии (институт, г. Киров) в 2007–2008 гг. и на Фалёнской селекционной станции (станция, п. Фалёнки) в 2008–2010 гг. Почва опытных участков – дерново-подзолистая средне-суглинистая. На станции опыты закладывали на окультуренном и естественном кислом участках с высоким содержанием обменного

алюминия (до 17 мг-экв./100 г почвы). Предшественником в посевах института являлась озимая рожь, в п. Фалёнки – зернобобовые культуры. Площадь делянки – 1 м<sup>2</sup>, повторность трёхкратная. Объекты изучения – 31 сортообразец овса из коллекции ВИР и 2 образца (Стралец и Факс) из Беларуси. В качестве стандартов использовали включённые в Государственный реестр селекционных достижений РФ сорта Аргамак и Улов.

Наблюдения, оценки и учёт урожая проводили в соответствии с Методическими указаниями по изучению мировой коллекции ячменя и овса [8]. Дисперсионный и вариационный анализ данных выполнен по Б. А. Доспехову [9]. Пластичность ( $b_1$ ) и стабильность образцов ( $S^2_1$ ), индексы условий среды (I) оценивали по методике Эберхарта и Рассела в изложении В. З. Пакудина и Л. М. Лопатиной [10].

По метеорологическим условиям годы изучения различались значительно. Индекс условий среды (I) варьировал от -283 до +274.

Наиболее благоприятные условия для развития растений овса сложились в 2009 г. в п. Фалёнки как на окультуренном, так и на естественно-кислом почвенном фоне (I = 274 и -76 соответственно). Засуха в начальный период развития (в мае выпало 23 мм осадков, или 44% нормы) сменилась благоприятными условиями в июне, когда в фазу «выход в трубку – вымётывание» выпало 105 мм осадков (188% нормы), которые равномерно распределялись в течение всей фазы. Условия 2009 г. способствовали формированию высокого урожая зерна: 320–925 г/м<sup>2</sup> на окультуренном и 180–535 г/м<sup>2</sup> на стрессовом фоне.

Высокие положительные значения индекса условий среды определены для окультуренного фона почв в 2008 г. (I = 201 и 106 в Кирове и Фалёнках соответственно). Урожайность сортообразцов составила 370–870 г/м<sup>2</sup> в институте и 220–780 г/м<sup>2</sup> на станции. Наиболее благоприятные условия для овса сложились в первоначальный период роста и развития (от всходов до выхода в трубку). В период «выход в трубку – вымётывание» была отмечена повышенная температура воздуха (18,2 °С) при достаточном количестве осадков. В фазу налива зерна (июль) наблюдали высокую среднюю температуру воздуха (18,9 и 19,7 °С в п. Фалёнки и г. Кирове соответственно, что на 1,2 и 1,8 °С выше нормы) в сочетании с редкими осадками. На естественно-кислом фоне дерново-подзолистых почв в 2008 г. отмечено самое высокое отрицательное значение индекса условий среды (I = -283) и низкая урожайность 65–270 г/м<sup>2</sup>.

В 2007 г. в условиях г. Кирова период «всходы – кушение» проходил при достаточно частых осадках (36 мм) и повышенной температуре воздуха (16,2 °С). Недостаток влаги наблюдали в периоды «кушение – выход в трубку» (15 мм) и «выход в трубку – вымётывание» (16 мм, или 25% нормы). Затем, в период «вымётывание – восковая спелость», выпало избыточное количество осадков – 158 мм, или 200% нормы. В целом условия вегетации года были неблагоприятными для формирования высокой урожайности овса (233–622 г/м<sup>2</sup>). Значение индекса среды было наименьшим (I = -18) из полученных на окультуренном фоне.

В первоначальный период развития овса в 2010 г. ощущался недостаток влаги (20 мм, или 38% нормы) на фоне повышенной температуры воздуха (14,8 °С, или на 3 °С выше средней многолетней), что негативно отразилось на закладке генеративных органов. В фазу «выход в трубку – вымётывание» выпало 74 мм осадков, или 132% нормы, при температуре воздуха 15,0 °С. Начиная с III декады июня (фаза цветения овса) установилась очень жаркая сухая погода. В период формирования и налива зерна (июль) температура воздуха (21,7 °С) на 7 °С превысила климатическую норму. Количество выпавших осадков составило 11 мм (13% нормы). Во второй половине июля метеорологические условия достигли критериев опасного агрометеорологического явления – атмосферной засухи. Индекс условий 2010 г. на окультуренном фоне был сравнительно невысоким положительным (I = +62), на естественно-кислом фоне – высоким отрицательным (I = -266), а урожайность сортообразцов овса составила 385–650 г/м<sup>2</sup> и 100–235 г/м<sup>2</sup> соответственно.

### Результаты исследований и их обсуждение

Урожайность сортообразцов овса на окультуренном фоне варьировала в среднем от 430 г/м<sup>2</sup> в условиях г. Кирова в 2007 г. до 724 г/м<sup>2</sup> в п. Фалёнки в 2009 г. На естественно-кислом фоне максимальная урожайность (373 г/м<sup>2</sup>) получена в 2009 г., минимальная (166 г/м<sup>2</sup>) – в 2008 г. Все изученные образцы сильно реагировали на изменения внешних условий – показатели варианты стабильности ( $S^2_1$ ) были очень высокими (табл. 1).

Сорта-стандарты Улов и Аргамак характеризовались наибольшей адаптивностью к изменяющимся условиям среды. По коэффициенту регрессии сортообразцы разделились на 3 груп-



Таблица 1

Показатели экологической пластичности и стабильности признака урожайности у образцов овса по 8 условиям

№ по каталогу ВИР	Образец	Происхождение	$b_i$	$S^2_i$	V, %
14726	Arta	Латвия	1,00	7243	44,9
к-2111*	Факс	Беларусь	1,26	17958	62,1
к-2115*	Стралец	Беларусь	0,88	6439	40,6
14697	Alf	Германия	1,33	3842	53,2
14680	Solva	Великобритания	1,06	5836	46,0
14319	IL 86-5698	США	1,19	8157	55,8
14758	Ensiller	США	1,14	4059	53,3
14759	Horicon	США	1,22	9719	62,0
12358	Paramo	Мексика	1,08	5959	46,8
14730	Pluton-INIA	Чили	1,14	6176	50,0
14705	Маруа 70	Новая Зеландия	1,18	1426	47,0
	ст. Аргамак	Россия	1,00	752	41,3
	ст. Улов	Россия	1,06	726	45,8

Примечание: \* – номер по каталогу поступлений отдела овса НИИСХ Северо-Востока;  $b_i$  – коэффициент регрессии;  $S^2_i$  – варианса стабильности; V, % – коэффициент вариации.

пы. К пластичным образцам, увеличивающим урожайность при улучшении условий выращивания (показатели  $b_i$  от 1,14 до 1,33), отнесено 7 сортообразцов. Среди них 14705 Маруа (Новая Зеландия). Средняя урожайность образца на окультуренном фоне была выше показателей стандартов и составила 640 и 663 г/м<sup>2</sup> в Кирове и Фалёнках соответственно. Коэффициент регрессии был больше 1, а показатель стабильности – относительно невысоким. На естественном кислом фоне у сортообразца Маруа 70 урожайность во все годы была на уровне стандартов и в среднем составила 282 г/м<sup>2</sup>. Данный сортообразец является источником высокой урожайности, толерантности к засухе и повышенной почвенной кислотности.

Сортообразцы 14730 Pluton-INIA (Чили) и 14697 Alf (Германия) из группы высоко отзывчивых на улучшение условий на окультуренном фоне показали высокую урожайность как на станции (708 и 707 г/м<sup>2</sup> соответственно), так и в условиях института (538 и 655 г/м<sup>2</sup>), и рекомендуются как источники высокой урожайности и толерантности к засухе.

Пластичные образцы к-2111 Факс (Беларусь), 14319 IL 86-5698, 14759 Horicon, 14758 Ensiller (США) сформировали высокую урожайность (до 925 г/м<sup>2</sup>) в благоприятных условиях среды. В условиях засухи у них отмечено достоверное снижение урожайности. Показатели  $S^2_i$  и коэффициентов вариации по признаку урожайности у данной группы образцов были высокими, что свидетельствует об их низ-

кой экологической стабильности. Выделенные генотипы следует использовать в селекции на высокую потенциальную продуктивность.

У 18 образцов и сортов-стандартов значения  $b_i$  существенно не отклонялись от 1, т. е. изменение урожайности у них в точности следовало за изменением условий среды. Среди образцов данной группы выделены источники высокой урожайности и толерантности к засухе и повышенной почвенной кислотности: 14680 Solva (Великобритания), 14726 Arta (Латвия) и 12358 Paramo (Мексика). Средняя урожайность сортообразца 14680 Solva (Великобритания) на окультуренном фоне была выше показателей стандартов и составила 604 и 638 г/м<sup>2</sup> в Кирове и Фалёнках соответственно. На естественном кислом фоне в 2009 г. сортообразец достоверно превысил по урожайности оба стандарта (460 г/м<sup>2</sup>), в 2010 г. – только стандарт Улов (240 г/м<sup>2</sup>).

Сортообразец 14726 Arta (Латвия) сформировал высокую урожайность (673 г/м<sup>2</sup>) на окультуренном фоне Фалёнской селекционной станции – на 40 и 37 г/м<sup>2</sup> выше, чем у стандартов Улов и Аргамак соответственно. В институте достоверно высокая урожайность получена в неблагоприятных условиях 2007 г. – 556 г/м<sup>2</sup>, или на 82 г/м<sup>2</sup> выше показателей стандартов. На естественном кислом фоне урожайность 14726 Arta во все годы проведения исследований была на уровне стандартов. У него отмечено одно из самых низких значений коэффициента вариации урожайности.

У образца 12358 Paramo (Мексика) на окультуренном фоне Фаленской селекционной станции получены прибавки по урожайности во все годы изучения, достоверные в 2008 и 2009 гг. Средняя урожайность этого образца была максимальной среди изученных генотипов. Она составила 718 г/м<sup>2</sup> или на 85 и 82 г/м<sup>2</sup> выше стандартов Улов и Аргамак соответственно.

В исследованиях у 8 сортообразцов из 33 изученных коэффициенты регрессии были меньше 1, что характеризует их как экстенсивные формы с низкой пластичностью, формирующие большую урожайность в неблагоприятных условиях среды. Среди них выделился образец к-2115 Стралец (Беларусь), урожайность которого на окультуренном фоне в Фалёнках оставалась на уровне 600–610 г/м<sup>2</sup> как в благоприятные, так и в неблагоприятные годы. На естественном кислом фоне урожайность составила 290 г/м<sup>2</sup>, что на 1 и 39 г/м<sup>2</sup> выше показателей стандартов Аргамак и Улов соответственно. Коэффициент вариации урожайности у образца Стралец был минимальным. Данный образец является источником толерантности к повышенной почвенной кислотности.

### Заключение

В результате исследований установлено, что изученные образцы коллекционного питомника имели низкую фенотипическую стабильность по урожайности. Все образцы сильно реагировали на изменения условий выращивания – показатели вариации стабильности ( $S^2_i$ ) были высокими от 1426 у 14705 Мариа (Новая Зеландия) до 17958 у Факс (Беларусь). Наибольшей адаптивностью к меняющимся условиям среды характеризовались сорта-стандарты Аргамак и Улов ( $S^2_i = 752$  и 726 соответственно). Оценка зерновой продуктивности сортообразцов в благоприятных и стрессовых условиях позволила выделить комплексные источники для дальнейшей селекционной работы, сочетающие высокую урожайность с толерантностью к засухе и повышенной почвенной кислотности: 14705 Мариа (Новая Зеландия), 14680 Solva (Великобритания), 14726 Arta (Латвия), 12358 Paramo (Мексика), к-2115 Стралец (Беларусь). Об-

разцы 14730 Pluton-INIA (Чили), 14697 Alf (Германия), к-2111 Факс (Беларусь), 14319 PL 86-5698, 14759 Horicon, 14758 Ensiller (США) рекомендуется использовать в качестве источников высокой пластичности по урожайности. Включение выделенных источников в селекционный процесс будет способствовать созданию новых высокоурожайных сортов овса, устойчивых к стрессовым экологическим факторам окружающей среды. Внедрение в сельскохозяйственное производство новых устойчивых к стрессовым факторам сортов позволит сократить использование техногенных факторов, способствующих адаптации генотипа к условиям возделывания (минеральные удобрения, стимуляторы роста, антидепрессанты, специфические приёмы обработки почвы), тем самым улучшить экологическое состояние агроценозов и прилегающих территорий.

### Литература

1. Драгавцев В.А., Удовенко Г.В., Батыгин Н.Ф. и др. Физиологические основы селекции растений. СПб.: Изд-во ВИР, 1995. Т. II. 648 с.
2. Жученко А.А. Адаптивная система селекции растений (эколого-генетические основы). М.: Изд-во РУДН, 2001. Т. I. 780 с.
3. Баталова Г.А. Овёс, технология возделывания и селекция. Киров, 2000. 206 с.
4. Баталова Г.А., Лисицын Е.М., Русакова И.И. Биология и генетика овса. Киров, 2008. 456 с.
5. Баталова Г.А., Лисицын Е.М. О селекции овса на устойчивость к эдафическому стрессу // Селекция и семеноводство. 2002. № 2. С. 17–19.
6. Mitra J. Genetics and genetic improvement of drought resistance in crop plants // Current Science. 2001. V. 80. P. 758–763.
7. Бебякин В.М., Кедрова Л.И., Кериватова Т.Б. Адаптивность: методические подходы, методы и критерии оценки // Аграрная наука Евро-Северо-Востока. 2005. № 7. С. 4–9.
8. Методические указания по изучению мировой коллекции ячменя и овса. СПб: ВИР, 1973. 29 с.
9. Доспехов Б.А. Методика полевого опыта. М.: Колос, 1973. 336 с.
10. Пакудин В.З., Лопатина Л.М. Оценка экологической пластичности и стабильности сортов сельскохозяйственных культур // Сельскохозяйственная биология. 1984. № 4. С. 109–113.

## Перспективы использования *Fisherella muscicola* и азиды натрия для подавления развития *Fusarium solani*

© 2013. А. Р. Гайфутдинова<sup>1</sup>, аспирант,  
Л. И. Домрачева<sup>1,2</sup>, д.б.н., профессор, с.н.с.,  
Л. В. Трефилова<sup>1</sup>, к.б.н., доцент,

<sup>1</sup>Вятская государственная сельскохозяйственная академия,

<sup>2</sup>Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,  
e-mail: dli-alga@mail.ru

В статье рассматривается возможность использования против фитопатогенного гриба *Fusarium solani* химического препарата азиды натрия и в качестве микроба-антагониста цианобактерии *Fisherella muscicola*. Доказан фунгистатический и фунгицидный эффект используемых агентов на сапрофитной фазе развития гриба, а также оздоровительное действие цианобактерии при выращивании ячменя в почве, заражённой фузариумом.

The article shows the possibility of using the chemical agent sodium azide together with the cyanobacteria *Fisherella muscicola* as a germ-a-antagonist to suppress anti-plant pathogenic fungus *Fusarium solani*. Fungistatic and fungicidal effect of the agents used in the saprophytic phase of the fungus, as well as the healing effect of cyanobacteria in growing barley in soil contaminated with *Fusarium* are proved.

Ключевые слова: фузариум, цианобактерии, азид натрия, фитопатогенность гриба

Keywords: fusarium, cyanobacteria, sodium azide, phytopathogenic fungi

Конец XX – начало XXI века – это время настоящего расцвета фитопатогенных и токсиногенных грибов. Микологи отмечают, что происходит стремительная эволюция микроскопических грибов в сторону повышения их агрессивности и вредоносности [1 – 3]. Среди микромицетов – оппортунистов и паразитов – одну из лидирующих позиций занимают грибы р. *Fusarium* [3, 4]. Опасность фузариев заключается не только в существенной гибели растений различных отделов и семейств, но и в опасности накопления фузариотоксинов в продуктах питания и кормах, что резко повышает риск появления острых и хронических заболеваний людей и животных [5 – 7]. Среди приёмов ограничения фузариозных инфекций по-прежнему на 1-й план выходит применение пестицидов, о негативных последствиях миграции которых в окружающей среде накоплены многочисленные примеры [8]. Кроме пестицидов, достаточно широко используются биопрепараты на основе микробов-антагонистов, содержащих различные группы про- и эукариотов: грамотрицательные бактерии, включая цианобактерии, грамположительные бактерии, в том числе и актиномицеты [9 – 14], а также различные микромицеты [15 – 19].

Однако до сих пор не существует надёжных и стабильных методов управления ходом развития популяций фузариумов в почве.

Цель данной работы – изучение антифузариозной активности химического соединения азиды натрия и цианобактерии *Fisherella muscicola* (Thur.) Gom.

### Объекты и методы исследования

В работе использован фитопатогенный гриб *Fusarium solani*, любезно предоставленный нам зав. лабораторией иммунитета и защиты растений ГНУ НИИСХ Северо-Востока д.б.н. Т. К. Шешеговой. В качестве микроба-антагониста испытывали культуру цианобактерии (ЦБ) *Fisherella muscicola*, выделенную из дерново-подзолистой луговой почвы (Оричевский район Кировской области) к.б.н., доцентом ВятГСХА А. Л. Ковиной. Данный вид ЦБ определила и отметила как впервые встреченный в Кировской области зав. кафедрой экологии Вятского государственного гуманитарного университета, д.б.н. Л. В. Кондакова.

В качестве химического фунгицида был выбран 0,3% раствор азиды натрия. Это соединение в сухом виде используется при производстве взрывчатых веществ. Для решения проблемы его конверсии в мирное время пытаются отыскать реальные пути его утилизации, безопасные для окружающей среды. В последние годы существуют попытки использования азиды натрия в качестве консерванта биологи-

ческого материала, а также как противогельминтозное и гербицидное средство при обработке урбанозёмов [20].

Для провокационного заражения грибом использовали семена ярового ячменя сорта Эльф.

Опыты были проведены в 2 этапа. На 1-м этапе работа проводилась на уровне чистых культур патогена и антагониста в чашках Петри со стерильной почвой. Опыт шёл при 60% влажности от п. в. В контрольном варианте в почву внесли макроконидии *F. solani* с титром  $(1,2 \pm 0,2) \cdot 10^7$ /мл, что составляет в нашем опыте 1,8 млн. КОЕ/г почвы. Этот титр намного больше плотности популяций фузариума, которой достаточно для заражения растений. По литературным данным [20], данный показатель колеблется от 100 до 100000 КОЕ/г почвы. Во 2-м варианте кроме макроконидий гриба в почву вносили культуру ЦБ *F. muscicola* с титром  $(7,2 \pm 0,19) \cdot 10^7$  клеток/мл. В 3-м варианте кроме макроконидий гриба в почву вносили 0,3% р-р азид натрия. Затем на гладко выровненную поверхность почвы раскладывали покровные стёкла (стёкла обрастания) и за фазами развития гриба наблюдали под микроскопом на 3-и и 7-е сутки с начала опыта. Наблюдения сводились к измерению длины мицелия, подсчёту численности всех видов спор (микроконидий, макроконидий, хламидоспор) во всех вариантах, а также к подсчёту численности клеток ЦБ в соответствующем варианте. Полив проводили средой Чапека, чтобы обеспечить питание гриба в стерильной почве в отсутствие растений.

На 2-м этапе опытов в микрокосмы с фузариумом и противифузариозными агентами,

оставшимися от предыдущего опыта, были внесены семена ячменя сорта Эльф. На поверхность почвы раскладывали по 30 семян в чашку Петри. Наблюдения над растениями проводили на 3-и (энергия прорастания) и 7-е сутки (всхожесть). При снятии опыта учитывали такие морфометрические показатели ячменя, как длина корней и проростков, их сухая масса. Учитывали также степень поражения растений грибами. Повторность опытов во всех случаях трёхкратная.

### Результаты и обсуждение

Изучение динамики развития *F. solani* в почве без растения показало, что из внесённого пула макроконидий в контрольном варианте происходит интенсивное развитие гриба. Так, если на 3-и сутки длина мицелия составила всего 2,8 м/см<sup>2</sup> и шло образование только микроконидий, то на 7-е сутки длина мицелия достигала уже 8,7 м/см<sup>2</sup>, и в структуре популяций были представлены все типы спороношения (табл. 1). При сравнении контрольного варианта с опытными было выявлено, что внесение в почву *F. muscicola* существенно ограничивало развитие фузариума как на мицелиальной стадии, так при макроконидиогенезе и при образовании хламидоспор. Однако при этом повышалась интенсивность образования микроконидий. Абсолютная величина длины грибного мицелия при действии цианобактерии на 7-е сутки снизилась по сравнению с контрольным вариантом (внесение в почву *F. solani*) более чем на порядок (табл. 1).

Применение азид натрия показало, что этот препарат обладает сильнейшим антифу-

Таблица 1

Структура популяции *Fusarium solani* на 3-и и 7-е сутки развития в почве

Вариант	Длина мицелия, м/см <sup>2</sup>	Количество микроконидий, экз./см <sup>2</sup>	Количество макроконидий, экз./см <sup>2</sup>	Количество хламидоспор, экз./см <sup>2</sup>
На 3-и сутки				
<i>Fusarium solani</i>	2,80±0,80	437±95	0	
<i>Fusarium solani</i> + <i>Fisherella muscicola</i>	0,52±0,22	1475±0	0	0
<i>Fusarium solani</i> + азид натрия	0	0	0	0
На 7-е сутки				
<i>Fusarium solani</i>	8,70±1,40	1282±275	1550±350	875±150
<i>Fusarium solani</i> + <i>Fisherella muscicola</i>	0,75±0,005	6950±1758	850±100	182±25
<i>Fusarium solani</i> + азид натрия	0	0	0	0



Таблица 2

Энергия прорастания семян ячменя, %	
Вариант	Энергия прорастания
<i>Fusarium solani</i>	94,3
<i>Fusarium solani</i> + <i>Fisherella muscicola</i>	97,7
<i>Fusarium solani</i> +азид натрия	0

Таблица 3

Морфометрические показатели семисуточных растений ячменя сорта Эльф			
Вариант	Высота проростка, см	Длина корней, см	Сухая масса, г
<i>Fusarium solani</i>	6,08±2,4	16,96±5,6	1,33±0,05
<i>Fusarium solani</i> + <i>Fisherella muscicola</i>	6,31±1,9	20,29±8,2	1,63±0,2
<i>Fusarium solani</i> +азид натрия	0	0	0

зариозным действием, полностью прекращая развитие *F. solani*.

Таким образом, в сапрофитной фазе развития ЦБ *F. muscicola* оказывает сильное фунгистатическое действие на фитопатогенный микробиот *F. solani*, в то время как 0,3% р-р азид натрия обладает мощным фузариоцидным эффектом, не давая возможности прорастания внесённым в почву макроконидиям гриба.

2-я серия опытов была проведена с семенами ячменя сорта Эльф по методике, описанной выше. Наблюдения над развитием растений проводили дважды: на 3-и сутки определяли энергию прорастания, а 7-е сутки – морфометрические показатели (длина корней и проростков, их сухая масса), а также количество поражённых растений. Как видно из таблицы 2, гриб незначительно снизил энергию прорастания ячменя по сравнению с лабораторной всхожестью семян (100%) и по сравнению с вариантом, где кроме фузария была внесена культура ЦБ. В то же время азид натрия затормозил развитие растений полностью, как и развитие гриба в предыдущем опыте (табл. 1 и 2). К моменту снятия опыта (на 7-е сутки) в варианте с азидом натрия проросших растений по-прежнему не наблюдалось, что явно свидетельствует о токсичности 0,3% р-ра азид натрия для данного сорта ячменя.

Определение высоты проростков, длины корней и урожая сухой массы ячменя показало, что существует тенденция стимуляции линейного роста вегетативных органов при внесении в заражённую грибами почву ЦБ *F. muscicola*, наиболее явно выраженная для корневой системы (табл. 3). Кроме того, незначительно увеличивается сухая масса проростков.

Поражение растений инфекцией в варианте с фузариумом достигает 100%, тогда как

дополнительное внесение фишереллы в почву приводит к снижению этого показателя до 13%, т. е. более чем в 7 раз.

Таким образом, фунгистатический эффект *F. muscicola* и фунгицидный эффект азид натрия по отношению к *F. solani* сохраняется и на паразитической стадии развития гриба в присутствии высшего растения.

Динамика развития инокулированной в почву ЦБ *F. muscicola* отличалась прогрессирующим характером размножения её клеток на поверхности, достигая в конце опыта феномена «цветения» почвы. Так, при первом обследовании (3-и сутки) численность фишереллы достигала всего 1200 клеток/см<sup>2</sup>, на 7-е сутки – 100000 клеток/см<sup>2</sup>, в конечной серии опытов в присутствии высшего растения в почве этот показатель составлял более 20 млн клеток/см<sup>2</sup> (через 2 недели после инокуляции почвы ЦБ).

### Заключение

Массовое распространение фузариозных инфекций во всех регионах планеты, существенное снижение урожая от этих инфекций, накопление фузариотоксинов в продуктах питания и кормах сельскохозяйственных животных требуют интенсификации исследований по поискам методов и приёмов, снижающих риск фузариомикозов и фузариотоксикозов. В арсенале противофузариозных средств защиты растений имеются как химические, так и биологические препараты. Однако использование современных фунгицидов и биопрепаратов с культурами микробов-антагонистов различной систематической принадлежности полностью решить эту проблему всё ещё не в состоянии. Поэтому продолжается поиск химических и биологических агентов, наиболее

эффективных против фузариумов. Разработки последних десятилетий показывают, что среди бактерий очень сильной антифузариозной активностью обладают некоторые штаммы почвенных ЦБ, в частности, такие, как *Nostoc paludosum*, *N. linckia*, *N. muscorum*, *Microchaeta tenera*, которые успешно использовались на овощных, зерновых, бобовых, декоративных культурах и при выращивании сеянцев и саженцев хвойных пород [21]. Было показано, что реинтродукция ЦБ в почву с семенами или иным посадочным материалом повышает супрессивность почвы, способствует её оздоровлению от фузариозных инфекций. Размножаясь в почве, ЦБ способны в течение всего вегетационного сезона сдерживать агрессивность фитопатогенов, одновременно стимулируя рост высшего растения и повышая его иммунитет. Скрининг новых штаммов ЦБ, выделенных из почвы за последнее время, показал, что повышенной антифузариозной активностью обладает *F. muscicola*, литическая активность которой по отношению к различным видам фузариума превышает миколитическую активность лицензионных биопрепаратов триходермин (на основе *Trichoderma lignorum*) и гамаир (на основе *Bacillus subtilis*) [22]. Результаты серии опытов, представленные в данной работе, также указывают на перспективность проведения дальнейших исследований по использованию *F. muscicola* в качестве антифузариозного биоагента.

Сложнее складывается ситуация с применением азида натрия. Проведённые лабораторные опыты показали, что как биофунгицид он обладает практически 100% гарантией уничтожения фитопатогена. Но в применяемой концентрации (0,3%) он одновременно токсичен и для высшего растения. Хотя в наших предыдущих исследованиях, проведённых в природных условиях, по испытанию азида натрия в качестве гербицида [20] установлено, что токсическое действие препарата снимается, если он был внесён в почву за 2 недели до посева семян. При этом происходит стимуляция размножения автохтонных ЦБ. Более того, внесение азида натрия до посева действует аналогично внесению азотных удобрений, повышая урожай растений. Следовательно, дальнейшие разработки по возможности использования азида натрия в качестве фунгицида вполне реальны. Однако следует тщательно выверять сроки его внесения в почву перед посадкой растений; концентрацию, безопасную для растения, но губительную для фитопатогенов; сочетаемость

с микробами-антагонистами, в частности, с ЦБ при совместном использовании химического и биологического способов защиты растений.

## Литература

1. Монастырский О.А. Мониторинг токсинообразующих грибов зерновых злаков // Агрохимия. 2001. № 8. С. 79–87.
2. Соколов М.С. Экологизированное растениеводство как фактор устойчивого развития АПК России // Вестник защиты растений. 2001. № 1. С. 63–70.
3. Шешегова Т.К. Мониторинг патогенной и сапрофитной микрофлоры на посевах озимой ржи в Северо-Восточном регионе Нечерноземной зоны Российской Федерации // Вопросы экологии и природопользования в аграрном секторе: Матер. Всерос. науч.-практ. конф. М.: АПК, 2003. С. 285–289.
4. Стогниенко О.И., Шамин А.А. Микологическая индикация фитопатологического состояния почв свекловичного агроценоза // Биодиагностика в экологической оценке почв и сопредельных сред: Тез. докл. междунар. конф. М.: БИНОМ. Лаборатория знаний, 2013. С. 201.
5. Logrieco A., Mule G., Moretti A., Bottalico A. Toxigenic *Fusarium* species and mycotoxins associated with maize ear in Europe // Eur. J Plant Pathol. 2002. V. 108. № 7. P. 597–609.
6. Левитин М.М. Микотоксины фитопатогенных грибов и микотоксикозы человека // Успехи медицинской микологии: Матер. 1-го Всерос. конгр. по медицинской микологии. М.: НАМ, 2003. Т. 1. С. 148–150.
7. Охалкина В.Ю., Ханжин А.А. Эколого-эпидемиологическое значение микромицетов рода *Fusarium* // Теоретическая и прикладная экология. 2012. № 2. С. 5–14.
8. Домрачева Л.И., Ашихмина Т.Я., Кондакова Л.В., Березин Г.И. Реакция почвенной микробиоты на действие пестицидов (обзор) // Теоретическая и прикладная экология. 2012. № 3. С. 4–18.
9. Лихачев А.И., Садыкова В.С. Установление комплекса признаков-тестов по отбору антагонистов для биоконтроля фитопатогена (на примере грибов рода *Trichoderma*) // Нетрадиционные природные ресурсы, инновационные технологии и продукты. М. 2007. С. 33–47.
10. Александрова А.В., Великанов В.В., Сидорова И.И., Сизова Т.П. Влияние грибов-интродуцентов на сапротрофные почвенные микромицеты // Микология и криптогамная ботаника в России: традиции и современность. С-Петербург. 2000. С. 49–51.
11. Домрачева Л.И., Трефилова Л.В. Использование почвенных цианобактерий при выращивании посадочного материала сосны и ели // Почвы – национальное достояние России: Матер. IV съезда Докучаевского общества почвоведов России. Новосибирск. 2004. Кн. 2. С. 330.
12. Крючкова Л.А., Драгозов И.В., Лапа С.В., Жукова Д.А., Авдеева Л.В. Методические подходы к оцен-

ке антагонизма бактерий рода *Bacillus* по отношению к фитопатогенным грибам // Современная микология России: Матер. 3-го съезда микологов России. М. 2012. Т. 3. С. 342–343.

13. Широких И.Г., Шешегова Т.К. Метаболические взаимодействия актиномицетов с фитопатогенными грибами рода *Fusarium* // Матер. науч. сессии. Киров. 2001. С. 228–230.

14. Широких И.Г., Мерзаева О.В. Биологическая активность *Streptomyces hygroscopicus* против фитопатогенного гриба *Fusarium avenaceum* в ризосфере // Микология и фитопатология. 2008. Т. 42. № 6. С. 586–591.

15. Тренин А.С., Лапчинская О.А., Куляева В.В., Гладких Е.Г., Галатенко О.А., Федорова Г.Б., Катруха Г.С. ИНА-1278 – антибиотик из группы ирумамицина, обладающий высокой противогрибковой активностью // Современная микология России: Матер. 3-го съезда микологов России. М. 2012. Т. 3. С. 355–356.

16. Latz E., Eisenhauer N., Rall B.C., Allan E., Roscher C., Scheu S., Jousset A. Plant diversity improves protection against soil-borne pathogens by fostering antagonistic bacterial communities // J. Ecol. 2012. V. 100. № 3. P. 597–604.

17. Гродницкая И.Д., Сорокин Н.Д. Внесение микробов-интродуцентов в лесные почвы питомников Сибири // Почвоведение. 2007. № 3. С. 359–364.

18. Monteiro V.N., Nascimento S.R., Steindorff A.S., Costa F.T., Noronha E.E., Ricart C.A.O., Sousa M.V., Vainstein M.H., Ulhoa C.J. New insights in *Trichoderma harzianum* antagonism of fungal plant pathogens by secreted protein analysis // Curr. Microbiol. 2010. V. 61. № 4. P. 298–305.

19. Старшов А.А., Коломбет Л.В., Дунайцев И.А., Жиглецова С.К., Клыкова М.В., Кондрашенко Т.Н., Антошина О.А., Гладышева О.В. Использование фосфатрастворяющих и фунгицидных свойств микроорганизмов для улучшения фосфорного питания и защиты зерновых культур от фузариоза колоса // Современная микология России: Матер. 3-го съезда микологов России. М. 2012. Т. 3. С. 354–355.

20. Особенности урбоэкосистем подзоны южной тайги Европейского Северо-Востока / Под ред. Т.Я. Ашихминой, Л.И. Домрачевой. Киров: Изд-во ВятГГУ, 2012. 282 с.

21. Домрачева Л.И. «Цветение» почвы и закономерности его развития. Сыктывкар. 2005. 336 с.

22. Елькина Т.С., Гайфутдинова А.Р., Домрачева Л.И. Антифузариозная активность различных препаратов // Бизнес, наука, экология родного края: проблемы и пути их решения: Матер. Всерос. научно-практ. конф.-выставки экологических проектов с междунар. участием. Киров: Изд-во ООО «Веси», 2013. С. 226–228.

УДК 633.16:631.528.1

## Генетическая изменчивость растений ярового ячменя под влиянием карбоната калия и облучения красным светом

© 2013. Г. П. Дудин, д.б.н., зав. кафедрой, Л. Н. Двинских, аспирант, Вятская государственная сельскохозяйственная академия, e-mail: lyudmila.dvinskix@mail.ru

В статье представлены результаты изучения реакции растений ячменя на замачивание семян в 0,01; 0,1; 1 моль/л растворах карбоната кальция, облучение красным светом (длина волны 632,8 и 754 нм) и совместное действие этих факторов. Приведены данные по частоте и спектру возникающих хлорофилльных мутаций и морфологических изменений у растений второго поколения. Установлены варианты обработки семян с наибольшей изменчивостью растений.

In article results of studying of reaction of plants of barley on soaking of seeds are presented to  $K_2CO_3$  solutions with concentration 0,01; 0,1; 1 M, radiation by red light (length of a wave of 632,8 and 754 nanometers) and joint action of these factors. Data on frequency and range of arising chlorophyllny mutations and morfofiziologicheskyy changes at plants of the second generation are provided. Options of processing of seeds with the greatest variability of plants are established.

Ключевые слова: изменчивость растений, когерентный монохроматический и дальний красный свет, карбонат калия

Keywords: variability of plants, coherent monochromatic and driving red beam, potassium carbonate

Одна из основных задач современной биологии состоит в исследовании особенностей развития организма в зависимости от экологи-

ческих факторов среды. В силу малоподвижного образа жизни растения особенно подвержены влиянию ряда субоптимальных внеш-

них воздействий: высокая и низкая освещённость, повышенный уровень радиации, недостаток или несбалансированность элементов питания.

Сохранение разнообразия живых систем на Земле – необходимое условие выживания человека и устойчивого развития цивилизации. Зависимость биоразнообразия от различных факторов среды (географической широты, высоты над уровнем моря, глубины водоёма, средней температуры, влажности, обеспеченности питательными веществами и др.) общеизвестна [1].

Возделывание культурных растений связано с использованием различных химических веществ (удобрений, пестицидов, регуляторов роста и т.д.). В сельскохозяйственном производстве основными источниками загрязнения являются минеральные и органические удобрения, пестициды, которые применяются при повышенных нормах и дозах, а также при несоблюдении научно обоснованных норм. Наряду с увеличением урожая и его качества, устойчивости растений к неблагоприятным факторам окружающей среды химические вещества могут обладать отрицательным побочным воздействием – индукцией мутаций в посевах.

Калий – один из самых необходимых элементов минерального питания растений. Содержание калия в клетке в 100–1000 раз превышает его уровень во внешней среде. Его гораздо больше в тканях, чем других катионов. Присутствие калия в значительной степени определяет коллоидно-химические свойства цитоплазмы, что существенно влияет практически на все процессы в клетке. Именно калий создаёт ионную асимметрию и разность электрических потенциалов между клеткой и средой (мембранный потенциал), который определяет направление движения ионов через мембрану [2].

Растения воспринимают свет не только как источник энергии, но и в качестве сигнала, характеризующего условия среды. В клетках имеются рецепторные молекулы фитохрома, опосредующие действие света на морфогенез. Фитохром изменяет проницаемость клеточных мембран, регулирует движение хлоропластов, влияет на синтез, рост и развитие растений.

Поиск новых эффективных источников и методов фотомутагенеза привёл к использованию в опытах когерентного монохроматического красного и дальнего красного света. По наиболее обоснованной гипотезе, в результате фотохимического возбуждения фитохрома

лазерным светом происходит активация мембранного транспорта ионов, изменение функциональных свойств и химического состава цитоплазмы растений, что приводит к нарушению репликации ДНК. Установлено, что под влиянием красного излучения изменяется проницаемость мембран и для фитогормонов, которые при определённых концентрациях обладают хорошо выраженным мутагенным действием [3].

Облучение красным светом даёт возможность получить мутанты растений, представляющие интерес для селекции. Этот метод мутагенеза требует усовершенствования и изучения в сочетании с другими физическими и химическими факторами [4].

Цель исследований – изучить индивидуальное и совместное действие карбоната калия и светового излучения красного диапазона на генетическую изменчивость растений ярового ячменя.

### Материалы и методика исследований

Опыт был заложен в 2009 г. на территории опытного поля Вятской ГСХА. Почвы опытного участка дерново-подзолистые, среднесуглинистые. Семена обрабатывались в соответствии со схемой опыта по 500 зёрен в каждом варианте, в четырёхкратной повторности. Посев проводился на делянках площадью 1 м<sup>2</sup>. Для обработки использовались оригинальные семена ярового ячменя сорта Биос 1.

В качестве источника когерентного монохроматического красного света использовали лазерную гелий-неоновую установку ОКГ-12-1 (ЛКС), длина волны 632,8 нм. Дальний красный свет (ДКС) с длиной волны 754±10 нм получили при прохождении света от электрической лампы накаливания через интерференционный светофильтр. Экспозиция облучения семян – 60 мин. Семена замачивали в дистиллированной воде и растворе K<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> в течение 12 ч.

Схема опыта включает следующие варианты:

1. Контроль – семена, замоченные в дистиллированной воде
2. 0,01 моль/л K<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>
3. 0,1 моль/л K<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>
4. 1 моль/л K<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>
5. Семена, замоченные в дистиллированной воде, + ЛКС
6. Семена, замоченные в дистиллированной воде, + ДКС
7. 0,1 моль/л K<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> + ЛКС
8. ЛКС + 0,1 моль/л K<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>



9. 0,1 моль/л  $K_2CO_3$  + ДКС
10. ДКС + 0,1 моль/л  $K_2CO_3$
11. ЛКС + 0,1 моль/л  $K_2CO_3$  + ДКС
12. ДКС + 0,1 моль/л  $K_2CO_3$  + ЛКС

В первом поколении проводили фенологические наблюдения, учитывали полевую всхожесть, выживаемость растений. После уборки в каждом варианте отбиралось по 60 растений для анализа элементов структуры продуктивности, определялась изменчивость количественных признаков.

Влияние физических и химических факторов на семена и растения ячменя сорта Биос 1 оценивали с помощью среднесуммарного показателя депрессии ( $D$ , %) – стимуляции ( $St$ , %). Коэффициент депрессии (стимуляции) рассчитывали по пяти признакам: полевая всхожесть, длина стебля и колоса, количество колосков в колосе, масса зерна с колоса [5].

Для изучения генетического действия изучаемых факторов использовали семена ячменя линии Waхu. Метод учёта мутаций в локусе Waхu является высокоточным, ускоряет процесс определения эффективности мутагена, так как все мутации, возникающие в гаплоидном геноме пыльцевых зёрен, проявляются непосредственно в год воздействия.

Частоту Waхu-мутаций определяли как количество мутантных пыльцевых зёрен (мутантов), отнесённых к общему числу просмотренных под микроскопом пыльцевых зёрен, и выражали в процентах [6].

Второе поколение посемейно закладывали семенами с главных колосьев растений первого поколения. На протяжении всего периода вегетации выделяли семьи с хлорофильными мутациями по классификации, разработанной Ю. Калам, Т. Орав [7]. Проводили отбор растений с видимыми морфологическими и физиологическими отклонениями от исходного сорта. Растения с изменениями отмечали и убирали отдельно. В  $M_2$  проводили группировку выделенных растений по изменённым признакам, определяли частоту изменений ячменя по отношению количества семей с отклонениями к общему количеству семей в варианте. Анализ элементов структуры продуктивности проводился у всех растений в выделенной семье с изменением.

Для оценки изменчивости количественных признаков проводили статистическую обработку данных, определяли характеристики: среднюю арифметическую ( $\bar{X}$ ), ошибку средней арифметической ( $S_x$ ), коэффициент вариации ( $C_v$ ) и другие. Существенность разли-

чий между опытными вариантами и контролем устанавливали с помощью критерия Стьюдента ( $t_{st}$ ) [9]. При оценке показателей альтернативной (качественной) изменчивости определяли долю признака ( $P_1, P_2$  и т. д.) и стандартную ошибку доли ( $S_p$ ) [7].

Данные, полученные в опыте, варианты (выборки), которые связаны  $n$ -количеством повторений, обрабатывали с помощью дисперсионного анализа для однофакторных экспериментов. По критерию Фишера ( $F$ ) устанавливали наличие вариантов, существенно отличающихся от остальных, а критерий наименьшей существенной разницы  $HSP = t_{st}$  показывал предельную ошибку разности двух выборочных средних [9].

### Результаты и обсуждения

В первом поколении для определения чувствительности растений ячменя сорта Биос 1 на воздействие изучаемых факторов учитывали показатели всхожести семян и выживаемости растений (табл. 1).

Обработка семян перед посевом раствором карбоната калия и облучение лазерным и дальним красным светом не оказала существенного угнетающего влияния на полевую всхожесть. Наблюдается тенденция снижения всхожести семян при увеличении концентрации раствора  $K_2CO_3$  на 8,2%. Снижается всхожесть семян при совместной обработке 0,1 моль/л  $K_2CO_3$  и ДКС – на 6,2% по сравнению с контролем. При совместной обработке 0,1 моль/л  $K_2CO_3$  и ЛКС всхожесть семян выше, чем при обработке одним из факторов.

Выживаемость растений при воздействии факторами на семена сильно варьирует. Достоверное снижение по сравнению с контролем отмечено в варианте ЛКС + 0,1 моль/л  $K_2CO_3$ , наблюдается тенденция уменьшения выживаемости растений ячменя в вариантах с увеличением концентрации  $K_2CO_3$  и в комплексном варианте ДКС + 0,1 моль/л  $K_2CO_3$  + ЛКС.

Суммарный характер воздействия факторов оценивали с помощью показателя коэффициента депрессии ( $D$ , %) – стимуляции ( $St$ , %) (рис. 1). Метод позволяет нивелировать существующую вариацию выраженности любого количественного признака и даёт объективный показатель разницы между сравниваемыми вариантами.

Обработка семян раствором 0,01 моль/л  $K_2CO_3$  обеспечивает стимуляцию по всем показателям. При повышении концентрации  $K_2CO_3$  наблюдается затухание стимулирую-

Таблица 1

Полевая всхожесть семян и выживаемость растений ярового ячменя сорта Биос 1 в первом поколении, %

Варианты опыта	Всхожесть семян, %	Выживаемость растений, %
1	80,8	81,4
2	83,0	85,3
3	77,0	84,2
4	74,8	81,3
5	78,4	87,0
6	80,4	81,3
7	80,0	73,0
8	77,6	70,4*
9	74,6	80,4
10	80,2	83,5
11	79,4	80,6
12	79,2	72,5
	НСР <sub>0,95</sub> = 8,7	НСР <sub>0,95</sub> = 11,4

Примечание: \* – различия достоверны при  $p > 0,95$ .

щего эффекта за счёт снижения полевой всхожести семян, уменьшения длины стебля и колоса, снижения количества зёрен в колосе до депрессии при концентрации 1 моль/л  $K_2CO_3$ .

Соответствующие результаты были получены С. А. Емелевым при определении влияния различных форм и концентраций калийных удобрений на яровой ячмень сорта Биос 1 [9].

Совместная обработка семян ячменя ЛКС и 0,1 моль/л  $K_2CO_3$  ведёт к стимуляции всех показателей, наблюдается достоверное увеличение длины колоса, количества зёрен в колосе. Масса зерна с колоса достоверно превышает контроль в варианте 0,1 моль/л  $K_2CO_3$  + ЛКС,

при обратном порядке обработки наблюдается достоверное увеличение продуктивной кустистости и количества колосков в колосе.

Обработка растений совместно 0,1 моль/л  $K_2CO_3$  + ДКС вызвала хорошо выраженный стимулирующий эффект на растения ячменя. При обратном сочетании факторов ДКС + 0,1 моль/л  $K_2CO_3$  не оказали на растения стимулирующего аддитивного эффекта.

Во втором поколении ( $M_2$ ) в опыте были отмечены хлорофилльные мутации (табл. 2). По мнению ряда авторов, хлорофилльные мутации являются индикатором мутагенной эффективности физических и химических факторов.

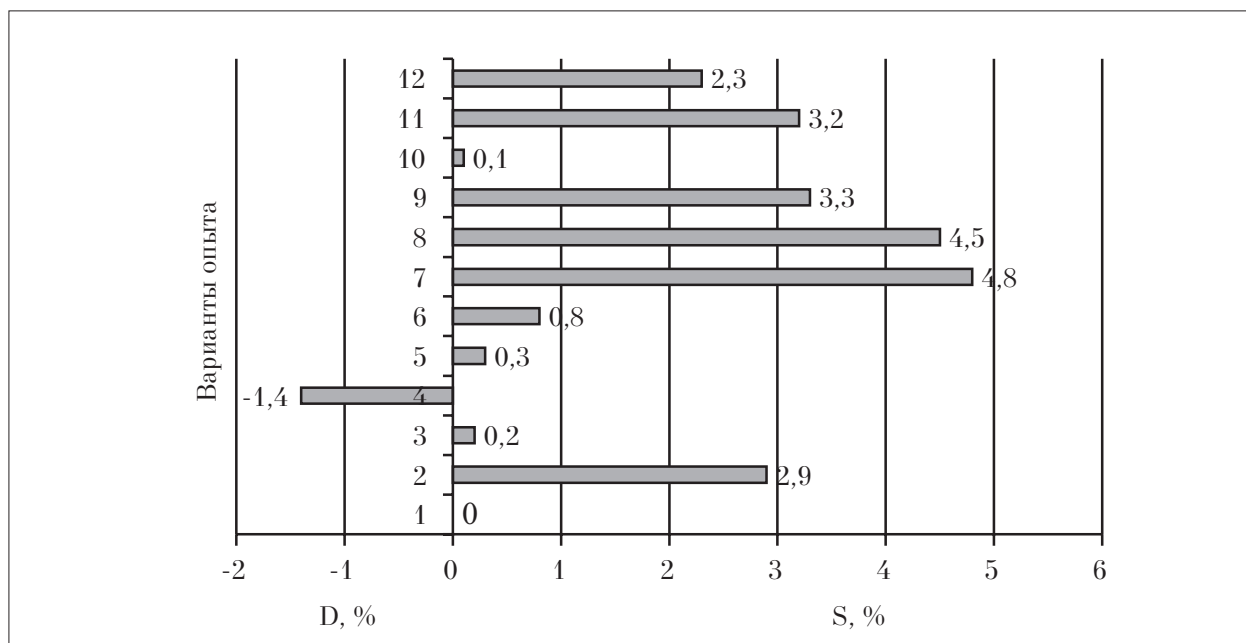


Рис. 1. Чувствительность ярового ячменя сорта Биос 1 к факторам воздействия в первом поколении

Частота хлорофильных мутаций растений ячменя во втором поколении

Вариант опыта	Всего семей в M <sub>2</sub>	Частота хлорофильных мутаций M <sub>2</sub>		Количество типов мутаций
		абс., шт.	p ± S <sub>p</sub> , %	
1	329	1	0,30 ± 0,30	1
2	354	7	1,98 ± 0,74	5
3	324	5	1,54 ± 0,68	2
4	304	6	1,97 ± 0,80	5
5	341	3	0,88 ± 0,51	3
6	327	6	1,83 ± 0,74	3
7	292	3	1,03 ± 0,59	3
8	273	4	1,47 ± 0,73	3
9	300	4	1,33 ± 0,66	3
10	335	5	1,49 ± 0,66	4
11	320	8	2,50 ± 0,87*	4
12	287	2	0,70 ± 0,49	2

Примечание: \* – уровень вероятности  $P > 0,95$ .

Хлорофильные мутации связаны с нарушением образования хлорофилла и возникают в результате изменения генов, расположенных в разных хромосомах и пластидах клетки.

В опыте хлорофильные мутации ячменя были выделены во всех изучаемых вариантах, частота их колебалась от 0,3 до 2,5%.

При замачивании семян перед посевом в растворе с различными концентрациями K<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> наибольшее количество семей с хлорофильными мутациями – 7 семей – наблюдалось в варианте с применением пониженной концентрации раствора – 0,01 моль/л, частота их составила 1,98%.

Частота хлорофильных мутаций выше при применении ДКС, чем при облучении ЛКС. В тройных комплексных вариантах, где завершающим фактором было лазерное излучение, частота мутаций минимальная – 0,7%. Максимальная частота мутаций – 2,5% – получена в комплексном варианте ЛКС + 0,1 моль/л K<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> + ДКС.

Максимальное разнообразие по типам мутаций отмечено при замачивании семян в раствор соли 0,01 и 1 моль/л – 5 типов. По 4 типа мутаций выделено в вариантах с сочетанием факторов ДКС + 0,1 моль/л K<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> и ЛКС + 0,1 моль/л K<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> + ДКС. В остальных вариантах выделено по 2-3 типа хлорофильных нарушений.

Наиболее часто встречалась хлорофильная мутация типа viridoxanthastriata (растения, на листьях которых чередуются продольно зелёные и жёлтые полосы). Частота этого типа мутации колебалась от 0,30 до 1,13%. С высокой частотой встречалась также мута-

ция типа viridostriata с чередующимися продольными зелёными и бледно-зелёными полосами. Данный тип мутации наблюдался в парных вариантах и в вариантах с замачиванием семян в растворе 0,01; 0,1 моль/л калийной соли. Частота мутаций viridostriata по вариантам варьировала от 0,30 до 0,62%. Редко встречались мутации типа albomarginata, viridomaculata, xanthomarginata, viridissima, частота их не превысила 0,34%.

Кроме хлорофильных мутаций на ячмене отмечались растения с другими изменёнными признаками (табл. 3). Учитывались все видимые фенотипические отличия растений, которые возможно было измерить и визуально оценить. В отличие от хлорофильных мутаций, данные изменения могут иметь большое практическое значение, т. к. могут применяться в качестве исходного материала при создании новых сортов.

Частота выделенных морфофизиологических изменений во втором поколении варьировала от 5,0 до 12,8% и во всех опытных вариантах достоверно превысила контроль. В парных вариантах, с применением факторов в разных сочетаниях, большая частота мутаций отмечена при завершающей обработке семян раствором карбоната калия. При комплексной тройной обработке семян частота мутаций несколько выше 8,4%, когда в качестве завершающей использовали лазерный красный свет.

В вариантах с различными концентрациями раствора K<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> наибольшая частота изменений наблюдалась при максимальном значении – 1 моль/л – 12,8%.

Количество выделенных типов изменений колебалось от 9 до 17, в зависимости от варианта, наибольшее разнообразие отмечено при обработке семян 0,1 моль/л  $K_2CO_3$ . При увеличении и уменьшении концентрации раствора количество изменений оставалось на постоянном уровне – 16 типов. При облучении семян красным светом длина волны не повлияла на количество изменений – 15 типов. В парных вариантах при завершающем действии химического фактора (0,1 моль/л  $K_2CO_3$ ) количество типов изменений выше, чем при обрат-

ном сочетании факторов. В комплексных вариантах более эффективным было также завершающее применение когерентного монохроматического света.

На эффективность используемого мутагенного фактора указывает не только количество, но и спектр выделенных изменений (табл. 4).

В контрольном варианте выделена одна семья с изменением формы куста. Наибольший процент морфологических изменений у растений ячменя (форма куста, длина стебля, длина и плотность колоса) получен в парных

Таблица 3

Частота морфофизиологических изменений растений ячменя в  $M_2$

Вариант опыта	Всего семей в $M_2$	Частота морфофизиологических изменений в $M_2$		Количество типов изменений
		абс., шт.	$p \pm S_p$ , %	
1	329	1	0,30±0,30	1
2	354	22	6,2±1,28***	16
3	324	29	9,0±1,59***	17
4	304	39	12,8±1,92***	16
5	341	26	7,6±1,44***	15
6	327	22	6,7±1,39***	15
7	292	25	8,6±1,64***	13
8	273	25	9,2±1,75***	15
9	300	17	5,7±1,33**	14
10	335	24	7,2±1,41***	15
11	320	16	5,0±1,22**	9
12	287	24	8,4±1,63***	15

Примечание: \* – уровень вероятности  $P > 0,95$ , \*\* – уровень вероятности  $P > 0,99$ ; \*\*\* – уровень вероятности  $P > 0,999$ .

Таблица 4

Спектр морфофизиологических изменений растений ячменя сорта Биос 1 во втором поколении, %

Изменения \ Варианты опыта	Морфологических признаков	Количественных признаков	Раннеспелость	Позднеспелость	Других физиологических признаков
1	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2	40,9	40,9	9,1	4,5	4,5
3	44,8	44,8	3,4	3,4	3,4
4	41,0	56,4	2,6	0,0	0,0
5	42,3	42,3	11,5	0,0	3,8
6	45,5	27,3	18,2	4,5	4,5
7	40,0	32,0	16,0	8,0	4,0
8	40,0	48,0	4,0	8,0	0,0
9	58,8	23,5	5,9	5,9	5,9
10	50,0	41,7	4,2	0,0	4,2
11	68,8	25,0	0,0	6,3	0,0
12	54,2	25,0	4,2	12,5	4,2



вариантах с применением ДКС и тройных вариантов. Значение показателя варьировало от 50,0 до 68,8%.

При обработке семян раствором калийной соли в концентрации 1 М наблюдался максимальный процент изменений количественных признаков (кустистость, количество колосков и зёрен в колосе, масса зерна с колоса) – 56,4%. Также высокий процент данных изменений отмечен в варианте ЛКС + 0,1 моль/л  $K_2CO_3$  – 48%.

По признаку раннеспелости чаще встречались изменения при облучении семян красным светом: ДКС – 18,2%, ЛКС – 11,5%, а также в варианте 0,1 моль/л  $K_2CO_3$  + ЛКС – 16,0%. Наибольший процент семей с более длинным вегетационным периодом наблюдается при схеме обработки семян ДКС + 0,1 моль/л  $K_2CO_3$  + ЛКС – 12,5%. Других физиологических изменений, связанных с отклонением фаз развития растений, больше всего отмечено при воздействии на семена 0,1 моль/л  $K_2CO_3$  + ДКС – 5,9%.

Для дополнительного изучения генетической активности применяемых препаратов на яровой ячмень использовали тест-систему *Waхu* (табл. 5).

Мутация по локусу *Waхu* относится к числу тех редких генетических систем у высших растений, которые, по мнению ряда авторов, могут претендовать на роль теста при изучении слабых мутагенных воздействий на живые организмы [10].

Из таблицы 5 видно, что при повышении концентрации раствора  $K_2CO_3$  резко возраста-

ет количество пыльцевых зёрен, с изменениями в локусе *Waхu*, что подтверждает мутагенное влияние высоких доз раствора  $K_2CO_3$  на растения.

Обработка семян  $K_2CO_3$  совместно с облучением красным светом имеет более сильный мутагенный эффект по сравнению с применением этих факторов по отдельности. Большое влияние оказал и порядок обработки, например, при совместном воздействии 0,1 моль/л  $K_2CO_3$  + ДКС частота встречаемости изменений *Waхu*-гена в пыльце составила 0,034 %, а при обратном сочетании – в 2 раза больше.

Таким образом, можно предположить, что при замачивании семян в раствор карбоната калия и облучении красным светом изменяется проницаемость мембран клетки, ведущая к нарушению репликации ДНК, что фенотипически проявляется в возникновении хлорофильных и морфофизиологических изменений. Для получения селекционноценного исходного материала ячменя наиболее эффективно использовать 1 моль/л раствор  $K_2CO_3$  и парные комбинированные варианты с завершающим химическим фактором.

Раствор  $K_2CO_3$  в концентрациях 0,01 и 1 моль/л, ЛКС, ДКС являются мутагенами «мягкого» действия, не снижающими всхожесть семян и выживаемость растений первого поколения.

Результаты опыта показывают, что применение завышенных доз калийных удобрений недопустимо на семеноводческих посевах.

Таблица 5

Частоты *Waхu*-мутаций в пыльцевых зёрнах ячменя

Варианты опыта	Число пыльцевых зёрен, шт.		Частота <i>Waхu</i> -мутаций, $p \pm S_p$ , %
	Просмотрено	Мутантных	
1	106800	14	0,013±0,004
2	80200	9	0,011±0,004
3	72600	29	0,040±0,007**
4	78600	55	0,070±0,009***
5	76200	24	0,031±0,006*
6	87600	37	0,042±0,007***
7	79800	56	0,070±0,009***
8	79600	44	0,055±0,008***
9	77200	26	0,034±0,007*
10	74200	49	0,066±0,009***
11	75600	37	0,049±0,008***
12	84600	27	0,032±0,006*

Примечание: \* – уровень вероятности  $P > 0,95$ ; \*\* – уровень вероятности  $P > 0,99$ ; \*\*\* – уровень вероятности  $P > 0,999$ .

## Литература

1. Володина Г. Б. Природопользование и проблема биоразнообразия // Альманах современной науки и образования. Тамбов: Грамота, 2008. № 11. С. 35–39.
2. Полевой В.В. Физиология растений. М.: Высш. шк., 1989. 464 с.
3. Дудин Г.П., Лысиков В.Н. Индуцированный мутагенез в селекции растений: Монография. Киров: Вятская ГСХА, 2009. 208 с.
4. Дудин Г.П. Реакция ячменя на лазерное воздействие в зависимости от состояния фитохрома // Применение СВЧ-излучений в биологии и сельском хозяйстве: Тез. Всесоюз. конф. Кишинёв. 1991. С. 84–85
5. Володин В.Г., Лисовская З.И. Радиационный мутагенез у ячменя. Минск: Наука и техника, 1979. 144 с.
6. Вольф В.Г. Статистическая обработка опытных данных. М.: Колос, 1966. 253 с.
7. Калам Ю.И., Орав Т.А. Хлорофилльная мутация. Таллин: Валгус, 1974. 59 с.
8. Основы научных исследований в агрономии / В.Ф. Моисейченко, М.Ф. Трифонова, А.Х. Заверюха, В.Е. Ещенко. М.: Колос, 1996. 336 с.
9. Емелев С.А. Экологическая оценка применения калийных удобрений на яровом ячмене сорта Биос 1 // Материалы Международной научно-практической конференции. Киров: Вятская ГСХА, 2008. С. 34–40.
10. Виленский Е.Р. Генетический индикатор загрязнителей среды – WAXY-реверсии пыльцевых зёрен ячменя линии WAXY // Генетика. 1994. Т. 30. С. 26.

## Миксомицеты заповедной территории «Нургуш»

© 2013. А. А. Широких, д.б.н., в.н.с.,

ГНУ Зональный НИИСХ Северо-Востока им. Н. В. Рудницкого,

e-mail: aleshirokikh@yandex.ru

Изучено экологическое разнообразие миксомицетов заповедника «Нургуш». Показано, что среди трёх субстратных комплексов (эпифиты, ксилобионты, подстилочные виды) наиболее богатая и разнообразная биота миксомицетов (33 вида) формируется в ксилобионтном комплексе.

The primary objective of the present study is to obtain data on ecological diversity of myxomycetes in nature reserve «Nurgush». Among the three complexes of substrata (epiphytic species, xylobionts, xylophilic species), xylobionts complex has the richest myxomycetes biota (33 species).

Ключевые слова: слизевики, экология, видовое разнообразие, хвойно-широколиственные леса, Средневятская низменность

Keywords: slime molds, ecology, species diversity, mixed coniferous-deciduous forest, Srednevyatskaya lowland

Миксомицеты – удивительные организмы, занимающие в системе органического мира совершенно обособленное место. Впервые название *Myxomycetes* применил Link в 1833 году, что в переводе означает «слизистые грибы». Однако уже в 1859 году Anton de Bary, первый серьёзный исследователь миксомицетов, указал, что они не имеют отношения к грибам и, вероятно, родственны некоторым группам одноклеточных простейших. Он предложил другое название для этих организмов – *Mycetozoa*. Несмотря на это, в течение многих лет миксомицеты традиционно относили к грибам и их изучением занимались в основном ботаники. Данные организмы стоят на рубеже между двумя царствами – грибов и животных. Их жизненный цикл состоит из репродуктивной (спорофор) и трофической (плазмодий, миксамёбы, зооспоры) стадий [1, 2]. В процессе развития на стадии плазмодия они больше похожи на низших животных (*Protozoa*), во время репродуктивной стадии их спорофоры напоминают плодовые тела гастеромицетов.

Типичный жизненный цикл миксомицетов описан Стефенсоном и Стемпен [3]. Из спор слизевиков выходит от одного до четырёх либо амёбовидных, либо жгутиковых одноклеточных гаплоидных организмов. Эти две формы способны переходить одна в другую в зависимости от условий среды: при наличии свободной воды в субстрате преобладают жгутиковые формы, в противоположном случае – амёбовидные. Жгутиковые и амёбовидные клетки

активно передвигаются и питаются бактериями. В определённый момент две амёбовидные или две жгутиковые клетки сливаются друг с другом, образуя диплоидную зиготу. Интересно, что образующаяся зигота, в зависимости от того, из каких клеток она образовалась, может быть либо амёбовидной, либо жгутиковой. Впоследствии жгутиковые зиготы превращаются в амёбовидные клетки. Зиготы растут, питаются, их ядро начинает делиться, и в результате образуется многоядерный слизистый плазмодий, который и дал название группе – слизевики. Плазмодии у разных видов миксомицетов выглядят по-разному, однако в большей части случаев это – слизистая, сплошная или сетчатая масса, способная к передвижению, которая может в редких случаях достигать огромных размеров (50 см). Большую часть года плазмодий живёт в глубине пней, под корой поваленных деревьев и в других местах, не показываясь на поверхности. Он передвигается, питается бактериями и растёт. В определённых условиях плазмодий выползает на поверхность и превращается в спорофоры (плодовые тела). Обычно это происходит в середине лета – начале осени. В спорофорах диплоидные ядра мейотически делятся, в результате чего получают гаплоидные споры.

В таксономическом отношении слизевики представляют собой сборную группу, объединяющую представителей четырёх неродственных ветвей [2, 4, 5]. Традиционно в эту группу включались:

1. *Плазмодияльные слизевики*, или *миксомицеты* (которые и рассматриваются в данной работе);

2. *Клеточные слизевики*, или *акразиомицеты*;

3. *Плазмодиофоровые слизевики*;

4. *Лабиринтовые слизевики (лабиринтулы)*.

В настоящее время известно 875 видов миксомицетов [6], помещённых в шесть различных порядков: *Ceratiomyxales*, *Echinosteliales*, *Liceales*, *Physarales*, *Stemonitiales* и *Trichiales* [1]. В разных районах Российской Федерации миксомицеты изучены очень неравномерно, отмечено примерно 310 видов [7].

Миксомицеты являются типичными сапротрофными организмами, которые обитают на остатках растительного, реже животного происхождения. Они встречаются обычно на гнилой древесине и коре отмерших деревьев, листовом опаде, на старых плодовых телах грибов, изредка – на живых растениях. Одним из основных факторов, оказывающих влияние на распространение миксомицетов в природе, является доступность подходящих субстратов, поэтому наибольшее разнообразие миксомицетов отмечается в лесных биоценозах. Миксомицеты являются важным структурным элементом лесных экосистем, они принимают активное участие в процессах круговорота веществ, оказывают влияние на состав и численность бактерий и дрожжей в почве, листовой подстилке и гниющей древесине [8]. При этом миксомицеты остаются относительно малоизученной группой организмов, а на территории Кировской области в разные годы предпринимались лишь единичные попытки их изучения [9 – 11].

Видовое богатство и обилие видов миксомицетов в существенной мере зависит от различных факторов местообитания и характеристик субстрата. Так, было показано, что частота встречаемости многих видов миксомицетов была выше в более влажных местообитаниях и в менее нарушенных сообществах, чем на открытых участках в городской среде [12 – 15]. Поэтому особенно интересными для изучения видового богатства миксомицетов являются охраняемые заповедные территории – уникальные природные лаборатории, где влияние антропогенного фактора сведено к минимуму, а все процессы в биогеоценозах протекают естественным образом. Такие естественные экосистемы как нельзя лучше подходят для изучения биоразнообразия и биотических связей между организмами – компонентами биогеоценозов. В Кировской области

уникальной естественной экосистемой является пойменный смешанный лес, расположенный на территории заповедника «Нургуш».

Заповедник «Нургуш» находится в юго-восточной части Котельничского района Кировской области, на юго-западной окраине Средневятской низменности в среднем течении р. Вятка. Охраняемая территория входит в провинцию Низменного Заволжья Восточно-Европейской равнины и расположена в пределах южно-таёжной подзоны. Площадь заповедной территории составляет 5636 га, площадь охраняемой зоны – 7998 га. Заповедная территория представляет собой заливаемую часть долины р. Вятки, где сохранились климаксовые хвойно-широколиственные леса на самом северном пределе их распространения, а территория охранной зоны представлена бортовой террасой речной долины [16]. В состав древостоя хвойно-широколиственных лесов заповедной территории входят в различных сочетаниях *Abies sibirica*, *Betula pubescens*, *B. verrucosa*, *Picea abies*, *Populus tremula*, *Quercus robur*, *Tilia cordata*, *Ulmus grabra*. Берега проток и рек покрыты зарослями *Salix spp.* и *Padus avium*.

Целью исследований являлось выявление миксомицетов, обитающих на территории заповедника «Нургуш», где наиболее выражены признаки окружающих ландшафтов и сохранены практически все компоненты природных биомов. Сбор образцов миксомицетов осуществляли в лесном биотопе маршрутным методом. Для рекогносцировочных исследований были выбраны два маршрута: 1 – от входа в заповедник до научного стационара (3,5 км); 2 – от научного стационара вдоль протоки между озёрами Нургуш и Кривое (0,5) км. На всём протяжении выбранных маршрутов осматривали стволы поваленных деревьев и трухлявые пни. Выявленные виды миксомицетов фотографировали в полевых условиях с использованием камеры Canon EOS 5D Mark II и приспособлений для макросъёмки (макрообъектив, удлинительные кольца).

Собранные в полевых условиях образцы подстилки, разлагающиеся растительные остатки, старые базидиомы трутовых грибов были также проанализированы методом «влажных камер». Некоторые виды миксомицетов, особенно обитающие в складках коры деревьев и имеющих мелкие и неяркие плодовые тела, трудно заметить в природной среде, но они хорошо выявляются в лабораторных условиях при культивировании субстратов во влажных камерах [17].



Идентификацию миксомицетов проводили по стандартной методике с использованием светового микроскопа Leica DM 2500 и определителя [18].

В результате проведённых маршрутных исследований было обнаружено 20 видов миксомицетов, относящихся к 5 порядкам и 7 семействам – *Arcyriaceae* (4 вида) *Trichiaceae* (3 вида), *Stemonitidaceae* (3 вида), *Didymiaceae* (2 вида) *Physaraceae* (4 вида), *Ceratiomyxoceae* (1 вид), *Reticulariaceae* (3 вида). Виды миксомицетов, обнаруженные при рекогносцировочном исследовании в заповеднике «Нургуш», имеют довольно крупные плодовые тела, являются космополитами и широко распространены на территории России.

Порядок *Trichiales*

Семейство *Arcyriaceae*

*Arcyria denudata* (L.) Wettst. – хвойно-лиственный лес, обнаружен на опавших ветках, гнилой древесине. Распространение в России: Европейская часть, Западная Сибирь, Восточная Сибирь, Дальний Восток. Космополит.

*A. cinerea* (Bull.) Pers. (рис. 1, см. цв. вкладку) – хвойно-лиственный лес, обнаружен на стволе гнилого дуба. Распространение в России: Европейская часть, Западная Сибирь, Восточная Сибирь, Дальний Восток. Космополит.

*A. pomiformis* (Leers) Rost. – хвойно-лиственный лес, обнаружен на гнилой древесине и опавших ветках. Распространение в России: Европейская часть, Западная Сибирь, Восточная Сибирь, Дальний Восток. Космополит.

*A. obvelata* (Oeder) Onsberg. (рис. 2 и 3, см. цв. вкладку) – хвойно-лиственный лес, на гнилом стволе липы и опавших ветках. Распространение в России: Европейская часть, Западная Сибирь, Восточная Сибирь, Дальний Восток. Космополит.

Семейство *Trichiaceae*

*Trichia decipiens* (Pers.) Macbr. (рис. 4, 5, 6, см. цв. вкладку) – хвойно-лиственный лес, обнаружен на гнилой древесине. Широко распространён по всей территории России. Космополит. В этом же местообитании обнаружен подвид – *Trichia decipiens* var. *olivacea* Meulan.

*T. favoginea* (Batsch) Pers. (рис. 7, см. цв. вкладку) – хвойно-лиственный лес, обнаружен на гнилой древесине и старых пнях, на упавшем стволе дуба. Широко распространён в России. Космополит.

*T. varia* (Pers ex J. F Gmel) Pers. – хвойно-лиственный лес, обнаружен на старом пне и стволе дуба. Широко распространён в России. Космополит.

Порядок *Stemonitiales*

Семейство *Stemonitidaceae*

*Comatricha typhoides* (Bulliard) Rost. (рис. 8, см. цв. вкладку) – хвойно-лиственный лес, обнаружен на стволах и ветках упавших деревьев. Распространение в России: Европейская часть, Западная Сибирь, Восточная Сибирь, Дальний Восток. Космополит.

*Stemonitis fusca* Roth. (рис. 9, см. цв. вкладку) – хвойно-лиственный лес, обнаружен на поваленных стволах берёзы и осины, старых пнях хвойных деревьев. Широко распространён по всей территории России. Космополит.

*Stemonitis axifera* (Bull) T. Macbr. – хвойно-лиственный лес, обнаружен на старом пне, на коре осины, на стволе берёзы. Широко распространён по всей территории России. Космополит.

Порядок *Protosteliales*

Семейство *Ceratiomyxoceae*

*Ceratiomyxa fruticulosa* (Mull.) Macbr. (рис. 10, см. цв. вкладку) – хвойно-лиственный лес, обнаружен на старом пне. Распространение в России: Европейская часть, Западная Сибирь, Восточная Сибирь, Дальний Восток. Космополит.

Порядок *Physarales*

Семейство *Didymiaceae*

*Didymium clavus* (Alb. et Schw.) Rab. – хвойно-лиственный лес, обнаружен на листьях листостебельных мхов и листовом опаде. Широко распространён в Европейской части России.

*Mucilago crustacean* F. H. Wigg – хвойно-лиственный лес, обнаружен на опавших ветках берёзы, опавших листьях. Широко распространён по всей территории России. Космополит.

Семейство *Physaraceae*

*Physarum nutans* Pers. – хвойно-лиственный лес, обнаружен на гниющей древесине, старых берёзовых пнях. Широко распространён по всей территории России. Космополит.

*Physarum macrocarpon* Ces. (*Badhamia macrocarpa* (Ces.) Rost.) (рис. 11, см. цв. вкладку) – хвойно-лиственный лес, обнаружен на гнилой древесине берёзы. Широко распространён в России. Космополит.

*Fuligo septica* (L.) Wigg. – хвойно-лиственный лес, обнаружен на старом пне ели и на

хвойном опаде, на мхах. Вид очень широко распространён в России. Космополит.

*Fuligo cinerea* (Schw.) Morgan. – хвойно-лиственный лес, обнаружен на гнилой древесине, хвое, коре, ветках и мхах. Широко распространён в Европейской части России. Космополит.

Порядок *Liceales*

Семейство *Reticulariaceae*

*Lycogala epidendrum* (L.) Fr. (рис. 12, см. цв. вкладку) – хвойно-лиственный лес, обнаружен на старых пнях и стволах упавших деревьев. Распространён как на сухих участках леса, так и во влажных местах. Очень обычный и массовый вид. Широко распространён по всей территории России. Космополит.

*Lycogala exiguum* Morgan – хвойно-лиственный лес, обнаружен на старых пнях и стволах гниющих деревьев. Распространён как на сухих участках леса, так и во влажных местах. Обычно встречается несколько реже, чем *L. epidendrum*, но в заповеднике «Нургуш» обнаруживается часто. Широко распространён в России. Космополит.

*Tubifera ferruginosa* (Batsch.) Gmel. – хвойно-лиственный лес, обнаружен на старых пнях, на коре у основания стволов деревьев, на мхах. Широко распространён в России. Космополит.

Распространение миксомицетов в фитоценозе в первую очередь связано с их физиологией и морфологией. Температура и влажность субстрата являются наиболее важными абиотическими факторами, влияющими на распространение миксомицетов [19]. Обнаруженные в заповеднике «Нургуш» ксилобионтные виды миксомицетов имеют относительно крупные спорангии, для образования которых необходимо достаточно высокое и продолжительное увлажнение среды, а также большой запас и разнообразие питательных веществ. Такие условия обитания хорошо обеспечивают гниющие древесные остатки, опавшая хвоя и шишки, листья и стебли живых и мёртвых трав, мхи, лишайники, выветрившийся помёт животных, старые плодовые тела трутовых грибов. Для анализа распространения миксомицетов все эти субстраты группируют в 4 группы, а комплексы миксомицетов выделяют в зависимости от группы субстратов. Виды миксомицетов, обитающие на коре живых растений, относят к эпифитному комплексу; виды, обитающие на гнилой древесине, мхах, трутовых грибах и лишайниках, – к

ксилобионтному комплексу; виды, обитающие на опаде листовых и хвойных пород деревьев, многолетних и однолетних трав, – к подстилочному комплексу; виды, обитающие на выветрившемся помёте растительных животных, – к копрофильному комплексу. Деление видов миксомицетов на субстратные комплексы носит условный характер, так как часто некоторые виды могут встречаться или разные стадии развития одного вида могут проходить на разных субстратах. Например, подстилочный и эпифитный комплексы содержат много видов миксомицетов, которые широко представлены на всех типах субстрата [17].

В результате маршрутных исследований установлено, что наибольшим таксономическим богатством обладает биота ксилобионтного субстратного комплекса (85% всех обнаруженных видов). Наибольшее количество обнаруженных ксилобионтных видов миксомицетов принадлежит к семействам *Arcyriaceae* (23,5%) и *Physaraceae* (23,5%). Виды миксомицетов, входящие в состав этих семейств, лидируют в лесных биогеоценозах заповедника, богатых древесными остатками. Лидирующее положение видов семейства *Arcyriaceae* объясняется тем, что они предпочитают гнилую древесину лиственных и хвойных пород (липа, дуб, берёза, ель, пихта), которые составляют значительную долю в фитоценозе заповедника. Виды семейства *Arcyriaceae* преимущественно являются ксилобионтами, и большинство из них встречается только на гнилой древесине. Можно считать, что представители этого семейства являются специфическим компонентом ксилобионтного комплекса. Доминирующими видами миксомицетов семейства *Arcyriaceae*, постоянно присутствующими в ксилобионтном комплексе лесных биоценозов заповедника, являлись *Arcyria denudata*, *A. obvelata*, *A. cinerea*. Однако имеются сведения, что в этом семействе есть и эврибионтные виды (*Arcyria cinerea*, *A. minuta*), встречающиеся во всех субстратных комплексах [17]. Среди видов миксомицетов семейства *Physaraceae* наиболее часто в ксилобионтном комплексе встречались *Physarum nutans*, *Ph. macrocarpon*, *Fuligo septica*.

Вторым по количеству обнаруженных видов в ксилобионтном комплексе являются семейства *Trichiaceae* (17,8%) и *Stemonitidaceae* (17,6%). Наиболее часто встречающимися на гнилой древесине представителями этих семейств являются виды миксомицетов *Trichia decipiens*, *Comatricha typhoides* и *Stemonitis fusca*. В то же время при таком широком распростра-

нении видов этих семейств наиболее обильными видами, постоянно обнаруживаемыми на пнях и стволах упавших деревьев, являются *Lycogala epidendrum* и *L. exiguum* – представители семейства *Reticulariaceae* (11,8%) и *Ceratiomyxa fruticulosa* (сем. *Ceratiomycoaceae* – 5,8%).

Большинство видов миксомицетов, обнаруженных в эпифитном и подстилочном комплексах, часто встречаются и на других субстратах. Всего в эпифитном и подстилочном комплексах было обнаружено 9 видов миксомицетов, что составило 45% от общего количества видов, выявленных на заповедной территории маршрутным методом. Доминирующими семействами в эпифитном и подстилочном субстратных комплексах являются *Physaraceae* (44,4% от общего количества видов эпифитного и подстилочного комплексов), *Stemonitidaceae* (22,2%), *Trichiaceae* (11,2%), *Arcyriaceae* (11,2%), *Didymiaceae* (11,0%). Широкое распространение во всех субстратных комплексах видов миксомицетов, принадлежащих к семейству *Physaraceae*, можно объяснить существенной шириной экологической ниши многих представителей этого семейства.

На развитие миксомицетов большое влияние оказывают погодные условия года, что связано с увлажнением субстратов, на которых эти организмы развиваются. Пик спороношения большинства видов приходится на начало лета (май – июль) и середину осени (сентябрь – октябрь). В июле наблюдалось резкое снижение частоты обнаружения большинства видов, что связано с повышением температуры и резким снижением количества осадков. У обнаруженных в районе исследований представителей всех 7 семейств миксомицетов пики спороношения приходились на июнь и август, в июле количество видов было незначительным. Так же было отмечено колебание встречаемости видов миксомицетов в зависимости от погодных условий года. Например, если в 2009 г. отмечалось наибольшее количество видов семейств *Arcyriaceae* и *Trichiaceae*, то в период засушливого лета 2010 года пик спороношений отмечался только в июне, а в июле и августе многие виды миксомицетов, особенно представители подстилочного субстратного комплекса, не обнаружались практически до октября. В начале лета 2011 г. в районе исследований количество атмосферных осадков было значительным и в этот же период наблюдался массовый выход *Ceratiomyxa fruticulosa*. Последовавшая затем засуха привела к снижению процессов спороношения, и в августе спорофо-

ры почти всех исследуемых семейств миксомицетов не выявлялись маршрутным методом.

В настоящее время для выявления таксономического и экологического разнообразия миксомицетов широко применяется метод влажных камер [20]. Миксомицеты эпифитного и подстилочного субстратных комплексов, образующие мелкие спорофоры, обнаруживаются главным образом во влажных камерах. Собранные в результате маршрутных исследований образцы размещали на влажной фильтровальной бумаге в чашках Петри диаметром 10 см и культивировали в лаборатории при комнатной температуре (20–24 °С) при рассеянном свете в течение двух месяцев. В результате просмотра влажных камер нам удалось обнаружить два вида миксомицетов, а именно, *Cribraria intricata* и *Ceratiomyxa fruticulosa*. Оба вида были обнаружены на гниющей древесине липы.

В ноябре 2004 года на территории заповедника учащимися биологического кружка при Звенигородской биологической станции МГУ (г. Москва) под руководством А. С. Хижняковой было собрано 160 образцов древесины валежных стволов берёзы, осины, липы и ели на разных стадиях разложения. Материал собирали на участке мелколиственного леса с примесью ели по правому берегу протоки между озёрами Нургуш и Кривое (102 квадрат) и в сходных биотопах на правом берегу реки Вятка (урочище Лисий Яр). Собранные образцы были проанализированы методом влажных камер. В результате проведённых исследований авторы указали для заповедника «Нургуш» 17 видов миксомицетов, относящихся к 6 порядкам и 7 семействам [9]. Ниже приводится список видов обнаруженных А. С. Хижняковой, но не выявленных в наших исследованиях. Наибольшее количество видов миксомицетов было обнаружено в порядке *Trichiales* (6 видов), это *Arcyria oerstedtii* Rost., *Hemitrichia intorta* (Lister) Lister, *Hemitrichia serpula* (Scop.) Rost., *Metatrichia vesparium* (Batsch.) Namn.-Brem., *Trichia botritis* (Gmel.) Pers., *Perichaena minor* (Lister) Hugest. Кроме порядка *Trichiales* были выявлены миксомицеты, принадлежащие ещё к 3-м порядкам, но эти таксоны были представлены 1-3 видами. Например, порядок *Stemonitiales* (2 вида) – *Amaurohaete tubulina* (Alb. et Schw) Macbr., *Stemonitis splendens* Rost.; порядок *Liceales* (3 вида) – *Licea belmontiana* Namn. – Brem., *Cribraria intricata* Schr., *Cribraria violacea* Rex.; порядок *Echinosteliales* – *Echinostelium apitectum* Whit., *Echinostelium elachiston*

Алехор. Все эти виды были изолированы из образцов древесины берёзы, осины и липы и также принадлежали к ксилобионтному субстратному комплексу. Таким образом, в результате использования метода влажных камер удалось обнаружить в биотопах заповедника «Нургуш» ещё 13 видов миксомицетов, принадлежащих в основном к ксилобионтному субстратному комплексу. В целом по заповеднику к настоящему времени обнаружено 33 вида миксомицетов, входящих в состав различных субстратных комплексов. Самым обильным по количеству видов является ксилобионтный субстратный комплекс. Большое количество стволов упавших деревьев и гниющей древесины обеспечивают формирование высокого видового разнообразия ксилобионтных миксомицетов. Существенное количество обнаруженных в районе исследований видов принадлежит к семействам *Arcyriaceae* и *Physaraceae*, представители которых предпочитают развиваться на гнилой древесине лиственных и хвойных пород деревьев. По результатам рекогносцировочных исследований представляется вероятным, что именно виды ксилобионтного субстратного комплекса вносят наибольший вклад в формирование ядра биоты миксомицетов в лесных биотопах заповедника «Нургуш».

В то же время на видовое разнообразие миксомицетов оказывают большое влияние погодные условия вегетационного периода. В засушливые периоды, при сильном высушении субстратов, количество обнаруживаемых маршрутным методом видов миксомицетов может резко снижаться. Кроме того, типичные эпифитные виды миксомицетов образуют мелкие и невзрачные плодовые тела, которые очень трудно обнаружить в полевых условиях, и поэтому для их выявления необходимо использование лабораторных методов. Нам представляется оптимальным в дальнейших исследованиях миксомицетной флоры заповедника «Нургуш» совместное использование маршрутного метода и метода «влажных камер». Рациональное сочетание этих методических подходов позволит наиболее полно оценить видовое разнообразие миксомицетов заповедника.

### Литература

1. Stephenson S.L., Schnittler M., Novozhilov Y.K. Muxomycete diversity and distribution from the fossil record to the present // *Biodivers. Conserv.* № 17. 2008. P. 285–301.

2. Everhart S.E., Keller H.W. Life history strategies of corticolous muxomycetes: the life cycle, plasmodial types, fruiting bodies, and taxonomic orders // *Fungal Diversity*. 2008. №. 29. P. 1–16.

3. Stephenson S.L., Stempen H. Muxomycetes: a handbook of slime molds. 1994. Timber Press. Portland. Oregon.

4. Дьяков Ю.Т. Современная систематика бесцветных *STRAMENOPILA* // *Микология и фитопатология*. 2012. Т. 46. Вып. 2. С. 98–110.

5. Bigelow D.M., Olsen M.W., Gilbertson R.L. *Labyrinthula terrestris* sp. nov., a new pathogen of turf grass // *Mycologia*. 2005. V. 97. P. 185–190.

6. Lado C. Nomenmyx. A nomenclatural taxabase of Muxomycetes // *Guadernos de Trabajo Flora Mycologica Iberica*. 2001. 16. P. 1–221.

7. Новожилов Ю.К., Шнитлер М., Землянская И.В. Синэкология миксомицетов в пустыне северо-западного Прикаспия // *Микология и фитопатология*. 2005а. Т. 39. Вып. 4. С. 40–52.

8. Madelin M. F. Muxomycete data of ecological significance // *Trans.Br.Mycol.Soc.* 1984. V. 83. № 1. P. 1–19.

9. Хижнякова А.С., Ронько Р.В. Миксомицеты заповедника «Нургуш» // *Научные исследования как основа охраны природных комплексов заповедников и заказников: Мат. Всерос. науч.- практ. конф. Киров. С. 159–160.*

10. Широких А.А., Широких И.Г. Разнообразие миксомицетов в лесопарковой зоне г. Кирова // *Иммунопатология, аллергология, инфектология*. 2010. № 1. С. 54–55.

11. Широких А.А. Ксилобионтные миксомицеты заповедника «Нургуш» // *Труды государственного природного заповедника «Нургуш»*. Т. 1. Киров. 2011. С. 182–187.

12. Фефелова К.А. Миксомицеты антропогенно нарушенных территорий // *Проблемы лесной фитопатологии и микологии М*. 2002. С. 254–256.

13. Плотников Б.С. Систематическая структура сообщества миксомицетов в градиенте техногенного загрязнения // *Экология: от генов до экосистем: Мат. конф. мол. учёных 2005*. Академкнига. Екатеринбург. 2005. С. 206–2011.

14. Peterson J.E. Muxomycetes developed on bark of living trees in moist chamber culture // [Thesis for the degree of Master of Science]. East Lansing: Michigan State College, 1952. 104 p.

15. Ku C.L. Studies on muxomycetes occurring on bark of living trees in the Atlanta area // [Thesis for the degree of Master of Science]. Atlanta: Atlanta University, 1969. 55 p.

16. Дворников М.Г. Комплексные экологические исследования в пойменных биогеоценозах р. Вятка. Государственный природный заповедник «Нургуш» // *Бюл. «Самарская лука»*. Самара. 2004. № 15. С. 27–43.

17. Власенко А.В., Новожилов Ю.К. Субстратные комплексы миксомицетов сосновых лесов правобереж-



ной части Верхнего Приобья // Микология и фитопатология. Т. 46. Вып. 2012. С. 122–130.

18. Новожилов Ю.К. Определитель грибов России. Отдел Мухомycota. Вып. 1. СПб: «Наука», 1993. 588 с.

19. Stephenson S.L. Distribution and ecology of мухомycetes in temperate forests. I. Patterns of occurrence in

the upland forests of southwestern Virginia. // Can. J. Bot. 1988. V. 66. P. 2187–2207.

20. Новожилов Ю.К., Землянская И.В., Шнитлер М. Кортикулоидные миксомицеты пустынь северо-западного Прикаспия // Микология и фитопатология. 2005б. Т. 39. Вып. 5. С. 43–53.

УДК 634.71:581.162.3:581.5

## К антэкологии морошки (*Rubus chamaemorus* L.) на европейском Северо-Востоке России

© 2013. С. В. Пестов, к.б.н., н.с., О. Е. Валуйских, к.б.н., н.с.,  
Институт биологии Коми научного центра Урального отделения РАН,  
e-mail: pestov@ib.komisc.ru, valuyskikh@ib.komisc.ru

Получены сведения об особенностях антэкологии *Rubus chamaemorus* в разных природных зонах на территории европейского Севера-Востока России (Республика Коми). Структура комплексов хортобионтов в местообитаниях *R. chamaemorus* в таёжной и тундровой зоне отличается: при продвижении на север происходит увеличение численности беспозвоночных и уменьшение общего таксономического разнообразия. В антофильном комплексе *R. chamaemorus* выявлено 29 видов насекомых, из которых 12 указываются в качестве опылителей морошки впервые. Наиболее существенную роль в опылении этого вида играют мухи-журчалки, относительное обилие которых в комплексе хортобионтов варьирует от 1 до 9,8% в таёжной зоне и от 0,5 до 1,5% в тундровой зоне.

Antecological features of *R. chamaemorus* in different natural zones of the Russian European Northeast (Komi Republic) were obtained. Structure of Chortobiont complexes was found to differ in cloudberry habitats within taiga and tundra zones: moving north invertebrates populations increased but the species diversity of this living group decreased. Totally 29 species were identified in the anthophilous complex of *R. chamaemorus*, 12 species were firstly noted as cloudberry pollinators. It was found that hover flies play the most significant role in pollination of *R. chamaemorus*. Relative abundance of these species in chortobiont complex varied from 1 to 9,8% in taiga zone and from 0,5 to 1,5% in tundra zone.

Ключевые слова: *R. chamaemorus*, сезонное развитие, насекомые-опылители, мухи-журчалки, европейский Северо-Восток России

Key words: *R. chamaemorus*, phenology, pollinate ecology, pollinators insects, hover-flies, the Russian European Northeast

Морошка приземистая (*Rubus chamaemorus* L., Rosaceae) – двудомное поликарпическое травянистое растение с циркумполярным гипоарктическим ареалом, является доминантом характерных биотопов таёжной и тундровой зон. Этот вид относится к ценным ресурсным ягодным растениям Севера и активно используется в различных областях промышленности и народного хозяйства.

Образование плодов у *R. chamaemorus* зависит от множества факторов, определяющих урожайность популяций этого вида. Помимо экологических условий (температуры воздуха, осадков, ветра) в период цветения, соотношения мужских и женских особей в популяции, доступности питательных веществ, плодобразование у этого вида зависит от обилия

и активности насекомых-опылителей [1 – 5]. Успешность опыления определяет число завязавшихся плодов морошки на единицу площади, число семян (костянок) в них и как следствие ресурсную характеристику популяций этого хозяйственно ценного вида.

Несмотря на то, что *R. chamaemorus* является одним из популярных объектов изучения, сведения о роли и эффективности насекомых в опылении морошки недостаточны и порой противоречивы. Наиболее подробные исследования видового состава и значимости отдельных групп насекомых-опылителей, а также привлекательности цветков разного пола проведены в Северной Америке и Европе [4 – 8]. В отечественной литературе имеются лишь отрывочные данные о ходе сезонного разви-

тия и наиболее обычных посетителей цветков этого вида [9 – 11]. По данным М. С. Кайгородовой [2], чьи исследования были проведены в пушицево-осоковой тундре на Полярном Урале, *R. chataemorus* является строгим энтомофилом, изоляция цветков которого исключает образование плодов.

В разных частях ареала сезонное развитие *R. chataemorus* и видовой состав насекомых-опылителей различаются [5, 6, 9, 10], в связи с чем выявление региональных особенностей цветения и опыления этого вида особенно актуально. Цель данной работы заключалась в определении некоторых аспектов анэкологии *R. chataemorus* в разных природных зонах на территории европейского Севера-Востока России.

### Материал и методы

Исследования проводили в 2011 г. на территории Республики Коми. Изучено три ценопопуляции морошки в типичных местообитаниях вида в подзоне средней тайги в окрестностях пос. Слудка (61°56'N, 50°13'E), с. Додзь (61°47'N, 51°24'E), с. Айкино (62°15'N, 49°56'E) по окраинам олиготрофных болот в сосновых пушицево-кустарничково-сфагновых редколесьях и четыре ценопопуляции в тундровой зоне в окрестностях г. Воркута (67°27'N, 63°58'E) на участках плоскобугристой и ерниковой тундры.

Вегетационный период 2011 г. по температурному режиму воздуха и количеству осадков был типичным для региона [12]. В модельной ценопопуляции *R. chataemorus* в окрестностях пос. Слудка температуру воздуха на уровне почвы определяли с помощью термохронов

DS1921G-F5. Фиксирование датчиками температуры осуществлялось на трёх участках каждые четыре часа. Наблюдения за сезонным развитием морошки велись с мая по июль в течение прохождения побеговыми фазами вегетации, бутонизации, цветения и плодоношения.

Изучение видового состава и структуры комплексов опылителей *R. chataemorus* проводили на учётных площадках по стандартной методике [13]. Применялся метод отлова всех встреченных на цветках морошки насекомых с помощью энтомологического сачка или пробирки. Помимо этого в каждом местообитании *R. chataemorus* проводились укусы энтомологическим сачком (по три пробы с участка, каждая по 30 взмахов) для определения состава сообществ хорто- и антобионтов. Для характеристики видового разнообразия исследованных участков рассчитывали индекс таксономического разнообразия Шеннона [13]:

$$\bar{H} = - \sum P_i \log P_i,$$

где  $P_i$  – относительное обилие таксона (отряда), выраженное в доле от единицы. Названия видов мух-журчалок приведены по М.Р. van Veen (2004), шмелей – по А. Лшкен (1973), муравьёв – по W. Czechowski (2002) [14 – 16].

### Результаты и обсуждение

Сезонное развитие морошки в разных природных зонах отличается по срокам наступления фенофаз. Известно, что начало цветения этого вида определяется временем накопления суммы положительных среднесуточных температур воздуха [11]. Установлено,

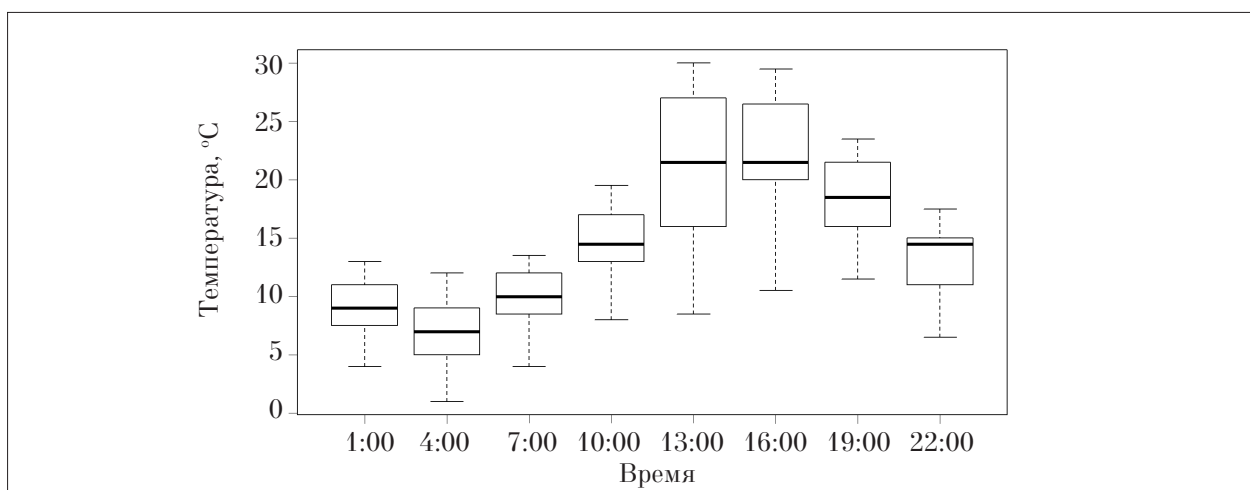


Рис. Изменение температуры воздуха в течение суток на болоте в подзоне средней тайги в период цветения *R. chataemorus* с 28.05 по 10.06.2011 г.

что на олиготрофном болоте в средней тайге начало цветения морошки наступает при достижении среднесуточной температуры воздуха 5 °С, 10 °С и 15 °С, сумма которых соответственно составляет 222,1 °С, 121,4 °С и 24 °С. В период цветения морошки средняя температура воздуха изменялась от 9,2 до 22 °С (рис.).

Отрицательные температуры губительны для женских (-2 °С) и мужских (-4 °С) цветков [17]. По нашим наблюдениям, в подзоне средней тайги весенний рост надземных побегов морошки начинается в первой-второй декаде мая, массовое цветение ценопопуляций здесь приходится на первую декаду июня. В тундровой зоне массовое цветение ценопопуляций *R. chamaemorus* происходит в третьей декаде июня. Для морошки, как и для многих энтомофильных растений, характерно круглосуточное распускание цветков. Средняя продолжительность цветения побега в исследованных ценопопуляциях составляет три-четыре дня, а продолжительность цветения отдельной ценопопуляции длится около двух недель.

Наиболее благоприятна для опыления морошки ясная, тёплая, тихая или с несильным ветром погода, когда насекомые проявляют наибольшую активность. По нашим наблюдениям, наиболее активный лёт опылителей *R. chamaemorus* отмечен в дневные часы (с 10:00 до 19:00), когда температура воздуха в среднем была выше 15 °С (см. рисунок). Понижение температуры до 10 °С, а также осадки во время цветения приводят к прекраще-

нию лёта большинства видов насекомых, что значительно снижает успешность опыления.

Исследованные ценопопуляции *R. chamaemorus* занимают площадь около 80–100 га на болотах в таёжной зоне и более 500 га в тундре [18]. В сообществах кустарничково-сфагновых олиготрофных болот в начале июня помимо морошки из энтомофильных растений цветут *Ledum palustre* L., *Andromeda polifolia* L., *Vaccinium uliginosum* L., *Chamaedaphne calyculata* (L.) Moench, в тундровой зоне – *Ledum decumbens* (Ait.) Lodd. ex Staud., *Andromeda polifolia* L., *Vaccinium uliginosum* L., *Salix* sp. По данным Н. Hippa et al. [3], у перечисленных видов и *R. chamaemorus* видовой состав антофильных насекомых частично перекрывается, что может сопровождаться обострением конкурентных отношений за опылителей во время цветения.

В исследованных местообитаниях морошки обнаружены представители восьми отрядов беспозвоночных (табл. 1). Установлено, что структура комплексов хортобионтов в местообитаниях *R. chamaemorus* в таёжной и тундровой зонах отличается. В тундре общая численность беспозвоночных в местообитаниях морошки варьирует от 60 до 183 экз./30 взмахов, в среднетаёжной подзоне этот показатель не превышает 90 экз./30 взмахов, однако таксономическое разнообразие беспозвоночных здесь было в три раза выше.

Наиболее многочисленными таксонами в средней тайге были пауки, жёсткокры-

Таблица 1  
Таксономический состав и обилие беспозвоночных в местообитаниях *R. chamaemorus*

	I		II		III		IV		V		VI		VII	
	N	Id	N	Id	N	Id	N	Id	N	Id	N	Id	N	Id
Plecoptera	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0,3	0,2	1,0	0,6
Heteroptera	0,3	0,7	21,0	23,7	1,7	4,3	–	–	–	–	–	–	–	–
Homoptera	1,0	1,7	4,3	5,0	2,0	5,3	3,0	2,6	3,0	5,0	25,0	13,7	22,0	13,6
Coleoptera	5,3	8,7	24,7	27,7	10,3	27,0	–	–	0,5	0,8	0,7	0,4	–	–
Hymenoptera	21,3	34,7	6,3	7,0	4,7	12,3	0,7	0,6	2,0	3,3	2,7	1,5	3,0	1,9
Lepidoptera	2,3	3,7	3,7	4,0	0,7	1,7	–	–	1,0	1,7	0,3	0,2	0,5	0,3
Diptera	12,0	19,7	16,0	18,0	11,7	30,3	111,7	95,7	53,5	88,2	153,7	84,0	133,0	82,1
Aranei	19,3	31,3	13,0	14,7	7,3	19,0	1,3	1,1	0,5	0,8	0,3	0,2	2,5	1,5
Всего	61,7	100	89,0	100	38,3	100	116,7	100	60,5	100	183,0	100	162,0	100
Индекс Шеннона	1,48		1,75		1,65		0,22		0,52		0,54		0,62	

Примечание. Местообитания: I – болото окр. пос. Слудка (3.06.2011), II – болото окр. с. Додзь (9.06.2011), III – болото окр. с. Айкино (15.06.2011), IV – бугристая тундра, окр. г. Воркута (21.06.2011), V – бугристая тундра, окр. г. Воркута (22.06.2011), VI – заросли ерника, окр. г. Воркута (21.06.2011), VII – заросли ерника, окр. г. Воркута (22.06.2011). Показатели: N – обилие (экз./30 взмахов), Id – доля особей в сборах, %.

лые, перепончатокрылые и двукрылые. На кустарничково-пушицево-сфагновом болоте в окрестностях пос. Слудка перепончатокрылые представлены в основном муравьями *Formica candida* (29,7% от общей численности беспозвоночных). Пчелиные (*Andrena lapponica*, *Bombus pascuorum*) встречаются единично. Доля пауков здесь достигает 30%, среди которых преобладают виды семейства Linyphiidae. В этом местообитании отмечено максимальное обилие мух-журчалок (9,8%), которые являются непосредственными опылителями морошки. Наиболее обычные из них – *Pipizella viduata* и *Melanostoma mellinum*.

В окрестностях с. Додзь на кустарничково-сфагновом болоте в составе комплексов хортобионтных беспозвоночных преобладали жёсткокрылые (Chrysomelidae, Cantaridae) и клопы (Pentatomidae, Miridae и Tingidae). Из полужёсткокрылых самым многочисленным (13,0%) были представители семейства Tingidae. Доля журчалок составляла около 1%, наиболее массовым был *Neoascia tenur*.

На болоте в окрестностях с. Айкино преобладающей группой являются двукрылые и жёсткокрылые. Двукрылые представлены в основном мелкими представителями подотряда Brachycera Orthorrhapha. Специализированные опылители морошки из отрядов перепончатокрылых и двукрылых попадались единичными экземплярами.

В местообитаниях *R. chamaemorus* в тундровой зоне самой массовой группой являются длинноусые двукрылые из семейств Culicidae (25–42%) и Sciaridae (8–32%). При сравнении сообществ беспозвоночных разных местообитаний выявлено уменьшение их общей численности и разнообразия в бугристой тундре по сравнению с ерниковой (табл. 1). Отличительной особенностью сообществ хортобионтов ерниковой тундры является увеличение доли представителей отряда Homoptera (преимущественно за счёт цикадки *Bathysmatophorus reuteri* Sahlberg). Остальные таксоны беспозвоночных в сообществах тундровой зоны представлены незначительно или отсутствуют. Доля мух-журчалок в составе комплексов беспозвоночных здесь изменялась от 0,5 до 1,5%. Пчелиные в пробах хортобионтов не обнаружены, а отмечены только в сборах на цветках морошки.

На цветках морошки в исследованных ценопопуляциях отмечено 29 видов насекомых из отрядов перепончатокрылые и двукрылые (табл. 2), из которых ранее в литературе как опылители морошки были отмечены следующие виды: *Melanostoma dubium* [10];

*Melanostoma mellinum*, *Meliscaeva cinctella* и *Chrysogaster* sp. [19]; *Andrena lapponica*, *Bombus lapponicus*, *B. pascuorum*, *Cheilosia vicina*, *Helophilus lapponicus*, *Melanostoma dubium*, *M. mellinum*, *Neoascia tenur*, *Pipizella viduata*, *Sericomyia arctica*, *Sphaerophoria interrupta*, *S. scripta* [3]. Двенадцать видов, встреченных нами на цветках морошки, не указывались прежде в качестве её опылителей.

Установлено, что наиболее разнообразной и многочисленной группой насекомых, осуществляющих перекрёстное опыление цветков морошки, являются мухи-журчалки (19 видов). Все представители данного семейства питаются нектаром и пыльцой растений. Ведущая роль журчалок в антофильном комплексе морошки отмечалась многими авторами [4, 19]. По данным Н. Hippa et al. [3], доля пыльцы морошки от общего количества пыльцы растений на теле мух-журчалок варьирует от 50 до 83%. Наличие морфологических и поведенческих адаптаций позволяет этой группе насекомых специализироваться к опылению цветков *R. chamaemorus*. Для некоторых видов (например *Eristalis anthophorina*, *Volucella bombylans*) характерно наличие длинных густых волосков, что способствует переносу пыльцы. При сравнении видового состава мух-журчалок из разных природных зон установлено, что только *Helophilus lapponicus* и *Sphaerophoria interrupta* отмечены на цветках морошки в средней тайге и тундре (табл. 2). Для них характерен широкий ареал и повышенная экологическая пластичность. При наличии других видов журчалок в исследованных ценопопуляциях морошки определяется границами их распространения. Ареалы *Melanostoma dubium* и *Sericomyia arctica* ограничены тундровой и северной частью таёжной зоны, тогда как *Anasimyia lunulata*, *Didea intermedia*, *Eupeodes luniger*, *Pipizella viduata*, *Temnostoma vespiforme* встречаются только в таёжной зоне.

Представители пчелиных также выступают в качестве наиболее эффективных опылителей *R. chamaemorus* [2]. Нами на цветках морошки отмечены *Bombus lapponicus* (тундра), *B. pascuorum* (средняя тайга и тундра) и *Andrena lapponica* (средняя тайга). По данным Н. Hippa et al. [3], на теле пчелиных из родов *Bombus* и *Andrena* пыльца морошки составляет около 50% от общего количества пыльцы. Антофильная специализация пчелиных проявляется в особенностях их поведения, ориентации в пространстве, а также в строении ротовых органов и наличии обножки на задних



Видовой состав насекомых-опылителей *R. chamaemorus* на европейском Северо-Востоке России

№ п/п	Таксон	Таскная зона	Тундровая зона	Трофическая группа	Ареал	Размеры тела, мм
	<b>Отр. HYMENOPTERA</b>					
	<b>Сем. Apidae</b>					
1	<i>Andrena lapponica</i> Ztt.	+		НП	Т-б	9–11
2	<i>Bombus lapponicus</i> Ztt.		+	НП	Г-аб	16–18
3	<i>B. pascuorum</i> (Scop.)	+	+	НП	Т-т	13–15
	<b>Сем. Formicidae</b>					
4	* <i>Formica candida</i> Smith	+		X	Т-бм	3–6
	<b>Отр. DIPTERA</b>					
	<b>Сем. Syrphidae</b>					
5	<i>Anasimyia lunulata</i> (Mg.)	+		Д	Г-т	8–10
6	<i>Cheilosia vicina</i> (Ztt.)		+	Ф	ЕБ-т	5–8
7	* <i>Chrysogaster macquarti</i> Lw.		+	Д	Т-т	6–7
8	* <i>Didea intermedia</i> Lw.	+		X	ЕБ-т	7–12
9	* <i>Eristalis anthophorina</i> (Fl.)		+	Д	Г-т	11–13
10	* <i>Eupeodes corollae</i> (F.)		+++	X	М-п	7–10
11	* <i>E. lundbecki</i> (Soot Ryen)		++	X	Т-т	10–12
12	* <i>E. luniger</i> (Mg.)	+		X	М-п	10–12
13	<i>Helophilus lapponicus</i> Wahlb.	+	++	Д	Т-т	11–13
14	<i>Melanostoma dubium</i> (Ztt.)		+	X	Г-аб	4–6
15	<i>M. mellinum</i> (L.)	+++		X	Г-п	5–7
16	* <i>Meliscaeva cinctella</i> (Ztt.)	+		X	М-п	9–10
17	<i>Neoscia tenur</i> (Harris, 1780)	+++		Д	Т-т	3–5
18	* <i>Parasyrphus nigrirarsis</i> (Ztt.)	+		X	Г-аб	7–10
19	<i>Pipizella viduata</i> (L.)	++		X	Т-т	5–7
20	<i>Sericomyia arctica</i> Schirmer		+	С	Г-аб	13–14
21	<i>Sphaerophoria interrupta</i> (F.)	++	+	X	П-п	8–10
22	<i>S. scripta</i> (L.)		+	X	М-п	9–12
23	* <i>Temnostoma vespiforme</i> (L.)	+		С	Г-т	14–17
24	<i>Volucella bombylans</i> (L.)					
	<b>Сем. Scatophagidae</b>					
25	* <i>Scathophaga obscurinervis</i> Becker		+	X	Г-а	3–5
26	<i>S. aff. lutaria</i> (F.)	+		X	Т-п	7–10
	<b>Сем. Sepsidae</b>					
27	<i>Sepsis</i> sp.		+	НК		7–10
	<b>Сем. Calliphoridae</b>					
28	* <i>Lucilia silvarum</i> (Mg.)	+		НК	Г-т	6–10
	<b>Сем. Empididae</b>					
29	<i>Empis</i> aff. <i>lucida</i> Ztt.		+	X		10–11
	Всего видов:	17	15			

Примечание. \* отмечены виды, не указанные ранее в литературе в качестве опылителей морошки. Обилие: +++ массовый, ++ обычный, + малочисленный; Ареал: М-п – мультирегиональный полизональный, Г-а – голарктический арктический, Г-аб – голарктический аркто-бореальный, Г-п – голарктический полизональный, Г-т – Голарктический температурный, П-п – транспалеарктический полизональный, Т-бм – трансевразийский бореомонтанный, Т-т – трансевразийский температурный, ЕБ-т – евро-байкальский температурный. Трофические группы: X – хищник, С – сапро-ксилофаг, Д – детритофаг, НК – некро-копрофаг, Ф – фитофаг, НП – нектаро-полинофаг.

голениях. Несмотря на это, на цветках морошки в исследованных местообитаниях пчелиные малочисленны. Это обусловлено особенностями жизненного цикла их колоний, продолжительность существования которых ограничена текущим вегетационным сезоном. К моменту зацветания морошки колонии пчелиных находятся ещё на начальном этапе развития и их численность в это время низкая.

Муравьи *Formica candida*, типичные обитатели болот Европейского Севера [20], довольно часто отмечались на цветках *R. chamaemorus*. Наличие на теле муравьёв пыльцы морошки (при этом отсутствует пыльца других растений) указывает, что они могут играть определённую роль в опылении этого вида [3, 6].

В литературе указывается также питание на морошке имаго ряда видов булавоусых чешуекрылых [21]: *Callophrys rubi* (L.), *Clossiana selene* [Den. et Schiff], *C. euprosinae* (L.), *C. frigga* (Becklin), *C. freja* (Becklin), *Erebia embla* (Becklin), *E. disa* (Becklin). Нами в местообитаниях морошки в таёжной зоне отмечались в небольшом количестве имаго *Callophrys rubi*, но на цветках морошки они не обнаружены.

Энтомофильные цветки *R. chamaemorus* имеют типичное для розоцветных строение: венчик белый, 18–34 мм в диаметре, число лепестков варьирует от 4 до 6. Сопоставление размеров цветка и тела насекомых, посещающих морошку, показывает, что максимальные размеры около половины всех опылителей меньше размера цветка. В эту группу входят все наиболее массовые виды. Крупные размеры, вероятно, затрудняют посадку насекомых на цветок, поскольку цветоножка изгибается, не выдерживая их веса. Поэтому эти насекомые редко посещают цветки морошки.

### Выводы

Цветение *R. chamaemorus* в средней тайге приходится на начало июня, в тундре – на конец июня и длится около двух недель. Исходя из суточной динамики температуры воздуха в местообитании морошки в среднетаёжной подзоне и того факта, что оптимальная температура для лёта большинства насекомых-опылителей выше +15 °С, наиболее активное опыление цветков этого вида происходит с 10 до 19 часов.

В антофильном комплексе *R. chamaemorus* отмечено 29 видов из семи семейств и двух отрядов. Ведущая роль в опылении морошки принадлежит пчелиным и мухам-журчалкам, среди которых только *Bombus pascuorum*, *Helophilus lapponicus*, *Sphaerophoria interrupta* являются

общими для таёжной и тундровой зон. Различие видового состава опылителей *R. chamaemorus* в разных природных зонах обусловлено границами распространения насекомых.

Исследование сообществ хортобионтов в типичных местообитаниях морошки на европейском Северо-Востоке показало, что в тундровой зоне характерно увеличение численности беспозвоночных и уменьшение общего таксономического разнообразия по сравнению с таёжной зоной.

Относительное обилие мух-журчалок (наиболее важной группы насекомых-опылителей *R. chamaemorus*) варьирует от 1 до 9,8% в таёжной зоне и от 0,5 до 1,5% в тундровой зоне. Представители пчелиных в разных природных зонах встречались единичными экземплярами.

*Работа выполнена при финансовой поддержке проекта УрО РАН для молодых учёных и аспирантов «Популяционная биология и экология опыления морошки (*Rubus chamaemorus* L.) в разных природных зонах на европейском Северо-Востоке России» (2012 г.) и интеграционного проекта (Рег. № 12-и-ч-2072) «Ресурсный и биотехнологический потенциал растения Урала и сопредельной территории европейского Северо-Востока России – продуцентов важнейших групп биологически активных веществ» Программы фундаментальных исследований УрО РАН.*

### Литература

1. Рейер Ю. К биологии цветения и плодоношения морошки // Дикорастущие ягодные растения СССР: Тез. докл. Всесоюз. совещ. Петрозаводск, 1980. С. 143–144.
2. Кайгородова М.С. Антэкология растений пушицево-осоковой тундры Полярного Урала // Экология опыления растений. Межвуз. сборн. науч. тр.: Перм. ун-т, 1981. С. 41–60.
3. Hippi, H., Koponen S., Osmonen O. Pollen transport and pollinating efficiency of flower visitors to the cloudberry (*Rubus chamaemorus* L.) in northern Fennoscandia // Rep. Kevo Subarctic Res. Stat. 1981. V. 17. P. 58–66.
4. Egren J., Seed size and number in *Rubus chamaemorus*: between-habitat variation, and effects of defoliation and supplemental pollination // J. Ecol. 1989. V. 77. P. 1080–1092.
5. Pelletier L., Brown A., Otrysko B., McNeil J. N. Entomophily of the cloudberry (*Rubus chamaemorus*) // Ent. Exp. et Appl. 2001. V. 101. P. 219–224.
6. Hippi H., Koponen S. Preliminary studies on flower visitors to and potential pollinators of the cloudberry (*Rubus chamaemorus* L.) in subarctic Lapland // Ann. Agric. Fenn. 1976. V. 15. P. 56–65.

7. Hippa H., Koponen S., Osmonen O. Flower visitors to the cloudberry (*Rubus chamaemorus* L.) in northern Fennoscandia // Rep. Kevo Subarctic Res. Stat. 1981. V. 17. P. 44–54.
8. Egren J., Elmqvist T., Tunlid A. Pollination by deceit, floral sex ratios and seed set in dioecious *Rubus chamaemorus* L. // Oecologia. 1986. V. 70. P. 332–338.
9. Верецагина В.А., Койгородова М.С. Антэкология некоторых дикорастущих ягодных растений темнохвойной тайги и тундры Полярного Урала // Продуктивность дикорастущих ягодников и их хозяйственное использование: Сб. мат. Всесоюзн. науч.-произв. совещ. Киров. 1972. С. 29–30.
10. Багачанова А. К. Фауна и экология мух-журчалок (Diptera, Syrphidae) Якутии. Якутск. Якутский НЦ СО АН ССР, 1990. 162 с.
11. Косицын В.Н. Морошка: биология, ресурсный потенциал, введение в культуру. М.: ВНИИЛМ, 2001. 140 с.
12. Агротомеорологический бюллетень Коми ЦГМС. 2011.
13. Песенко Ю.А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. М.: Наука, 1982. 287 с.
14. Van Veen M.P. Hoverflies of Northwest Europe. Identification keys to the Syrphidae. KNNV Publishing. The Netherlands. 2004. 254 p.
15. Lmken A. Studies on Scandinavian Bumble Bees (Hymenoptera, Apidae) // Norks ent. Tidsskr. 1973. 218 p.
16. Czechowski W., Radchenko A., Czechowska W. The ants (Hymenoptera, Formicidae) of Poland. Warszawa. 2002. 200 p.
17. Makinen Y, Oikarinen F. Cultivation of cloudberry in Fennoscandia // Rep. Kevo Subarctic. Res. 1974. V. 11. P. 90–102.
18. Валуйских О.Е., Тетерюк Л.В. Особенности структуры ценопопуляций *Rubus chamaemorus* L. в зонах тайги и тундры европейского северо-востока России // Изв. Самар. НЦ РАН. 2010. Т. 12(33). №1(3). С. 652–656.
19. Brown A. O., McNeil J. Pollination ecology of the high latitude, dioecious cloudberry (*Rubus chamaemorus* L., Rosaceae) // Am. J. Bot. 2009. V. 96. № 6. P. 1096–1107.
20. Узенбаев С.Д. Экология хищных членистоногих мезотрофного болота. Петрозаводск. Карельский филиал АН СССР, 1987. 128 с.
21. Татаринев А.Г., Долгин М.М. Булавоусые чешуекрылые. СПб: Наука, 1999. 183 с. (Фауна европейского Северо-Востока России; Т. VII. Ч. 1).

УДК 591.95

### Анализ факторов, влияющих на динамику видового состава индикаторных групп энтомофауны на участках рекультивированных лесонасаждений

© 2013. Д. Ш. Джайнаков<sup>1</sup>, аспирант, Д. В. Зейферт<sup>2</sup>, д. б. н., профессор,  
А. Ю. Кулагин<sup>1</sup>, д. б. н. профессор,

<sup>1</sup>Башкирский Государственный педагогический университет им. Акмуллы,  
<sup>2</sup>Филиал Уфимского государственного нефтяного технического университета  
в г. Стерлитамаке,  
e-mail: dseifert@mail.ru

Исследован видовой состав жуужелиц и чешуекрылых на участках рекультивированных отвалов с лесопосадками берёзы бородавчатой и сосны обыкновенной со средним возрастом порядка 40 лет. Показано, что видовое разнообразие исследованных групп насекомых определяются как сходством микростадий в пределах участка, так и расстоянием между участками.

Species composition of ground beetles and moths in areas of reclaimed dumps with birch and pine plantations with an average age of about 40 years old have been investigated. It is shown that the diversity of the groups of insects under consideration are defined both by similarity of microhabitats within the site, and by the distance between sites.

Ключевые слова: лесная рекультивация, насекомые, видовое разнообразие

Keywords: forestry reclamation, insects, species diversity

Инициальные экосистемы техногенных ландшафтов представляют собой удобный объект для решения целого ряда теоретических и прикладных проблем экологии. Для них всегда хорошо известен «нуль-момент» – начало формирования всех биотических – живых

и косных компонентов, поэтому они рассматриваются в качестве перспективных моделей для определения скорости и направления восстановительных сукцессий. Материалы многолетних исследований показывают, что процессы сукцессии начинаются с момента выноса техногенных элювиев вскрышных пород в отвалы на поверхность и представляют единый момент сукцессии [1]. Подобные территории занимают в настоящее время довольно значительные площади и располагаются, как правило, вблизи населённых пунктов. Одним из путей снижения их негативного влияния на окружающую среду является биологическая лесная рекультивация промышленных отвалов.

Целью работы был анализ факторов, влияющих на динамику видового состава индикаторных групп энтомофауны на участках рекультивированных лесонасаждений.

### Объекты и методы

Отвалы Кумертауского бурого угольного разреза (Башкирское Предуралье) формировались с середины XX века. В 1981–1984 гг. с учётом климатических особенностей региона и эколого-биологических особенностей древесных растений здесь были созданы насаждения берёзы бородавчатой (*Betula pendula* Roth), лиственницы Сукачёва (*Larix sukaczewii* Dy-lis) и сосны обыкновенной (*Pinus silvestris* L.). В ходе их роста была проведена сравнительная оценка жизненного состояния насаждений, их эколого-биологическая характеристика, изучено распределение техногенных элементов в разных видах древесных растений, содержание техногенных элементов в почвах под насаждениями и на открытых участках [2, 3]. В настоящей работе приведены данные по изучению особенностей формирования энтомокомплексов на данных территориях. Фауна насекомых – систематически наиболее широкий компонент биоценозов. Данные о формировании видового разнообразия основных индикаторных групп насекомых представляют интерес для изучения пространственной картины и динамики данного процесса.

Исследования проведены на рекультивированных участках отвалов Кумертауского разреза, которые характеризуются большой неоднородностью состава почвообразующих пород [2]. Почвогрунты и молодые почвы отвалов бедны азотом, подвижным фосфором и богаты углеродом (что связано с наличием бурого угля, а не с мощностью почвенного гумуса) [4]. Островки

дубовых, липовых, берёзовых и других лесов занимают около 7% территории района.

В географическом и климатическом отношении район исследования типичен для юго-западной части Южного Урала, который представляет собой низко-рельефную территорию слабо изрезанную гидрографической сетью. Почвенный и растительный покровы, характерные для смежных областей лесостепной и степной зон, несколько мозаичны. Следует отметить хорошую освоенность территории в сельскохозяйственном отношении. Географические координаты исследованных участков приведены в таблице 1, а их взаимное расположение показано на рисунке 1.

Участок № 1 (см. рис. 2) расположен около д. Старая Уралка и представляет лесной участок с лиственными породами, с преобладанием дуба. Средний возраст деревьев 45 лет. Также присутствуют посадки берёзы возрастом 25 лет. Нижний ярус представлен кустарниками и травянистыми растениями. Данный участок растительности представляет собой лесопосадку, а не естественный лес [5].

Участок № 2 – хвойный лес с преобладанием лиственницы. Расположен на северном склоне холма отвала угольного разреза. Он наиболее молодой, представлен древостоем

Таблица 1

Географические координаты исследованных участков леса

Участки	Географические координаты
Участок 1	52° 44' 0.55" с.ш., 55° 52' 54.43" в.д
Участок 2	52° 45' 1.90" с.ш., 55° 53' 40.78" в.д
Участок 3	52° 47' 16.88" с.ш., 55° 49' 59.54" в.д
Участок 4	52° 46' 55.57" с.ш., 55° 51' 52.63" в.д

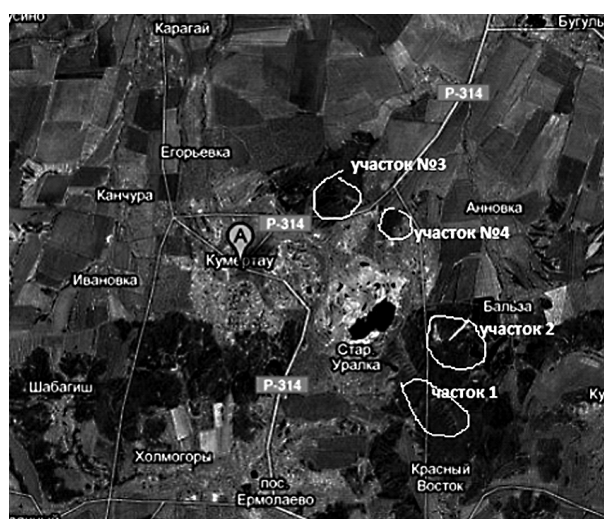


Рис. 1. Картосхема расположения исследованных участков



возрастом 40 лет и является результатом искусственного лесовосстановления.

Участок № 3 представляет смешанный лес вблизи г. Кумертау, рядом с прудом. Преобладают дуб, сосна, ель. Основная часть леса – искусственные лесопосадки. Возраст дубняка 60 лет. Возраст посадок сосны и ели – 40 лет.

Участок № 4 является лесопарком на окраине города Кумертау и представляет собой искусственные лесопосадки сосны и ели возрастом 40 лет. Присутствуют берёзовые рощи с возрастом 25 лет. Преобладающие породы: сосна, ель, берёза.

Сбор материала проводили в 2010–2011 гг. стандартными энтомологическими методами: ручным разбором, методом кошения энтомологическим сачком, методом ловчих цилиндров, методом ловли сачком в воздухе [6]. Коэффициенты видового сходства рассчитывали по методу Жаккара [7]. Для анализа использовали две хорошо изученные индикаторные группы насекомых: жужелицы (89 видов) и чешуекрылые (107 видов), локальные фауны данного региона которых были исследо-

ваны в других районах Урала и сопредельных областей [8 – 13]. Численность видов чешуекрылых фауны Урала составляет свыше 1300 видов, численность видов фауны Урала жужелиц составляет более 570 видов [9, 13].

### Результаты и обсуждение

Выявлено, что наибольшее количество видов имеет транспалеарктический ареал, т. е. они распространены в различных зоогеографических областях (табл. 2). Эндемичных видов не наблюдается.

Наиболее широко представленной группой являются жужелицы из подсемейства *Carabinae*. Здесь выделяются 12 триб, 20 родов и входящих в них 84 вида. *Cicindelinae* представлены 5 видами одного рода *Cicindela*. *Omphroninae* представлены всего одним видом *Omphron limbatum*. Наиболее разнообразны в видовом отношении роды *Carabus*, *Calosoma*, *Bembidion* и *Pterostichus*.

Чешуекрылые – активно мигрирующие насекомые. Как видно из таблицы 2, значи-

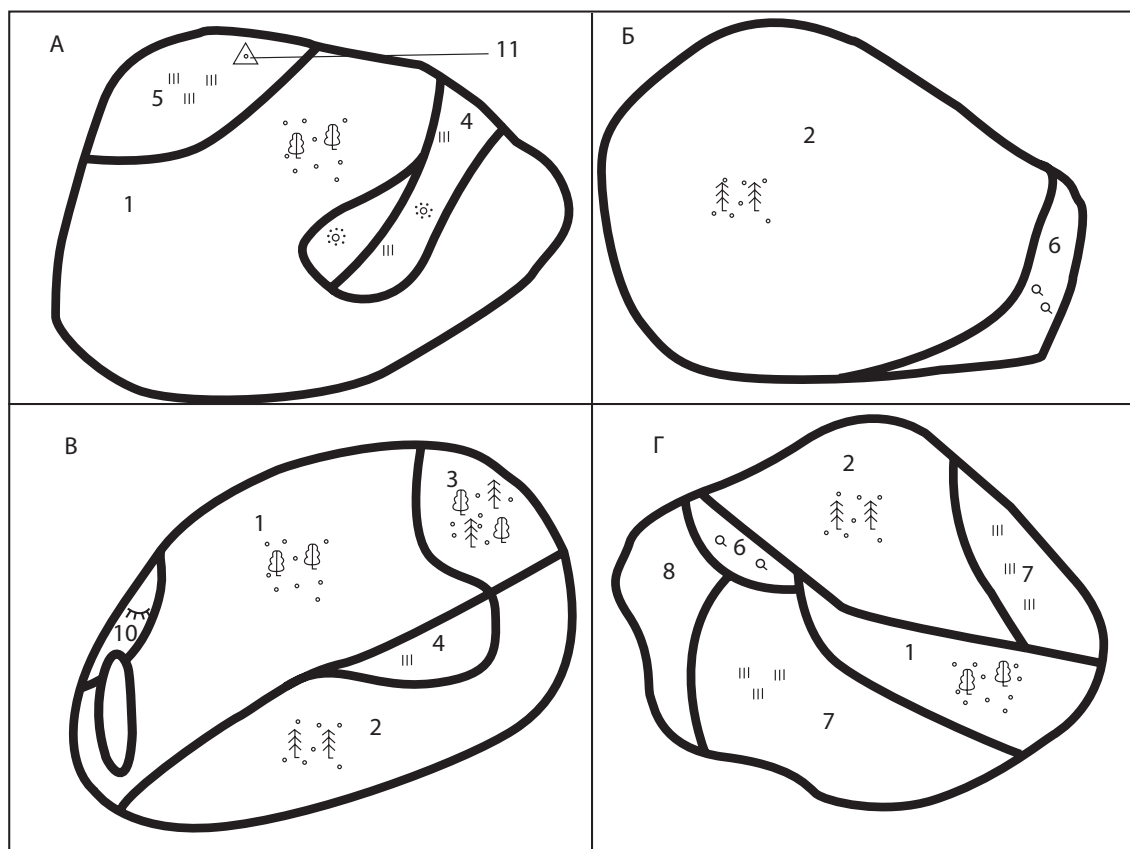


Рис. 2. Схемы исследованных участков леса. Условные обозначения: А – участок 1, Б – участок 2, В – участок 3, Г – участок 4. Цифрами обозначены: 1 – лиственный лес; 2 – хвойный лес; 3 – смешанный лес; 4 – опушки леса с луговой растительностью; 5 – остепнённый луг на вершине холма; 6 – разреженный участок хвойного леса, сухостой; 7 – участки со степной растительностью; 8 – пустыри; 9 – водоём; 10 – луг; 11 – триангуляционный пункт

Таблица 2

Зоогеографическая структура видов жесткокрылых и видов чешуекрылых исследованных участков

Зоогеографические группы (цит. по: [13])	Количество видов	
	жесткокрылых	чешуекрылых
Бореальная	9	12
Европейская неморальная	8	7
Скифская	11	16
Сетийская	4	2
Переходных областей	7	–
Транспалеоарктическая	86	68
Голарктическая	1	3

Таблица 3

Коэффициенты фаунистического сходства (Жаккара) между исследуемыми участками (по данным разнообразия жужелиц и чешуекрылых)

Коэффициент Жаккара K <sub>j</sub>	Участок 1	Участок 2	Участок 3	Участок 4
жужелицы				
Участок 1	–	0,21	0,54	0,3
Участок 2	0,21	–	0,23	0,25
Участок 3	0,54	0,23	–	0,51
Участок 4	0,3	0,25	0,51	–
чешуекрылые				
Участок 1	–	0,23	0,5	0,23
Участок 2	0,23	–	0,25	0,19
Участок 3	0,5	0,25	–	0,43
Участок 4	0,23	0,19	0,43	–

тельную часть видов составляют транспалеоарктические виды. Следует отметить, что также указано 3 голарктических вида – их ареал простирается на Северную Америку и Евроазию.

Среди чешуекрылых выделено 6 семейств, 13 подсемейств, в том числе 85 родов, включающих в себя 106 видов. Наиболее богатыми в видовом отношении для исследованных участков являются семейства *Geometridae* и *Noctuidae*. Из наиболее опасных видов для лесонасаждений и луговых растений являются *Panolis flammea*, *Axylia putris*, *Noctua interposita*, *Pontia daplidice*, *Aporia crataegi* (самый многочисленный вид).

В таблице 3 приведены коэффициенты Жаккара для исследуемых площадок по данным разнообразия жужелиц и чешуекрылых.

Различия видового разнообразия индикаторных групп насекомых могут определяться тремя факторами: разным временем сукцессии, близостью территорий участков и микробиотопическим разнообразием. На исследованной территории первый фактор не является определяющим, поскольку возраст лесопосадок примерно одинаковый.

Наименьшее фаунистическое сходство наблюдается между участком 2 и остальными. Это объясняется типом леса и моностациальностью участка (в пределах него произрастает только хвойный лес). Отличие от участка 1 обуславливается типом леса, от участков 3 и 4 (в пределах которых также встречаются хвойные участки леса) различием числа стаций (табл. 4) с учётом большего расстояния от данных участков. Участки 3 и 4 включают большее количество стаций.

Большие коэффициенты фаунистического сходства участков 1 и 3 объясняется наличием в них стаций со схожим типом растительных сообществ. В них есть лиственные, хвойные леса, луговые участки, опушки с кустарниками и высокотравьем.

Между участками 1 и 4 наблюдается небольшое сходство (табл. 3), количество микростаций сравнимо. Но схожих микростаций всего одна – лиственный лес. И по типу лиственного леса здесь наблюдается отличие. На участке 1 – преобладают широколиственные породы, такие как дуб, на участке 4 – преобладают мелколиственные породы, такие как берёза. Кроме того, следует учесть расстояние между участками, которое составляет 6 км.

Таблица 4

Наличие микробиотопов на исследованных участках

Микробиотопы в пределах участков	Участок 1	Участок 2	Участок 3	Участок 4
Хвойный лес	–	+	+	+
Лиственный лес	+	–	+	+
Луг	+	–	+	–
Участок со степной растительностью	–	–	–	+
Берега водоёмов	–	–	+	–
Пустыри	–	–	–	+
Опушки леса	+	–	+	–
Остепнённый луг	+	–	–	+

Примечание: «–» – отсутствие данного микробиотопа на участке.

Высокий коэффициент сходства участков 3 и 4 объясняется близким взаиморасположением, схожим типом и возрастом хвойного леса (40 лет, сосна, ель).

### Заключение

Показано, что видовое разнообразие исследованных групп насекомых, при одинаковом сукцессионном времени, определяется наличием сходного набора микробиотопов (тессер) в пределах исследованных участков [14], наличие которых позволяет поддерживать максимальный уровень видового разнообразия исследованных индикаторных групп насекомых. По-видимому, существенную роль здесь играют и фрагменты естественной исходной растительности, выполняющие функции рефугиума. Другим фактором является величина расстояния между исследованными участками, определяющая интенсивность миграции видов.

### Литература

1. Трофимов С.С., Наплекова Н.Н., Кандрашин Е.Р., Фаткулин Ф.А., Стебаева С. К. Гумусообразие в техногенных экосистемах. Новосибирск: Наука, 1986. 166 с.
2. Ведерников К.Г. Лесная рекультивация и оптимизация техногенных ландшафтов (на примере промышленных отвалов кумертауского бурогольного раздела): Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Тольятти. 2002. 21 с.
3. Радостева Э. Р. Эколого-биологическая характеристика насаждений сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.) и берёзы повислой (*Betula pendula* Roth) при лесной рекультивации отвалов горнодобывающей

- промышленности (Республика Башкортостан): Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Уфа. 2011. 21 с.
4. Хазиев Ф.Х. Почвы Башкортостана. 1995. Т. 1. С. 151–192.
5. Глазков Н.Е. и др. Лесохозяйственный регламент государственного учреждения «Стерлитамакское лесничество». Уфа. 2010. 185 с.
6. Фасулати К.К. Полевое изучение наземных беспозвоночных животных. М.: Высшая школа, 1971. 386 с.
7. Песенко Ю.А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. М.: Наука, 1982. 287 с.
8. Горбунов П.Ю., Ольшванг В.Н. Бабочки Южного Урала. Справочник-определитель. М. 2002. 88 с.
9. Козырев А.В. Итоги изучения жужелиц (Coleoptera, Carabidae) Урала и сопредельных территорий // Успехи энтомологии на Урале. Екатеринбург: Изд-во «Аэрокосмоэкология», 1997. С. 44–50.
10. Матвеев А.Б. Жужелицы лиственных лесов Башкирского Предуралья // Фауна и экология насекомых Урала: Информ. материалы Института экологии растений и животных УНЦ АН СССР. Свердловск. 1983. С. 36.
11. Мигранов М. Г. Булавоусые чешуекрылые заповедника «Шульган-Таш» // Успехи энтомологии на Урале. Екатеринбург. 1997. С. 186–187.
12. Ольшванг В.Н., Нуппонен К.Т., Лагунов А.В., Горбунов П.Ю. Чешуекрылые Ильменского заповедника. Екатеринбург: УрО РАН, 2004. 287 с.
13. Емельянов А.Ф. 1974. Предложения по классификации и номенклатуре ареалов // Энтомол. обозр. 1974. Т. 53. № 3. С. 497–522.
14. Камаев И.О. Население почвенной мезофауны в экологических градиентах северной тайги Восточной Финноскандии: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Москва, 2012. 26 с.

**Анализ динамики популяций лося  
на Южном Урале**

© 2013. В. М. Глушков, д.б.н., в.н.с., В. Г. Сафонов, член-корр. РАСХН, г.н.с.,  
А. А. Сергеев, к.б.н., учёный секретарь, М. С. Шевнина, аспирант,  
Всероссийский научно-исследовательский институт  
охотничьего хозяйства и звероводства им. проф. Б. М. Житкова РАСХН,  
e-mail: v.m.glushkov@yandex.ru

На материалах по учёту численности лосей, репродуктивным свойствам, добыче, составу угодий, зональной растительности и погодным факторам сделана попытка разработки методических подходов идентификации и количественной оценки факторов, лимитирующих рост популяций лося на примере Челябинской области.

Accounting data on the number of moose, reproductive characteristics, hunting bag, composition of hunting grounds, the zonal vegetation and weather factors, attempt was made to develop methodological approaches of identification and quantify the factors limiting the growth of moose populations on the example of the Chelyabinsk region.

**Ключевые слова:** лось, численность, скорость роста, законная добыча, миграции, кризис, анализ, восстановление

**Keywords:** moose, number, growth rate, fair game, migration, crisis, analysis, restoration

Все действующие факторы роста численности животных любого вида сведены к четырём параметрам:

$$N = P - C + I - E,$$

где  $N$  – численность,  $P$  – рождаемость,  $C$  – смертность,  $I$  – иммиграции,  $E$  – эмиграции [1]. Как правило, проявления взаимоотношений популяции со средой обитания бывают замаскированы и не дают «пищи» для определения и оценки значимости изменений многочисленных факторов, формирующих перечисленные параметры [2]. Кроме того, решение вопроса о том, что следует предпринять в отношении конкретной популяции, определяется конечной целью – тем, что требуется для данной территории, для людей, её населяющих. В обосновании НИР по заданию № 50–10/06. 2010: «Восстановление численности лося на территории Челябинской области и перспективы его использования», актуальность темы определялась тем, что (цит.): «...Охота на лося запрещена с 1997 года, но существенного увеличения численности животных не наблюдается...». Возникающие время от времени случаи депрессии численности лося, характерные не только для окраин ареала вида, подразумевают необходимость повышения численности, т. е. охраны ресурсов, при этом каждый отдельный случай требует уточнения причин спада

для конкретизации способов восстановления поголовья. Эта тема охватывает обширную область знаний по биологии, экологии и хозяйственному использованию животных, она вечно актуальна и для подробного рассмотрения требует монографического формата.

В данной статье на примере Челябинской области рассмотрен общий, не детализированный порядок идентификации и количественной оценки параметров, лимитирующих рост популяций лося на локальных участках ареала вида.

**Материалы и методы исследования**

Для анализа использованы литературные данные по доле молодняка в зимнем стаде, собранные при лицензионном отстреле [3], ведомственные и литературные данные по численности лося на Южном Урале [4–7], метеоданные [8], характеризующие дату установления снежного покрова в регионах Предуралья и Южного Урала, а также материалы предварительной оценки причин депрессии численности лося в Челябинской области [9]. Ряды оценок осенней и весенней численности, прироста и скорости роста построены с помощью уравнений: а) неограниченного (экспоненциального) роста Мальтуса [2]:

$$N_t = N_0 \cdot e^{rt}; \tag{a}$$



по которому расчёт плотности ( $N_{t+1}$ ) произведён с использованием наблюдаемых и (или) расчётных значений рождаемости и смертности:  $N_0$  (1971 г.) = 1,44, прирост к началу зимы,  $P = 0,22N$ , в котором значение 0,22 – средняя скорость роста популяции лося в начале зимы,  $r = n / n-j$ ;  $n$  – неизбирательная выборка в начале зимы,  $j$  – количество сеголетков в выборке в начале зимы, особей. Интенсивность общей зимней смертности,  $\approx 0,92$  [10]. Зимняя смертность, особей  $Q \approx 0,92P$ , прирост численности к весне, особей – 0,08P:

$$N_{t+1} = N_t + (0,08 \cdot P), \text{ особь/1000 га}$$

Скорость роста весенней численности (ЗМУ),  $r_f = \ln N_{t+1} - \ln N_t$ , в сравнении с величиной расчётной весенней скорости роста  $r_s = r_a - (Q + h)$  указывает направление и интенсивность, а при умножении на численность:  $r_s N_t - r_f N_t = N_m$  – величину годовых отклонений численности, не связанных с размножением, т. е. миграционную составляющую в учётной численности.

В расчёте «b» логистического роста численности [11], моделирующем увеличение давления среды на выживаемость по мере роста плотности популяции, расчётные параметры дифференцированы по природным зонам. Для лесной зоны области (1)  $R_{\max} = 0,41$ ;  $K = 14,0$  особь/1000 га, норма добычи 15%, для лесостепной (2) – 0,39, 11,0 и 15% соответственно:

$$N_{t+1} = N_t + R_{\max} N_t \cdot \left( 1 - \frac{N_t}{K} \right); \quad (b),$$

где  $R_{\max}$  – рождаемость – скорость роста популяции в отсутствии смертности;  $K$  – верхний (асимптотический) уровень плотности популяции.

Для степной зоны (3) использовано уравнение «с», учитывающее так называемый эффект Олли [12], в котором  $R_{\max} = 0,37$ ;  $K = 5,0$ , параметр  $A$  (в данном расчёте равен 0,99 особи/1000 га по учётам в 1996 г.) характеризует нижний предел плотности, при которой рост прекращается:

$$N_{t+1} = N_t \left( 1 + R_{\max} \left( 1 - \frac{N_t}{K} \right) \left( \frac{N_t}{K} - \frac{A}{K} \right) \right); \quad (c)$$

Выбор зональных значений  $R$  и  $K$  основан на сопоставлении с нашими материалами [13], по расчёту кормовой ёмкости угодий и величине рождаемости в популяциях лося с разной скоро-

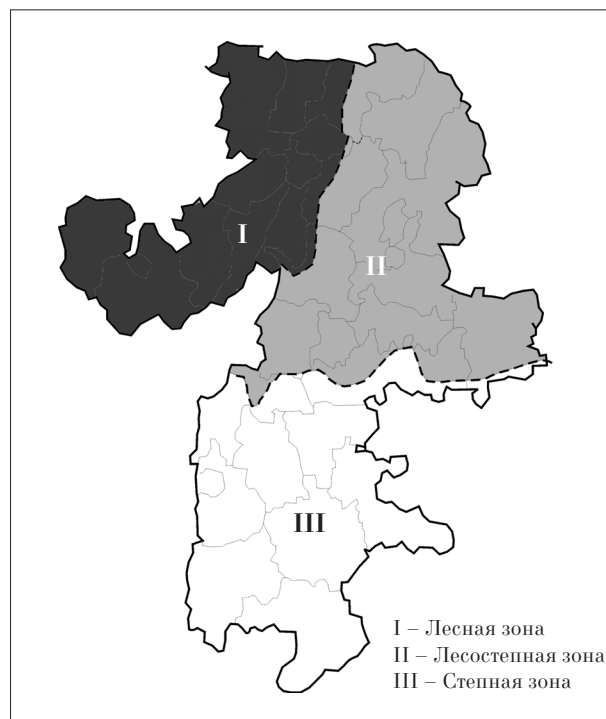


Рис. 1. Природные зоны Челябинской области

стью роста [14]. Для угодий всей области значение верхней асимптоты  $K_{cp} = 12,1$  особи/1000 га определено как средневзвешенная (по площади угодий) величина. Сравнительный анализ выполнен корреляционным и регрессионным методами, моделирование роста численности и графика – в программе Microsoft Excel.

### Природные условия региона

Территория Челябинской области вытянута по широте с севера на юг по полосе умеренно-холодного пояса с высотой снежного покрова до 55 см, в пределах которой равнинные и горные лесные ландшафты, включающие горные криволесья и разнообразные тёмно- и светлохвойные леса, сменяются ландшафтами степей с ковыльной растительностью, между которыми заключена переходная зона лесостепи (рис. 1). Ландшафты лесостепи западносибирского типа представлены чередованием «колочных» берёзовых и реже осиновых лесов с лугами и степями, а лесостепь на северо-западной окраине области с широкими долинами рек имеет восточно-европейский тип, характеризуемый чередованием смешанных ильмово-кленово-липовых лесов с дубом и производных осиново-берёзовых лесов с луговыми степями. Состав флоры представлен набором видов из всех экологических и флористических групп, свойственных Южному Уралу.

Таблица 1

Экспликация угодий Челябинской области по природным зонам

Природные зоны	Площадь, тыс. га в 1980 и 2009 гг.										
	Общая	Лесная		Полевая		Водная		Болота		Прочие	
		1980	2009	1980	2009	1980	2009	1980	2009	1980	2009
Горно-лесная	2130	1630	1838	306	372	140	140	43	19	11	11
Лесостепная	3340	712	632	2067	1844	181	181	128	140	252	252
Степная	3364	232	352	2834	2943	80	80	53	34	165	165

Пригодными для обитания лося угодьями в Челябинской области являются лесные и болотные биотопы, занимающие 3 млн 95 тыс. га, или 35,04% территории области. Остальная часть территории – 5 млн 739 тыс. га – занята сельскохозяйственными, водными и прочими угодьями (табл. 1).

Челябинская область находится на южной границе ареала лося, где из-за плохих защитных и маскирующих свойств и недостатка зимних кормов большая часть территории степной и лесостепной зон не пригодна для круглогодичного обитания лося [15]. Состав древесно-кустарниковой растительности и лесистость территории вместе с факторами, регулирующими доступность кормов, определяют зимнюю кормовую ёмкость и плотность популяции лося на территории каждой из трёх природных зон и области в целом.

### Результаты и обсуждение

Состояние популяции лося в Челябинской области характеризуют данные ежегодных зимних маршрутных учётов и величина сезонной добычи по разрешениям (рис. 2).

Несмотря на ежегодно проводившийся лицензионный отстрел, достигший в 1990 г. максимальной интенсивности (14,2%, или 1950 голов), рост численности лося продолжался 19 лет, но из-за резкого непрекращающегося спада численности, начавшегося в 1991 г., охота с 1997 до 2011 г. была закрыта. Смена положительного тренда на отрицательный, произошедшая на отрезке высокой скорости роста плотности, ставит под сомнение достоверность официальных оценок численности в этот период. Скорее всего, до середины 80-х годов плотность была выше официально установленной, после чего стала сокращаться, но по отчётным документам продолжала расти. Увеличение добычи поддерживалось максимально высокой квотой до тех пор, пока большое недоиспользование квоты не сделало очевидным ошибочность учётных данных. Максимум плотности популяции – 3,9–4,7 (4,2) особи/1000 га, приходился на 1988–1992 гг., когда фактическая добыча начала снижаться (не выполнялся план отстрела) катастрофическими темпами: в 1989 г. на 40; 1990 – на 50; 1991 – на 200 и в 1992 г. – на 800 голов. За 1990–1992 гг. численность сократилась на 5,1 тыс. особей. Почти столько же (5,2 тыс.) было добыто по раз-

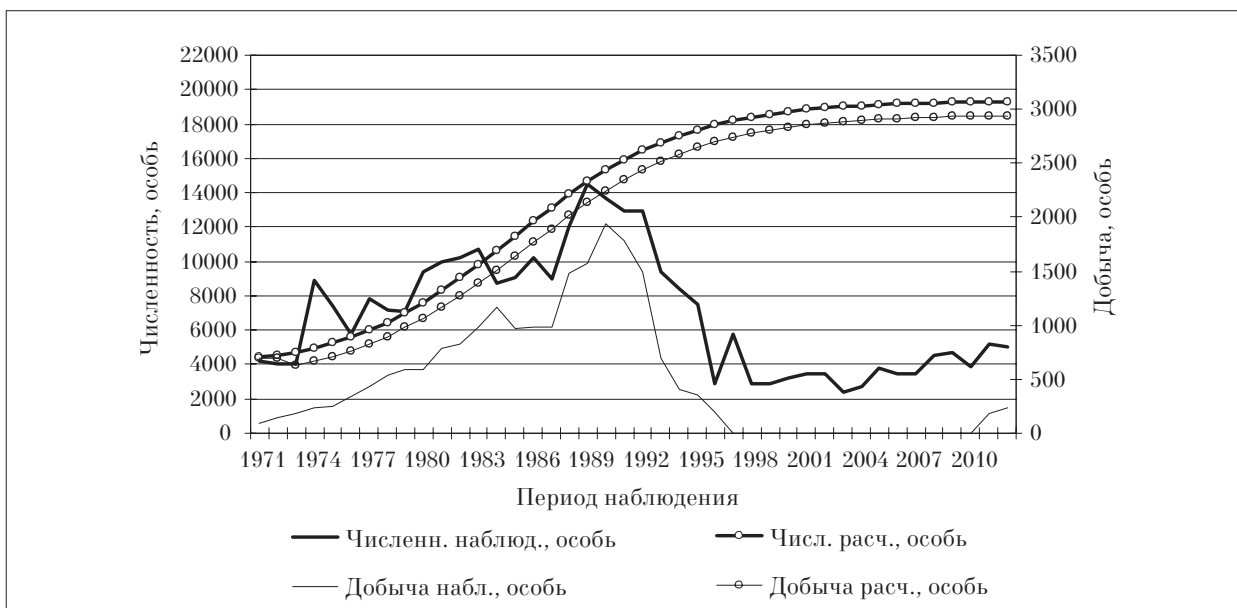


Рис. 2. Наблюдаемые и расчётные значения численности и добычи лося в Челябинской области

решениям. По данным расчётов, величина прироста к охоте за эти 3 года (9,05 тыс.) позволяла, казалось бы, наблюдать почти стабильное поголовье, а не обвальное падение численности. Поскольку случаев массовой смертности лосей в этот период, также как и откочёвок за пределы области не регистрировалось, «потери» поголовья, из-за ошибок в оценке численности, могут оказаться условными. В качестве предварительного вывода причиной снижения численности можно считать непрофессиональное управление популяцией, выразившееся в ошибочном определении численности и добычи. Сокращение поголовья и медленное восстановление после запрета охоты свидетельствуют о существовании факторов, продолжающих по настоящее время лимитировать рост популяции лося в регионе.

Известно, что браконьерство тормозит рост численности копытных и даже способно сокращать поголовье [6, 16], но может ли оно вызвать столь резкий эффект? Материалы о возросшей браконьерской добыче, в т. ч. и в регионах Урала, до уровня 4-х квот [10] дают положительный ответ. Высказывание специалистов о консерватизме региональных параметров браконьерства, нередко отличающихся от величины браконьерства в других, в том числе и соседних регионах [17], поддерживает вывод о возможном увеличении браконьерства в период снижения и полного запрета охоты, но этому противоречит мнение о том, что значительная доля браконьерства происходит во время охот по разрешениям [16]. Обратная зависимость уровня браконьерства от нормы законной добычи чаще наблюдается в малонаселённой местности ближе к восточной границе ареала лося в России [18]. Одновремен-

ный резкий спад численности (1991–1992 гг.) на огромном пространстве указывает на общую для страны антропогенную основу кризиса численности, т. е. усилившееся браконьерство, по времени совпавшее с социально-экономическими изменениями в обществе. Можно констатировать, что внезапность и большая величина сокращения поголовья лося в Челябинской области вызваны превышением общего уровня добычи (законной и браконьерской) над величиной прироста, совпавшим с периодом снизившихся под давлением среды репродуктивных свойств популяции. Методики точной оценки браконьерской добычи лося в Челябинской области на доступных для анализа материалах разработать не удалось, но ориентировочный уровень интенсивности зимнего браконьерства может быть определён по разности скорости роста в начале зимы и интенсивности законной охоты  $h$ , уменьшенной на величину скорости роста весенней численности:

$$r_{\text{брак.}} = (r_{\text{осенн.}} - h) - r_{\text{весенн.}}$$

Из основного уравнения роста следует, что разность между значениями прироста поголовья к началу и концу зимы может характеризовать величину смертности за зимний период, скорректированную добавкой (убылью) мигрантов. Наблюдаемые в большинстве регионов локальные изменения численности по годам, противоречащие концепции устойчивого типа роста популяций лося, происходят в результате миграций, имеющих сложный и не до конца изученный механизм. Важное для рассмотрения обсуждаемой темы свойство миграций – их не-

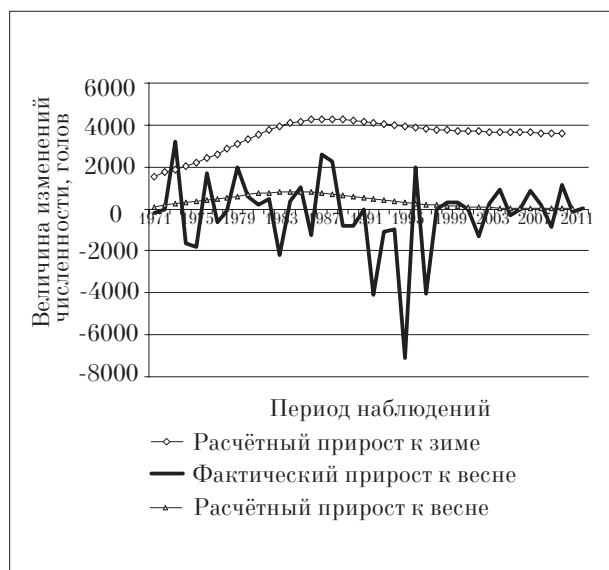


Рис. 3. Изменение численности лося по периодам зимы



Рис. 4. Скорость роста численности лосей и сроки установления снежного покрова

постоянная интенсивность и относительный характер изменения локальной численности. Такой нерегулярный ритм миграций лосей указывает на периодически возникающее ухудшение условий обитания животных при наступлении зимы.

На рисунке 3 площадь, заключенная между линиями расчётного прироста поголовья к началу и концу зимы, характеризует величину зимней смертности, тогда как площадь между линией прироста к началу зимы и кривой фактического прироста к весне даёт значение смертности, скорректированное другими факторами, например, миграциями. Обращает на себя внимание величина и меняющийся знак почти постоянных отклонений прироста от нуля. График показывает принцип количественной оценки влияния на зимнюю численность лосей факторов, не связанных с размножением.

Метод основан на свойстве устойчивости основных популяционных параметров, включая смертность, и состоит из определения фактического прироста поголовья к сезону охоты по полевым данным о доле телят в начале зимы [13] и расчёта фактического прироста к весне на основе данных ЗМУ. В материалах к рисунку 3 заложен высокий (наблюдаемый в регионах Урала) уровень смертности от браконьерства, из-за чего расчётный прирост к весне близок к нулю. На этом фоне плюсовые отклонения наблюдаемого прироста (от 1 до 3 тыс. особей) особенно контрастно подчеркивают долю окончательно не идентифицированного пока фактора динамики численности. Не менее таинственно выглядят и минусовые отклонения прироста.

Известно, что в любой части ареала лосей некоторая часть популяции мигрирует, а другая остается осёдлой, при этом в одних районах миграции проходят по принципу эстафеты, когда животные-иммигранты располагаются на участке, откуда некоторая часть обитавших там лосей уже откочевала дальше по ходу миграции, тогда как на других территориях мигранты перемещаются до конечного пункта почти в полном составе [19]. Ранее нами была отмечена зависимость интенсивности миграций лосей от даты установления снежного покрова [14]. Для выявления подобной зависимости в Челябинской области скорость роста, выраженная в головах, сопоставлена с датой установления снежного покрова (на рис. 4. период наблюдения укорочен из-за отсутствия метеоданных после 1995 г.), которая оказалась, к немалому удивлению, почти одинаковой (разница  $\leq \pm 2$  дня) на обширной территории регионов Южного Урала и прилегающих

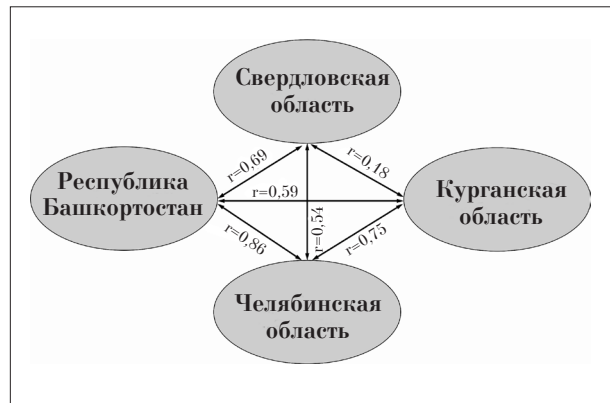


Рис. 5. Величина корреляции между рядами численности лося в регионах Южного Урала за последние 40 лет

к ним с запада Республики Удмуртия и Пермского края. Установлена умеренная корреляция между сравниваемыми показателями ( $r = -0,41$ ;  $R^2 = 0,4435$ ). Судя по графику, все случаи положительного роста совпадали с ранними (с 10 по 30 октября) сроками установления снежного покрова, тогда как нулевой и отрицательный рост приходился на сезоны с поздним (после 1-го ноября) установлением снежного покрова. Учитывая величину коэффициента детерминации, можно считать, что почти 45% величины наблюдавшихся отклонений численности определяются датой установления снежного покрова, иначе говоря, интенсивностью осенних миграций. Аналогичный характер связи интенсивности миграций с датой установления снежного покрова отмечался ранее на Кольском полуострове [20], в Республике Коми [24, 22] и, как уже отмечалось выше, в Кировской области. Анализ годовых изменений численности лосей в соседних регионах показал, что между рядами численности лосей всех областей, кроме пары «Свердловская – Курганская», имеется высокая положительная связь, наиболее тесная между популяциями Челябинской области и Башкортостана ( $r=0,87$ ) (рис. 5).

Поскольку корреляция между численностью лосей в Свердловской и Курганской областях незначительна (0,18), высокую корреляцию плотности в паре «Челябинская – Курганская» области ( $r = 0,75$ ), со сдвигом временного ряда в Курганской области на год позже, можно трактовать как следствие прохода некоторой части мигрирующих лосей через Челябинскую область дальше на восток. В связи с данной версией интересно отметить тот факт, что уровень плотности по регионам нарастает в последовательности: Свердловская – Башкортостан – Челябинская – Курганская (рис. 6). По величине коэффициента детерминации множественной



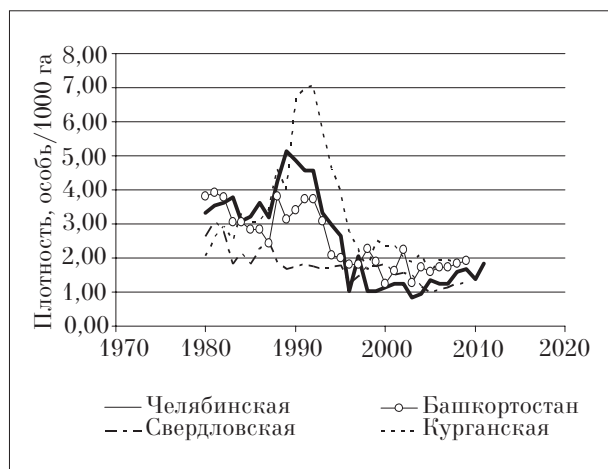


Рис. 6. Плотность популяции лося на Южном Урале

корреляции плотности в Челябинской области с плотностью в остальных трёх регионах ( $R^2 = 0,84$ ), можно считать, что 84% происходящих в Челябинской области изменений плотности связаны с плотностью популяций лосей в смежных регионах.

Миграции лосей на Южном Урале существовали уже в историческом прошлом [19]. По описанию Н.М. Гордиюка [23], во второй половине XX в. миграция лосей ежегодно проходила с середины ноября до конца декабря в направлении с запада-северо-запада на юго-восток. Ширина меридионального фронта миграции достигала 250 км, направление центрального потока – Белорецк – южные отроги хребтов Урал-Тау, Ирландык, Крыкты на широте Магнитогорска. О продвижении лосей дальше, по Челябинской области, сведений нет, но, судя по количеству мигрантов (только через 100-километровый отрезок общего фронта миграции проходило около 1000 лосей за сезон), их об-

щее количество было слишком велико, чтобы животные смогли прокормиться на малокормных затравленных участках перед угодьями степной зоны Челябинской области. Логично предположить о частичном сохранении общего восточного направления и пересечении границы Челябинской области.

Все исследователи, изучавшие миграции, отмечали факт возвращения животных в весенний период обратно своими путями, но нет данных о количественном соотношении лосей в потоках «туда» и «обратно». Не ясно, могут ли минусовые отклонения прироста происходить в результате увеличенной смертности, увеличенного числа ушедших весной животных, или они отражают минимальные, нулевые значения иммиграций в данном регионе. Рассмотрим каждый из трёх пунктов по порядку.

Версия 1. *Минусовая скорость роста вызвана повышенной смертностью животных в зимний период.* Данные, согласно которым в 1971–1990 гг. в Челябинской области браконьерами добывалось от 22 до 38 лосей за зимний сезон [3], много ниже расчётной интенсивности браконьерства [10]. Известно, что большая часть незаконной добычи приходится на период проведения охот по разрешениям [16]. Ничтожная, менее 10 особей за 1 год, смертность лосей от других причин позволяет считать успешность охот по разрешениям синонимом интенсивности всей добычи лосей (законной и браконьерской) и общей смертности животных в зимний период в данном сезоне. При сравнении наблюдаемой скорости роста с нормой фактической добычи по разрешениям (рис. 7.) видно, что в период до 1997 г. точки экстремумов сравниваемых параметров совпадали. Кроме ежегодных колебаний, кривая нормы добычи имеет S-образный



Рис. 7. Норма добычи и скорость роста популяции лося в Челябинской области

тренд, тогда как на сглаженной линии скорости роста заметно лишь небольшое провисание в после пиковый период снижения добычи.

Известны примеры резкого, почти в 3 раза превышающего величину добычи, уменьшения численности лося не в этот же, а на следующий год после увеличенного отстрела [24], что указывает на распугивающее влияние охоты и способность животных запоминать участки с интенсивным преследованием и избегать их при миграции в следующем году. Специальные наблюдения на стационаре ВНИИОЗ в 1966–1972 гг. показали, что снижение численности лосей к концу сезона охоты было неадекватно больше добычи в тех урочищах, где проведено больше охот, а полный запрет охоты на 2 года в наиболее истощённом охотами урочище привёл к увеличению численности в 1,8 раза по сравнению с исходной и в 3 раза по сравнению с численностью перед закрытием охоты [25]. Тем не менее отсутствие корреляционной связи между рассматриваемыми параметрами в данном материале не даёт основание считать, что причиной постоянных колебаний служит колеблющаяся величина смертности от охоты. С большим основанием можно сказать, что эффективность добычи определялась численностью, т. е. интенсивностью миграций.

Версия 2. *Минусовая скорость роста определяется большой весенней откочёвкой, превышающей количество иммигрантов.* Эта версия, кажущаяся на первый взгляд реалистичной, на самом деле не имеет под собой основания, поскольку ЗМУ проводятся до конца марта, а весенняя миграция начинается позднее (в апреле – мае), и поэтому её интенсивность не отражается данными учёта.

Версия 3. *Минусовая скорость роста определяется полным отсутствием лосей-иммигрантов.* Если следовать логике доказательств существования миграций лося на Южном Урале и учитывать синхронность изменений погодных факторов на всей территории, охваченной миграционным процессом, можно допустить, что минимальный прирост или, что более конкретно, точки максимальной отрицательной скорости роста численности характеризуют уровень численности собственного поголовья лося Челябинской области. Эта версия верна на столько, на сколько корректны данные ЗМУ, на которых основан расчёт параметра скорость роста.

### Заключение

Первоначально в задачу данного исследования ставился поиск главного фактора, ли-

митирующего численность лосей в регионе. В процессе работы мнение о статусе исследуемой темы, как частном случае, изменилось. По данным о состоянии ресурсов лося, оленя, косули, зайца, беляка и русака, и других видов животных, выяснилось существование одной общей проблемы, той же, что и по лосю в Челябинской области – необходимости восстановления численности с последующей организацией устойчивого использования ресурсов. В связи с актуальностью проблемы статус «решение частной задачи» сменился на другой – «разработка методологических подходов определения и количественной оценки факторов, лимитирующих рост популяций лося на локальных участках». Выполненное исследование является начальным этапом в намеченном направлении. Отсутствие дифференцированных, по природным зонам области, исходных данных, характеризующих численность, добычу и долю сеголетков в зимнем стаде, затруднили проведение анализа и ухудшили качество исследования. Подтвердилось мнение, ранее считавшееся аксиоматичным, а в настоящее время забытое, о необходимости систематического сбора полевых материалов, служащих основой охотоведческих исследований.

### Выводы

1. В последние 40 лет численность и добыча лося на территории области увеличивались до 1991 г., после которого произошли спад численности и вынужденное закрытие охоты. Подобное изменение численности наблюдалось в соседних и удаленных регионах.

2. Большая величина сокращения поголовья лося в Челябинской области вызвана превышением зимней смертности над величиной прироста, совпавшим с периодом снизившихся под давлением среды репродуктивных свойств популяции.

3. Внезапность снижения численности объясняется непрофессиональным управлением ресурсами, выразившемся в ошибочном определении численности и добычи.

4. Изменения численности на обширной территории, совпавшие по точке начала кризиса численности (1991 г.) с кардинальным социально-экономическим изменением общества, указывают на увеличение негативного антропогенного влияния, в частности браконьерства, как основного фактора снижения численности лося в России в конце XX в.

5. Определение величины зимней смертности лося состоит из расчёта фактического прироста поголовья к сезону охоты и фактического прироста к весне. Параметром, уточняющим

величину смертности от браконьерства, служит интенсивность законной охоты.

6. Ключевым показателем для расчёта фактической скорости роста и прироста на начало зимы, служит доля сеголетков в популяции в начале зимы, определяемая в природе по визуальным наблюдениям и следам.

7. Скорость роста весенней численности лося модифицируется интенсивностью осенних миграций, почти ежегодно изменяющихся численность зимнего стада лосей в Челябинской области на 1–3 тыс. особей. Фактором интенсивности миграций служит дата установления снежного покрова.

8. На данном этапе исследования модифицирующая роль скорости роста численности в паре «интенсивность законной добычи – скорость роста численности» установлена предположительно, по косвенным признакам.

9. Максимальные отрицательные оценки роста весенней численности, превышающие значения скорости роста в начале зимы, характеризуют уровень численности собственного поголовья лося, не трансформированный миграциями.

### Литература

1. Коли Г. Анализ популяций позвоночных. М.: «МИР», 1979. 362 с.
2. Макфедьен Э. Экология животных. М.: «МИР», 1965. 375 с.
3. Матвеев А.С., Бакунин В.А. Промысловые звери и птицы Челябинской области. Челябинск. 1994. 383 с.
4. Борисов С.С., Глушков В.М., Гревцев В.И., Думнов А.Д., Козловский И.С., Колесников В.В., Сафонов В.Г., Шиляева Л.М. Охотничьи ресурсы России : аналитический доклад // Природные ресурсы / Под ред. В.Г. Сафонова, Н.Г. Рыбальского. М.: НИИ-Природа, 2004. 104 с.
5. Глушков В.М., Граков Н.Н., Гревцев В.И., Зарубин Б.Е., Карпухин В.И., Колесников В.В., Козловский И.С., Шиляева Л.М. Учёты и ресурсы охотничьих животных России. Киров. 2007. 231 с.
6. Данилкин А.А. Млекопитающие России и сопредельных регионов. Олени. М.: ГЕОС, 1999. 552 с.
7. Состояние ресурсов охотничьих копытных животных и их добыча в Российской Федерации в 2003–2008 гг. ФГУ КИАЦ, 2009. 99 с.
8. [http://thermo.karelia.ru/weather/w\\_history.php?wn=kir&month=10&year=1971-1995](http://thermo.karelia.ru/weather/w_history.php?wn=kir&month=10&year=1971-1995).
9. Глушков В.М. Восстановление численности лося на территории Челябинской области и перспективы его

использования. Отчёт о результатах НИР. Рукопись из фондов ГНУ ВНИИОЗ. РАСХН РФ. Киров. 2010. 105 с.

10. Глушков В.М. Оценка величины зимней смертности лося // Современные проблемы природопользования, охотоведения и звероводства: Материалы международной научно-практической конференции, посвященной 90-летию ВНИИОЗ им. проф. Б.М. Житкова. 2012. С. 83–84.

11. Skalski John R., Ryding Kristen E., Millsbaugh Ioshua J. Wildlife Demography. Analysis of Sex, Age, and Count Data. N.Y. Academic Press. 2005. 639 p.

12. Amarasekare P. Allee effects in metapopulation dynamics // American Naturalist. 1998. V. 152. P. 298–302.

13. Глушков В.М. Теория управления популяциями охотничьих животных и принципы планирования добычи // Зоологические и охотоведческие исследования в Казахстане и сопредельных странах: Материалы международной конференции, посвящённой 100-летию академика А.А. Слудского. Алматы. 2012. С. 303–304.

14. Глушков В.М. Лось. Экология и управление популяциями: ВНИИОЗ, РАСХН. Киров, 2001. 317 с.

15. Гептнер В.Г., Насимович А.А., Банников А.Г. Млекопитающие Советского Союза. Т. 1. М. Высшая школа, 1961. 776 с.

16. Данилкин А.А. Что имеем – не храним... // Охотник. 1996. № 3. С. 6–7.

17. Банников А.Г., Жирнов Л.В. Некоторые вопросы охраны лося в РСФСР // Биология и промысел лося. М.: Россельхозиздат, 1967. № 3. С. 130–141.

18. Глушков В.М., Пиминов В. Н., Пономарёв В.П. Зимняя смертность и резервы промысла диких копытных // Управление популяциями диких копытных животных: сб. научных трудов: Центросоюз СССР – ВНИИОЗ – Кировское отделение ВТО АН СССР. Киров. 1989. С. 81–92.

19. Насимович А.А. Роль режима снежного покрова в жизни копытных животных на территории СССР. М.: Изд-во АН СССР, 1955. 401 с.

20. Семенов-Тянь-Шанский О. И. Лось на Кольском полуострове // Труды Лапландского заповедника. 1948. Вып. 2. С. 91–162.

21. Кнорре Е.П. Экология лося // Труды Печоро-Илычского заповедника. 1959. Вып. 7. С. 5–122.

22. Язан Ю.П. Охотничьи звери печорской тайги. Киров: Кировск. отд. Волго-Вятск. книжн. изд-ва, 1972. 383 с.

23. Гордиук Н.М. Миграции южноуральских лосей // Охота и охотничье хозяйство. 1982. № 4. С. 12–14.

24. Заблоцкая Л.В. Опыт регулирования численности лося в Приокско-Террасном заповеднике и на окружающей его территории // Биология и промысел лося. М.: Россельхозиздат, 1964. Сб. 1. С. 156–173.

25. Язан Ю.П., Глушков В.М. Поведение лосей в снежный период // Охота – пушнина – дичь // Сборник НТИ ВНИИОЗ. Вып. 40-41. Киров. 1973. С. 67–72.





Спорангии миксомицета  
*Arcyria cinerea* (Bull.) Pers.



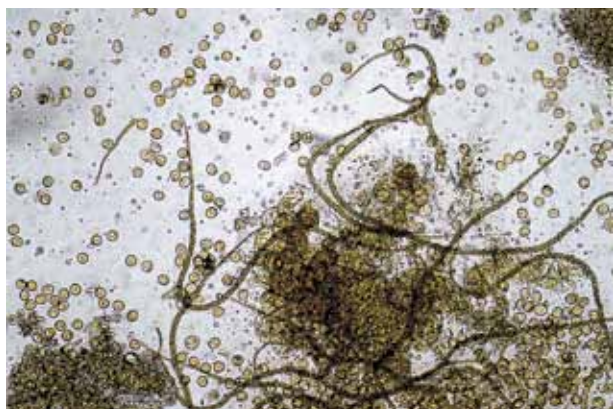
Молодые спорангии  
*Arcyria obvelata* (Oeder) Onsberg.



Нити капилиция *Arcyria obvelata*.  
Стадия распространения спор



Молодые спорангии  
*Trichia decipiens* (Pers.) Macbr.



Споры и нити капилиция  
*Trichia decipiens*



Зрелые спорангии  
*Trichia decipiens*





Молодые спорангии  
*Trichia. favoginea* (Batsch) Pers.



Миксомицет  
*Comatricha typhoides* (Bulliard) Rost.



Спорангии миксомицета  
*Stemonitis fusca* Roth.



Миксомицет  
*Ceratiomyxa fruticulosa* (Mull.) Macbr.



Спорангии миксомицета  
*Physarum macrocarpon* Ces.



Эталии миксомицета  
*Lycogala epidendrum* (L.) Fr.