



*Теоретическая
и прикладная*
ЭКОЛОГИЯ

№ 3

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

АГРОЭКОЛОГИЯ

ПОПУЛЯЦИОННАЯ
ЭКОЛОГИЯ

РЕГИОНАЛЬНАЯ
ЭКОЛОГИЯ

СОЦИАЛЬНАЯ
ЭКОЛОГИЯ

ХРОНИКА
СОБЫТИЙ И
МЕРОПРИЯТИЙ

ISSN 1995-4301



9 771995 430004

3
2012

ОБЩЕСТВЕННО-НАУЧНЫЙ ЖУРНАЛ

VI ВСЕРОССИЙСКАЯ МИКОЛОГИЧЕСКАЯ ШКОЛА
«МИЦЕЛИАЛЬНЫЙ ОБРАЗ ЖИЗНИ И ЭКОЛОГО-ТРОФИЧЕСКИЕ
ГРУППЫ ГРИБОВ»



Звенигородская биологическая станция МГУ им. С. Н. Скадовского



Конференц-зал



Студенческие общежития на ЗБС



Участники Всероссийской микологической школы

VI ВСЕРОССИЙСКАЯ МИКОЛОГИЧЕСКАЯ ШКОЛА
«МИЦЕЛИАЛЬНЫЙ ОБРАЗ ЖИЗНИ И ЭКОЛОГО-ТРОФИЧЕСКИЕ
ГРУППЫ ГРИБОВ»



Верховое болото «Сима»



Лекция профессора Ю. Т. Дьякова



Лекцию читает профессор И. Ю. Чернов



Энтолома горшечная



Бокальчик полосатый



Теоретическая и прикладная ЭКОЛОГИЯ

№ 3, 2012

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 промышленности, 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

Журнал издаётся при поддержке ФБУ «Государственный научно-исследовательский институт промышленной экологии», ФГБУ 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. ЗАО «МК-Периодика»
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, Gilyarovskiy 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, В. И. Пономарев

Перевод – Ирина Кондакова

Выпускающий редактор Мария Зелаева

© Оформление. Издательство «О-Краткое»

Директор издательства «О-Краткое» Евгений Дрогов

Подписано в печать 20.09.2012. Формат 60x84¹/₈. Печать офс. Бумага офс. Усл.п.л. 12,5. Тираж 1150 экз. Заказ № 0255.

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

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»

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

Г.П. Дудин – д.б.н., профессор, директор Центра инноваций Вятской государственной сельскохозяйственной академии

И.А. Жуйкова – к.г.н., доцент Вятского государственного гуманитарного университета

Л.Л. Журавлёва – д.т.н., заместитель директор ФБУ «Государственный научно-исследовательский институт промышленной экологии»

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

Б.И. Кочуров – д.г.н., профессор, ведущий научный сотрудник Института географии РАН

Н.А. Киреева – д.б.н., профессор Башкирского государственного университета

М. А. Куканиев – д.х.н., член-корреспондент Академии наук Республики Таджикистан, профессор, зав. лабораторией Института химии им. В.И. Никитина АН РТ

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 Цицилинского 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 «Росатома», директор экологического центра ИИЕТ РАН

А.Ф. Радченко – руководитель Аппарата ФГУ Общественная палата (вице-президент ООП «Экосфера»)

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

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. Юнгблуд – д.и.н., профессор, ректор Вятского государственного гуманитарного университета

О.В. Яковенко – к.ф.н., заместитель начальника отдела экологии Правительства Российской Федерации

По вопросам размещения рекламы и публикации статей обращаться:
610002, г. Киров, ул. Свободы, 122, тел./факс 8 (8332) 37-02-77.
E-mail: ecolab2@gmail.com; ecolab@vshu.kirov.ru

119017, г. Москва, Старомонетный пер., 29.
Тел./факс 8(499) 129-28-31. E-mail: info@ecoregion.ru

СОДЕРЖАНИЕ

ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ ЭКОЛОГИИ

*Л. И. Домрачева, Т. Я. Ашихмина, Л. В. Кондакова,
Г. И. Березин* Реакция почвенной микробиоты
на действие пестицидов (обзор) 4

МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ. МОДЕЛИ И ПРОГНОЗЫ

С. М. Малхазова, Н. В. Шартова Малярия на Европейской
территории России в XXI веке: опыт прогнозирования 19

МОНИТОРИНГ АНТРОПОГЕННО НАРУШЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

*М. М. Долгин, А. А. Колесникова, Т. Н. Конакова,
А. А. Таскаева, Е. Н. Мелехина* Почвенные беспозвоночные
в индикации состояния хвойных лесов в районе
выбросов сыктывкарского лесопромышленного комплекса 24

М. Л. Цепелева, В. Н. Шубина Оценка качества вод
санаторнокурортной реки Ивкина (бассейн р. Вятка)
по показателям зообентоса 36

А. С. Злышко, С. М. Чеснокова, И. А. Бородина Антропогенная
трансформация и самоочищающая способность малой реки 44

ЭКОТОКСИКОЛОГИЯ

*В. А. Терехова, О. В. Королева, А. А. Рахлеева, Н. А. Куликова,
Е. О. Ландесман, О. И. Кляйн* Грибные препараты
для деградации лигнинсодержащих отходов:
оценка биобезопасности 50

С. П. Пертягин, С. Ю. Большухин, А. К. Мартусевич
Экспериментальная токсикология тетрахлорметана:
оценка влияния на систему липопероксидации 55

АГРОЭКОЛОГИЯ

*А. С. Лукаткин, А. Н. Гарькова, О. В. Нуштаева,
Ю. Н. Макушкина* Сравнительные эффекты гербицидов
Топик и Гранстар на развитие окислительного стресса
в листьях злаков 60

РЕМЕДИАЦИЯ и РЕКУЛЬТИВАЦИЯ

О. В. Трифонов Роль перифитона в очистке сточной воды
от бактерий и минерализации органического вещества 65

ЭКОЛОГИЯ И ВОЕННО- ПРОМЫШЛЕННЫЙ КОМПЛЕКС

Ю. В. Новойдарский Реализация системы производственного
экологического контроля и мониторинга на объекте
по хранению и уничтожению химического оружия
п. Марадьковский Кировской области 68

ПОПУЛЯЦИОННАЯ ЭКОЛОГИЯ

*В. М. Глушков, М. Г. Дворников, В. В. Колесников,
В. Г. Сафонов, А. А. Сергеев, М. С. Шевнина, В. В. Ширяев*
Факторы, препятствующие управлению ресурсами
диких копытных животных в России 76

О. Ю. Деревенская, О. В. Палагушкина, Н. М. Мингазова
Трофические взаимоотношения фито и зоопланктон
в карстовых озерах 84

РЕГИОНАЛЬНАЯ ЭКОЛОГИЯ

*Е. С. Горностаева, С. С. Злобин, Е. С. Сунцева, Т. С. Елькина,
Л. И. Домрачева, Т. Я. Ашихмина* Микробиологический статус
почв в зоне действия КирОВОЧепецкого химического комбината 90

Д. В. Черкасова, М. Д. Бакаева, Н. Н. Силищев, О. Н. Логинов
Микробиологическая характеристика отвалов обогащения
сульфидных медноцинковых руд Уральского региона 96

СОЦИАЛЬНАЯ ЭКОЛОГИЯ

Е. М. Гордеева, К. Хлебовски Правовые основы
управления лесами Республики Польша 101

М. М. Шац Новый газопровод Восточная Сибирь –
Тихий океан проблемы и перспективы 104

ХРОНИКА

VI Всероссийская микологическая школа
«Мицелиальный образ жизни 109
и эколого-трофические группы грибов»

«Знания о почве – развитию страны» 111

CONTENTS

THEORETICAL PROBLEMS of ECOLOGY

- L. I. Domracheva, T. Ya. Ashikhmina, L. V. Kondakova,
G. I. Berezin* Reaction of soil microbiota to pesticides (Review) 4

METHODOLOGY And METHODS of RESEARCH. MODELS And FORECASTS

- S. M. Malkhazova, N. V. Shartova* Malaria in the European part
of Russia in the XXI century: forecasting experience 19

MONITORING of ANTHROPOGENICALLI DAMAGED TERRITORIES

- M. M. Dolgin, A. A. Kolesnikova, T. N. Konakova, A. A. Taskayeva,
E. N. Melekhina* Soil invertebrates in indication
of coniferous forests state in the area of Syktyvkar timber
industry complex emission 24
- M. L. Tsepeleva, V. N. Shubina* Assesment of water quality
of the Ivkina river near the health resort area
(basin of the Vyatka river) as for zoobenthos 36
- A. S. Zlyvko, S. M. Chesnokova, I. A. Borodina*
Anthropogenic transformation
and self-purification ability of a small river 44

ECOTOXICOLOGY

- V. A. Terekhova, O. V. Koroleva, N. A. Kulikova,
A. A. Rakhleeva, E. O. Landesman, O. I. Klein* Fungal
preparations for ligning containing wastes degradation:
evaluation of bio-safety 50
- S. P. Peretyagin, S. Yu. Bolshukhin, A. K. Martusevich*
Experimental toxicology of carbon tetrachloride:
estimation of lypoperoxidation changes 55

AGRICULTURAL ECOLOGY

- A. S. Lukatkin, A. N. Gar'kova, O. V. Nushtaeva,
Yu. N. Makushkina* Comparative effects of herbicides
Topic and Granstar on oxidative stress in leaves of cereals 60

REMEDIATION And RECOLTIVATION

- O. V. Trifonov* The role of periphyton in sewage
purification from bacteria and mineralization
of organic substances 65

ECOLOGY And MILITARY INDUSTRY COMPLEX

- Yu. V. Novoydarsky* Implementation of the system of ecological
control and monitoring at the chemical weapons storage
and decommission plant in Maradykovsky Settlement
in Kirov region 68

ECOLOGY of POPULATIONS

- V. M. Glushkov, M. G. Dvornikov, V. V. Kolesnikov, A. A. Safonov,
A. A. Sergeev, M. S. Shevnina, V. V. Shiryayev*
Obstacles to wild ungulates resource
management in Russia 76
- O. Yu. Derevenskaya, O. V. Palagushkina, N. M. Mingazova*
Interrelation Between Phyto- And Zooplankton
In Karst Lakes 84

ECOLOGY of REGION

- E. S. Gornostaeva, S. S. Zlobin, E. S. Suntsova, T. S. El'kina,
L. I. Domracheva, T. Ya. Ashikhmina* Microbiological status
of soils in the Kirov-Chepetsk Chemical Plant area 90
- D. V. Cherkassova, M. D. Bakayeva, N. N. Silishchev,
O. N. Loginov* Microbiological characteristics of the sulphidic
copper-zinc ores' flotation dumps of the Ural region 96

SOCIAL ECOLOGY

- E. M. Гордеева, К. Хлебковски* Правовые основы управления
лесами Республики Польша 101
- M. M. Schatz* The new pipeline Eastern Siberia –
Pacific Ocean Challenges and Prospects 104

CHRONICLE

- VI All-Russia micological school
«Mycelium life and ecologo-tropical groups of fungi» 109
- «Soil science's contribution fo the country development» 111

Реакция почвенной микробиоты на действие пестицидов (обзор)

© 2012. Л. И. Домрачева^{1,2}, д.б.н., профессор, в.н.с.,
Т. Я. Ашихмина^{2,3}, д.т.н., зав. кафедрой, зав. лабораторией,
Л. В. Кондакова^{2,3}, к.б.н., зав. кафедрой, н.с.,
Г. И. Березин³, аспирант,

¹Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
²Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,
³Вятский государственный гуманитарный университет,
e-mail: ecolab2@gmail.com

В статье приведены данные о характере действия пестицидов на популяции почвенных сапротрофных и фототрофных бактерий, водорослей, микромицетов и в целом на микробные комплексы. Показана неоднозначность ответных реакций микроорганизмов при использовании препаратов разной химической природы и разной направленности действия. Дается характеристика методов биотестирования и биоиндикации на наличие пестицидов в окружающей среде. Рассматриваются пути использования микроорганизмов-деструкторов для очистки почвы от пестицидного загрязнения.

The article presents the data on pesticides' effect on populations of soil saprotrophic and phototrophic bacteria, algae, micromycetes, and on microbial complexes on the whole. The ambiguity of organisms' responses to drugs of different chemical nature and different courses of action is shown. Characteristics of bioassay and bioindication methods assessing pesticides in the environment is given. The ways of utilizing destructor microorganisms for clearing soil from pesticide contamination are considered.

Ключевые слова: пестициды, микроорганизмы, бактерии, микромицеты, водоросли, цианобактерии, биоиндикация, биотестирование, биodeградация, биоремедиация

Keywords: pesticides, microorganisms, bacteria, micromycetes, algae, cyanobacteria, bioindication, bioassay, biodegradation, bioremediation

Первоначально пестициды создавались как целевые препараты направленного действия против развития нежелательных для человека групп организмов в агроценозах и других антропогенно преобразованных экосистемах. В основном это синтетические соединения: хлорорганические, фосфорорганические, триазины, производные карбаминной кислоты, а также неорганические медь-, серу-, ртутьсодержащие препараты. Необходимость применения ядохимикатов обусловлена огромными потерями урожая сельскохозяйственных культур, которые в мировом земледелии, по самым скромным прогнозам, составляют от 24 до 46%. По разным оценкам, в последние годы в мире насчитывается более 1000 химических соединений, на основе которых выпускают десятки тысяч препаративных форм пестицидов [1]. Как правило, пестициды классифицируют по целевому назначению: гербициды – для борьбы с сорняками; инсектициды – с насекомыми-вредителями; акарициды – с клещами; фунгициды – с фи-

топатогенными грибами; зооциды – с вредными позвоночными; альгициды – для уничтожения водорослей в водоёмах при «цветении» воды и др.

Десятилетия применения пестицидов показали, что эти препараты обладают глобальным действием на процессы, происходящие в биосфере, и приравниваются к действию экологических факторов на биоту в целом и её составляющие. Относясь к кумулятивным ядам, пестициды оказывают токсическое действие не только на организмы-мишени. Анализу пестицидов как токсикантов окружающей среды посвящены многочисленные исследования. В монографиях, учебниках и учебных пособиях по экологии и охране природы в главах, посвящённых применению пестицидов, всегда содержатся разделы, в которых приведены сведения о пестицидах как одном из главных факторов загрязнения окружающей среды, обладающих сильнейшим мутагенным, канцерогенным, тератогенным, иммунодепрессивным действием на человека и животных.

«Здоровье» почвы обусловлено наличием в ней определённых группировок микроорганизмов, осуществляющих важнейшие функции синтеза и деградации органических веществ, азотфиксации, гумификации, круговорота биогенных элементов и др. Однако привнесение в почву чужеродных для неё соединений, в данном случае пестицидов, может приводить к локальным для данной территории перерождениям микробных комплексов. С другой стороны, именно микроорганизмам принадлежит ведущая роль в трансформации и биодеградации пестицидов, в ходе которых последние используются в качестве источников углерода, азота, фосфора и энергии. При участии микроорганизмов или их ферментов в почве и воде происходят процессы гидролиза, окисления и восстановления пестицидов [2 – 5]. С этими процессами тесно связана проблема детоксикации пестицидов в окружающей среде.

В работах по изучению действия пестицидов на почвенную микробиоту принято выделять три направления: оценка влияния пестицидов на основные процессы, осуществляемые микроорганизмами в почве; анализ изменений численности и видового состава представителей разных таксономических групп микроорганизмов в сочетании с проверкой чувствительности отдельных видов к тому или иному пестициду; экологический анализ изменений в составе и организации сообществ микроорганизмов и всей микробной системы в целом, происходящих под влиянием пестицидов [6].

Цель данного обзора – анализ характера действия пестицидов на различные группы почвенных прокариотных и эукариотных микроорганизмов с выявлением их потенциальных возможностей в биомониторинге пестицидного загрязнения и биоремедиационных процессах.

Механизм действия пестицидов на клетки микроорганизмов

Широкий круг применяемых пестицидов предполагает разные механизмы воздействия этих веществ на прокариотные и эукариотные клетки микроорганизмов, на гетеротрофные и фотосинтезирующие микроорганизмы, и спектр этих механизмов очень широк. Известно, например, что производные карбаматов влияют на процесс деления клеток; органические соединения меди и дитиокарбаматы – на проницаемость мембран и окисли-

тельное фосфорилирование, перенос электронов в дыхательной цепи; органические соединения ртути реагируют с клеточными компонентами, вступая в реакции с карбоксильными, сульфгидрильными, аминогруппами, ионами металлов [6, 7]. Очень часто сведения о действии пестицидов на микроорганизмы противоречивы.

К числу изменений в клетках микроорганизмов, вызываемых пестицидами, относится изменение ферментных спектров у почвенных бактерий *Micrococcus luteus* и *Stenotrophomonas maltophilia*. Влияние фунгицидов (микосана и микосана нового, фундазола и витавакса) и гербицидов (раундапа и диалена) на генетическую регуляцию синтеза ферментов у данных бактерий характеризовалось различными проявлениями. Изменение качественного состава спектров молекулярных форм глюкозофосфатизомеразы, 6-фосфоглюконатдегидрогеназы и глутаматдегидрогеназы имело неморфный характер: появлялись новые зоны активности. Аморфные изменения (исчезновение имеющихся зон активности) выявлены у *S. maltophilia* под влиянием диалена. Исследованные пестициды незначительно влияли на качественный состав и соотношение молекулярных форм эстеразы у обеих культур микроорганизмов [8].

Острая токсичность 33 гербицидов, установленная для зелёной водоросли *Chlorella pyrenoidosa*, была связана с подавлением активности ацетилСоФ-карбоксилазы, что вело к блокированию синтеза жирных кислот (для половины гербицидов). Другая группа гербицидов ингибировала в клетках водоросли синтез ацеталактатсинтазы, блокирующей биосинтез аминокислот с разветвлённой цепью лейцина, изолейцина и валина [9].

При исследовании действия сульфонилмочевинного гербицида моносульфурана на азотфиксирующие гетероцистные цианобактерии (ЦБ) (*Anabaena azollae*, *A. flosaquae* и *A. azotica*) было установлено, что этот препарат вызывает образование гетероцист и активирование фермента нитрогеназы, но понижает скорость фотосинтеза, образование фотосинтетических пигментов (каратиноидов, хлорофилла, в меньшей степени билипротенинов). Из трёх видов ЦБ *A. azotica* отличалась повышенным расщеплением моносульфурана и меньшим его накоплением в клетках. Обычное послевсходовое применение гербицида на рисовых полях было токсично для обследованных ЦБ. Но при концентрации моносульфурана менее

0,1 мг/л возможен рост *A. azotica* как биоудобрения, поскольку за счёт связывания молекулярного азота происходит обогащение почвы этим элементом [10]. В клетках другого фотосинтезирующего микроорганизма – эукариотной водоросли *Botryococcus braunii* под влиянием гербицидов симазина и метрибузина происходило снижение ассимиляционных пигментов до 50% от контрольных значений. Каждый гербицид лимитировал физиологическую активность водоросли, что проявлялось в уменьшении скорости роста клеток, фотосинтеза и дыхания [11]. На 50% происходило снижение фотосинтеза под действием инсектицида севина в концентрации 0,1 мг/л в культуре зелёной одноклеточной водоросли *Chlorella pyrenoidosa*. Снижение роста культуры наблюдалось при действии концентраций севина 0,1–1,0 мг/л на протяжении 16 дней [12]. При действии на *Chlorella vulgaris* гербицидов атразина (9,1 мг/л) и глюфосината (910 мг/л) или их комбинаций в течение 48 ч значительно увеличивалось выделение H_2O_2 и малондиальдегида, снижались содержание хлорофилла и активность антиоксидантных ферментов – супероксидсмутазы, пероксидазы и каталазы. Кроме физиологических изменений в клетках хлореллы снижалась экспрессия генов фотосинтеза [13]. У этой же водоросли (*Chlorella vulgaris*) под действием триазинового гербицида тербутрина резко снижалась скорость деления клеток [14]. Увеличению содержания хлорофилла *a* и каратиноидов в клетках водорослей способствует пестицид хлорпирифос [15].

Многие гербициды выступают ингибиторами фотосистемы II водорослей. Обычно ингибиторы фотосистемы II подавляют первичную продукцию, повышают выделение экзо-метаболитов, меняют клеточную морфологию водорослей [16]. В противоположность этому показано, что концентрации растворённых в воде фосфорсодержащих гербицидов в пределах 1–10 мг/л стимулируют интенсивность роста водорослей. Угнетение фотосинтеза водорослей и ЦБ происходит по мере увеличения концентрации гербицидов [17].

При исследовании влияния диурона на фикобилиновый комплекс представителей рода *Nostoc* (*N. punctiforme* и *N. muscorum*) было установлено, что у объекта с наибольшей способностью к фотогетеротрофии (по продуктивности) содержание фикобилипротеинов в тестовых условиях значительно возрастало, тогда как у объектов с меньшей способностью к такому типу питания накопление

пигментов было менее интенсивным. Данное явление можно рассматривать как физиологическую адаптацию пигментного аппарата ЦБ к пестициду [18].

При изучении действия гербицидов нового поколения триаллата и бетанала, которые часто используются в современном сельском хозяйстве, на жёлтозелёную водоросль *Xanthonema exilis* было установлено, что эти препараты вызывают гранулированность цитоплазмы, обесцвечивание и полное разрушение клеток водоросли (концентрации: триаллат $1 \cdot 10^{-3}$, бетанал $1 \cdot 10^{-3} - 1 \cdot 10^{-5}$ моль/л). В более низких концентрациях происходило увеличение длины клеток [19].

Изучение влияния используемых в сельском хозяйстве пестицидов атразина, хлороталонила и эндосульфана на ассоциации почвенных микроорганизмов в Южной Флориде свидетельствует о том, что происходят существенные структурные и функциональные изменения микробных сообществ. Это проявляется в значительном уменьшении содержания хлорофилла *a*, фототрофной ассимиляции углерода и бактериальной биомассы. Все пестициды уменьшали число таксонов протистов. Атразин значительно уменьшал относительное обилие хлоро- и хризифитов и увеличивал количество таксонов диатомовых водорослей и гетеротрофных прокариот. Хлороталонил значительно увеличивал относительное обилие диатомовых и зелёных водорослей и гетеротрофных бактерий. Эндосульфан также значительно уменьшал обилие диатомей, как и число таксонов хризифитов, криптофитов и динофлагеллят [20]. Факт интенсивного потребления атразина (до 90%) отмечен для 8 видов зелёных и диатомовых водорослей. При этом способность к накоплению атразина у водорослей коррелирует с биообъёмом и площадью клеточной поверхности [21].

В ходе мутагенеза в ДНК ЦБ *Synechocystis sp.* был введён ген, кодирующий синтез гербицидорезистентного вида цианобактериального белка. Скрининг мутантов на резистентность к диурону и атразину выявил их высокую устойчивость к данным пестицидам. Устойчивые белки реагировали с гербицидами в так называемой гербицидосвязывающей нише [22].

Таким образом, даже краткий перечень механизмов действия пестицидов на микробные клетки показывает, что возможно огромное количество ответных реакций микробиоты на применяемые препараты.

Действие пестицидов на сапротрофную почвенную микрофлору

Анализ литературных источников о действии пестицидов на сапротрофные микроорганизмы, приведённый в обзоре [6], показывает, что пестициды могут выступать как ингибиторами, так и стимуляторами таких процессов, как дыхание почвы, нитрификация, ферментативная активность.

Так, при изучении устойчивости микробных сообществ краснозёмной почвы четырёх ценозов на внесение фунгицида металаксилла и гербицида пропахлора в качестве критерия оценки использовали коэффициент микробного дыхания, представляющий собой отношение скоростей базального и субстратиндуцированного дыхания почвенных микроорганизмов [23]. Было показано, что почвы исследованных ценозов (лес сосновый, пастбище, пашня и лес дубовый) достоверно различались по устойчивости почвенных микробных сообществ. В почве соснового леса, как в менее устойчивой из изученных ценозов, пестициды вызывали заметное нарушение устойчивости микробных сообществ. Оценка безопасности фунгицида тебуконазола проводилась путём изучения влияния его различных концентраций на популяцию почвенных микроорганизмов и их дыхание. Результаты показали, что популяция увеличивалась при обработке почвы более низкими концентрациями (1 мг/кг, 5 мг/г), увеличивалось количество бактерий, грибов и мицелиальных бактерий (актиномицетов) на 49,45, 13,28 и 19,41, 20,95, 178,44 и 81,97% соответственно спустя 1 день. После 8 дней рост бактерий и грибов сильно стимулировался, тогда как актиномицеты возвращались к нормальному уровню спустя 4 дня [24].

Обработка почвы инсектицидом метамифосом приводила к ингибированию роста бактерий, актиномицетов и азотобактера, процессов азотфиксации, нитрификации и восстановления трёхвалентного железа. В то же время происходила стимуляция роста микромикробов и почвенного дыхания [25].

При изучении влияния гербицидов ацетата, фронтера, мерлина и винга на микробиологические свойства почвы под кукурузой через 6 и 12 недель после применения препаратов было установлено, что увеличилась численность аэробных целлюлозоразрушающих бактерий. Все гербициды уменьшали углерод микробиомассы [26]. В то же время в других опытах с гербицидом бензолфурон-метил только целлюлолитические микроорганизмы зна-

чительно уменьшались в количестве. Гербицид практически не влиял на развитие аэробных и анаэробных азотфиксаторов, нитрификаторов и активность «дыхания» почвы [27].

В серии вегетационных опытов с использованием математического анализа было показано, что гербицид прометрин опосредованно, через растение, влияет на сообщество микроорганизмов ризосферы яровой пшеницы [28]. С одной стороны, ингибируя фотосинтез, он снижает продуктивность растений, что ведёт к уменьшению корневых экссудатов и снижению числа их потребителей. С другой, способствуя отмиранию корневых тканей, гербицид активизирует деструкцию свежего органического вещества, сначала с участием быстрорастущих гетеротрофов, а на заключительных стадиях микробной сукцессии – целлюлозолитических микроорганизмов. На этом фоне биологически активный субстрат, активизируя почвенно-микробиологические процессы, снижает отрицательное влияние прометрина на развитие растений и создаёт более благоприятные условия для функционирования микроорганизмов.

Неоднозначное действие оказывают разные пестициды на популяции почвенных азотфиксирующих бактерий. Так, при испытании пяти коммерческих инсектицидов (хлоробана, нувона, метацида, тимета и данета) в чёрной почве и краснозёме было установлено, что хлоробан, нувон и метацид в дозах до 10 кг/га оказывали стимулирующее влияние на *Azospirillum* sp.; тимет и данет в этой же дозе, напротив, ингибировали развитие бактерий в почве. В то же время все 5 инсектицидов оказывали ингибирующее действие на популяцию азоспириллы при 10 кг/га в краснозёме [29]. При этом нитрогеназная активность популяции бактерии увеличивалась в культурах, выделенных из почв, обработанных инсектицидами при стимулирующей концентрации 5 кг/га, по сравнению с необработанными почвами.

При испытании гербицида хлорсульфурина в дозах, которые применяются в практике, и завышенной в 10 раз, на 3-х почвенных разновидностях, различающихся по гранулометрическому составу, рН, содержанию гумуса и поглонительной способности, было установлено, что происходит только временное изменение общей биологической активности (по количеству выделенного CO₂), нитрифицирующей активности и активности инвертазы и дегидрогеназы, которое в наибольшей степени проявляется на аллювиально-луговой почве, а наиболее

слабо – на выщелоченной смолнице [30]. Другие гербициды монолинурон, симазин, тридифан при оценке их действия на почвенную микрофлору не оказывали вредного воздействия на такие группы бактерий, как нитрификаторы и денитрификаторы [31]. Гербицид метсульфурон-метил в концентрациях 0,05–2 мг/кг почвы приводил к снижению численности бактериальных популяций в течение первых 9 суток и к восстановлению исходного уровня численности на 19 сутки. Выше контроля численность бактерий становилась на 27-е и 35-е сут в глинистой почве. В супесчаной почве снижение этого показателя наблюдалось на 1–3 сутки. Количество грибов возрастало с ростом концентрации гербицида в обеих почвах [32].

При определении численности микроорганизмов в почвах, обработанных инсектицидами и фунгицидами эндосульфамом, полигором, витаваксом, тирамом и систаном, было показано, что рост большинства бактерий и грибов не угнетался пестицидами [33].

Изучение реакции природных изолятов микромицета *Trichoderma viride*, выделенных из дерново-подзолистых почв, отобранных в окрестностях Кильмезского полигона захоронения пестицидов (Кировская область), на различные концентрации симазина показало кинетическую разнокачественность изолятов данного вида. Средняя скорость роста биомассы гриба в вариантах с симaziном была в 5 раз меньше по сравнению с контролем. При микроскопическом изучении биоморфологической реакции триходермы на симазин выявлено, что при возрастании концентрации пестицида в среде формируются мицелиальные конгломераты различной плотности [34].

Среди ответных реакций микромицетов на действие фунгицидов различной химической природы (катамин АБ, метацид, трилан, формальдегид) выявлено усиление образования кислот у грибов р. *Penicillium* и отсутствие влияния на этот процесс у грибов р. *Aspergillus*. В то же время все испытанные фунгициды интенсифицировали биосинтез окрашенных метаболитов и внеклеточных полисахаридов у грибов [35].

Экспериментальный фунгицид IPO-12160 в полевой и 10-кратной дозах не оказывал существенного влияния ни на общее количество сапрофитных микромицетов, ни на физиологические группы этих организмов, разлагающих крахмал, целлюлозу и белок [36].

На примере дрожжей *Saccharomyces cerevisiae* показано, что ингибирующий эф-

фект фунгицида фенпропиморфа и семи его аналогов проявляется в уменьшении биомассы и выхода липидов, количества эргостерола, продуцируемого дрожжами, тогда как количества ланостерола, дигидроэргостеролов и сквалена увеличиваются [37].

В последние годы используются пестициды нового поколения с низкой дозой расхода, высокой эффективностью, избирательностью и со слабой устойчивостью в окружающей среде. На примере инсектицидов дециса и данадиама, а также гербицидов харнеса, агритокса и пивота было установлено, что пестициды не оказывали однозначного влияния на ингибирование активности почвенных ферментов, они менее токсичны, чем ранее применяемые пестициды, особенно хлорорганические, по отношению к почвенной микрофлоре. Пороговые концентрации данных препаратов воздействия на активность ферментов каталазы и дегидрогеназы значительно превосходят ПДК, установленные для пестицидов [38].

Действие пестицидов на фототрофные микроорганизмы

Ретроспективный анализ публикаций по действию пестицидов на почвенную альгофлору показывает, что первые исследования в этой области были проведены Э. А. Штиной [39]. В полевых опытах начала 50-х годов прошлого века было показано, что гербицид 2,4 Д, широко применяемый в то время, в производственных дозах (до 2 кг/га) не был токсичен для водорослей. Однако его более высокие дозы подавляли развитие диатомовых водорослей и ЦБ. Позднее неоднократно отмечалось ингибирующее действие различных пестицидов на развитие почвенных водорослей. Например, было отмечено, что симазин в концентрациях свыше 2 кг/га проявляет высокую токсичность, понижая численный пул клеток водорослей в 15 раз, а в дозе 8 кг/га – почти в 50 раз [40].

При исследовании действия гербицидов на рисовых полях было установлено, что происходит обеднение видового состава и снижается биомасса ЦБ [41]. Поэтому была проведена проверка данного эффекта в серии лабораторных опытов, которая показала, что при обработке гербицидом ДСРА (из группы 3,4-дихлорпропионанилина) в производственных дозах ЦБ *Anabaena variabilis* и *Nostoc muscorum* погибали через сутки.

Жидкий игран (тербутрин) при обработке почвы 3,5 л/га вызывал снижение общего ко-

личества почвообитающих водорослей, включая *Klebsormidium spp.* и *Xanthonema spp.* за 7 дней на 88–94% в лабораторном опыте. В полевом опыте отмечалось снижение численности водорослей в течение 90 дней при снижении концентрации гербицида с 2,26 мг/кг в начале опыта до 0,41 мг/кг через 90 дней. Последующее снижение концентрации гербицида привело к увеличению численности водорослей через 365 дней от начала опыта [42].

Доказана токсичность содержащих сульфонилмочевину гербицидов для различных групп микрофототрофов. Из 40 видов микроводорослей наиболее чувствительными к хлор- и метсульфуронметилу были диатомовые и ЦБ [43].

Сравнительное изучение ответных реакций фототрофных микроорганизмов рисовых полей диазотрофных пурпурных несерных бактерий на действие гербицида 2,4 Д, фунгицидов каптана и карбендазима и инсектицидов квинолфоса и монокротофоса показало, что происходит ингибирование их роста при концентрациях свыше 200 и 400 мг/л, а летальные дозы составляют 700 и 900 мг/л, но при этом анаэробные пурпурные бактерии более устойчивы к действию пестицидов, чем оксигенные ЦБ [44]. Выявлена высокая устойчивость зелёных водорослей *Chlorella vulgaris* и *Scenedesmus subspicatus* к действию фосфорорганических пестицидов хлорпирифоса, метилпаратиона, метилзинфоса, метамидофоса и диазинона [45].

Известны примеры различной токсичности одного и того же пестицида на разные группы водорослей. Так, в опытах с атразином использовали 5 видов зелёных и 4 вида диатомовых водорослей. Концентрация атразина 10 мкг/л слабо подавляла рост одних видов и стимулировала – других. Рост всех изученных видов зелёных водорослей подавлялся при концентрации 1000 мкг/л, диатомовых – при 250 мкг/л. Наиболее чувствительным видом был *Chlamydomonas sp.*, наименее – *Cyclotella meneghiniana* [46].

Случаи однозначного подавления роста водорослей и ЦБ под влиянием пестицидов отмечены для зелёных водорослей *Nannochloris oculata* (тиобенкарб) [47], *Scenedesmus acutus* и *S. quadricauda* (глифосат) [48]; одноклеточных зелёных водорослей (гербитокс и пивот) [49]; диатомовой водоросли *Craticula cuspidate* (атразин) [50]; ЦБ (атразин и деэтилатразин) [51];

Острая токсичность многих пестицидов для водорослей снижается со временем. Так, при распаде трёх гербицидов (метсульфурон-

метила, хлорсульфурона и бенсульфурона) их азот использовался водорослями и стимулировал рост *Chlorella pyrenoidosa* [52].

В полевых условиях токсическое действие пестицидов наиболее заметно проявляется на индикаторных группах микроорганизмов, то есть на мишенях, имеющих коэффициент безопасности ниже единицы. Так, например, атразин и монурон снижают численность водорослей, карбатион оказывает отрицательное действие на грибы и водоросли, эптам не влияет ни на одну группу микроорганизмов [53]. Независимо от используемого показателя динамика токсического действия любого из пестицидов на «мишени» имела вид U-образной кривой: после обработки почвы численность чувствительных организмов резко падала, затем постепенно восстанавливалась, то есть влияние испытываемых веществ на «мишени» имело обратимый характер. Автор предполагает, что обратимый характер действия пестицидов на фототрофные и гетеротрофные микроорганизмы обусловлен рядом причин. Во-первых, неравномерностью распределения препаратов в почве. Во-вторых, снижением концентрации пестицидов в почве со временем, и их детоксикацией. В результате этих процессов возобновляется рост, развитие и нормальная биохимическая деятельность микроорганизмов. В-третьих, генетической гетерогенностью естественной популяции микроорганизмов. Летальные концентрации гербицидов, инсектицидов и фунгицидов для различных штаммов одного и того же вида могут различаться в несколько раз. Все эти причины объясняют высокую буферность почвы как биологической системы.

Наиболее общие закономерности формирования микрофлоры почвы под воздействием пестицидов Ю.В. Кругловым [53] были рассмотрены на примере фототрофов. Через неделю после обработки атразином в почве было обнаружено всего 6 видов водорослей, после обработки монуроном – 4, карбатионом – 3 вместо 13 в контроле. Наиболее чувствительными к пестицидам оказались ЦБ и диатомовые водоросли. Таким образом, происходит обеднение видового состава водорослей, снижается частота встречаемости многих из них, значительное число видов «выбывается» из альгоценозов. В почве, обработанной пестицидами, доминирующее положение занимают один-два наиболее устойчивых вида, обеспечивая продуктивность водорослей как трофической группы микропродуцентов. Образуется качественно новое сообщество с низким

индексом видового разнообразия. Однако в течение года после обработки гербицидами таксономический состав водорослей и ЦБ восстанавливается. Коэффициент видового разнообразия приближается к контролю.

Хроническое загрязнение почвы различными пестицидами в зоне полигона захоронения ядохимикатов стабилизирует развитие альго-цианобактериальных комплексов на определённом уровне количественных показателей фототрофных популяций и их качественного состава и характеризуется, в первую очередь, массовым развитием ЦБ [54].

Как показано в ряде опытов, пестициды нового поколения менее токсичны по отношению к почвенной микрофлоре. Испытание фунгицида дивиденд стар, инсектицида круйзер, а также их смеси в полевых условиях показало, что данные препараты выступают как активаторы размножения водорослей. Применение пестицидов приводило к ускорению хода альгосукцессий в почве и повышению группового разнообразия популяций водорослей и ЦБ [55].

Использование микроорганизмов в биомониторинге пестицидного загрязнения окружающей среды и определении степени токсичности пестицидов

Применение микроорганизмов в биомониторинге окружающей среды имеет сравнительно давнюю историю. Быстрота ответных реакций микробных сообществ на действие поллютантов позволяет оперативно оценить степень их токсичности. Не случайно поэтому различные группы про- и эукариотных микроорганизмов рассматриваются как тест-организмы и организмы-биоиндикаторы на пестицидное загрязнение воды и почвы.

Одно из первых наиболее детальных обобщений в области микробного биотестирования было выполнено по определению токсического действия пестицидов на пресноводные водоросли [56]. В ходе опытов по использованию водорослей в качестве биотестов изучались реакции чистых культур на действие пестицидов по изменениям какого-либо характерного, хорошо измеряемого показателя, который интегрально отражает нарушения важных жизненных функций: выделения или поглощения кислорода, ассимиляции или поглощения CO_2 , темпа роста и т. д. Достоверные изменения этих показателей по сравнению с контролем, являются свиде-

тельством токсического действия веществ на водоросли, причём отклонения от контроля могут быть как в сторону снижения, так и в сторону повышения показателей. Ввиду морфологического и функционального многообразия водорослей для токсикологических исследований необходим набор тест-объектов, относящихся к разным экологическим и морфо-систематическим группам и различным по своим эколого-физиологическим особенностям.

В последующие годы интенсивно разрабатывались методы биотестирования как с водными, так и с почвенными группами микрорфототрофов, конкретизированные для определённых групп водорослей и определённых пестицидов. Например, в серии опытов определяли действие гербицида симазина на развитие водорослей в самой почве, сравнивая их количество через 45 и 90 дней после внесения препарата в почву. Во второй серии опытов изучалось действие симазина на альгологически чистую культуру *Klebsormidium sp.*, выращиваемую на бактериальных фильтрах [57]. Симазин оказывал отрицательное действие как на альгофлору в полевых опытах, так и на развитие чистой культуры в модельном опыте. Подобие ответных реакций водорослей в полевых условиях и модельных опытах стало основой для биотестирования токсичности и других пестицидов с использованием разных видов водорослей и ЦБ в модельных опытах. Наблюдения, визуализация результатов опыта и возможность количественного учёта биомассы водорослей, выращиваемых в чашках Петри на бактериальных фильтрах, помещённых на поверхность почвы с внесёнными пестицидами, давали возможность достаточно быстрой оценки уровня токсичности пестицидов, используемых в сельском хозяйстве начала 70-х годов прошлого века. Аналогичным способом проводили быструю альгологическую оценку фитотоксичности различных гербицидов методом бумажных дисков [58]. С этой целью в агаризованную питательную среду вводили испытуемые вещества в возрастающих концентрациях. Раскладывали на поверхность агара диски фильтровальной бумаги с культурой *Chlorella vulgaris* и после трёхсуточной инкубации сравнивали интенсивность роста водоросли с контролем.

В дальнейшем эукариотные почвенные водоросли были использованы для разработки моноспецифичных тестов для одновременного определения экотоксичности тяжёлых металлов, и пестицидов. Штаммы водорослей

выделялись из незагрязнённой почвы, из чистых культур выбирали соответствующие виды для использования в роли биотеста. Активность роста отдельных видов измерялась на 650-, 680- и 800-нм фильтрах. Тесты стандартизовались с помощью компьютера. Высокую чувствительность к токсикантам проявили одноклеточные зелёные водоросли *Chlorella vulgaris* и *C. luteoviridis* [59].

При изучении влияния фунгицида сульфата имазапила на культуру зелёной водоросли *Scenedesmus quadricauda* использовали такие оценочные критерии, как численность, размеры, число клеток в ценобиях, соотношение живых и мёртвых клеток, фотосинтетический аппарат (по люминесценции хлорофилла). В ходе исследования было установлено, что наиболее чувствительный показатель – численность клеток [60].

Доказано, что тест-организмами на токсическое действие гербицидов могут быть эукариотные водоросли разных отделов, в том числе *Xanthonema spp.*, *Navicula spp.*, *Tetradesmus wisconsinensis* [61].

При тестировании четырёх изолятов ЦБ *Oscillatoria sp.*, выделенных с индийских рисовых полей, было установлено, что испытанные изоляты обладают значительной степенью толерантности к таким пестицидам, как карбендазим, оксифлуорфен и монокротофосу в диапазоне концентраций 1-20 ч. · 10⁻⁶ и уменьшают токсичность таких пестицидов, как рипкорд, сумицидин и децис в биотестах на рыбах [Marutha et al., 2000].

При испытании семи видов зелёных водорослей и ЦБ в тестах на токсичность трёх видов пестицидов среди зелёных водорослей выделены мелкогабаритные виды *Chlorella kessleri* и *Stichococcus bacillaris*, устойчивые к гербицидам, и более чувствительные виды. Показано, что чувствительность последней группы сходная и любой вид из этой группы может быть рекомендован для тестирования [63].

С помощью микрофототрофов определяют и сравнительную чувствительность различных видов к действию пестицидов [64] и, наоборот, сравнительную токсичность различных пестицидов. Так, использование альгологически чистой культуры ЦБ *Nostoc muscorum* для тестирования почвенной вытяжки позволило выстроить ряд токсичности пестицидов старого и нового поколений, имеющий вид по мере нарастания токсичности: ДДТ > гексахлорбензол = круйзер > симазин = дивиденд стар > гербитокс = пивот [65]. В последнем случае использование ЦБ как тест-организмов

опирается на методику определения жизнеспособности клеток по их гидрогеназной активности с использованием 2,3,5-трифенилтетразолий хлорида (ТТХ). ТТХ, акцентируя мобилизованный дегидрогеназой водород, превращается в 2,3,5-трифенилформазан, имеющий красную или малиновую окраску, образуя кристаллы в живых клетках [66]. Данный метод оказался универсальным для определения степени токсичности различных поллютантов, включая и пестициды. Используя несколько штаммов ЦБ р. *Nostoc*, определили уровень токсичности почвы при её хроническом отравлении пестицидами (в районе полигона их захоронения), а также в серии модельных опытов с использованием пестицидов, применяемых в современном сельском хозяйстве [67, 68].

Одновременные опыты с открытой наземной модельной экосистемой и в полевых исследованиях, проводимые в различных европейских странах – Германии, Нидерландах, Великобритании и Португалии, показали, что по величине индуцированного субстратного дыхания, дегидрогеназной и фосфатазной активности, а также по включению тимидина в микробные клетки, т. е. при проведении кольцевого тестирования, можно установить уровень влияния пестицидов, вычлняя опасные дозы [69].

Хотя такие показатели чувствительности водорослевых сообществ к действию пестицидов, как структура, биомасса, первичная продукция, достаточно широко применяются в биоиндикационных исследованиях, следует учитывать и такие факторы, как сезонная динамика и сезонная сукцессия сообщества [70].

Плодотворным в биомониторинге пестицидного загрязнения почвы явился метод иницированного микробного сообщества [6, 71]. В нём сочетаются прямые и косвенные приёмы микробиологического анализа. В лабораторных константных условиях моделируется действие изучаемого фактора на активно функционирующее в почве микробное сообщество, развитие которого иницируется крахмалом. Реакция микробной системы почвы на загрязнение проявляется в изменениях организации и видового состава амилотического микробного сообщества. Комбинация доз, форм, сроков внесения различных пестицидов в разные почвы позволила установить диапазоны концентраций пестицидов, соответствующих различным состояниям микробных сообществ. Нагрузка низкого уровня не имеет последствий, и микробная система легко возвращается в исходное состояние при прекра-

щении воздействия. Среднему уровню загрязнения соответствуют изменения в микробной системе почвы, выражающиеся в перераспределении степени доминирования в составе активно функционирующих микроорганизмов. Эти изменения характеризуются длительной необратимостью даже при прекращении воздействия. Высокому уровню загрязнения соответствуют изменения в микробной системе почвы, выражающиеся в полной смене состава активно функционирующих микроорганизмов, т.е. в образовании нового сообщества. Эти изменения в большей мере характеризуются необратимостью и последствием. Очень высокому уровню загрязнения соответствуют нарушения, при которых полностью исключается возможность роста микроорганизмов. Поэтому, определив уровень загрязнения почвы пестицидами, можно прогнозировать и норму нагрузки того или иного пестицида на почву.

Новым этапом в оценке токсичности применяемых пестицидов стала разработка рестрикционного анализа амплифицированной рибосомной ДНК и анализа полиморфизма длин концевых фрагментов рестрикции фрагментов 16S рДНК поддающихся культивированию бактериальных сообществ, выделенных из разбавленных суспензий почвы. Этот подход позволил быстро обнаруживать негативные изменения, индуцируемые воздействием на почву гербицида 4,6-динитроортокрезола [72].

Комплексное биотестирование (с использованием инфузорий и кишечной палочки) и биоиндикация (с использованием ЦБ и микромицетов) состояния почвы в районе полигона захоронения ядохимикатов с учётом результатов химического анализа показало, что наиболее экспрессными, дешёвыми и простыми из них являются биоиндикационные методы: структурный анализ популяций фототрофов и микромицетов, основанный на выявлении процентного содержания ЦБ и водорослей, а также грибов с окрашенным и неокрашенным мицелием. Наиболее загрязнённые участки характеризовались повышенным содержанием ЦБ (до 85% в структуре альго-цианобактериальных комплексов) и повышенным содержанием микромицетов с меланизированным мицелием (до 89%) [73].

**Роль микроорганизмов
в биоремедиации почв,
загрязнённых пестицидами**

Почвенные микроорганизмы чрезвычайно активно реагируют на химические компо-

ненты среды. При появлении новых соединений микробная клетка осуществляет первичную атаку на необычные вещества как бы наугад [74, 6]. Результатом этой атаки может быть трансформация и деградация загрязняющих веществ. Широкий круг устойчивых к действию пестицидов микроорганизмов, высокий уровень их биodeградационных способностей делают эти организмы перспективными биотехнологическими объектами для очистки окружающей среды от пестицидов. Вклад микроорганизмов в процессы деградации оценивается в 10–70% [75]. Для реализации этих способностей необходимы следующие условия: наличие микроорганизмов, которые могут разлагать пестициды; наличие условий, необходимых для синтеза ферментов, катализирующих процессы трансформации пестицидов; наличие условий, достаточных для осуществления ферментных реакций трансформации [53]. При нарушении любого из этих условий деградация пестицидов в почве невозможна.

В научной литературе приводятся многочисленные примеры трансформации различных пестицидов под действием микроорганизмов в определённых условиях и определённых почвах. Так, например, хлорорганические препараты (ДДТ) под действием микрофлоры подвергаются глубокому разложению с расщеплением ароматических колец. Однако эффективность самоочищения окружающей среды от ДДТ не всегда достаточна вследствие малочисленности популяций разлагающих его микроорганизмов. Другое хлорорганическое соединение – гамма-изомер ГХЦГ – в клетках микроорганизмов метаболизирует в конечном итоге до фенолов, которые затем подвергаются разрушению с полной деструкцией молекулы. Факторами, влияющими на деградацию такого пестицида, как 2,4-Д, являются композиционный состав и количество микроорганизмов в почве, зависящие от глубины слоя, а также температура, которая определяет скорость роста микроорганизмов. При этом показано, что скорость деградации 2,4-Д и количество бактерий в почве в зависимости от глубины слоя коррелируют с изменением количества в почве органического углерода [76]. Исходя из этого, авторы исследований предлагают использовать изменение количества углерода в почве как параметр для оценки изменения скорости деградации пестицидов в почве.

Основными реакциями разложения фосфорорганических пестицидов являются гидролиз и окисление в аэробных условиях. В анаэробной среде под влиянием микроор-

ганизмов могут происходить и процессы восстановления. Скорость гидролиза фосфорорганических соединений зависит от рН среды, температуры. Основными путями детоксикации эфиров карбаминовой кислоты являются гидролиз, гидроксилирование, образование конъюгатов [77 – 80].

К деградации пестицидов способны микроорганизмы разных систематических групп. Так, например, почвенная бактерия *Agrobacterium radiobacter* способна за 72 ч минерализовать 94% гербицида атразина на безазотистой среде. Внесение этого штамма в почву в 2–5 раз увеличивало способность этой почвы к минерализации гербицида [81]. Деградацию линдана способны активно осуществлять бактерии, выделенные из собранных почвенных образцов из затопляемого рисового поля, *Bacillus* sp., *Pseudomonas* sp., *Micrococcus* sp., *Proteus* sp. [82]. Суспензия клеток *Xanthomonas* sp. ($1,5 \cdot 10^{10}$ кл./мл) в течение 15 мин вызывала почти полную деградацию пестицида паратиона с исходной концентрацией вещества 5 мкг/мл. Неочищенный экстракт из клеток этой бактерии производил гидролиз 5–10 мг паратиона в час на 1 мг белка. Дополнительное внесение альбумина в среду с пестицидом увеличивало скорость гидролиза паратиона, и полная деградация достигалась за 5 часов [83].

Изучение деградационных способностей водорослей выявило, что из 15 штаммов зелёных водорослей 8 были способны метаболизировать гербицид флуометурон путём N-деметилизации до дезметилфлуометурона. Наивысшая активность при этом наблюдалась у *Ankistrodesmus falcatus*, *A. nanoselene*, *Selenastrum capricornutum*, *S. gracile*, *S. minutum*, отдельные штаммы которых полностью доводили деметилирование до трифлуорометилфенил мочевины [84]. Эти же штаммы трансформировали также и атразин путём N-деалкилирования до диэтилатразина. Таким образом, доказано, что водоросли располагают потенциалом трансформации гербицидов в водной среде путём N-деалкилирования. Другие фототрофные микроорганизмы, в частности ЦБ *Anabaena variabilis*, способны к разрушению связи С-Р в гербициде глифосате [85].

Как источник фосфора бактерии р.р. *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Citrobacter* и виды грибов *Aspergillus* и *Penicillium*, выделенные из почвы, были способны использовать пестицид монокротофос в разных концентрациях за счёт активности внеклеточной щелочной

фосфатазы (у бактерий) и кислой фосфатазы (у грибов) [86].

Для очистки почвы, загрязнённой хлорорганическими пестицидами, вносили источники углерода, в частности, крахмал, что приводило к ускоренному росту почвенных бактерий и грибов, усиливая их метаболическую активность, тем самым способствуя ускорению процессов естественной деградации пестицидов [87]. При изучении биодеградации пяти гербицидов в речной воде было установлено, что полнота и скорость этого процесса определяются концентрацией микробных клеток [88].

Выделены бактерии, способные в течение 5 суток минерализовать до 90% атразина в почве [89]. Установлено, что скорость деградации атразина зависит как от типа почвы (в суглинистой выше, чем в песчаной), так и от общей численности в ней микроорганизмов (при $49 \cdot 10^6$ КОЕ/г выше, чем при $15 \cdot 10^6$ КОЕ/г) [90]. Инкубация почвы с внесением одного из штаммов *Pseudomonas* sp. приводила за 15 дней к минерализации 90–100% внесённого атразина [91]. Псевдомонады оказались эффективными и при разложении такого хлорсодержащего гербицида, как ацетохлор. Изолят *Ps. oleovorans* мог разлагать 98% гербицида при концентрации 7,6 мг/л спустя 7 дней инкубации и выдерживал 200 мг/л ацетохлора [92]. Гербициды, производные сульфонилмочевины, подвергаются интенсивной микробиологической трансформации культурой актиномицета *Streptomyces griseolus* [93]. Доказан эффект синергического действия 7 видов микроорганизмов, включающих в том числе *Pseudomonas stutzeri* и *Bacillus pumilis*, при разложении инсектицида карбофурана: на 96% за 10 суток [94]. Штаммы *Ps. fluorescens*, *Ps. sp.*, *Ps. paucimobilis* по отдельности и их комбинации были успешно использованы для биодеградации в почве фунгицида ипродиона [95]. При изучении полного удаления пестицидов и продуктов их разложения из агробиоценозов выделено 36 бактериальных штаммов, способных к использованию в качестве источника углерода и энергии пестицидов 2,4-Д, 2М-4ХМ, пропанида, базагра, рицида, ордрама, трефлана и фацета [96].

Имеются данные о деградации хлор- и фосфорорганических инсектицидов и гербицидов с помощью грибов белой гнили *Phanerochaete chrysosporium*, толерантных к высоким концентрациям деградируемого загрязнителя, и получении на его основе инокулята для биочистки почвы [97]. Выделен штамм бактерии *Alcaligenes faecalis*, способной к деградации

хлорпирифоса на 98,6% (100 мг/л) в жидкой среде в течение 18 дней и на 100% (100 мг/кг) в почве в течение 20 дней, что предполагает использование данного штамма для биовосстановления почвы [98]. Из сточных вод фабрики по производству пестицидов выделена фотосинтезирующая бактерия *Rhodospseudomonas palustris*, способная к разложению органофосфорных инсектицидов почти до 70%. При этом дополнительное внесение углерода усиливало биодegradацию [99].

Скрининг доминантных для рисовых полей азотфиксирующих ЦБ на устойчивость к возрастающим концентрациям гербицидов арезина, бутахлора, алахлора и 2,4-Д показал перспективы использования *Anabaena variabilis* как биоудобрения вследствие способности данного вида не только выживать при действии пестицидов, но и сохранять высокий уровень фотосинтеза и азотфиксации [100].

В целом, теоретически эффективным приёмом очищения почвы от пестицидов является инокуляция микроорганизмов, способных к их разрушению. Однако анализ работ в этой области показывает, что эффективная нагрузка микроба-инокулянта составляет 10^7 – 10^9 кл./г почвы, или 0,2–20 т/га при превышении производственной концентрации пестицидов на 2–5 порядков [53]. Низкие концентрации пестицидов и невысокая нагрузка микробов-трансформаторов (10^5 кл./г почвы) являются причинами недостаточной эффективности этого приёма. Поэтому на сегодняшний день реальным является применение микробных препаратов для детоксикации пестицидов на очистных сооружениях, в пунктах хранения и распределения средств защиты растений, а также в аварийных ситуациях при высокой концентрации пестицидов, локализуемых на сравнительно небольших площадях.

Широкомасштабное и длительное использование в прошлом стойких хлорорганических пестицидов, в том числе ДДТ и ГХЦГ, привело к образованию их импактных зон на суше и в прибрежной части морей, по настоящее время оказывающих негативное воздействие на живые организмы. Среди ремедиационных мер по снижению риска импактных зон стойких хлорорганических соединений предлагается, в частности, интенсификация микробиологического самоочищения загрязнённых ксенобиотиками почв путём внесения большого количества (не менее 1%) доступного энергетического субстрата (навоз или сидераты) [101].

Заключение

Пестициды являются соединениями, которые активно влияют на функционирование как отдельных клеток микроорганизмов, так и почвенных микробоценозов. Во многом характер действия препаратов определяется их химической природой и своеобразием почвенной микробиоты. Выделяются группы чрезвычайно чувствительных и очень толерантных микроорганизмов. Однако токсическое действие пестицидов, как правило, имеет обратимый характер. Степень ингибирующего эффекта и скорость восстановления исходной структуры микробоценозов зависит от химического состава, дозы и стабильности ксенобиотика в окружающей среде. Скрининг чувствительных и толерантных микроорганизмов позволяет выбрать оптимальные тест-организмы и организмы-биоиндикаторы на пестицидное загрязнение почвы. Поиск и выделение в чистую культуру микроорганизмов среди бактерий, микромицетов и водорослей, способных к активной деградации тех или иных препаратов, является основой в разработке биоремедиационных мероприятий по очистке почвы от остаточных пестицидов.

Литература

1. Агроэкология / Под ред. В.А. Черникова, А.И. Чекереса. М.: Колос, 2000. 536 с.
2. Добровольский Г.В., Гришина Л.А. Охрана почв. М.: Изд-во МГУ, 1985. 224 с.
3. Brusa T., Del Puppo E. Microbial degradation of the sulfonylurea herbicides. Current knowledge, 1995. V. 45. № 2. P. 324–330.
4. Feng Y., Minard R.D., Bollag J.-M. Photolytic and microbial degradation of 3,5,6-trichloro-2-pyridinol // Environ. Toxicol. and Chem. 1998. V. 17. № 5. P. 814–819.
5. Ашихмина Т.Я., Колупаев А.В., Широких А.А. Биотрансформация пестицидов в наземных экосистемах (обзор литературы) // Теоретическая и прикладная экология. 2010. № 2. С. 4–12.
6. Бызов Б.А., Гузев В.С., Паников Н.С., Палеева М.В., Селипанов Д.Л., Вайда Й., Зенова Г.М., Лебедева Г.Ф. Микробиологические аспекты загрязнения почв пестицидами // Микроорганизмы и охрана почв. М.: Изд-во МГУ, 1989. С. 86–128.
7. Емнова Е.Е., Кодря В.А. Механизм антимикробного действия пестицидов // Взаимодействия микроорганизмов с пестицидами. Кишинёв. 1984. С. 31–48.
8. Глазко В.И., Глазко Т.Т., Иутинская Г.А., Ямборко Н.И. Изменение ферментных спектров почвен-

- ных микроорганизмов *Micrococcus luteus* ССБ248 и *Stenotrophomonas maltophilia* УКБ В-257 под влиянием некоторых пестицидов // Докл. Рос. акад. с.-х. наук. 2006. № 3. С. 27–31.
9. Ma J., Liang W., Xu L., Wang S., Wei Y., Lu J. Acute toxicity of 33 herbicides to the green alga *Chlorella pyrenoidosa* // Bull. Environ. Contam. and Toxicol. 2001. V. 66. № 4. P. 536–541.
10. Shen Jianying, Luo Wei Effects of monosulfuron on growth, photosynthesis, and nitrogenase activity of three nitrogen-fixing cyanobacteria // Arch. Environ. Contam. and Toxicol. 2011. V. 60. № 1. P. 34–43.
11. Lazar D.A. The influence of simazine and metribuzine herbicides on some physiological processes in *Botryococcus braunii* // Bulg. J. Plant Physiol. 1998. P. 312.
12. Nedossekin A.G. The estimation of insecticide sevens influence on the green microalgae // Водные экосистемы и организмы. 2000. № 2. С. 19.
13. Qian Haifeng, Chen Wei, Li Jingjing, Wang Jui, Zhou Zhen. Lui Weiping, Fu Zhegwei The effect of exogenous nitric oxide on alleviating herbicide damage in *Clorella vulgaris* // Aquat. Toxicol. 2009. V. 82. № 4. P. 250–257.
14. Rioboo C., O'Connor, J. E., Prado R., Herrero C., Cid A. Cell proliferation alteratiijnf in *Clorella* cells under stress conditions // Aquat. Toxicol. 2009. V. 94. № 3. P. 229–237.
15. Метелева Н.Ю. Изучение влияния тяжёлых металлов и пестицида на содержание пигментов фитоперифитона в эксперименте // Экол.-физиол. исслед. водорослей и их значение для оценки состояния природных вод. 1996. С. 157–158.
16. Berard A., Pelte T. Les herbicides inhibiteurs du photo-systeme II, effets sur les communautes algales et leur dynamique // Rev. sci. eau. 1999. V. 12. № 2. P. 333–361.
17. Сакевич А.И. Влияние фосфорсодержащих пестицидов на функциональную активность водорослей // Гидробиол. ж. 2010. Т. 46. № 1. С. 75–87.
18. Лось С.И. Влияние диурона на фикобилиновый комплекс представителей рода *Nostoc* Vauch. ex Born. et Flah // Вопр. мед. химии. 1998. Т. 44. № 1. С. 63–65.
19. Гайсина Л.А., Фазлутдинова А.И., Кабиров Р.Р. Популяционная альгология. Уфа: Гилем, 2008. 152 с.
20. Downing H.F, Delorenzo M.E., Fulton M.H., Scott G.I., Madden C.j., Kuklick J.r. Effects of the agricultural pesticides atrazine, chlorothonil and endosulfan on South Florida microbial assemblages // Ecotoxicology. 2004. V. 13. № 3. P. 245–260.
21. Tang J., Hoaglad K.D., Siegfried B.D. Uptake and bioconcentration of atrazine by selected freshwater algae // Environ. Toxicol. and Chem. 1998. V. 17. № 6. P. 1085–1090.
22. Narusaka Y., Narusaka M., Kobayashi H., Satoh K. The herbicide-resistant species of the cyanobacterial D-1 protein obtained by thorough and random in vitro mutagenesis // Plant and Cell Physiol., 1998. V. 39. № 6. P. 620–626.
23. Ананьева Н.Д., Демкина Т.С., Стин У.Ч. Устойчивость микробных сообществ почв при внесении пестицидов // Почвоведение. 1997. № 1. С. 69–74.
24. Cui Shu-hua, Wang Kai-yun, Hong Ying, Gui Qing-long, Fan Kun Влияние тебуконазола на популяцию почвенных микроорганизмов и их дыхание // Non-gye huanjing kexue xuebao. 2005. V. 24. № 5. P. 865–869.
25. Xu Bujin, Zhang Yongxi, Zhu Nanwen, Ming Hong, Chen Meici, Zao Yuhua Effects of methamidophos on soil microbial activity // Environ. Behav. Crop. Prot. Chem. 1997. P. 489–494.
26. Zsolt S., Katai J., Nagy P.T., Zsuposne A.O. The effect of different herbicides on gome factors of carbon cycle in a chernozem // Bul. Univ. Agr. Sci. and Vet. Med. 2007. V. 63–64. P. 340.
27. Gigliotti C., Allievi L., Salardi C., Ferrari F., Farini A. Microbial. ecotoxicity and persistence in soil of the herbicide bensulfuron-methyl // J. Environ. Sci. and Health. 1998. V. 33. № 4. P. 381–398.
28. Кутузова Р.С., Воробьёв Н.И., Круглов Ю.В. Структура микробного комплекса ризосферы пшеницы в условиях гербицидного стресса // Почвоведение. 2006. № 2. С. 220–227.
29. Jaya M.R., Rangaswamy V., Effect of selected insecticides on population and nitrogen fixing efficiency of *Azospirillum sp.* in groundnut soils // J. Ecotoxicol. and Environ. Monit. 2006. V. 16. № 2. P. 147–169.
30. Донцова Р. Биологична активност на почвата при употреба на хлорсулфурон // Селскостопю наука. 1997. Т. 35. № 2–3. С. 48–50.
31. Tu C.V. Effect of selected herbicides on activities of microorganisms in soils // J. Environ. Sci. and Health. 1996. V. 31. № 6. P. 1201–1214.
32. Ismail B.S., Goh K.M., Kader J. Effects of metsulfuron-methyl on microbial biomass and population in soils // J. Environ. Sci. and Health. 1996. V. 31. № 5. P. 987–999.
33. Digrak M., Ozelcik S. Effect of some pesticides on soil microorganisms // Bull. Environ. Contam. and Toxicol. 1998. V. 60. № 6. P. 916–922.
34. Колупаев А.В., Широких А.А., Широких И.Г. Реакция гриба *Trichoderma viride* на пестицидное загрязнение // Иммунопатол. Аллергол. Инфектол. 2010. № 1. С. 64.
35. Сухаревич В.И., Кузикова И.Л., Медведева Н.Г. Влияние фунгицидов различной химической природы на физиолого-биохимические свойства микромицетов // Биотехнология. 2005. № 5. С. 70–76.
36. Furczak J., Koscielecka D. Saprofityczne mikrogrzyby oraz aktywnosc biochemiczna gleby brunatnej traktowanej eksperymentalnym fungicydem (IPO-12160) // Pestycydy. 1996. № 2. P. 13–33.
37. Sajbidor J., Lamaacka M., Balaz L., Huong Lai Mai, Ciesarova Z. Influence of new fenpropimorph fungicides on the growth and sterol composition in *Saccharomyces cerevisiae*: Relationship between structure and activity // J. Pharm. and Pharmacol. 1998. № 3. P. 297–301.

38. Казеев К.Ш., Лосева Е.С., Боровикова Л.Г., Колесников С.И. Влияние загрязнения современными пестицидами на биологическую активность чернозёма обыкновенного // *Агрехимия*. 2010. № 11. С. 39–44.
39. Штина Э.А. Действие гербицида 2,4-Д на почвенные водоросли // Тр. Кировск. с.-х. ин-та. 1957. Т. 2. Вып. 24. С. 29–34.
40. Балезина Л.С. Влияние некоторых удобрений и пестицидов на развитие почвенных водорослей // *Совр. состояние и перспективы изучения почвенных водорослей в СССР: Тр. межвузовской конф.* Киров. 1967. С. 208–214.
41. Морарь С.Н. Особенности развития водорослей на рисовых полях Кубани: Дис. канд. биол. наук. Краснодар. 1973. 158 с.
42. Neuhaus W., Seefeld F., Hahn A. Auswirkungen von Igran 500 flussig auf Abundanz von Bodenalggen unter Labor- und Freilandungen // *Nachrichtenbl. Dtsch. Pflanzenschutzdienst*. 1997. V. 49. № 10. P. 260–267.
43. Nystrom B., Bjornsater B., Blank H. Effects of sulfonyleurea herbicides on non-target aquatic microorganisms // *Aquat. Toxicol.* 1999. V. 47. № 1. P. 9–22.
44. Chalam A.V., Sasikata C., Ramana C.V., Uma N.R., Rao P.R. Effect of pesticides on the diazotrophic growth and nitrogenase activity of purple nonsulfur bacteria // *Bull. Environ. Contam. and Toxicol.* 1997. V. 58. № 3. P. 463–468.
45. Riva M.C., Lopez D., Fabian L. Toxicidad de plaguicidas organofosforados en microalgas acuaticas // *Bol. Intexte*. 1998. № 113. P. 25–29.
46. Tang J.-X., Hoagland K.D., Siegfried B.D. Different toxicity of atrazine to selected freshwater algae // *Bull. Environ. Contam. and Toxicol.* 1997. V. 59. № 4. P. 631–637.
47. Sancho E., Sanchez M., Ferrando M.D., Andreu-Moliner E. Effects of thiobencarb herbicide to an alga (*Nannochloris oculata*) and the cladocera (*Daphnia magna*) // *J. Environ. Sci. and Health*. 2001. V. 36. № 1. P. 55–65.
48. Saenz M.E., Di Marzio W.D., Alberdi J.L., del Carmen T.M. Effects of technical grade and a commercial formulation of glyphosate on algal population growth // *Bull. Environ. Contam. and Toxicol.* 1997. V. 59. № 4. P. 638–640.
49. Березин Г.И., Елькина Т.С., Гайфутдинова А.Р., Старкова Д.Л., Домрачева Л.И. Влияние гербицидов на развитие альго-микологических комплексов под культурой лядвенца рогатого // *Адаптационные реакции живых систем на стрессорные воздействия: Матер. Всерос. молодёжной конф.* Киров: ООО «Лобань», 2012. С. 92–95.
50. Nelson K.J., Hoagland K.D., Siegfried B.D. Chronic effects of atrazine on tolerance of a benthic diatom // *Environ. Toxicol. and Chem.* 1999. V. 18. № 5. P. 1038–1045.
51. DeLorenzo M.E., Scott G.I., Ross P.E. Effects of the agricultural pesticides atrazine, deethylatrazine, endosulfan and chlorpyrifos on an estuarine microbial foot web // *Environ. Toxicol. and Chem.* 1999. V. 18. № 12. P. 2824–2835.
52. Wei L., Yu H., Fen S., Wang L. The effect of three sulfonyleurea herbicides and their degradation products on the green algae *Chlorella pyrenoidosa* // *Chemosphere*. 1998. V. 37. № 4. P. 747–751.
53. Круглов Ю.В. Микрофлора почвы и пестициды. М.: Агропромиздат, 1991. 128 с.
54. Домрачева Л.И., Дабах Е.В. Химико-биологический мониторинг почв (на примере Кильмезского захоронения ядохимикатов // *Современные проблемы загрязнения почв: материалы III международной научной конф.* М. 2010. С. 345–349.
55. Помелов А.В., Березин Г.И., Домрачева Л.И. Адаптационные резервы высшего растения и почвенной альгофлоры при действии пестицидов // *Теор. и прикл. экология*. 2011. № 3. С. 87–93.
56. Брагинский Л.П. Пестициды и жизнь водоёмов. Киев: Наукова думка, 1972. 227 с.
57. Балезина Л.С. Об использовании водорослей для определения токсичности почвы при применении различных пестицидов // *Методы изучения и практического использования почвенных водорослей: Тр. Кировского с.х. ин-та*. Киров. 1972. С. 251–257.
58. Круглов Ю.В., Квятковская Л.В. Использование микроскопических водорослей для первичных (отборочных) испытаний вновь синтезируемых гербицидных препаратов // *Результаты научно-исследовательских работ по созданию новых пестицидов, внедрению их в производство и применению в сельском хозяйстве. Тез. докл. Всесоюз. конф.* М. 1972. С. 51.
59. Burhenn M., Deml G. Biotests mit Bodenalggen zur Okotoxikologie von Schwermetallen und zur Bewertung von Pflanzenschutzmitteln // *Mitt. Biol. Bundesanst. Land- und Forstwirt.* Berlin-Dahlem. 1996. № 321. P. 130.
60. Артюхова В.И. Комплексный анализ действия фунгицида сульфата имазалила на культуру *Scenedesmus quadricauda* // *Экол.-физиол. исслед. водорослей и их значение для оценки состояния природных вод*. 1996. С. 163–164.
61. Neuhaus W., Pallutt B. Eucaryotische Bodenalggen – Indikatoren fur Auswirkungen von Herbiziden in Landwirtschaftlich genutzten Boden // *Mitt. Biol. Bundesanst. Land- und Forstwirt.* Berlin-Dahlem. 1998. № 357. P. 392.
62. Marutha R.C.R., Suguna S., Shanmugaasundaram S. Tolerance of *Oscillatoria* isolates to agrochemicals and pyrethroid components // *Indian J. Exp. Biol.* 2000. V. 38. № 4. P. 402–404.
63. Rojickova-Padrtova R., Marsalek B. Selection and sensitivity comparisons of algal species for toxicity testing // *Chemosphere*. 1999. V. 38. № 14. P. 3329–3338.
64. Fairchild J.F., Ruessler D.S., Carlson A.R. Comparative sensitivity of five species of macrophytes and six species of algae to atrazine, metribuzin, alachlor, and metolachlor // *Environ. Toxicol. and Chem.* 1998. V. 17. № 9. P. 1830–1834.

65. Гайфутдинова А.Р., Елькина Т.С., Березин Г.И., Домрачева Л.И. Оценка воздействия пестицидов старого и нового поколений на развитие почвенных микробных комплексов // Адаптационные реакции живых систем на стрессорные воздействия: Матер. Всерос. молодёжной конф. Киров: ООО «Лобань», 2012. С. 128–131.
66. Домрачева Л.И., Кондакова Л.В., Ашихмина Т.Я., Огородникова С.Ю., Олькова А.С., Фокина А.И. Применение тетразольно-топографического метода определения нитрогеназной активности цианобактерий в загрязнённых средах // Теор. и прикл. экология. 2008. № 2. С. 23–28.
67. Домрачева Л.И., Кондакова Л.В., Елькина Т.С., Ефремова В.А., Березин Г.И., Злобин С.С., Гайфутдинова А.Р. Биотестирование с использованием цианобактерий // Адаптационные реакции живых систем на стрессорные воздействия: Матер. Всерос. молодёжной конф. Киров: ООО «Лобань», 2012. С. 171–182.
68. Домрачева Л.И., Елькина Т.С., Березин Г.И., Злобин С.С., Гайфутдинова А.Р. Использование цианобактерий для биотестирования почв при их химическом загрязнении // Materialy VIII mezinarodni vedecko – prakticka conference. Dny vedy – 2012. Dil 74. Praha. 2012. P. 15–19.
69. Sousa J.P., Rodrigues J.M.L., Loureiro S., Soares A.M.V.M., Jones S.E., Forster B., van Gestel C.A.M. Ring-testing and field-validation of a Terrestrial Model Ecosystem (TME) – an instrument for testing potentially harmful substances: effects of carbendazim on soil microbial parameters // Ecotoxicology. 2004. V. 13. № 1. P. 43–60.
70. Berard A., Benninghoff C. Pollution-induced community tolerance (PICT) and seasonal variations in the sensitivity of phytoplankton to atrazine in nanocosms // Chemosphere. 2001. V. 45. № 4–5. P. 427–437.
71. Гузев В.С., Бондаренко Н.Г., Бызов Б.А., Мирчинк Т.Г., Звягичев Д.Г. Структура иницированного микробного сообщества как интегральный метод оценки микробиологического состояния почв // Микробиология. 1980. Т. 40. № 1. С. 31–34.
72. Rousseaux S., Hartmann A., Rouard N., Soulas G. A simplified procedure for terminal restriction fragment length polymorphism analysis of the soil bacterial community to study the effects of pesticides on the soil microflora using 4,6-dinitroorthocresol as a test case // Biol. and Fert. Soils/2003. V. 37. № 4. P. 250–254.
73. Шулятьева Н.О., Березин Г.И., Дабах Е.В., Домрачева Л.И. Биоиндикация и биотестирование состояния почвы в районе Кильмезского захоронения ядохимикатов с использованием организмов различной систематической принадлежности // Водоросли и цианобактерии в природных и сельскохозяйственных экосистемах. Матер. междунар. научно-практ. конф., посвящённой 100-летию со дня рожд. проф. Э.А. Штиной. Киров / 2010. С. 334–338.
74. Головлёва Л.А. Деградация пестицидов микроорганизмами: возможность, ограничения и практические перспективы // Тр. Ин-та микробиол. и вирусол. АН КазССР. 1980. С. 41–52.
75. Головлёва Л.А., Финкельштейн Э.И., Перцова Р.Н. Роль микроорганизмов в разложении пестицидов в окружающей среде // Результаты научных исследований в практику сельского хозяйства. М.: Наука, 1982. С. 64–73.
76. Veeh R.H., Inskeep W.P., Camper A.K. Soil depth and temperature effects on microbial degradation of the 2,4-D // J. Environ. Qual. 1996. V. 25. № 1. P. 5–12.
77. Охрана окружающей среды при использовании пестицидов. Под ред. В.П. Васильева. Киев: Урожай, 1983. 128 с.
78. Potenza D., Moll O., Nario A., Luzio W., Pino L., Parada A.M. Biodegradation of Chlorpyrifos in two soils of the VI Region of Chile, using isotopic techniques // Agrochimica. 2009. V. 53. № 1. P. 1–12.
79. Navarro S., Bermejo S., Vela N., Hernandez J. Rate of loss of simazine, terbuthylazin, and methabenzthiazuron during soil solarization // J. Agr. and Food Chem. 2009. V. 57. № 14. P. 6375–6382.
80. Sondhia S. Leaching behaviour of metsulfuron in two texturally different soils // Environ. Monit. and Assess. 2009. V. 154. № 1–4. P. 111–115.
81. Struthers J.K., Jayachandran K., Moorman T.B. Biodegradation of atrazine of *Agrobacterium radiobacter* J14a and use of this strain in bioremediation of contaminated soil // Appl. and Environ. Microbiol. 1998. V. 64. № 9. P. 3368–3375.
82. Ponneelan K.T.P.B., Subramanian C., Suchitra R., Ganesh K.G. Studies on the pesticide (Lindane) utilizing in the paddy field // J. Ecotoxicol. and Environ. Monit. 2006. № 3. V. 16. P. 211–214.
83. Masaphy S., Fahima T., Levanon D., Henis Y., Minglegrin U. Paration degradation by *Xanthomonas sp.* and its crude enzyme extract in clay suspensions // J. Environ. Qual. 1996. V. 26. № 6. P. 1248–1255.
84. Zablotowicz R.M., Schrader K.K., Locke M.A. Algal transformation of fluometuron and atrazine by N-dealkylation // J. Environ. Sci. and Health, 1998. V. 33. № 5. P. 511–528.
85. Ravi V., Balakumar T. Biodegradation of the C-P bond in glyphosate by the cyanobacterium *Anabaena variabilis* L. // J. Sci. and Res. 1998. V. 57. № 10–11. P. 790–794.
86. Balasubramanian R., Chandrasehar G., Ayyappan S. Utilisation of monocrotophos as a source of phosphorus by bacteria and fungi // J. Ecobiol. 2006. V. 18. № 3. P. 213–217.
87. Shen R., Luo Y., Li Z., Teng Y., Zhang G. Очистка почвы, загрязнённой смесью органических поллютантов, поступивших с осадками сточных вод, в регионе дельты реки Янцзы // J. Agro-Environ. Sci., 2007. V. 26. № 4. P. 1501–1505.
88. Cetkauskaite A., Grigonis U., Berzinskiene J. Biodegradation Selection of suitable model // Ecotoxicol. and Environ. Safety. 1998. V. 40. № 1–2. P. 19–28.

89. Wenk M., Bourgeois M., Allen J., Stucki G. Effects of atrazine-mineralizing microorganisms on weed growth in atrazine-treated soils // *J. Agr. and Food Chem.* 1997. V. 45. № 11. P. 4474–4480.
90. Rodrigues C.J., Harkin J.M. Degradation of atrazine in subsoil, and groundwater mixed with aquifer sediments // *Bull. Environ. Contam. and Toxicol.* 1997. V. 59. № 5. P. 728–735.
91. Shapir N., Mandelbaum T., Atrazine degradation in subsurface soil by indigenous and introduced microorganisms // *J. Agr. and Food Chem.* 1997. V. 45. № 11. P. 4481–4486.
92. Xu J., Qui X., Dai J., Cao H., Yang M., Zhang J., Xu M. Isolation and characterization of a *Pseudomonas oleovorans* degrading the chloroacetamide herbicide acetochlor // *Biodegradation*, 2006. V. 17. № 3. P. 219–225.
93. Kulowski K., Zirbes E.L., Thede B.M., Rosazza J.N. Microbial transformations of prosulfuron // *J. Agr. and Food Chem.* 1997. V. 45. № 4. P. 1479–1485.
94. Mohapatra S., Awasthi M.D. Enhancement of carbofuran degradation by soil enrichment cultures, bacterial cultures and by synergistic interaction among bacterial cultures // *Pestic. Sci.* 1997. V. 49. № 2. P. 164–168.
95. Mercadier C., Vega D., Bastide J. Iprodione degradation by isolated soil microorganisms // *Fems Microbiol. Ecol.* 1997. V. 23. 3. P. 207–215.
96. Кочетков В.В., Балакшина В.В., Наумов А.В., Грищенко В.Г., Боронин А.М. Выделение и характеристика бактерий-деструкторов пестицидов // *Прикл. биохимия и микробиол.* 1997. Т. 33. № 3. С. 310–313.
97. Maloney S.E. Degradation of insecticides and herbicides by Fungi // *J. Chem. Technol., and Biotechnol.* 1998. V. 71. № 4. P. 360–362.
98. Yang L., Zhao Y., Zhang B., Zhang X. Выделение и характеристика бактерий, разлагающих хлорпирикс, и их использование для биовосстановления почвы.
99. Zhang D., Tan X., Luo X., He M., Dai J., Zhang Z., Oiu Y. Выделение фотосинтезирующей бактерии HP-1, способной к деградации органофосфорных инсектицидов // *Shengming kexue yanjiu.* 2005. V. 9. № 3. P. 247–253.
100. Singh S., Datta P. Screening and selection of most potent diazotrophic cyanobacterial isolate exhibiting natural tolerance to rice field herbicides for exploitation as biofertilizer // *J. Basic Microbiol.*, 2006. V. 46. № 3. P. 219–225.
101. Галиулин Р.В., Галиулина Р.А. Импактные зоны стойких хлорорганических соединений в окружающей среде // *Агрехимия.* 2010. № 3. С. 83–89.

Малярия на Европейской территории России в XXI веке: опыт прогнозирования

© 2012. С. М. Малхазова, д.г.н., зав. кафедрой, Н. В. Шартова, к.г.н., н.с.,
Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова,
e-mail: sveta_geo@mail.ru, shartova@yandex.ru

В статье обсуждается опыт создания прогностической модели эпидемиологической обстановки по трёх-дневной малярии на территорию Европейской части России с выделением ключевого участка – Московского региона. Прогнозирование проводилось на основе данных моделирования климата в рамках проекта СМIP3 по сценарию «A2» IPCC. Выявлено, что в будущем, начиная со второй половины XXI в., на всей территории произойдёт улучшение условий для развития возбудителя малярии, что свидетельствует об увеличении эпидемической опасности.

The article discusses the experience of forecasting model for three-day-malaria epidemiological situation in European Russia, especially in the key area – the Moscow region. Forecasting is based on the data of climate modeling within the project СMIP3 with «A2» IPCC scenario. It is found out that in the future, beginning with the second half of the XXI century, conditions for malaria development will improve throughout the world, epidemic risk will increase.

Ключевые слова: здоровье населения, малярия,
математико-картографическое моделирование, прогноз,
Московский регион, Европейская территория России

Keywords: public health, malaria, mathematical and cartographic modeling,
forecasting, Moscow region, European Russia

Введение

В настоящее время фактор потепления климата рассматривают наравне с другими известными факторами риска здоровью населения – загрязнением окружающей среды, продовольственной проблемой, ухудшением качества питьевой воды и т. п. [1, 2]. В течение последних десятилетий на нашей планете отмечены самые тёплые годы за всю историю наблюдений.

Представленный анализ многочисленных литературных материалов наглядно демонстрирует необходимость разработки и осуществления мер по снижению негативного воздействия потепления климата на здоровье. В связи с этим особую актуальность приобретают разработка и построение прогностических моделей для различных сценариев потепления климата и оценка возможных последствий для здоровья населения. Наиболее достоверные результаты на современном этапе, очевидно, могут быть получены при построении прогностических моделей эпидемиологической ситуации по климатически обусловленным природноэндемичным заболеваниям, таким, например, как малярийная инфекция.

Малярия в России и Московском регионе

Малярия – известное трансмиссивное заболевание, передаваемое с помощью кровососущих членистоногих, – была объявлена (ВОЗ) «врагом человечества номер один». В год эта болезнь поражает более 500 млн человек в 90 странах, из которых 1,5–2,7 млн умирают [3]. Распространение малярии обусловлено ареалом комаров рода *Anopheles* и развитием в них малярийного плазмодия, которое возможно в интервале +10 – +32 °С и при относительной влажности воздуха 50–60%. Несмотря на постоянные усилия по борьбе с малярией, предпринятые в 1950–1960-х годах с использованием огромной массы ДДТ, малярия остаётся одной из главных проблем современной медицины.

Все четыре вида малярии человека являются трансмиссивными инфекциями, которые не могут существовать без участия человека в качестве хозяина и для существования которых необходим членистоногий переносчик. Природные факторы оказывают сильнейшее влияние на распро-

странение малярии, определяя ареалы возбудителей и переносчиков. На реализацию природных предпосылок оказывают влияние социально-экономические факторы, а также антропологические и этнографические особенности населения.

В России, как и вообще в странах умеренного пояса, практическое значение для здравоохранения имеют два вида малярии – тропическая и трёхдневная. Тропическая малярия является тяжёлой, потенциально смертельной болезнью, однако её передача в Европе в настоящее время отсутствует, а восстановление считается крайне маловероятным. Значение трёхдневной малярии связано с тем, что она лучше воспринимается местными переносчиками вне зависимости от региона происхождения возбудителя.

В начале XX века количество случаев малярии в России оценивалось до 5 млн в год. Трёхдневная малярия встречалась в районе Архангельска (64° с. ш.) и Якутска (63° с. ш.). Северная граница устойчивой тропической малярии проходила приблизительно по 45–50° с.ш. Наиболее поражёнными в то время в России были Поволжье, Украина, Кавказ и Туркестан. Малярия была эндемичной и в центральной части Европейской России, в том числе в Московском регионе.

В течение первой половины XX в. в России было несколько крупных эпидемий – с начала Первой мировой войны до середины 1920-х годов; затем после кратковременного улучшения – в середине 1930-х гг. К началу Второй мировой войны ситуацию удалось поставить под контроль, однако в военные годы эпидемиологическая обстановка опять резко ухудшилась. В 1949 г. была поставлена задача ликвидации малярии в СССР, которая была в целом выполнена к 1956 г. Последние очаги малярии в Российской Федерации были подавлены к 1962 г. на территории Якутии.

На большей части территории СССР маляриологическая ситуация оставалась под контролем органов санэпиднадзора. Завозные случаи малярии из эндемичных стран не имели эпидемиологических последствий вплоть до начала афганского конфликта (1979–1989 гг.), в результате которого завоз малярии увеличился в 3–4 раза и осуществлялся демобилизованными военными преимущественно в сельские районы. После вывода войск из Афганистана в 1989 г. завоз малярии в СССР сократился до прежнего уровня.

В начале 1990-х гг. маляриологическая ситуация в России и других странах СНГ резко осложнилась. В 1995 г. число завозных слу-

чаев из стран СНГ превысило таковое из стран дальнего зарубежья. Передача малярии восстановилась в ряде республик бывшего СССР – в Грузии, Армении, Туркменистане, Узбекистане, Киргизии, Казахстане. В Азербайджане и Таджикистане произошёл резкий подъём заболеваемости. С середины 1990-х годов в России ежегодно отмечается местная передача малярии, т. е. заражение людей, не покидавших пределы своего места жительства.

Самая сложная ситуация в начале XXI в. сложилась в Московском регионе. Рассматривая более детально историю распространения малярии на данной территории, следует отметить, что регион лежит вблизи северной границы зоны потенциально устойчивой малярии. Здесь встречается по крайней мере 4 вида малярийных комаров: *Anopheles maculipennis*, *An. messeae*, *An. beklemishevi*, *An. claviger*. Площадь анофелогенных водоёмов в регионе весьма велика. Климатические условия обуславливают возможность для существования прежде всего возбудителя трёхдневной формы малярии *Plasmodium vivax* и, с меньшей вероятностью, тропической формы малярии *Plasmodium falciparum*.

В начале XX в. малярия была широко распространена в восточной и центральной частях региона. До середины 1950-х гг. малярия в Московском регионе носила эндемический характер и её передача наблюдалась ежегодно. Число случаев малярии в Московском регионе стало снижаться с начала 1950-х годов, и к концу 1950-х г. малярия была ликвидирована. С тех пор санитарные службы жёстко контролировали ситуацию, и местная передача наблюдалась лишь несколько раз – в 1972–1973 и 1981 гг.

Однако в течение 1999–2005 гг. восстановилась местная передача трёхдневной малярии [4]. Уровень заболеваемости населения в эти годы достигал значений 1,4–1,6 случая на 100000 населения. В дальнейшем ситуация стабилизировалась, и в 2008 г. уровень заболеваемости снизился и составил 0,07 случая на 100000 населения.

Однако, несмотря на стабилизацию ситуации, актуальность данной проблемы сохраняется. Московский регион экономически высоко развит и привлекает большое количество трудовых мигрантов, в особенности из соседних эндемичных стран, что обуславливает постоянно высокий уровень завоза инфекций. В связи с этим важное значение имеет прогнозирование возможного изменения ситуации по малярии. Возможность восстановления местной передачи требует особого внимания и в связи с глобальными изменениями климата, которые мо-

гут увеличить потенциальную опасность проявления инфекции.

Методика и материалы

С учётом существующего мирового опыта в рамках данного исследования предпринята попытка создания прогностической модели эпидемиологической обстановки по трёхдневной малярии на территорию Европейской части России (ЕТР) с выделением ключевого участка – Московского региона. Прогнозирование проводилось на основе данных моделирования климата в рамках проекта CMIP3 (Coupled Model Intercomparison Project), выполняемого под эгидой Всемирной программы исследования климата WCRP (World Climate Research Programme). В данной работе за основу был принят широко известный сценарий «А2» IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). Это один из наиболее «жестких» сценариев IPCC, но в то же время не относящийся к футурологическим прогнозам, обещающим огромные изменения.

В качестве объекта исследования выбран возбудитель трёхдневной малярии (*Plasmodium vivax*), имеющий для России наибольшее значение в сравнении с возбудителями других форм этого заболевания. Из всех возбудителей малярии *P. vivax* имеет самые низкие температурные пороги, при которых возможно его развитие. На распространении малярии сказывается влияние множества других причин как биологического, так и социально-экономического характера. Тем не менее зависимость развития возбудителя от температуры окружающей среды является главным фактором, определяющим потенциальный ареал трёхдневной малярии и особенности передачи инфекции [5–9]. В связи с этим построение модели опирается, в первую очередь, на анализ показателей температуры.

Создание прогностической модели основано на следующем сценарии: на модельной территории в достаточном количестве присутствуют возбудитель малярии *P. vivax* (представлен завозными случаями заболевания) и комары рода *Anopheles*, участвующие в передаче инфекции.

В исследовании применён формально-территориальный подход, и за анализируемую территориальную единицу (АТЕ) принят квадрат градусной сетки. Климатические данные (среднесуточная температура воздуха) представлены по градусной сетке размером 2х2° для территории ЕТР.

Данные по среднесуточной температуре воздуха, интерполированные на сетку узлов,

были получены для следующих временных рядов:

Наблюдаемые значения за 1961–1989 гг. Период с 1961-го по 1989 г. характеризует в исследовании современный климат и соответствует минимальному 30-летнему отрезку времени, необходимому для оценки климата и связанных с ним изменений биотических компонентов.

Прогнозные значения, полученные в результате климатического моделирования за 2046–2065 гг.

Прогнозные значения, полученные в результате климатического моделирования за 2089–2100 гг.

Для создания прогностической модели в результате экспертной оценки эпидемиологических особенностей малярийной инфекции [6] были отобраны основные параметры, характеризующие маляриологическую ситуацию.

Сезон эффективных температур – период года, в течение которого среднесуточные температуры воздуха устойчиво выше +16 °С; в противном случае развитие возбудителя невозможно. «Устойчиво выше» означает, что отсутствуют перерывы более 7 дней, когда среднесуточная температура опускается ниже +16 °С. Как правило, эти важные моменты в расчёт не принимаются [7].

Сезон эффективной заражаемости комаров – период, в течение которого у комара, заразившегося на человеке, развитие возбудителя завершается образованием способных к инфицированию форм.

Сезон передачи малярии – период, в течение которого комары, имеющие зрелые формы возбудителя, способны заражать людей. Сезон передачи начинается от момента первого созревания возбудителя в организме комара, т. е. когда возможно первое заражение человека, а заканчивается массовым переходом самок комаров в состояние диапаузы, когда они перестают питаться кровью и уходят на зимовку. В связи с тем, что уход комаров на зимовку в течение всего анализируемого периода проследить невозможно, концом сезона передачи малярии при построении модели условно считается конец сезона эффективных температур.

Число полных циклов развития возбудителя характеризует количество завершённых фаз развития возбудителя малярии в организме комара и человека и определяет степень эпидемиологической опасности территории.

Начало и конец сезона передачи малярии, его продолжительность, число оборотов инфекции, а также другие характеристики малярийного периода определяются исходя из клима-

тической зависимости развития возбудителя малярии от среднесуточной температуры, выявленной Ш. Д. Мошковским [10].

Для развития возбудителя необходима определённая сумма эффективных температур, вычисляемая по формуле:

$$E = T_c - 14,5^{\circ},$$

где E – эффективная температура (количество тепла, получаемое паразитом за 1 день), а T_c – среднесуточная температура воздуха. Сумма эффективных температур должна достичь 105°C , при условии, что среднесуточные температуры воздуха устойчиво выше $+16^{\circ}\text{C}$.

Для определения потенциальной эпидемиологической опасности территории были разработаны показатели вероятности и интенсивности передачи инфекции.

Вероятность передачи малярии существует, если на исследуемой территории в течение года набирается минимальная сумма эффективных температур (105°C) с учётом того, что среднесуточные температуры воздуха устойчиво выше $+16^{\circ}\text{C}$. При таких условиях возможно развитие возбудителя в организме комара, передача инфекции и заболевание человека.

Интенсивность передачи малярии определяется по количеству полных циклов развития возбудителя. При увеличении возможности прохождения большего числа циклов интенсивность передачи малярии и как следствие эпидемическая опасность территории возрастают.

Для указанных выше параметров на основе проведённых расчётов были созданы серии карт для ЕТР в целом и Московского региона в частности, отражающие общую сумму эффективных температур за год, при которых возможно развитие возбудителя; продолжительность сезонов эффективных температур, эффективной заражаемости комаров, передачи возбудителя малярии; а также таких показателей, как вероятность и интенсивность передачи малярии. Таким образом, результаты проведённого анализа и картографическая интерпретация полученных материалов позволили сделать прогноз эпидемиологической обстановки по малярии для ЕТР в XXI в., представленный далее.

Обсуждение результатов

На всей территории ЕТР в середине и конце столетия на фоне увеличения среднесуточных температур произойдёт увеличение набираемых за год *общих сумм эффективных температур*, что свидетельствует об улучшении

температурных условий для развития возбудителя в будущем. В течение следующего столетия значительно расширится территория, где по температурным условиям общая сумма эффективных температур будет составлять более 105°C ежегодно. Границы данной территории при этом сдвинутся к северу. Аналогичные тенденции будут характерны и для территории Московской области. В условиях современного климата (1961–1989 гг.) сумма эффективных температур в области в среднем варьировала от 150 до 300°C . К середине столетия (2046–2065 гг.) она увеличится до 500°C , к концу столетия (2089–2100 гг.) – до 800°C .

Средняя продолжительность сезона эффективных температур, т. е. периода, когда в организме комара возможно развитие возбудителя, в течение следующего столетия будет увеличиваться. Уже в 2046–2065 гг. практически на всей ЕТР средняя продолжительность сезона эффективных температур будет составлять не менее 40 дней, в том числе и на территории, где в условиях современного климата этот сезон практически не отмечается. Расширится также площадь, где средняя продолжительность сезона будет составлять более 80 дней. Увеличение данного периода также будет заметно на территории Московской области. Если в условиях современного климата его средняя продолжительность составляла от 60 до 80 дней, то к середине столетия она составит около 100 дней, к концу столетия – около 120 дней.

В середине и конце столетия на ЕТР увеличится *средняя продолжительность сезона эффективной заражаемости комаров*, т. е. периода, когда комар является опасным для человека с точки зрения заражения малярией. Наиболее заметные изменения произойдут на крайнем севере, где в условиях современного климата сезон эффективной заражаемости комаров отсутствовал. В 2046–2065 гг. на этой территории срок, когда комар является потенциально опасным для человека, будет доходить до 40 дней, а в 2089–2100 гг. – до 80 дней. На территории Московской области в отношении данного параметра произойдут изменения в продолжительности от 40 дней в настоящее время, до 50 дней в середине и 70 дней – в конце столетия.

Как следует из проведённого анализа, в целом *малярийный сезон* будет начинаться раньше, а заканчиваться позже. Наиболее значительные изменения произойдут на севере ЕТР, однако данная тенденция будет характерна и для Московской области.

Вероятность передачи малярии в условиях современного климата чётко связана с гео-

графической широтой местности и значительно уменьшается по мере продвижения к северу. Если на юге ЕТР возможна ежегодная передача малярии, то на крайнем севере в настоящее время передачи инфекции не происходит. В 2046–2065 гг. ежегодная передача малярии при прогнозируемых изменениях климата будет возможна практически на всей ЕТР, хотя в северных регионах вероятность развития инфекции будет низкой. В 2089–2100 гг. участки с низкой вероятностью передачи малярии будут занимать крайне ограниченные площади, и практически на всей территории температурные условия будут способствовать ежегодному развитию возбудителя. Согласно прогностической модели на территории Московской области изменения в вероятности передачи малярии будут весьма существенны. Если вероятность передачи малярии в области в условиях современного климата характеризуется в целом как средняя, то в середине и конце столетия вся территория будет иметь очень высокую вероятность передачи инфекции.

Интенсивность передачи инфекции (количество полных циклов развития возбудителя) на ЕТР в условиях современного климата очень низкая (1 цикл), либо низкая (2 цикла), а на большей части региона полный цикл развития возбудителя малярии по климатическим условиям не завершается (рис. 1 А, см. цветную вкладку). В 2046–2065 гг. территория со средней (3–4 цикла) интенсивностью и высокой (более 5 циклов) интенсивностью расширится за счёт продвижения на север (рис. 1 Б, см. цветную вкладку). В 2089–2100 гг. участков, где не может происходить завершение полного цикла, практически не будет, а на всей ЕТР будет возможность завершения не менее двух полных циклов развития возбудителя малярии (рис. 1 В, см. цветную вкладку). Более чётко будет выражена тенденция продвижения к северу территорий с высокой интенсивностью передачи инфекции (более 5 циклов). Интенсивность передачи инфекции в условиях современного климата на территории Московской области так же, как и в целом для ЕТР, определялась как очень низкая и составляла 1 цикл. В середине XXI в. интенсивность передачи малярии будет характеризоваться как низкая (2 цикла), а в конце – как средняя (3 цикла).

Заключение

В будущем на всей территории ЕТР возможно улучшение условий для развития возбудителя малярии, что будет выражаться в уве-

личении сумм эффективных температур, набираемых за год, достаточных для развития возбудителя малярии, увеличении продолжительности сезона передачи малярии и расширении территории с высокой степенью вероятности передачи малярии на север.

На территории Московского региона также возрастёт вероятность передачи инфекции и её интенсивность.

Полученные данные о возможном улучшении условий для развития возбудителя малярии свидетельствуют об увеличении эпидемической опасности.

Созданная серия прогнозных карт может способствовать проведению территориально дифференцированных мероприятий по предотвращению негативных последствий изменения климата для здоровья населения.

Предложенная методика является основой для проведения аналогичных исследований других природноочаговых и природноэндемичных болезней.

Работа выполнена при поддержке РФФИ, проект 10-05-00840-а

Литература

1. Современные глобальные изменения природной среды. В 2-х томах. Т. 2. М.: Научный мир, 2006. 776 с.
2. Прогноз глобальных изменений окружающей среды (ГЕО 4), ЮНЕП, 2007. 526 с.
3. ВОЗ. Отчет о мировом состоянии здоровья 2002: уменьшение риска, содействие здоровому образу жизни. Женева, 2002. 532 с.
4. Миронова В.А. Географические предпосылки распространения малярии в Московском регионе // Биогеография в Московском университете. 60 лет кафедре биогеографии. М.: ГЕОС, 2008. С. 315–323.
5. Воронов А.Г. Медицинская география. М. 1986. 82 с.
6. Лысенко А.Я. Кондрашин А.В. Маляриология. М.: «Открытые системы», 1999. 248 с.
7. Семенов С.М., Ясюкевич В.В., Гельвер Е.С. Выявление климатогенных изменений. М.: Метеорология и гидрология, 2006. 324 с.
8. Кислов А. В., Евстигнеев В.М., Малхазова С.М. и др. Прогноз климатической ресурсообеспеченности Восточно-Европейской равнины в условиях потепления XXI века. М.: МАКС Пресс, 2008. 290 с.
9. Малхазова С.М., Крайнов В.Н., Шартова Н.В. Прогноз влияния потепления на распространение малярии // Эколого-географические последствия глобального потепления климата XXI века на Восточно-Европейской равнине и в Западной Сибири / Под ред. Н. С. Касимова, А. В. Кислова. М.: МАКС Пресс, 2011. С. 389–409.
10. Мошковский Ш.Д., Рашина М.Г. Эпидемиология и медицинская паразитология для энтомологов. М.: Медгиз, 1951. 455 с.

УДК 631.468: 591.9 (470.13)

**Почвенные беспозвоночные в индикации состояния
хвойных лесов в районе выбросов
Сыктывкарского лесопромышленного комплекса**

© 2012. М. М. Долгин, д.б.н., зав. отделом, А. А. Колесникова, к.б.н., с.н.с.,
Т. Н. Конакова, аспирант, А. А. Таскаева, к.б.н., н.с., Е. Н. Мелехина, к.б.н., с.н.с.
Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,
e-mail: kolesnikova@ib.komisc.ru

Проведённый анализ результатов многолетних исследований (2002–2010 гг.) почвенной фауны в еловых и сосновых лесах выявил изменения структурных параметров комплексов беспозвоночных в районе выбросов крупнейшего в Европейской части России целлюлозно-бумажного предприятия – Сыктывкарского лесопромышленного комплекса (СЛПК). У орибатид при приближении к предприятию существенно снижались видовое разнообразие и численность, происходило изменение структуры доминирования и наблюдалось обеднение населения поверхностных обитателей. Для населения коллембол ельников черничных характерно увеличение видового разнообразия и численности при среднем уровне загрязнения; для сообществ коллембол сосняков черничных очевидны структурные изменения, проявляющиеся в сокращении численности и видового разнообразия, в изменении соотношения жизненных форм по мере приближения к предприятию. Нарушения структурной стабильности сообществ почвенной мезофауны выявлены в середине градиента загрязнения, на импактных участках зарегистрировано повышение разнообразия и численности крупных почвенных беспозвоночных.

The results of soil invertebrates researches of spruce and pine forests in the vicinity of Syktyvkar Timber industry complex, the largest enterprise of paper industry on the European part of Russia, indicated the changes of structure parameters of soil invertebrate complexes. The specific diversity and number of Oribatei decreased in the vicinity of the enterprise. The change of dominants and impoverishment of population of soil-surface inhabitants among the Oribatei was also observed. The specific diversity and number of Collembola in spruce forests decreased at the middle degree of pollution. The specific diversity and number of Collembola in pine forests decreased in the vicinity of the enterprise. The disturbances of soil macrofauna structure stability were revealed in the center of pollution gradient. The improvement of diversity and number of large soil invertebrates was registered on the impact plots of coniferous forests.

Ключевые слова: Oribatei, Collembola, Lithobiidae, Carabidae, Staphylinidae, структура сообществ, лесопромышленный комплекс

Keywords: Oribatei, Collembola, Lithobiidae, Carabidae, Staphylinidae, structure of communities, Syktyvkar Timber industry complex

Интенсивное развитие промышленности оказывает существенное влияние на состояние природных экосистем. Поэтому изучение почвенных животных с целью их использования в качестве косвенных биологических индикаторов состояния почв представляет несомненное теоретическое и практическое значение [1]. В литературе приводится достаточно много данных по воздействию промышленных выбросов на почвенных беспозвоночных [2 – 7]. Исследования, проведённые в ряде промышленных регионов России, показали, что при загрязнении воздушной среды выбросами металлургических комбинатов, химических предприятий и тепловых электростанций происходит изменение основных структурных параметров почвенной фауны: численности, биомассы, таксономического и трофическо-

го разнообразия, доминирования, пространственного распределения [8, 9]. В результате воздействия выбросов промышленных предприятий упрощается видовой состав и снижается численность мезофауны в окрестностях источника эмиссии [10 – 17]. Микроартроподы при высоком уровне загрязнений, напротив, увеличивают численность сообществ и плотность популяций отдельных видов [18, 19]. Требования к условиям среды обитания у разных видов и групп почвенных беспозвоночных обуславливают их разнообразные реакции на загрязнение почвы. Особенности структуры их сообществ отражают изменения широкого спектра почвенно-экологических факторов, что делает этих беспозвоночных ценным объектом при осуществлении биоиндикационных исследований [20].

Материал и методика

Сыктывкарский лесопромышленный комплекс (СЛПК) находится на территории Республики Коми (61°49' с.ш. и 50°44' в.д.) и функционирует с 1969 г. [21]. В состав выбросов предприятия входят оксиды серы и азота, сероводород, сернистый ангидрид, минеральная пыль, содержащая карбонаты и сульфиды кальция и натрия. Содержание твёрдых загрязняющих веществ в районе г. Сыктывкара превышает фоновые показатели в 4,4 раза, SO₂ – 3,3, CO₂ – 6,4, оксидов азота – 3, прочих веществ – в 19 раз. Уровень загрязнения H₂S незначителен, однако в воздухе повышено содержание метилмеркаптана и формальдегида [22]. За последние годы отмечена тенденция снижения фоновых концентраций сернистого ангидрида и диоксида азота на территории г. Сыктывкара в связи с модернизацией систем очистки промышленных выбросов на предприятии. В 2000 г. на предприятии была внедрена схема бесхлорной отбелики целлюлозы, в результате чего потребление хлора снизилось с 11,8 в 2001 г. до 7,5 тыс. т в 2004 г. После реконструкции хвойного потока СЛПК с 2007 г. полностью отказался от использования элементарного хлора. В настоящее время суммарное количество выбросов колеблется около 20 тыс. т в год, что в 1,4 раза ниже, чем в 2004 г., и в 1,6 раза ниже, чем в 1998 г. [24].

В районе выбросов предприятия условно выделены зоны с различным уровнем техногенной нагрузки. Первая зона сильного воздействия выбросов включает территорию рабочей зоны целлюлозно-бумажного комплекса радиусом 3,5 км, где уровни техногенной нагрузки превышают фоновые в 100–150 раз. Вторая зона значительного воздействия выбросов охватывает территорию от границ первой зоны на расстоянии до 6,0 км от центра эмиссии по линии преобладающего направления ветра, где уровни загрязнённости снежного покрова превышают фоновые в 20–100 раз. Третья зона умеренного воздействия выбросов охватывает территорию от границ второй зоны на расстоянии до 10,0 км от центра эмиссии, где уровни техногенной нагрузки превышают фоновые в 4–20 раз [21].

В 2002–2010 гг. была обследована почвенная фауна ельников черничных, расположенных к северо-западу от СЛПК на расстоянии 3,5; 4,3; 5,3; 10,0; 50,0 км. Фоновый ельник (50,0 км) расположен на территории лесного

заказника Ляльский. Еловые древостои спелые и разновысотные, характеризуются невысокой продуктивностью. Ярусность не выражена, ель представлена несколькими возрастными генерациями. Древесный ярус образует *Picea obovata*, в его составе часто присутствуют *Pinus sylvestris* и *Betula pendula*, реже – *Populus tremula* и *Abies sibirica*. Подлесок состоит из *Juniperus communis*, *Sorbus aucuparia*, *Salix* sp. и *Rosa acicularis*. Равномерный подрост представлен в основном разновозрастной елью (2000–4300 шт./га). В травяно-кустарничковом ярусе (общее проективное покрытие 40–60%) первый подъярус (высота до 40 см) образуют *Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea*, *Rubus saxatilis*, *Solidago virgaurea*. Второй подъярус (высота до 10 см) формируют *Oxalis acetosella*, *Maianthemum bifolium*, *Trientalis europaea*, *Linnaea borealis*, *Pyrola rotundifolia*, *Geranium silvaticum*, *Goodyera repens*. Моховой покров с проективным покрытием 70–95% образуют *Hylocomium splendens*, *Pleurozium schreberi* и *Dicranum polysetum*, пятнами *Polytrichum commune* и сфагновые мхи [22]. При приближении к предприятию в подстилках почвы ельников черничных увеличивается содержание С, N, S. Концентрация серы в подстилке загрязнённого ельника (3,5 км) превышает таковую в подстилке фонового ельника (50,0 км) почти в семь раз. Однако кислотность подстилок в районе выбросов лесопромышленного комплекса, по сравнению с фоновым участком, не изменяется. Во-первых, атмосферные осадки, выпадающие вблизи источника загрязнения, отличаются невысокой кислотностью. Во-вторых, здесь в почву поступает большое количество пыли, содержащей в своём составе соединения щелочных и щелочно-земельных металлов, обладающие некоторой подвижностью. Так, содержание K₂O повышается в 20 раз, а концентрация Ca²⁺ увеличивается в пять раз в подстилках с приближением к источнику эмиссии [23].

В 2007–2009 гг. была обследована почвенная фауна сосняков черничных, расположенных на расстоянии 1,3; 5,0; 6,5; 49,0 км от предприятия. Фоновый сосняк (49,0 км) расположен на территории заказника Ляльский. Вблизи от СЛПК расположены сосняк разнотравный (1,3 км), производный от сосняка черничного, сосняки черничные влажные (5,0 и 6,5 км). Сосняки представлены средневозрастными и приспевающими древостоями послерубочного и послепожарного происхождения, средней или высокой продуктив-

ности. Древесный ярус состоит в основном из *Pinus sylvestris*, при незначительном участии *Populus tremula*, *Betula pubescens* и *B. pendula*, редко встречается *Picea obovata*. В подлеске единично присутствуют *Juniperus communis*, *Sorbus aucuparia*, *Salix* sp. Подрост представлен в основном елью (500–1700 шт./га), редко встречаются сосна, берёза и пихта. Травяно-кустарничковый ярус (общее проективное покрытие – 40–70%) образуют 20–40 видов растений, среди которых доминируют *Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea*, *Avenella flexuosa* и *Luzula pilosa*. В мохово-лишайниковом ярусе (общее проективное покрытие – 60–90%) преобладают *Pleurozium schreberi*, *Hylocomium splendens* и *Polytrichum commune* [22]. По совокупности показателей жизненного состояния отдельных деревьев, древостоя, подроста и растений напочвенного покрова сосновые фитоценозы в 1998 г. характеризовались как слабо- и среднеповреждённые, в 2009 г. – здоровые [24]. Как и для еловых лесов, химический анализ не выявил увеличения кислотности верхних горизонтов почв в сосняках при приближении к источнику эмиссии. В составе обменных катионов в прикорневой зоне почвы сосняков в районе выбросов предприятия доминирует ион Ca^{2+} . Однако содержание С, N, S снижается при приближении к предприятию [25].

Для выявления состава и численности почвенных беспозвоночных в хвойных лесах проводили отбор почвенно-подстилочных проб площадью 0,0025 м² (для учета микроартропод) и 0,0625 м² (для учёта крупных беспозвоночных) на глубину 15 см. На каждом обследованном участке отбирали по 5–8 образцов на микрофауну и по 8–10 образцов на мезофауну в июне, июле, сентябре каждого года. Всего в ельниках черничных было отобрано 245, 150, 305 почвенных образцов для учета орибатид, коллембол и крупных беспозвоночных соответственно. В сосняках черничных суммарное число проб составило 60, 72, 112 образцов для учёта орибатид, коллембол и крупных беспозвоночных соответственно.

При анализе полученных результатов использовали такие информативные показатели уровня антропогенной нагрузки на сообщества почвенных беспозвоночных, как численность, таксономическое разнообразие, экологическая структура. При этом доминирующими считали виды, имеющие относительное обилие более 10%, субдоминирующими – от 5,0 до 9,9% [26].

Результаты и обсуждение

Комплексы почвенных беспозвоночных в ельниках черничных

Численность панцирных клещей снижалась по мере приближения к источнику загрязнения (табл. 1). Численность орибатид в 10,0 км от предприятия была устойчиво выше, чем на трёх ближних участках, приближалась к фоновым значениям. В целом, на всех обследованных участках она соответствовала зональным значениям [27 – 30]. Значительное снижение видового богатства орибатид было отмечено на самом ближнем к СЛПК участке (3,5 км). В ельниках (4,3 и 5,3 км) число таксонов возрастало, однако было ниже, чем на фоновом участке 50,0 км (46 видов). Значимых изменений в структуре населения орибатид в рассмотренных ельниках при приближении к предприятию не зарегистрировано. На всех участках сохранялось достаточно равномерное распределение обилий видов при значительном числе доминантов и субдоминантов. Состав ядра доминирующих и субдоминирующих видов существенно не менялся. В ельнике (3,5 км) доминирующими были *Eupelops* sp., *Heminothrus peltifer*, на участке 4,3 км – *Tectocephus velatus*, на участке 5,3 км – *Nanhermannia sellnicki*, *T. velatus*, *H. peltifer*, в ельнике (10,0 км) доминировали *T. velatus*, *H. longisetosus*. В фоновом ельнике доминантов не выделено, наиболее многочисленные виды по индексу обилия отнесены к разряду субдоминантов. Зарегистрировано 15 таких видов: *Nothrus silvestris*, *Heminothrus longisetosus*, *Epidamaeus bituberculatus*, *Eremaeus oblongus*, *Carabodes subarcticus*, *Tectocephus velatus*, *Oppiella nova*, *Medioppia globosa*, *M. tuberculata*, *M. obsoleta*, *Scheloriabates laevigatus*, *Ceratozetes gracilis*, *C. mediocris*, *Chamobates borealis*, *Achipteria* sp. В ельнике (4,3 км) снижался индекс обилия индикаторной жизненной формы – обитателей поверхности почвы и верхних горизонтов подстилки – более чем в два раза, по сравнению с другими участками. На ближнем участке (3,5 км) сохранялся высокий индекс обилия поверхностных обитателей за счёт высокой численности вида *Eupelops* sp. Другие виды этой жизненной формы были малочисленны. В ненарушенных ельниках, в том числе на фоновом участке (50,0 км), более половины видов в группировках орибатид относилось к жизненной форме обитателей поверхности почвы и верхних горизонтов подстилки, первыми по обилию особей являлись обитатели мелких почвенных скважин.

Таблица 4

Характеристика комплексов орибитид в градиенте промышленного загрязнения черничных типов ельников и сосняков

| Показатели | Ельники | | | | Сосняки | | | |
|---|---------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|------------|--|
| | 10,0 км | 5,3 км | 4,3 км | 3,5 км | 6,5 км | 5,0 км | 1,3 км | |
| Доля доминантов, % | | | | | | | | |
| <i>Heminothrus</i> (<i>Platynoethrus</i>) <i>peltifer</i> (Koch, 1839) | 8,6 | 10,7 | – | 25,2 | 0,9 | 1,7 | 3,8 | |
| <i>Heminothrus longisetosus</i> Willmann, 1925 | 11,8 | 5,0 | 5,4 | 2,3 | 1,0 | 0,2 | – | |
| <i>Nanhermannia sellnicki</i> Forsslund, 1958 | 3,3 | 11,9 | 8,7 | 7,3 | 2,1 | 3,3 | – | |
| <i>Tectoserpheus velatus</i> (Michael, 1880) | 22,9 | 13,2 | 16,6 | 0,0 | 6,9 | 19,2 | – | |
| <i>Orpiella nova</i> (Oudemans, 1902) | 4,7 | 5,0 | 7,2 | 8,0 | 19,5 | 28,2 | 44,9 | |
| <i>Dissorhina ornata</i> (Oudemans, 1900) | – | – | – | – | 7,6 | 15,2 | 14,3 | |
| <i>Moritzoppia</i> (<i>Moritzoppia</i>) <i>neerlandica</i> (Oudemans, 1900) | – | – | – | – | 14,4 | 3,1 | 9,1 | |
| <i>Eupelops</i> sp. | 0,4 | 3,1 | 2,4 | 25,7 | 0,2 | 0,1 | – | |
| Доля жизненных форм, % | | | | | | | | |
| обитателей поверхности почвы и верхних горизонтов подстилки | 25,6 | 27,3 | 9,9 | 36 | 23,5 | 12,5 | 18,7 | |
| обитателей мелких почвенных скважин | 18,4 | 30,9 | 36,6 | 31,8 | 50,0 | 57,3 | 72,8 | |
| обитателей толщи подстилки | 34,4 | 27,3 | 33,6 | 31,8 | 10,7 | 6,2 | 5,3 | |
| эврибионтов | 21,6 | 14,5 | 19,9 | 0,4 | 11,6 | 22,8 | 0,8 | |
| первично неспециализированных | – | – | – | – | 4,0 | 1,2 | 1,4 | |
| Пределы численности (тыс. экз./м ²) | 112,0 – 210,0 | 82,0 – 135,2 | 78,0 – 131,7 | 48,5 – 121,5 | 59,2 – 157,3 | 52,0 – 145,1 | 7,2 – 33,5 | |
| Число видов | 26 | 30 | 30 | 21 | 33 | 30 | 20 | |
| Всего экземпляров | 9600 | 5600 | 5100 | 5000 | 3600 | 3400 | 1100 | |

Примечание: «–» – вид не зарегистрирован на этом участке.

В фоновом ельнике (50,0 км) зарегистрировано 29 видов ногохвосток (за предыдущий многолетний период исследования здесь выявлено 52 вида) и отмечены: высокая общая численность коллембол (19,6–86,1 тыс. экз./м²), доминирование трёх видов – *Folsomia quadrioculata*, *Isotomiella minor*, *Desoria hiemalis*, преобладание почвенной и полупочвенной групп жизненных форм [31]. В ельниках, расположенных в районе выбросов СЛПК, обнаружено от 31 до 36 видов коллембол [32]. Общая численность и видовое богатство группировок коллембол определялись расстоянием от источника загрязнения (табл. 2). Отмечена тенденция к повышению этих показателей в зоне значительного воздействия выбросов. Видовое богатство максимально на участке, расположенном в 5,3 км, а численность – на участке на расстоянии 4,3 км от СЛПК, что обусловлено увеличением обилия вида *Xenylla brevicauda*. Становились редкими виды надсемейства Poduroidea – наиболее примитивные почвенные формы, обладающие узкими ареалами. Группировка коллембол ельника (10,0 км) насчитывала 15 таких видов, а участков, расположенных в 3,5, 4,3 и 5,3 км от СЛПК – 12–14 видов. Однако два вида из группы подуроидов – *Protaphorura boedvarssoni* и *Supraphorura furcifera* – не только не испытывали угнетения в зонах сильного и значительного воздействия выбросов СЛПК, но и увеличивали здесь свою численность. Аналогичная тенденция характерна для видов *Isotoma viridis*, *Parisotoma notabilis*, *Desoria hiemalis* – субдоминантов или доминантов в фоновом ельнике (50,0 км). Типичные доминанты (*Folsomia quadrioculata*, *Isotomiella minor*) группировок ногохвосток ненарушенных еловых лесов, напротив, по мере увеличения загрязнения снижали своё обилие.

Численность крупных почвенных беспозвоночных в зонах умеренного и значительного воздействия выбросов СЛПК не отличалась от таковой в фоновом ельнике (50,0 км) – 104,6±7,1 экз./м², тогда как на ближнем к предприятию участке (3,5 км) этот показатель возрос почти в два раза (табл. 3). Аналогичные изменения происходили в видовом составе мезофауны: максимальное число видов (26) зарегистрировано в фоновом ельнике (50,0 км), по мере приближения к источнику эмиссии наблюдалось снижение числа видов в составе мезофауны, однако в ельнике (3,5 км) отмечалось большее видовое богатство, чем в зоне значительного воздействия выбросов (участки 4,3 и 5,3 км).

Доминирующие позиции на фоновом участке (50,0 км) занимали: многочисленный в загрязнённых ельниках *Monotarsobius curtipes* (30,8%), повышающий свое относительное обилие на участке в 3,5 км от СЛПК *Geostiba circellaris* (5,6%), снижающий обилие в районе выбросов СЛПК *Xantholinus tricolor* (6,8%). *Calathus micropterus* – массовый вид в ненарушенных хвойных лесах [33] – на фоновом участке (50,0 км) оказался малочисленным. По обилию в еловых лесах преобладали подстилочно-почвенные формы крупных беспозвоночных. В фоновом ельнике (50,0 км) высоко участие поверхностно-подстилочных видов (40% от числа видов и 30% от численности), число и обилие которых снижались при приближении к СЛПК [23].

Комплексы почвенных беспозвоночных в сосняках черничных

Значительное снижение численности орибатид отмечено в сосняке в 1,3 км от СЛПК. Сосняки, расположенные от него в 5,0 и 6,5 км, мало отличались друг от друга по этому показателю (табл. 1). Численность орибатид в фоновом сосняке (49,0 км) составляла 24,0–130,0 тыс. экз./м². Зарегистрировано снижение таксономического разнообразия орибатид на уровне видов, родов и семейств в ближнем к предприятию сосняке (1,3 км) по сравнению с более удалёнными участками (5,0 и 6,5 км) и фоновым сосняком (49,0 км). По мере удаления от источника загрязнения в сосняках уменьшалось суммарное обилие доминантов, увеличивалось число субдоминирующих видов, что определяло более равномерное распределение обилий видов и, следовательно, высокое разнообразие орибатид в зоне значительного воздействия выбросов СЛПК (участки 5,0 и 6,5 км) по сравнению с импактным сосняком (1,3 км). Первым по обилию на всех участках в районе выбросов СЛПК был эвритопный вид *Oppiella nova*. Доминантами также являлись: *Dissorhina ornata* – в сосняках (1,3 км и 5,0 км), *Tectocephus velatus* – на участке (5,0 км), *Moritzoppia neerlandica* – в сосняке (6,5 км). В фоновом сосняке (49,0 км) к числу наиболее многочисленных относились виды *Moritzoppia neerlandica*, *Dissorhina ornata*, *Tectocephus velatus*, *Suctobelbella sp.*, *Nanhermannia sellnicki*, *Heminothrus peltifer*, *Chamobates borealis*. В импактном сосняке (1,3 км) отмечено резкое снижение численности *Ceratozetes sellnicki*, входящего в ядро доминантов в среднетаёжных хвойных лесах с развитым гумусовым горизонтом [30]. При

Таблица 2

Характеристика комплекса коллембол в градиенте промышленного загрязнения черничных типов ельников и сосняков

| Показатели | Ельники | | | | | Сосняки | | | | |
|---|----------|----------|-----------|----------|-----------|----------|-----------|----------|----------|----------|
| | 10,0 км | 5,3 км | 4,3 км | 3,5 км | 6,5 км | 5,0 км | 6,5 км | 3,5 км | 5,0 км | 1,3 км |
| Доля доминантов, % | | | | | | | | | | |
| <i>Folsomia quadrioculata</i> (Tullberg, 1871) | 38,8 | 30,8 | 20,1 | 31,4 | 11,9 | 12,1 | 11,9 | 31,4 | 12,1 | 1,7 |
| <i>Isotomiella minor</i> (Schäffer, 1896) | 14,2 | 20,9 | 7,4 | 4,5 | 31,0 | 51,4 | 31,0 | 4,5 | 51,4 | 33,7 |
| <i>Parisotoma notabilis</i> (Schäffer, 1896) | 0,9 | 7,0 | 10,1 | 7,3 | 4,2 | 4,8 | 4,2 | 7,3 | 4,8 | 22,3 |
| <i>Protaphorura boedvarssoni</i> Pomorski, 1993 | 5,0 | 6,6 | 4,5 | 10,5 | 4,6 | 6,1 | 4,6 | 10,5 | 6,1 | 4,3 |
| <i>Isotoma viridis</i> Bourlet, 1839 | 2,2 | 5,7 | 5,0 | 16,8 | 0,1 | 0,6 | 0,1 | 16,8 | 0,6 | 7,6 |
| <i>Desoria hiemalis</i> (Schött, 1893) | 2,2 | 5,3 | 2,2 | 12,9 | 3,8 | 4,7 | 3,8 | 12,9 | 4,7 | 14,6 |
| Доля жизненных форм, % | | | | | | | | | | |
| поверхностно-обитающих | 33,5 | 27,8 | 52,2 | 38,5 | 16,8 | 8,5 | 16,8 | 38,5 | 8,5 | 25,1 |
| гемидафических | 44,0 | 40,7 | 33,2 | 48,8 | 31,4 | 21,7 | 31,4 | 48,8 | 21,7 | 34,3 |
| эуадафических | 22,5 | 31,5 | 14,6 | 12,7 | 51,8 | 69,8 | 51,8 | 12,7 | 69,8 | 40,6 |
| Средняя численность (тыс. экз./м ²) | 31,0±2,5 | 30,7±3,0 | 63,4±13,3 | 27,0±3,0 | 78,3±30,8 | 41,3±4,5 | 78,3±30,8 | 27,0±3,0 | 41,3±4,5 | 25,8±3,3 |
| Число видов | 31 | 36 | 33 | 31 | 28 | 28 | 28 | 31 | 28 | 25 |
| Всего экземпляров | 3330 | 2945 | 6147 | 3176 | 3133 | 1868 | 3133 | 3176 | 1868 | 1163 |

Таблица 3
Характеристика мезофауны в градиенте промышленного загрязнения черничных типов ельников и сосняков

| Показатели | Ельники | | | | Сосняки | | |
|---|------------|------------|------------|------------|----------|----------|----------|
| | 10 км | 5,3 км | 4,3 км | 3,5 км | 6,5 км | 5,0 км | 1,3 км |
| Доля доминантов, % | | | | | | | |
| <i>Monotarsobius curtipes</i> (C.L. Koch, 1847) | 56,7 | 93,8 | 78,1 | 52,6 | 12,2 | 18,2 | 16,4 |
| <i>Pterostichus melanarius</i> (Illiger, 1798) | 1,6 | 0,1 | 0,1 | – | – | 6,5 | 0,2 |
| <i>Pterostichus oblongopictatus</i> (Fabricius, 1787) | 0,2 | 0,1 | 0,2 | 0,1 | – | 12,0 | 6,5 |
| <i>Calathus micropterus</i> (Duftschmid, 1812) | 6,7 | 0,1 | 0,1 | 0,2 | 2,9 | 1,5 | 3,0 |
| <i>Zyras humeralis</i> (Gravenhorst, 1802) | 5,8 | 4,2 | 0,1 | 1,2 | 75,4 | 48,0 | 6,5 |
| <i>Geostiba circellaris</i> (Gravenhorst, 1806) | 0,1 | – | 3,3 | 6,9 | 0,1 | – | – |
| <i>Philonthus rotundicollis</i> (Menetries, 1832) | – | – | – | – | 0,1 | – | 24,2 |
| <i>Philonthus cyanipennis</i> (Fabricius, 1792) | – | – | – | – | – | – | 24,2 |
| <i>Tachinus pallipes</i> Gravenhorst, 1806 | 0,1 | – | – | – | 2,9 | 1,5 | 9,4 |
| Доля жизненных форм, % | | | | | | | |
| поверхностно-подстилочных | 2,6 | 5,9 | 11,4 | 6,8 | 2,4 | 18,8 | 37,8 |
| подстилочных | 6,2 | 4,9 | 22,9 | 16,5 | 47,6 | 28,2 | 2,2 |
| подстильно-почвенных | 91,2 | 89,2 | 65,7 | 76,7 | 50,0 | 53,0 | 60,0 |
| Средняя численность (экз./м ²) | 110,2±10,5 | 101,0±16,2 | 116,6±22,4 | 201,8±48,2 | 33,7±2,6 | 53,2±4,6 | 83,4±6,4 |
| Число видов | 43 | 7 | 9 | 19 | 16 | 16 | 22 |
| Всего экземпляров | 482 | 221 | 510 | 883 | 59 | 93 | 146 |

Примечание: «–» – вид не зарегистрирован на этом участке.

приближении к источнику эмиссии в сосняках зарегистрировано значительное сокращение числа обитателей поверхности почвы и толщи подстилки (табл. 1). Смены доминирующих жизненных форм панцирных клещей не происходило, преобладающей по обилию на участках 1,3, 5,0 и 6,5 км оставалась жизненная форма обитателей мелких почвенных скважин, как и в фоновом сосняке (49,0 км).

Численность коллембол в сосняках черничных вне зоны аэротехногенного воздействия существенно ниже, чем в аналогичных ельниках: 1,2–67,5 тыс. экз./м². Таксоцены коллембол насчитывают 18–34 вида [34, 35] и характеризуются доминированием *Isotomiella minor* и *Parisotoma notabilis*, преобладанием почвенных жизненных форм. В сосняках, испытывающих воздействие выбросов СЛПК, размах колебаний численности коллембол гораздо шире – 20,7–167,0 тыс. экз./м², а число видов меньше – 13–28. По мере приближения к СЛПК численность коллембол сокращалась в 1,5 раза по сравнению с фоновым сосняком (49,0 км), видовое богатство также уменьшалось. Особенно заметно в ряду сосняков менялось соотношение доминирующих видов коллембол (табл. 2). По характеру этих изменений выделились две группы видов: у первых – *Folsomia quadrioculata*, *Micraptorura absoloni* – численность популяций снижалась, у вторых – *Parisotoma notabilis*, *Isotoma viridis*, *Desoria hiemalis* – численность, напротив, увеличивалась с ростом загрязнения. В сосняках, расположенных в районе действия выбросов СЛПК, преобладали почвенные виды, однако в импактном сосняке (1,3 км) отмечено некоторое увеличение доли поверхностно-обитающих видов.

Средняя численность мезофауны, составившая в фоновом сосняке 102,4±8,4 экз./м², снижалась в 2–3 раза на участках 6,5 и 5,0 км, несколько возрастая в импактном сосняке (1,3 км). Видовое богатство крупных почвенных беспозвоночных на фоновом участке (49,0 км) оказалось ниже (14 видов), чем в сосняках, расположенных в районе выбросов СЛПК (табл. 3). В сосняках (6,5 и 5,0 км) высоким обилием характеризовались виды *Monotarsobius curtipes*, *Calathus micropterus*, *Zyras humeralis*, которые являются типичными доминантами ненарушенных сосновых лесов, в том числе фонового участка. В импактном сосняке (1,3 км) произошла смена доминантов. Здесь лидирующие позиции заняли *Philonthus rotundicollis* и *Ph. cyanipennis*, считающиеся лесными видами, но в начале

года зарегистрирован лет этих жуков в биотопах с хорошо выраженным травостоем [25]. В нарушенных сосняках преобладала группа подстилочно-почвенных форм, что характерно и для фонового сосняка (45,4% приходится на эту группу). По мере приближения к СЛПК наблюдалось сокращение доли подстилочных (36,0% – в фоновом сосняке) и увеличение доли поверхностно-подстилочных форм (18,6% – в фоновом сосняке).

Изменения комплексов почвенных беспозвоночных хвойных лесов в районе выбросов Сыктывкарского лесопромышленного комплекса

Важной характеристикой почвенного населения хвойных лесов является систематическая монотонность группировок на уровне семейств, родов, видов [30]. Таксономическая структура почвенной фауны хвойных лесов, расположенных в районе действия выбросов СЛПК, существенно не отличалась от фонового района и не претерпевала значительных изменений за годы наблюдений. Тем не менее таксономическое разнообразие орибатид снижалось в ельниках и сосняках по мере приближения к источнику эмиссии, что характерно для промышленных загрязнений разного рода [36, 37]. В почве еловых насаждений отмечено увеличение разнообразия группировок коллембол при среднем уровне загрязнения, обнаруженное и другими авторами [9, 38, 39]. Это подтверждает гипотезу «промежуточного нарушения», по которой максимальное разнообразие наблюдается при средней интенсивности воздействия нарушающих факторов [40]. В почве сосновых насаждений отмечено уменьшение видового разнообразия ногохвосток, что, по-видимому, связано с изменениями растительного покрова и сокращением мощности подстилки. Ранее вблизи металлургических предприятий зарегистрировано сокращение видового разнообразия коллембол на 18–42% по сравнению с контролем [39]. В целом, для коллембол не выявлено существенных изменений видового состава в градиенте хронического воздействия выбросами СЛПК. Для крупных почвенных беспозвоночных отмечено уменьшение видового разнообразия как в сосняках, так и в ельниках по среднему градиенту загрязнения. Однако на импактных участках елового (3,5 км) и соснового (1,3 км) лесов рассматриваемое в почвах разнообразие мезофауны возрастает и соответствует таковому на фоновых участках.

Это происходит за счёт появления здесь представителей кальцефильных групп беспозвоночных (*Gastropoda*, *Lumbricidae*, *Diplopoda*). Такие же изменения наблюдаются при пылевых загрязнениях, особенно при накоплении кальция в почвах с высокой естественной кислотностью [14, 41].

Зарегистрированные изменения численности почвенной фауны не имеют одинаковых тенденций для рассмотренных таксономических групп. Численность орибатид по мере приближения к СЛПК закономерно снижалась в ельниках и сосняках черничных. Эта тенденция подтверждается предыдущими исследованиями [42, 43], хотя возможно и повышение численности орибатид вблизи промышленных предприятий [18]. Численность коллембол в ельниках увеличивалась по среднему градиенту, а в сосняках снижалась при приближении к источнику эмиссии. Аналогичная картина показана для населения ногохвосток елово-пихтовых лесов в окрестностях Среднеуральского медеплавильного завода, когда максимальная численность отмечалась в буферной зоне [39]. В загрязнённых промышленными выбросами сосняках южной тайги и лесостепи общая численность коллембол падала в 2-3 раза по сравнению с контролем [35]. Уменьшение численности почвенной мезофауны не только не наблюдалось в еловых лесах, расположенных в зонах умеренного и значительного действия выбросов СЛПК, но этот показатель даже вырос в зоне сильного воздействия выбросов предприятия. В сосняках численность мезофауны сокращалась в зонах умеренного и значительного действия выбросов СЛПК, вырастая на импактном участке (1,3 км). Такие тенденции соответствуют зоне нестабильности сообществ мезофауны в середине градиента загрязнения [23, 25].

Перестройки в структуре населения почвенных беспозвоночных касаются структуры доминирования и спектра жизненных форм, в зависимости от экологических особенностей рассмотренных таксономических групп они имеют разнонаправленный характер. Для орибатид характерно большое число субдоминирующих видов в ненарушенных еловых и сосновых лесах. По мере приближения к предприятию часть таких видов снижала свою численность или полностью выпадала из состава группировок панцирных клещей. В результате наблюдалось перераспределение обилия оставшихся видов, которые и становились доминантами на участках, расположенных в районе выбросов СЛПК. Отмечено также сни-

жение обилия обитателей поверхности почвы и верхних горизонтов подстилки в хвойных лесах при приближении к источнику эмиссии, что подтверждает тот факт, что под влиянием промышленных загрязнений разного рода происходит обеднение населения поверхностных обитателей [36, 44 – 46]. В группировках коллембол черничных ельников по мере приближения к предприятию происходила замена одних доминантных видов другими. В черничных сосняках вид *Parisotoma notabilis*, доминирующий на фоновом участке, увеличивал свою численность с ростом загрязнения. Известно, что лишь при очень сильной антропогенной нагрузке количество потенциальных видов коллембол с высоким обилием вновь падает [1]. Нами не выявлено каких-либо существенных изменений обилия другого доминанта (*Isotomiella minor*) в фоновом сосняке при приближении к СЛПК, хотя в сосновых лесах вблизи Череповецкого металлургического комбината и Тольяттинских химических заводов происходит сокращение численности популяций *Isotomiella minor* [35]. Вероятно, противоречивые сведения о влиянии промышленных выбросов производств разного типа на группировки коллембол связаны с различными типами поллютантов. Для коллембол отмечена иная, чем для орибатид, тенденция увеличения доли поверхностно-обитающих и снижения участия почвенных форм коллембол при среднем уровне загрязнения в еловых лесах и при сильном уровне загрязнения – в сосновых лесах. Это свидетельствует о том, что виды поверхностно-обитающей и эуэдафической жизненных форм имеют селективное преимущество в загрязнённых почвах [39]. В отличие от микроартропод, среди крупных почвенных беспозвоночных не выявлено смены доминантов в градиенте загрязнения черничных ельников. Однако для мезофауны этих типов сообществ, расположенных в районе выбросов СЛПК, характерно монодоминирование *Monotarsobius curtipes*. В сосняках черничных по среднему градиенту загрязнения смены доминантов не происходило, но в импактном сосняке (1,3 км) из-за смены растительного покрова произошла замена типичных доминантов ненарушенных хвойных лесов видами *Philonthus rotundicollis* и *Ph. cyanipennis*. Разные тенденции отмечены и в изменении спектра жизненных форм крупных почвенных беспозвоночных в еловых и сосновых лесах в районе выбросов СЛПК. В ельниках черничных (50,0 и 10,0 км) высоко участие поверхностно-подстилочных форм крупных

беспозвоночных, доля которых снижается при приближении к предприятию, что характерно и для орибатид при увеличении антропогенной нагрузки на экосистемы. Аналогичные изменения проявляются для мезофауны сосновых лесов по среднему градиенту загрязнения, тогда как в импактном сосняке (1,3 км) наблюдается снижение участия подстилочных и увеличение доли поверхностно-подстилочных форм.

По сути, все явления, происходящие в ходе антропогенной трансформации еловых и сосновых лесов в районе выбросов СЛПК, отражают два ключевых процесса: утрату структурной стабильности и специализированности почвенной фауны. При этом воздействие выбросов СЛПК отрицательнее сказывается на орибатидах, у которых при приближении к предприятию существенно снижались видовое разнообразие и численность, происходило изменение структуры доминирования и наблюдалось обеднение населения поверхностных обитателей. Группировки коллембол оказались более устойчивыми к хроническому воздействию выбросов СЛПК, что проявилось в отсутствии значимых изменений их видового состава и численности в хвойных лесах. Однако структурная стабильность сообществ ногохвосток нарушена, о чём свидетельствовали изменения спектра жизненных форм и соотношения доминантов. При этом в еловых лесах структурные изменения группировок коллембол происходили при среднем уровне загрязнения. Зона нестабильности сообществ почвенной мезофауны также выявлена в середине градиента загрязнения рассматриваемых лесов выбросами СЛПК, на импактных участках наблюдалось повышение разнообразия и численности крупных почвенных беспозвоночных при изменении структурных параметров. Различные типы реакций рассмотренных групп почвенных беспозвоночных не только свидетельствуют о том, что воздействие выбросов СЛПК влияет на почвенную фауну, но и подтверждают тот факт, что любое химическое воздействие вызывает перестройки в структурной организации комплексов почвенных беспозвоночных [1, 47].

Заключение

В хвойных лесах, расположенных в зоне воздействия СЛПК, проявилась общая тенденция снижения таксономического разнообразия и численности орибатид по мере приближения к источнику эмиссии. Наименьшие значения этих показателей отмечены в

импактных сообществах (1,3 и 3,5 км). Более выраженным негативное воздействие выбросов СЛПК оказалось в сосняках черничных. В ельниках черничных в районе выбросов предприятия существенных изменений в структуре группировок орибатид не зарегистрировано. В сосняках увеличивается суммарное обилие доминантов, распределение обилий видов становится менее равномерным, сокращается число видов – представителей жизненной формы обитателей поверхности почвы и верхних горизонтов подстилки.

Загрязнение черничных ельников и сосняков выбросами СЛПК проявляется на сообществах коллембол по-разному. Для населения коллембол ельников характерно увеличение видового разнообразия и численности при среднем уровне загрязнения; сокращение плотности популяции многочисленного в восточноевропейских хвойных лесах вида *Isotomiella minor* с ростом загрязнения. Для сообществ коллембол сосняков очевидны структурные изменения, проявляющиеся в сокращении численности и видового разнообразия, росте или уменьшении плотности доминантных видов, изменении соотношения жизненных форм по мере приближения к предприятию.

Для сообществ почвенной мезофауны в хвойных лесах характерно снижение видового разнообразия и численности по среднему градиенту загрязнения выбросами СЛПК и возрастание этих показателей до фоновых значений на импактных участках (1,3 и 3,5 км). Структурные изменения комплексов крупных почвенных беспозвоночных проявляются в зонах значительного и сильного воздействия выбросов предприятия.

Таким образом, воздействие выбросов СЛПК сказывается на комплексах почвенных беспозвоночных опосредованно через нарушение их структурной организации.

Исследования проведены в рамках Программы Отделения биологических наук РАН «Биологические ресурсы России, оценка состояния и фундаментальные основы мониторинга», проекты № 09-Т-4-1003 и 12-Т-4-1001.

Литература

1. Кузнецова Н.А. Организация почвенных сообществ и её роль в биоиндикации // Антропогенная динамика экосистем: Материалы IX конф. М.: МНЭПУ, 2003. С. 39–91. (Научн. Тр. МНЭПУ. Вып. 2. Сер.: «Реймерсовские чтения»).

2. Schaefer M. Waldschaden und die Tierwelt des Bodens // *Allg. Forstz.* 1985. V. 40. № 27. S. 676-679.
3. Артемьева Т.И. Комплексы почвенных животных и вопросы рекультивации техногенных территорий. М: Наука, 1989. 112 с.
4. Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонов М.Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень). Екатеринбург. 1994. 280 с.
5. Sterzynska M., Pilipiuk I. Distribution of heavy metals in Warsaw soils as a factor affecting the soil biota // *Memorabilia Zool.* 1994. V. 49. P. 187-195.
6. Rusek J. Soil invertebrate species diversity in natural and disturbed environments // *Webmasters in regional and global contexts* / Ed. by D.C. Coleman, P.F. Hendrix. CAB International. 2000. P. 233-252.
7. Rusek J., Marshall V.G. Impacts of airborne pollutants on soil fauna // *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 2000. V. 31. P. 395-423.
8. Хотько Э.И., Ветрова С.Н., Матвеев А.А., Чумаков Л.С. Почвенные беспозвоночные и промышленные загрязнения. М. 1982. 264 с.
9. Кузнецова Н.А., Потапов М.Б. Изменение структуры сообществ почвообитающих коллембол (*Hexapoda, Collembola*) при промышленном загрязнении южнотажных сосняков-черничников // *Экология.* 1997. Вып. 6. С. 435-441.
10. Штернбергс М.Т. Воздействие выбросов цементного завода на дождевых червей (*Lumbricidae*) березняков-кисличников // *Загрязнение природной среды кальцийсодержащей пылью.* Рига. 1985а. С. 96-100.
11. Штернбергс М.Т. Воздействие выбросов цементного завода на пауков (*Aranei*) подстилки леса // *Загрязнение природной среды кальцийсодержащей пылью.* Рига. 1985б. С. 101-109.
12. Saldiva P.H.N., Bohm G.M. Animal indicators of adverse effects associated with air pollution // *Ecosystem Health.* 1998. V. 4. P. 230-235.
13. Cortet J., Gomot-De Vaufflery A., Poinsoot-Balaguer N., Gomot L., Texier C., Cluzeau D. The use of invertebrate soil fauna in monitoring pollutant effects // *Eur. J. Soil Biol.* 1999. V. 35. № 3. P. 115-134.
14. Deleporte S., Tillier P. Long-term effects of mineral amendments on soil fauna and humus in an acid beech forest floor // *Forest Ecology and Management.* 1999. V. 118. P. 245-252.
15. Биодинамика процессов трансформации органического вещества в почвах Северной Фенноскандии. Апатиты. 2002. 152 с.
16. Почва и почвенная биота в условиях загрязнения фтором. Апатиты. 2005. 155 с.
17. Hodkinson I.D., Jackson J.K. Terrestrial and aquatic invertebrates as bioindicators for environmental monitoring, with particular reference to mountain ecosystems // *Environmental Management.* 2005. V. 35. №. 5. P. 649-666.
18. Zaitsev A.S., Van Straalen N.M. Species diversity and metal accumulation in oribatid mites of forests affected by a metallurgical plant // *Pedobiologia.* 2001. V. 45. P. 467-479.
19. Блинников В.И., Тяпкина А.П. Влияние пыли отвалов Мценского завода алюминиевого литья на микроартропод луговых почв // *Экологическое разнообразие биоты и биопродуктивность почв: Материалы докл. IV (XIV) Всерос. совещ. по почвенной зоологии.* Тюмень. 2005. С. 39-40.
20. Мелецис В.П. Биоиндикационное значение коллембол (*Collembola*) при загрязнении почвы березняка-кисличника индустриальной кальцийсодержащей пылью // *Загрязнение природной среды кальцийсодержащей пылью.* Рига. 1985. С. 149-209.
21. Бобкова К.С., Паутов Ю.А., Терещук Н.А. Состояние лесов в зоне влияния Сыктывкарского лесопромышленного комплекса // *Лесн. журн.* 1997. № 5. С. 84-88.
22. Торлопова Н.В., Робакидзе Е.А. Влияние поллютантов на хвойные фитоценозы (на примере Сыктывкарского лесопромышленного комплекса). Екатеринбург. 2003. 65 с.
23. Колесникова А.А., Конакова Т.Н., Долгин М.М. Мезофауна еловых лесов Республики Коми в зоне воздействия лесопромышленного комплекса // *Бюлл. МОИП. Отд. Биол.* 2011. Т. 116. Вып. 1. С. 10-20.
24. Торлопова Н.В., Робакидзе Е.А. Биоразнообразие и состояние лесных экосистем под влиянием загрязнения воздуха ЦБП // *Экология арктических и приарктических территорий: материалы докл. междунар. симп.* Архангельск. 2010. С. 401-402.
25. Конакова Т.Н., Колесникова А.А., Долгин М.М. Мезофауна сосновых лесов Республики Коми в районе действия выбросов лесопромышленного комплекса // *Вестник Поморского университета. Сер. «Естественные науки».* 2009. № 3. С. 55-63.
26. Беклемишев В.Н. Биоценологические основы сравнительной паразитологии. М. 1970. 502 с.
27. Поспелов Л.Е., Солнцева Е.Л., Чугунова М.Н. Комплексы микроартропод в разных типах леса в подзоне северной тайги Европейской части СССР // *Проблемы почвенной зоологии.* Минск: Наука и техника, 1978. С. 189-190.
28. Смоленцева Н.Л. Роль почвенных животных и микроорганизмов в разложении опада сосново-евого насаждения средней тайги // *Экология роста и развития сосны и ели на Северо-Востоке европейской части СССР.* Сыктывкар. 1979. С. 104-116. (Тр. Коми филиала АН СССР, № 44).
29. Панцирные клещи: Морфология, развитие, филогения, экология, методы исследования, характеристика модельного вида *Nothrus palustris* C.L. Koch, 1839. / Криволицкий Д.А., Лебрен Ф., Кунст М. и др. М.: Наука, 1995. 224 с.
30. Биопродукционный процесс в лесных экосистемах Севера. СПб.: Наука, 2001. 278 с.

31. Таскаева А.А., Долгин М.М. Микростациональное распределение коллембол в еловых лесах // Бюлл. МОИП. Отд. биол. 2008. Т. 113. Вып. 5. С. 16–22.
32. Таскаева А.А. Изменения населения коллембол (*Collembola*) при антропогенной трансформации еловых лесов (на примере лесов Монди Бизнес Пейпа Сыктывкарский ЛПК) // Беспозвоночные европейского Северо-Востока России. Сыктывкар. 2007. С. 92–113. (Тр. Коми НЦ УрО РАН, № 183).
33. Конакова Т.Н., Колесникова А.А., Долгин М.М. Разнообразие и экология жужелиц (*Coleoptera: Carabidae*) в среднетаежных лесах Республики Коми // Бюлл. МОИП. Отд. Биол. 2010. Т. 115. Вып. 2. С. 9–16.
34. Таскаева А.А. Изменение фауны коллембол под влиянием промышленных выбросов // Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга: Тез. докл. Сыктывкар, 2001. С. 184–185.
35. Кузнецова Н.А. Организация сообществ почвообитающих коллембол. М.: ГНО «Прометей» МПГУ, 2005. 244 с.
36. Криволицкий Д.А. Почвенная фауна – биоиндикатор радиоактивных загрязнений // Радиоэкология почвенных животных. М.: Наука, 1985. С. 5–25.
37. Артемьева Т.Н., Жеребцов А.К., Кибардин В.М. Влияние нефтяного загрязнения на педобионтов разных природно-климатических зон // Проблемы почвенной зоологии: Тез. докл. М.: Изд-во КМК, 1999. С. 249.
38. Bengtsson G., Rundgren S. The Gusum case: a brass mill and the distribution of soil *Collembola* // *Can. J. Zool.* 1988. V. 66. P. 1518–1526.
39. Кузнецова Н.А. Население почвообитающих коллембол в градиенте загрязнения хвойных лесов выбросами Среднеуральского медеплавильного завода // *Экология.* 2009. № 6. С. 439–448.
40. Connell J. H. Diversity in tropical rainforests and coral reefs // *Science.* 1978. V. 199. P. 1302–1310.
41. Kalisz P.J., Powell J.E. Effect of calcareous road dust on land snails (*Gastropoda: Pulmonata*) and millipedes (*Diplopoda*) in acid forest soils of the Daniel Boone National Forest of Kentucky, USA // *Forest Ecology and Management.* 2003. V. 186. P. 177–183.
42. Бутовский Р.О. Устойчивость комплексов почвообитающих членистоногих к антропогенным воздействиям. Автореф. дисс. ... докт. биол. наук. Москва. 2000. 47 с.
43. Vanek J. Zmeny vyvolane priemyslovymi imisemi ve spolecenstvech pancimiku (*Acarina, Oribatoidea*) pud smrkovych lesu // *Probl. Biol. Kraoiny.* 1974. P. 33–116.
44. Криволицкий Д.А. Почвенная фауна в экологическом контроле. М.: Наука, 1994. 269 с.
45. Мелехина Е.Н., Криволицкий Д.А. Многолетняя динамика населения микроартропод эпифитных лишайников в районе Чернобыльской АЭС // Радиоэкологические исследования в 30-километровой зоне аварии на Чернобыльской АЭС. Сыктывкар. 1993. С. 60–72. (Тр. Коми науч. центра УрО РАН; №127).
46. Мелехина Е.Н., Бязров Л.Г. Многолетние изменения биоразнообразия панцирных клещей в эпифитных лишайниках Подмосковья // Динамика биоразнообразия животного мира: Сб. докл. совещ. Москва. 1997. С. 120–123.
47. Стриганова Б.Р. Питание почвенных сапрофагов. М. 1980. 220 с.

Оценка качества вод санаторно-курортной реки Ивкина (бассейн р. Вятка) по показателям зообентоса

© 2012. М. Л. Цепелева, аспирант, В. Н. Шубина, д.б.н., в.н.с.
Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,
e-mail: tsepeleva@ib.komisc.ru

Приведены результаты исследования зообентоса р. Ивкина (приток р. Вятка), испытывающей влияние бытовых стоков с территорий санаториев, а также сельскохозяйственных стоков, поступающих с дачных участков, полей, с пастбищ животных, расположенных по берегам этой реки. По биотическому индексу Вудивисса и олигохетному индексу Гуднайта и Уитлея воды р. Ивкина оцениваются как «чистые» и «очень чистые». Хирономидный индекс Балушкиной на большинстве станций реки характеризует воды как «умеренно загрязнённые».

Zoobenthos research results are shown of the Ivkina river (inflow of the Vyatka river) under the influence of household drains from the territory of the resort, as well as of agricultural drains from allotments, fields, pastures located on the coast of the river. Biotic index of Woodiwiss and Oligochaete index of Goodnight and Whitley estimate waters of the Ivkina river as clean and very clean. Chironomids index of Balushkina of the majority of the river stations shows waters as mildly foul.

Ключевые слова: зообентос, биоценоз, фауна, численность, биомасса, биоиндикация, качество воды

Keywords: zoobenthos, biocoenosis, fauna, number, biomass, bioindication, water quality

Введение

Река Ивкина – приток р. Быстрица, левобережный малый приток р. Вятка второго порядка, берёт начало с высокой части Вятского Увала вблизи д. Опаринцы (Кировская область) и на всём протяжении течёт в северном направлении. Климат здесь умеренно-континентальный, с продолжительной многоснежной и холодной зимой (средняя температура января – $-14,4^{\circ}\text{C}$) и с умеренно теплым летом (средняя температура июля – $+17,6^{\circ}\text{C}$). Длина р. Ивкина 104 км, площадь водосбора 1120 км², русло извилистое шириной от 3 до 10 м. Глубина на верхних участках реки – 0,6–0,9 м, на нижних – 1,0–2,0 м, средняя скорость течения – 0,5–0,8 м/с [1, 2]. Донные речные отложения представлены песчаными, илистыми и глинистыми грунтами. Глинистые грунты чаще присутствуют в верхнем течении реки, остальные типы грунта – в среднем и нижнем течениях. В результате строительства автомобильных мостов под ними на дне реки отмечен щебень. По берегам встречаются заросли водной и прибрежно-водной растительности: *Fontinalis antipyretica*, *Elodea canadensis*, *Potamogeton crispus*, *P. pectinatus*, *Alisma plantago-aquatica*, *Sagittaria sagittifolia*, *Phragmites australis*, *Carex* sp., *Lemna trisulca*, *Polygonum amphibium*.

В пойме нижнего течения реки у с. Нижне-Ивкино расположены целебные минеральные источники и лечебные грязи, которые используются больницей, курортом республиканского значения и санаториями промышленных предприятий г. Кирова [3]. О существовании живительной силы местной природы у с. Нижне-Ивкино человек знал с давних времен – с XV века, широкое применение её началось в XX столетии. Сегодня здесь находится Нижне-Ивкинская курортная зона – по сочетанию уникальных природных факторов один из редких и ценных уголков России, который называют «Жемчужиной» Вятского края. В курортной зоне размещаются санатории «Нижне-Ивкино», «Колос», «Лесная новь», санаторий-профилакторий «Сосновый бор», детский санаторий «Нижне-Ивкино». Кроме того, здесь есть бальнеолечебница, много ведомственных баз отдыха, детские оздоровительные лагеря. Река Ивкина и её территория водосбора с ценнейшими целебными природными ресурсами требуют углублённого и тщательного изучения. А между тем приходится констатировать скудность литературных данных о современном экологическом состоянии этой санаторно-курортной реки, отсутствие сведений о фауне и количественном развитии водного населения.

Надёжным показателем для определения экологического состояния реки, приоритетным источником информации об интенсивности антропогенной нагрузки на водоток служит зообентос, один из основных компонентов речных экосистем [4]. Цель данной работы – выявить биоценозы, видовой и количественный составы зообентоса р. Ивкина и оценить качество её вод с использованием гидробиологических показателей.

Материал и методы исследования

В мае, июле, октябре 2009–2011 гг. на р. Ивкина были проведены исследования зообентоса на шести станциях (рис. 1), где одновременно с отбором гидробиологических проб выполнены замеры глубины, температуры воды, скорости течения методом «поплавков», отмечены характер грунта и наличие водной и прибрежно-водной растительности. Сбор и обработка проб зообентоса произведены по стандартным методикам [5, 6]. Для отбора количественных проб использованы гидробиологические скребки и штанговый трубчатый дночерпатель Мордухай-Болтовского; качественные сборы водных беспозвоночных среди зарослей водной растительности взяты с помощью сачка. Промывка количественных проб донного населения осуществлена через капроновое сито с ячейей 0,22 мм (газ № 46), качественных проб – через капроновое сито с ячейей 0,43 (газ № 23). Промытые пробы зообентоса фиксировали 4-% водным раствором формальдегида. Качественные сборы, содержащие моллюсков и ручейников, фиксировали 70-% раствором этилового спирта. Всего отобрано 49 проб: 38 количественных и 11 качественных.

Первичная и видовая обработка материала проведена в лаборатории ихтиологии и гидробиологии Института биологии Коми НЦ УрО РАН с использованием микроскопов МБС-10, Микмед-1 и БИМАМ Р-13-1. Организмы из всех проб зообентоса сосчитаны тотально. Биомасса гидробионтов после их обсушки на фильтровальной бумаге до исчезновения влажных пятен определена взвешиванием на аналитических (ВЛР-200) и торсионных (ВТ-100, ВТ-250, ВТ-1000) весах. Биомасса ручейников приведена без веса домиков. Для расчета биомассы кладоцер, остракод и копепод среднее значение биомассы одной особи этих ракообразных принято равным 0,02 мг, полученное в результате взвешивания 100 экземпляров рачков и

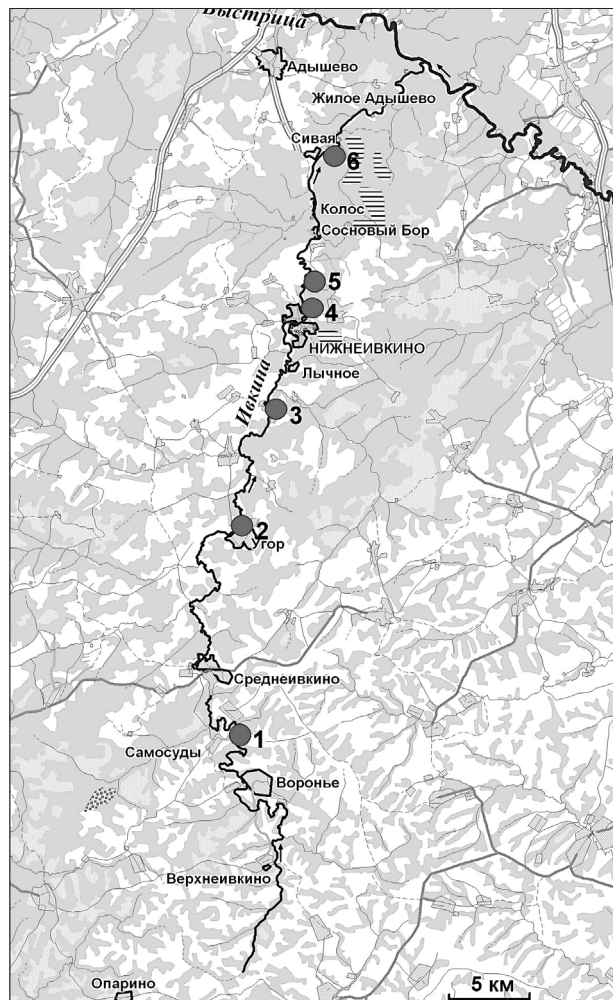


Рисунок. Карта-схема района исследования зообентоса р. Ивкина

Станции взятия проб: 1. У дер. Самосуды, у автомобильного моста; 2. У дер. Угор, у автомобильного моста; 3. 500 м ниже дачных участков; 4. 400 м выше сброса сточных вод санаторием «Нижне-Ивкино»; 5. 400 м ниже сброса сточных вод санаторием «Нижне-Ивкино»; 6. В 1 км ниже дер. Сивая.

дальнейшего вычисления средней биомассы одной особи.

Для характеристики зообентоса и его биоценозов взяты показатели: число групп, видов и форм, численность, тыс. экз./м², биомасса, мг/м² беспозвоночных, степень сходства фаун биоценозов в процентах по Серенсену [7]. Для оценки качества воды использованы индексы Вудивисса [8], Гуднайта и Уитлея [9] и Балушкиной [10]. При составлении фаунистических списков донных беспозвоночных мы придерживались системы, принятой в сводке «Limnofauna Europaea» [11].

Результаты и их обсуждение

Состав и распределение донных беспозвоночных в русле рек определяют многие фак-

торы (грунт, точнее субстрат, течение, температура и химизм воды, паводки и др.), которые взаимно обусловлены и влияют на организмы как целостная система. По классификации речных донных биоценозов, в основу которой положены скорость течения и характер грунта [12, 13], в р. Ивкина можно выделить следующие биоценозы: псаммореофильный (население песчаных грунтов), псаммопелореофильный (население песчаных заиленных грунтов), аргиллореофильный (население глинистых грунтов), пелореофильный (население илистых грунтов) и литореофильный (население каменистых грунтов). В реке доминируют псаммореофильный и псаммопелореофильный биоценозы; небольшие площади занимают аргиллореофильный, пелореофильный и литореофильный биоценозы: первый чаще встречается в верхнем течении р. Ив-

кина, пелореофильный – в среднем, в районе дам, литореофильный присутствует в реке под автомобильными мостами. По всему течению реки среди зарослей водных растений обитают представители фитореофильного биоценоза.

В составе зообентоса р. Ивкина установлено 27 различных систематических групп водных беспозвоночных (табл. 1), из них 11 относятся к отряду Diptera (двукрылых). Наибольшее число групп зообентоса зарегистрировано на песчаных заиленных грунтах и среди зарослей водных растений (биоценозы – II, VI), на песчаных, глинистых, илистых и каменистых грунтах реки количество групп беспозвоночных варьировало от 14 до 17 (биоценозы – I, III–V). Во всех пробах донного населения, взятых в р. Ивкина, присутствовали лишь Chironomidae (хируномиды). Высокую встречаемость (70–88%) имели Oligochaeta (малоце-

Таблица 1

Состав и распределение беспозвоночных в донных биоценозах р. Ивкина, 2009–2011 гг.

| Беспозвоночные | Донный биоценоз | | | | | |
|------------------------|-----------------|----|-----|----|----|----|
| | I | II | III | IV | V | VI |
| Hydrida | – | + | + | – | + | + |
| Oligochaeta | + | + | + | + | + | + |
| Hirudinea | + | + | + | – | + | + |
| Mollusca | + | + | + | + | + | + |
| Cladocera | – | + | + | + | – | + |
| Ostracoda | + | + | + | | + | + |
| Copepoda | + | + | – | + | – | + |
| Aranei | + | – | + | – | – | – |
| Hydrachnidia | + | + | + | – | + | + |
| Odonata, lv. | + | + | | + | – | + |
| Ephemeroptera, lv. | + | + | + | + | + | + |
| Plecoptera, lv. | – | + | – | – | + | + |
| Heteroptera, lv., im. | + | + | – | + | + | + |
| Coleoptera, lv., im. | + | + | + | + | + | + |
| Megaloptera, lv. | – | + | | + | – | – |
| Trichoptera, lv. | + | + | + | + | + | + |
| Limoniidae, lv. | + | + | – | – | + | + |
| Psychodidae, lv. | – | – | – | – | – | + |
| Simuliidae, lv. | + | + | + | – | + | + |
| Chironomidae, lv., pp. | + | + | + | + | + | + |
| Ceratopogonidae, lv. | + | + | + | + | + | + |
| Empididae, lv. | – | + | – | – | – | + |
| Dolichopodidae, lv. | – | – | + | | – | – |
| Tabanidae, lv. | + | + | + | + | – | – |
| Athericidae, lv. | – | – | – | – | + | + |
| Ephydriidae, lv. | – | – | – | – | – | + |
| Sciomyzidae, lv. | – | – | – | + | – | – |
| Число групп | 17 | 21 | 16 | 14 | 16 | 22 |

Примечание. «+» – группа обнаружена; «–» – группа не обнаружена. Донные биоценозы: I – псаммореофильный; II – псаммопелореофильный; III – аргиллореофильный; IV – пелореофильный; V – литореофильный; VI – фитореофильный.

Таблица 2

Количественные показатели и основные группы беспозвоночных в донных биоценозах р. Ивкина, 2009–2011 гг.

| Донный биоценоз | Средняя численность, тыс.экз. /м ² | Средняя биомасса, мг/м ² | Основные группы беспозвоночных (доля от общего зообентоса 10 и более процентов) | |
|----------------------|---|-------------------------------------|---|--|
| | | | по численности | по биомассе |
| Псаммореофильный | 4778,6 | 11020,3 | Chironomidae – 65,5 Другие Diptera – 10,3 | Mollusca – 74,7 Diptera – 15,9 |
| Псаммопелореофильный | 10348,6 | 25787,4 | Chironomidae – 64,6 Другие Diptera – 11,2 | Mollusca – 62,2 Chironomidae – 20,2 |
| Аргиллореофильный | 8851,0 | 14159,8 | Chironomidae – 51,4 Другие Diptera – 27,2 | Mollusca – 18,8 Chironomidae – 16,8 Ephemeroptera – 42,8 |
| Пелореофильный | 25410,0 | 62422,2 | Chironomidae – 81,4 | Chironomidae – 41,4 Ephemeroptera – 29,4 Mollusca – 13,6 |
| Литореофильный | 18594,1 | 26479,3 | Chironomidae – 74,9 Другие Diptera – 11,2 | Hirudinea – 28,4 Heteroptera – 18,7 Diptera – 25,9 Trichoptera – 16,4 |

тинговые черви), Mollusca (моллюски), Hydrachnidia (водяные клещи), Ephemeroptera (поленки), Coleoptera (жуки), Trichoptera (ручейники) и Ceratopogonidae (мокрецы). Наименее распространены в реке (встречаемость до 10%) Aranei (водяные пауки), личинки двукрылых из семейств Psychodidae (бабочницы), Empididae (толкунчики), Dolichopodidae (мухи-зеленушки), Athericidae (атерициды), Ephyridae (мухи-береговушки), Sciomyzidae (сциомизиды). У остальных 12 групп донных беспозвоночных встречаемость находилась в пределах от 16 до 39%.

В псаммореофильном и псаммопелореофильном биоценозах, занимающих наибольшую площадь в реке, по численности преобладают личинки хирономид из подсемейства *Chironominae*, по биомассе велика роль моллюсков *Lymnaea ovata* и *Valvata* sp., на долю которых приходится до 75% от общей биомассы донного населения (табл. 2). Присутствие щебня на песчаном грунте обуславливает в составе псаммореофильного биоценоза большое разнообразие моллюсков (*Lymnaea* sp., *Pisidium* sp., *Sphaeriastrum rivicola*) и поденок (*Baetis* sp., *Cloeon* sp., *Caenis macrura*, *Caenis* sp., *Ephemera vulgata*, *Potamanthus luteus*). Наличие детрита и значительная аккумуляция ила на песчаных грунтах способствуют заселению псаммопелореофильного биоценоза р. Ивкина моллюсками разнообразного видового состава: *Viviparus contectus*, *Valvata* sp., *Lymnaea ovata*, *Lymnaea* sp., *Unio pictorum*, *Pisidium inflatum*,

Pisidium sp., *Neopisidium* sp., *Sphaerium* sp., *Sphaeriastrum rivicola*.

Среди обитателей аргиллореофильного биоценоза по числу экземпляров преобладали личинки хирономид из подсемейств *Chironominae* и *Orthocladiinae*, составляющих 78,6% общей численности зообентоса (табл. 2). Биомасса аргиллореофильного биоценоза складывалась в основном за счёт моллюсков (*Valvata* sp., *Lymnaea ovata*), личинок хирономид и поденок *Ephemera vulgata*, на долю последних приходилось почти 43% общей биомассы донного населения. Присутствие ила и детрита на глинистых грунтах обуславливает обильное развитие на этом биотопе личинок Megaloptera (вислокрылок) *Sialis fuliginosa* и жуков *Oulimnius tuberculatus*.

В пелореофильном биоценозе (табл. 2) установлены максимальные показатели численности и биомассы гидробионтов р. Ивкина при доминировании по числу экземпляров личинок хирономид, по биомассе – личинок хирономид, поденок (*Baetis* sp., *Cloeon* sp., *Caenis macrura*, *Leptophlebia marginata*, *Paraleptophlebia* sp., *Ephemera vulgata*) и моллюсков (*Lymnaea ovata*, *Pisidium* sp.).

Население литореофильного биоценоза по численности и биомассе беспозвоночных стоит на втором месте после пелореофильного биоценоза (табл. 2).

По обилию здесь, как и во всех донных сообществах беспозвоночных р. Ивкина, доминируют представители отряда двукры-

рых, по биомассе – они же, а также Hirudinea (пиявки) *Glossiphonia concolor*, *Erpobdella octoculata*, Heteroptera (клопы) *Nepa cinerea*, ручейники рода *Hydropsyche*.

В фитореофильном биоценозе р. Ивкина среди зарослей рдестов и элодеи канадской основу численности составляют личинки хирономид и подёнок разных видов (*Baetis fuscatus*, *B. vernus*, *Baetis* sp., *Cloeon bifidum*, *Cloeon* sp., *Ecdyonurus affinis*, *Ephemerella ignita*, *Leptophlebia marginata*, *Leptophlebia* sp., *Paraleptophlebia* sp.). В большом количестве в этом биоценозе присутствуют Соперода (веслоногие рачки), среди которых доминируют *Macrocyclus albidus*, *Eucyclops denticulatus*, *Eu. macrurus*, *Eu. serrulatus*, *Eu. speratus*, *Eucyclops* sp.

Видовая идентификация 16 групп беспозвоночных выявила 121 вид и форму зообентоса (табл. 3). Определение до вида остальных донных беспозвоночных, прежде всего самых массовых – личинок хирономид, без сомнения, расширит фаунистический список бентоса р. Ивкина. Донная фауна исследованной

реки разнородна по географическому распространению. Наиболее существенной – 32,7% – оказалась доля палеарктов; за ними следуют европейские виды, составляющие 27,1% общего числа видов зообентоса; на долю космополитов, которые зарегистрированы в основном в составе олигохет, кладоцер и копепод, приходится 25,2%, среди жуков и ручейников присутствуют европейско-сибирские виды, на их долю приходится – 9,4%. Доля голарктических видов составляет 5,6%.

Наибольшее количество видов идентифицировано в фауне фитореофильного биоценоза, наименьшее – в фауне аргиллореофильного и пелореофильного биоценозов (табл. 3). Определена степень сходства фаун биоценозов в процентах по Серенсену [7]. Максимальную степень сходства фаун – 48,5% – имели псаммопелореофильный и фитореофильный биоценозы, минимальную – 13,3% – пелореофильный и литореофильный биоценозы. Степень сходства фаун остальных биоценозов р. Ивкина колебалась от 21,4 до 44,4% (табл. 4).

Таблица 3

Состав и распределение фауны в донных биоценозах р. Ивкина, распространение видов

| Группа, вид и форма зообентоса | Донные биоценозы | | | | | | Распространение видов |
|--|------------------|----|-----|----|---|----|---------------------------------------|
| | I | II | III | IV | V | VI | |
| Hydrida | | | | | | | |
| <i>Hydra</i> sp.* | - | + | + | - | + | + | |
| Oligochaeta | | | | | | | |
| <i>Tubifex tubifex</i> (O.F. Müller) | - | + | - | + | - | - | космополит |
| <i>Tubifex</i> sp. | - | + | - | - | - | - | |
| <i>Limnodrilus</i> sp. | - | + | - | + | - | - | |
| <i>Nais bretscheri</i> Michaelsen | - | - | - | - | + | - | Е |
| <i>N. communis</i> Piguët | - | - | - | - | + | - | космополит |
| <i>N. pardalis</i> Piguët | - | - | - | + | - | - | космополит |
| <i>N. pseudobtusa</i> Piguët | - | - | - | - | + | - | космополит |
| <i>Vejdovskiiella intermedia</i> (Bretscher) | - | - | - | - | + | - | Европа, Турция |
| Hirudinea | | | | | | | |
| <i>Glossiphonia complanata</i> (L.) | - | - | - | - | - | + | Евразия, Сев. Америка |
| <i>G. concolor</i> (Apat.) | - | + | - | - | + | - | Евразия |
| <i>Helobdella stagnalis</i> (L.) | + | + | - | - | - | + | Евразия |
| <i>Piscicola geometra</i> (L.) | + | + | + | - | - | + | Евразия |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (L.) | - | + | - | - | + | + | Евразия |
| <i>Erpobdella</i> sp. | + | - | - | - | - | - | |
| Mollusca | | | | | | | |
| <i>Viviparus contectus</i> Millet | - | + | - | - | - | + | Европа, Зап. Сибирь |
| <i>Valvata</i> sp. | - | + | + | - | + | + | |
| <i>Bithynia leachi</i> Sheppard | - | + | - | - | - | - | Сев.-зап. Европа |
| <i>Lymnaea auricularia</i> L. | - | - | - | - | - | + | Европа, Азия, кроме юго-востока |
| <i>L. ovata</i> (Draparnaud) | + | + | + | + | + | + | II |
| <i>Lymnaea</i> sp. | + | + | - | - | - | + | |
| <i>Planorbarius corneus</i> L. | - | - | - | - | - | + | Вся Европа и Зап. Сибирь до р.Обь |
| <i>Acroloxis lacustris</i> L. | - | - | - | - | + | - | Европа и Зап. Сибирь |
| <i>Unio pictorum</i> L. | - | + | - | - | - | - | Европа, кроме севера и северо-востока |
| <i>Pisidium inflatum</i> (Muhlfeld in Porro) | - | + | - | - | - | - | Европа, кроме северо-востока |
| <i>Pisidium</i> sp. | + | + | - | + | - | - | |
| <i>Neopisidium</i> sp. | + | + | + | - | - | - | |
| <i>Sphaerium</i> sp. | - | + | - | - | - | - | |
| <i>Sphaeriastrum rivicola</i> Lamarck | + | + | - | - | - | - | Е |

| Группа, вид и форма зообентоса | Донные биоценозы | | | | | | Распространение видов |
|---|------------------|----|-----|----|---|----|---|
| | I | II | III | IV | V | VI | |
| Cladocera | | | | | | | |
| <i>Diaphanosoma brachyurum</i> (Li v.) | - | + | - | - | - | - | Европа, Сев. Африка, Азия, Сев. и Южн. Америка |
| <i>Sida crystallina</i> (O.F.M.) | - | - | - | - | - | + | II |
| <i>Ceriodaphnia reticulata</i> (Jur.) | - | + | - | - | - | - | Всесветно, кроме Австралии |
| <i>Ceriodaphnia</i> sp. | - | + | - | - | - | - | |
| <i>Simocephalus vetulus</i> (O.F.M.) | - | - | - | + | - | + | КОСМОПОЛИТ |
| <i>Pliocryptus sordidus</i> (Li v.) | - | + | + | - | - | - | КОСМОПОЛИТ |
| <i>Acroperus harpae</i> (Baird) | - | - | - | - | - | + | КОСМОПОЛИТ |
| <i>Alona affinis</i> (Leydig) | - | + | - | - | - | + | Е |
| <i>A. quadrangularis</i> (O.F.M.) | - | + | - | - | - | - | КОСМОПОЛИТ |
| <i>Chydorus sphaericus</i> (O.F.M.) | - | - | - | - | - | + | КОСМОПОЛИТ |
| <i>Eurycercus lamellatus</i> (O.F.M.) | - | - | - | - | - | + | Г |
| <i>Pleuroxus aduncus</i> (Jurine) | - | + | - | - | - | - | КОСМОПОЛИТ |
| <i>P. uncinatus</i> Baird | - | - | - | - | - | + | Г |
| Copepoda | | | | | | | |
| <i>Macrocylops albidus</i> (Jur.) | + | + | - | + | - | + | КОСМОПОЛИТ |
| <i>M. fuscus</i> (Jur.) | - | + | - | - | - | - | КОСМОПОЛИТ |
| <i>Macrocylops</i> sp. | - | - | - | - | - | + | |
| <i>Eucyclops denticulatus</i> (A. Graet.) | - | + | - | - | - | + | II |
| <i>Eu. macruroides</i> (Lillj.) | + | - | - | - | - | - | Г |
| <i>Eu. macrurus</i> (Sars) | - | - | - | - | - | + | II |
| <i>Eu. serrulatus</i> (Fischer) | + | + | - | - | - | + | КОСМОПОЛИТ |
| <i>Eu. speratus</i> (Lillj.) | - | - | - | - | - | + | II |
| <i>Eucyclops</i> sp. | - | + | - | - | - | + | |
| <i>Paracyclops affinis</i> (Sars) | - | + | - | - | - | - | ВСЕСВЕТНО |
| <i>P. fimbriatus</i> (Fisch.) | + | + | - | - | - | + | КОСМОПОЛИТ |
| <i>Ectocyclops phaleratus</i> (Koch) | - | - | - | - | - | + | II |
| Harpacticoida | | | | | | | |
| <i>Attheyella crassa</i> (Sars) | - | + | - | - | - | - | Европа, Сев. Азия, Сев. Африка |
| Odonata lv. | | | | | | | |
| <i>Agrion splendens</i> (Harris) | - | - | - | - | - | + | Евразия, кроме тропиков |
| <i>A. virgo</i> (L.) | - | - | - | - | - | + | Евразия, кроме тропиков |
| <i>Agrion</i> sp. | - | - | - | - | - | + | |
| <i>Platycnemis pennipes</i> (Charpentier) | + | + | - | - | - | + | Европа, передн., Средн. Азия, Зап. Сибирь |
| <i>Gomphus vulgatissimus</i> (L.) | - | + | - | - | - | - | Европа, передн. и Средн. Азия |
| <i>Gomphus</i> sp. | - | + | - | - | - | - | |
| <i>Ophiogomphus cecilia</i> (Fourcroix) | - | - | - | - | - | + | Е |
| <i>Somatochlora metallica</i> (Linden) | - | - | - | + | - | + | Европа, зап. Сибирь и Казахстан |
| Ephemeroptera lv. | | | | | | | |
| <i>Siphonurus</i> sp. | - | + | - | - | - | - | |
| <i>Baetis fuscatus</i> L. | - | - | - | - | - | + | транспалеаркт. |
| <i>B. vernus</i> Curt. | - | - | - | - | - | + | Е |
| <i>Baetis</i> sp. | + | + | - | + | - | + | |
| <i>Cloeon bifidum</i> Bgtss. | - | - | - | - | + | + | транспалеаркт. |
| <i>C. luteolum</i> M II. | - | + | - | - | - | - | Г |
| <i>Cloeon</i> sp. | + | + | + | + | + | + | |
| <i>Ecdyonurus affinis</i> Etn. | - | - | - | - | - | + | Зап. Европа |
| <i>Heptagenia fuscogrisea</i> Retzius | + | - | - | - | - | + | Европа, кроме юга |
| <i>Heptagenia</i> sp. | - | + | - | - | - | - | |
| <i>Ephemerella ignita</i> Poda | - | - | - | - | + | + | Европа, Азия |
| <i>Caenis macrura</i> Stephens | + | + | + | + | - | + | Е |
| <i>Caenis</i> sp. | + | + | + | - | - | + | |
| <i>Leptophlebia marginata</i> L. | - | + | - | + | - | + | Европа, Сев. Азия, Сев. Америка |
| <i>Leptophlebia</i> sp. | - | - | - | - | - | + | |

| Группа, вид и форма зообентоса | Донные биоценозы | | | | | | Распространение видов |
|---|------------------|----|-----|----|----|----|--|
| | I | II | III | IV | V | VI | |
| <i>Paraleptophlebia cincta</i> Retz. | - | - | - | - | - | + | Европа, Сев. Азия |
| <i>Paraleptophlebia</i> sp. | - | + | - | + | - | + | |
| <i>Habrophlebia lauta</i> Etn. | - | - | - | - | + | - | Е |
| <i>Ephemera vulgata</i> L. | + | + | + | + | - | + | Европа, Сев. Азия |
| <i>Potamanthus luteus</i> L. | + | - | + | - | - | - | Европа, Сев. Азия |
| Plecoptera lv. | | | | | | | |
| <i>Taeniopteryx nebulosa</i> L. | - | + | - | - | + | + | П |
| <i>Nemoura flexuosa</i> Aubert ?** | - | + | - | - | - | - | средн. Европа |
| <i>Leuctra fusca</i> L. | - | - | - | - | + | - | П |
| <i>Isoperla difformis</i> Klapalec | - | - | - | - | - | + | Е |
| <i>I. obscura</i> Zetterstedt | - | - | - | - | - | + | П |
| <i>Isoperla</i> sp. | - | - | - | - | - | + | |
| Heteroptera lv., im. | | | | | | | |
| <i>Sigara</i> sp. | - | - | - | + | - | + | |
| <i>Nepa cinerea</i> L. | - | - | - | - | + | - | П |
| Coleoptera lv., im. | | | | | | | |
| <i>Gyrinus</i> sp. | - | + | - | - | - | + | |
| <i>Brychius elevatus</i> (Panzer) | - | + | + | - | - | + | Е-С |
| <i>Haliplus fluviatilis</i> Aub | - | - | - | - | - | + | |
| <i>Haliplus</i> sp. | + | + | - | - | - | + | |
| <i>Platambus maculatus</i> (L.) | - | + | + | + | - | + | П |
| <i>Agabus</i> sp. | - | - | - | - | - | + | |
| <i>Hydraena riparia</i> Kugelann | - | - | - | - | + | + | Юж. Сибирь, Казахстан, Ср. Азия, Европ. часть России |
| <i>Hydraena</i> sp. | + | - | - | - | - | + | |
| <i>Laccobius minutus</i> (L.) | + | - | - | - | - | - | П |
| <i>Elmis aenea</i> M ller | + | + | + | - | + | + | Е-С |
| <i>Limnius volckmari</i> Panzer | + | - | - | - | + | - | Е-С |
| <i>Oulimnius tuberculatus</i> P.W.J. M ller | + | + | + | - | + | + | Е-С |
| <i>Riolus cupreus</i> P.W.J. M ller | - | - | - | - | + | - | Е |
| <i>Riolus</i> sp. | - | - | + | - | - | + | |
| Megaloptera lv. | | | | | | | |
| <i>Sialis fuliginosa</i> Pictet | - | - | + | - | - | - | Европ. часть России, Южн. Сибирь, Зап. Европа |
| <i>S. sordida</i> Klingsted | - | + | - | + | - | - | Европ. часть России, Сибирь, сев.-запад Европы |
| Trichoptera lv. | | | | | | | |
| <i>Ithytrichia lamellaris</i> Eaton | - | - | - | - | - | + | Е |
| <i>Hydroptila tineoides</i> Dalman | - | - | + | - | - | - | Европа, Сев. Африка |
| <i>Hydropsyche angustipennis</i> Curtis | + | + | - | - | + | + | Е-С |
| <i>Polycentropus flavomaculatus</i> Pictet | - | + | - | + | + | + | П |
| <i>Brachycentrus subnubilus</i> Curtis | + | + | - | - | - | + | П |
| <i>Limnephilus</i> sp. | - | - | - | - | - | + | |
| <i>Micrasema</i> sp. | - | - | - | - | - | + | |
| <i>Anabolia soror</i> McL. | - | + | - | - | - | - | Е |
| <i>Mystacides</i> sp. | - | + | - | - | - | - | |
| <i>Notidobia ciliaris</i> L. | - | - | + | - | - | - | Е |
| Limoniidae lv. | | | | | | | |
| <i>Antocha</i> sp.? | - | - | - | - | + | - | |
| <i>Dicranota bimaculata</i> Schummel | + | - | - | - | - | - | Центр. и Сев. Европа, Сев. Африка |
| <i>Dactylolabis</i> sp.? | - | - | - | - | + | - | |
| Athericidae lv. | | | | | | | |
| <i>Atherix ibis</i> F. | - | - | - | - | + | + | Транспалеаркт |
| Число видов и форм | 29 | 61 | 19 | 18 | 27 | 71 | |

Примечание. «+» – вид и форма зообентоса обнаружены; «-» – вид и форма зообентоса не обнаружены; «*» – сведения о географическом распространении беспозвоночных, не определённых до вида и обозначенных как sp. отсутствуют; «**» – определение таксона требует уточнения. Донные биоценозы: I-VI – см. табл. 1. Ареал: Г – голарктический, П – палеарктический; Е – европейский; Е-С – европейско-сибирский вид.

Таблица 4

Степень сходства фаун донных биоценозов р. Ивкина по Серенсену, %

| Донные биоценозы | Донные биоценозы | | | | | |
|------------------|------------------|------|------|------|------|------|
| | I | II | III | IV | V | VI |
| I | – | 44,4 | 41,7 | 29,8 | 21,4 | 40,0 |
| II | 44,4 | – | 35,0 | 35,4 | 25,0 | 48,5 |
| III | 41,7 | 35,0 | – | 27,0 | 26,1 | 28,9 |
| IV | 29,8 | 35,4 | 27,0 | – | 13,3 | 29,2 |
| V | 21,4 | 25,0 | 26,1 | 13,3 | – | 28,6 |
| VI | 40,0 | 48,5 | 28,9 | 29,2 | 28,6 | – |

Примечание. Донные биоценозы: I-VI – см. табл. 1.

Заключение

Результаты исследования зообентоса р. Ивкина показывали, что на всех её участках, во всех донных биоценозах зарегистрированы высокие показатели численности, биомассы и видового разнообразия донной фауны, что свидетельствует о нормальном состоянии водной экосистемы. По олигохетному индексу Гуднайта и Уитлея воды на всём протяжении реки в 2009–2011 гг. оценивались первым (очень чистые) и вторым (чистые) классами качества. Значение биотического индекса Вудивисса в период работ на всех исследованных станциях р. Ивкина было 9–10 баллов, и её воды оценивались как «чистые» и «очень чистые». Хирономидный индекс Балашкиной на большинстве исследованных станций реки характеризовал воды как «умеренно загрязнённые» и только в мае 2010 г выше санатория «Нижне-Ивкино», в мае 2011 г. в верховьях реки и в июле 2011 г. в среднем течении реки – как «чистые».

Литература

1. Природа Кировской области. Ч. II. Физико-географические районы. Киров, 1967. 400 с.
2. Каталог рек Кировской области. Киров, 1991. 34 с.
3. Кашина Л.Н., Кликашев А.Н., Русских А.В. Воды // Природа, хозяйство, экология Кировской области. Киров: Кировский гос. пед. ун-т, 1996. С. 136–186.
4. Абакумов В.А. Контроль качества вод по гидробиологическим показателям в системе гидрометеорологической службы СССР // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям: Тр. советско-английского семинара. Л.: Гидрометеиздат, 1977. С. 93–99.

5. Жадин В.И. Методы гидробиологического исследования. М.: Высшая школа, 1960. 191 с.

6. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений. Л.: Гидрометеиздат, 1983. 239 с.

7. S rensen T. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyses of the vegetation on Danish commons // Biol. Skr. 1948. V. 5. P. 1–34.

8. Вудивисс Ф. Биотический индекс р. Трент. Макробеспозвоночные и биологическое обследование // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям: Тр. советско-английского семинара. Л.: Гидрометеиздат, 1977. С. 132–161.

9. Goodnight C.J., Whitley L.S. Oligochaetes as indicators of pollution // Proc. 15th Ind. Waste Conf., Purdue Univ. Eng. Ext. 1961. Ser. 106. P. 139–142.

10. Балашкина Е.В. Хирономиды как индикаторы степени загрязнения воды // Методы биологического анализа пресных вод. Л.: ЗИН АН СССР, 1976. С. 106–118.

11. Limnofauna Europaea . Stuttgart, New York, Amsterdam, 1978. 532 S.

12. Неизвестнова-Жадина Е.С. Распределение и сезонная динамика биоценозов речного русла и методы их изучения // Изв. АН СССР. Сер. биол. 1937. С. 1246–1267.

13. Жадин В.И. Фауна рек и водохранилищ. М.; Л., 1940. 991 с. (Тр. ЗИН АН СССР. Т. V. Вып. 3–4).

Авторы искренне признательны сотруднику Регионального центра государственного экологического контроля и мониторинга по Кировской области к.б.н. Т. И. Кочуровой за помощь при сборе материала, сотрудникам отдела экологии животных Института биологии Коми научного центра УрО РАН за консультации и помощь в определении отдельных групп зообентоса.

УДК 502.51:504.5:628.3.

Антропогенная трансформация и самоочищающая способность малой реки

© 2012. А. С. Злывко, аспирант, С. М. Чеснокова, к.х.н., доцент,
И. А. Бородина, магистрант,

Владимирский государственный университет им. А. Г. и Н. Г. Столетовых,
e-mail: alex_zlyvko@mail.ru, chesnokova_sm@mail.ru

В статье представлены результаты определения гидрохимических показателей, токсичности, степени эвтрофирования, нитрифицирующей способности, а также корреляционные зависимости между некоторыми параметрами воды в различных участках водотока.

The article presents the results of assessment of hydrochemical parameters, toxicity, the degree of eutrophication, nitrification ability, correlation between some parameters of water in different parts of the watercourse

Ключевые слова: кислородный режим, интенсивность нитрификации, эвтрофикация, токсичность, корреляционные зависимости

Keywords: oxygen regime, the intensity of nitrification, eutrophication, toxicity, correlations

Несмотря на значительный спад производства, антропогенная нагрузка на поверхностные воды в России за последние 50 лет возросла в среднем в два раза, а в некоторых регионах многократно [1]. Это вызывает необходимость оценки степени антропогенной трансформации водных объектов и их устойчивости к антропогенному загрязнению [2].

Значительную антропогенную нагрузку испытывают водные объекты урбанизированных территорий, так как являются основными приёмниками загрязняющих веществ (ЗВ), поступающих с поверхностным стоком, со сточными водами коммунального хозяйства, промышленных и сельскохозяйственных предприятий.

Цель настоящей работы – комплексная оценка пространственно-временной динамики экосистемы малой реки, испытывающей длительное воздействие крупных птицефабрик, ливневых стоков селитренных и промышленных зон, определение уровня её антропогенной трансформации и выбор критерия для оценки её самоочищающей способности.

Задачи исследования:

- изучение пространственной динамики кислородного режима водотока;
- изучение динамики загрязнения соединениями биогенных элементов;
- изучение динамики загрязнения органическими соединениями;
- оценка уровня эвтрофирования различных участков водотока;
- оценка уровня токсичности воды в различных участках водотока;

- оценка интенсивности процессов нитрификации в различных участках водотока;
- изучение пространственной динамики кислотности водотока;
- выявление корреляционных зависимостей между различными гидрохимическими показателями водотока;
- обоснование выбора критерия для оценки самоочищающей способности эвтрофированных водных объектов.

Объекты и методы исследования

Объектом исследования явилась река Содышка, протекающая по северо-западной окраине г. Владимира. Река Содышка – правобережный приток реки Рпень, длина водотока – 22 км, площадь водосбора – 82,7 км². Как и все реки Владимирской области, р. Содышка является равнинной рекой, по характеру питания и стока относится к восточно-европейскому типу с преобладанием снегового питания (60–80%) и преимущественно весенним стоком (60–70%). Несмотря на то, что за тёплое время года на территории области осадков выпадет больше, чем в зимний период, доля дождевого питания составляет всего 5–15%. Вклад подземного питания колеблется в пределах 15–20%. На летне-осеннюю межень приходится 25–30% годового стока, на зимнюю – только 5–10%. В настоящее время р. Содышка является водоёмом культурно-бытового водопользования. Вода реки интенсивно используется для полива в многочислен-

ных садовых товариществах, расположенных практически на всём протяжении водотока, а водохранилище – как зона активного отдыха жителей Октябрьского района города.

Кислородный режим водотока оценивали по степени насыщения воды кислородом (СНК) в контролируемых створах [3]. Уровень загрязнения органическими веществами и их качественный состав оценивали по величине перманганатной (ПО) и бихроматной (ХПК) окисляемости [4].

Уровень трофности различных участков водотока определяли по соотношению концентрации азота минерального к концентрации фосфора минерального [5], токсичность вод – по выживаемости рачков *Daphnia magna* Straus [6] и по величине изменения биолюминесценции лиофилизированных люминесцентных бактерий «Эколюм» с помощью биолюминометра «Биотокс-10М». Оценка токсичности с этим тест-объектом основана на определении величины изменения биолюминесценции бактерий при действии токсичных веществ, содержащихся в исследуемой воде, по сравнению с контрольной пробой. Уменьшение величины биолюминесценции пропорционально токсическому эффекту. Количественная оценка параметра тест-реакции выражается в виде безразмерной величины – индекса токсичности Т: менее 20 – вода не токсична; от 20 до 49 – вода токсична; более 50 – вода сильно токсична [7]. Интенсивность процессов нитрификации ($I_{\text{нитр}}$) оценивали по отношению концентрации азота нитратного к концентрации азота общего минерального:

$$I_{\text{нитр}} = N(\text{NO}_3^-) \cdot 100 / N(\text{мин.}) \quad [8].$$

Для определения доли легко- ($OB_{\text{л.о.}}$) и трудноокисляемых ($OB_{\text{т.о.}}$) органических веществ в водотоке нами использовались соотношения:

$$OB_{\text{л.о.}} = (ПО/ХПК) \cdot 100\% \\ OB_{\text{т.о.}} = (ХПК-ПО/ХПК) \cdot 100\%.$$

Концентрацию нитратного и нитритного азота определяли потенциометрически с использованием нитрат- и нитрит- селективных электродов на универсальном иономере «Эксперт-001», аммонийный азот определяли фотометрически по окраске комплекса с реактивом Несслера, фосфаты – по окраске восстановленной фосфорно-молибденовой кислоты, общее железо – по окраске роданидного комплекса, для работы использовали фотометр КФК-3. Кислотность воды (рН) измеряли потенциометрически на универсальном ио-

номере «Эксперт-001» в системе стеклянного и хлоридсеребряного электродов.

Все анализы выполнены в аккредитованной лаборатории физико-химических методов анализа кафедры экологии Владимирского государственного университета им. А. Г. и Н. Г. Столетовых.

Результаты и обсуждение

Качественный состав воды в водотоке в последние десятилетия формируется преимущественно за счёт антропогенных факторов. Основными источниками загрязнения вод реки являются ОАО «Птицефабрика «Центральная», ОАО «Птицефабрика «Юрьевецкая», ОАО «Владимирский моторно-тракторный завод», МУП «Владимирводоканал», ливневые стоки с коллективных садов, окрестных деревень, а также жилого массива и промзоны Октябрьского района г. Владимира. В истоке р. Содышка расположены очистные сооружения птицефабрики и промплощадка компостирования птицефабрики «Центральная». В пятидесятых годах прошлого столетия на реке была построена дамба. Образовалось водохранилище площадью 102 га, что привело к изменению гидрологического режима водотока и заилению дна. Кроме того, водоток испытывает значительную нагрузку от загрязнений, накопившихся в течение многих лет в виде иловых осадков.

В настоящее время в системе регионального экологического мониторинга поверхностных вод качество воды в водотоках оценивается по величине индекса загрязнения вод (ИЗВ) [3]. Уровень загрязнения воды в р. Содышка контролируется лишь в двух створах – исток и устье.

Динамика качества воды р. Содышка по ИЗВ в последнее десятилетие представлена в таблице 1 [9]. Как видно (табл. 1), в последнее десятилетие уровень загрязнения воды в истоке и устье остаётся стабильно высоким. С 1998 г. река превратилась из умеренно загрязнённой (3-й класс) в очень загрязнённую (6-й класс). Это свидетельствует о непрерывном возрастании антропогенной нагрузки на водоток и нарушении процессов самоочищения в экосистеме реки. В связи с этим возникает необходимость оценки самоочищающей способности водотока как меры допустимой антропогенной нагрузки на данный водный объект [2].

Приоритетными загрязняющими веществами, поступающими в водоток, являются соединения азота, фосфаты и органические вещества различной природы (табл. 2).

Пространственная динамика загрязнения соединениями биогенных элементов и органическими веществами также свидетельствует о нарушении самоочищающей способности экосистемы водотока, что, по-видимому, связано со значительным превышением скорости поступления загрязняющих веществ с водосборного бассейна над скоростью их трансформации экосистемой водотока и подавлением деятельности микробоценоза токсичными веществами различного происхождения.

Высокий уровень загрязнения вод аммонийным азотом и органическими веществами приводит к значительному расходу в воде кислорода, затрачиваемого на их окисление, и нарушению кислородного режима водотока.

К числу главных факторов, определяющих интенсивность процессов самоочищения, относится кислородный режим. Кислородный режим определяется уровнем загрязнения воды органическими и неорганическими веществами. Содержание кислорода в воде чистых равнинных рек и водохранилищ вне участков цветения на глубине до 0,6 м составляет 75–95% полного насыщения. Эта величина не влияет на жизнедеятельность микробоценоза. Дефицит кислорода, влияющий на

процессы самоочищения, возникает при величине насыщения ниже 60% [10].

Из таблицы 2 видно, что только в наименее загрязнённых участках водотока (створы 1 и 4) степень насыщения воды кислородом незначительно выше 60%. На этих же участках наиболее интенсивно происходят процессы нитрификации. На остальных участках реки степень насыщения кислородом изменяется от 54% до 62%, а интенсивность процессов нитрификации – от 18,9% до 43,8%.

Полученные данные свидетельствуют о наметившейся тенденции закисления водотока, что связано с высоким уровнем загрязнения аммонийным азотом и органическими соединениями. Кислотный и кислородный режимы водотока восстанавливаются лишь в водохранилище, что связано со значительным разбавлением загрязнённой воды.

Процессы самоочищения в водных объектах в значительной степени зависят от природы загрязняющих органических веществ. Трудноокисляемые соединения – СПАВ, нефтепродукты, пестициды, фенолы токсичны для микробоценоза и подавляют процессы самоочищения. В таблице 3 представлены данные по содержанию в воде р. Содышка лег-

Таблица 1

Динамика качества воды р. Содышка по ИЗВ (1998–2088 гг.)

| Название створа | Класс качества воды | | | | | | | | | | |
|-----------------------|---------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| | 1998 | 1999 | 2000 | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 |
| Исток, с. Семёновское | 3 | 4 | 4 | 5 | 6 | 7 | 5 | 5 | 6 | 6 | 6 |
| Устье, п. Сновицы | 3 | 4 | 5 | 4 | 3 | 7 | 5 | 5 | 5 | 6 | 6 |

Таблица 2

Основные гидрохимические показатели воды в р. Содышка

| Гидрохимические показатели | Створы | | | | | |
|---|----------|----------|-------------|----------------------|------------------|----------|
| | 1. Исток | 2. До ПФ | 3. После ПФ | 4. До плотины (вдхр) | 5. После плотины | 6. Устье |
| рН | 7,10 | 6,60 | 6,50 | 7,10 | 6,70 | 6,80 |
| Жёсткость общая, мг-экв/л | 1,80 | 1,80 | 1,90 | 2,30 | 2,40 | 2,40 |
| Степень насыщения кислородом, % | 74 | 60 | 54 | 80 | 62 | 57 |
| Перманганатная окисляемость, мг O ₂ /л | 8,0 | 10,20 | 8,90 | 8,10 | 10,40 | 8,50 |
| ХПК, мг O ₂ /л | 136 | 209 | 240 | 104 | 216 | 224 |
| NO ₃ ⁻ , мг/л | 3,90 | 3,50 | 15,50 | 1,70 | 2,50 | 12,30 |
| PO ₄ ³⁻ , мг/л | 0,75 | 0,70 | 4,20 | 0,35 | 0,30 | 1,40 |
| N(NH ₄ ⁺), мг/л | 6,40 | 1,40 | 4,30 | 6,67 | 0,83 | 4,52 |
| Fe (общее), мг/л | 0,10 | 0,44 | 0,46 | 0,50 | 0,18 | 0,16 |
| I _{нитр} , % | 86,40 | 43,80 | 18,90 | 94,30 | 33,30 | 38,50 |

Примечание: ПФ – птицефабрика.

Таблица 3

Качественный состав органических веществ, загрязняющих р. Содышка

| Створы | Содержание органических веществ, % | |
|----------------------|------------------------------------|------------------|
| | легкоокисляемые | трудноокисляемые |
| 1. Исток | 5,9 | 94,1 |
| 2. До ПФ | 4,9 | 95,1 |
| 3. После ПФ | 3,7 | 96,3 |
| 4. До плотины (вдхр) | 7,8 | 92,2 |
| 5. После плотины | 4,8 | 95,2 |
| 6. Устье | 3,8 | 96,2 |

Таблица 4

Трофность различных участков р. Содышка

| Створ | Отношение $N_{мин} / P_{мин}$ | Степень эвтрофирования |
|----------------------|-------------------------------|------------------------|
| 1. Исток | 7,28 : 0,25 | α -мезотрофный |
| 2. До ПФ | 2,2 : 0,23 | эвтрофированный |
| 3. После ПФ | 7,8 : 1,4 | эвтрофированный |
| 4. До плотины (вдхр) | 7,1 : 0,12 | α -мезотрофный |
| 5. После плотины | 1,4 : 0,1 | эвтрофированный |
| 6. Устье | 7,3 : 0,46 | эвтрофированный |

коокисляемых природных и трудноокисляемых веществ антропогенного происхождения, рассчитанных по величине перманганатной и бихроматной окисляемости.

Очевидно, что основной вклад в загрязнение вод реки Содышка вносят органические вещества антропогенного происхождения.

В таблице 4 представлена динамика трофности воды в исследованных участках водотока по соотношению азота минерального к фосфору минеральному. Данные таблиц 2 и 4 свидетельствуют о том, что значительную нагрузку экосистема реки испытывает по соединениям азота, главным образом по аммонийному азоту.

Практически на всём протяжении водоток эвтрофирован. Снижение водности реки при аномальных погодных условиях, даже при неизменной антропогенной нагрузке, может привести к переходу эвтрофных участков к политрофным и к полнейшей деградации экосистем водотока.

Высокие уровни трофности и загрязнения веществами антропогенного происхождения

привели к токсификации вод на всех исследованных участках водотока (табл. 5).

Наиболее чувствительными из используемых тест-объектов оказались лиофилизированные люминесцентные бактерии (препарат «Эколюм»).

Применение корреляционного анализа для выявления зависимости интенсивности процесса нитрификации ($I_{нитр}$) от гидрохимических показателей водотока в различных участках (рис. 1) и между отдельными гидрохимическими параметрами позволило установить, что на интенсивность нитрификации наиболее значимое влияние оказывают кислотность воды ($r=0,92$) и содержание в воде легкоокисляемых и трудноокисляемых веществ (r соответственно равны 0,91 и -0,91). Меньшее влияние на процессы нитрификации оказывает кислородный режим (степень насыщения воды кислородом) ($r=0,69$). Обнаружена обратная зависимость между степенью насыщения воды кислородом и ХПК ($r = -0,98$) и удовлетворительная прямая зави-

Таблица 5

Токсичность воды различных участков р. Содышка

| Створ | По выживаемости <i>Daphnia magna</i> | По величине изменения биолюминесценции бактерий «Эколюм» |
|----------------------|--------------------------------------|--|
| 1. Исток | Средне токсична | Токсична |
| 2. До ПФ | Средне токсична | Высоко токсична |
| 3. После ПФ | Высоко токсична | Высоко токсична |
| 4. До плотины (вдхр) | Средне токсична | Токсична |
| 5. После плотины | Средне токсична | Высоко токсична |
| 6. Устье | Высоко токсична | Высоко токсична |

Таблица 6

Величина $I_{нитр}$ в водоёмах с различной степенью загрязнения

| Степень загрязнения | $I_{нитр}$, % |
|-----------------------|----------------|
| Очень чистые | 99–97 |
| Чистые | 96–95 |
| Умеренно загрязнённые | 95–85 |
| Загрязнённые | 85–65 |
| Очень загрязнённые | 60–40 |
| Очень грязные | 30–10 |

Таблица 7

Оценка уровня загрязнения воды в р. Содышка по интегральным показателям

| Показатель | Створы | | | | | |
|---------------------|---------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------|---------------------------|---------------------------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
| Уровень загрязнения | | | | | | |
| ИЗВ | 6 очень загр. | – | – | – | – | 6 очень загр. |
| $N(NH_4^+)$, мг/л | 6,4 очень грязн. | 1,4 грязн. | 4,3 очень грязн. | 6,8 очень грязн. | 0,8 загр. | 4,8 очень грязн. |
| СНК, % | 74,0 умер. загр. | 60,0 загр. | 54,0 грязн. | 80,0 чистые | 62,4 загр. | 57,0 грязн. |
| ХПК мг, O_2 /л | 136 сильно загр. | 209 очень сильно загр. | 240 очень сильно загр. | 104 сильно загр. | 216 очень сильно загр. | 224 очень сильно загр. |
| T, токсичность | 46 токсична | 68 высоко токсична | 81 высоко токсична | 39 токсична | 72 высоко токсична | 76 высоко токсична |

Примечание: – нет данных.

симось между ХПК и концентрацией в воде нитрат-ионов ($r = 0,65$).

Сильная зависимость обнаружена между токсичностью и величиной ХПК ($r = 0,96$), а также токсичностью и степенью насыщения воды кислородом ($r = -0,95$). Удовлетворительная корреляция наблюдается между токсичностью и содержанием в воде трудноокисляемых органических веществ.

Данные таблицы 2 и применение корреляционного анализа позволяют сделать вывод о том, что интенсивность процессов нитрификации может быть использована как интегральный показатель уровня антропогенной трансформации водотоков, загрязняемых соединениями биогенных элементов и органическими веществами антропогенного происхождения, а также для оценки их самоочищающей способности. Исходя из анализа полученных данных, нами предлагается следующая классификация качества воды по интенсивности процессов нитрификации (табл. 6).

Допустимой, с нашей точки зрения, необходимо принять антропогенную нагрузку, при которой интенсивность процессов нитрификации снижается до 60–65%.

В таблице 7 представлены результаты оценки степени загрязнения воды в исследованных участках водотока по различным критериям. Из таблицы следует, что наблюдается удовлетворительное совпадение результатов оценок по интенсивности процесса нитрификации, ИЗВ, ХПК и концентрации аммонийного азота.

Исходя из этого, для оперативной оценки антропогенной трансформации и самоочищающей способности водотоков, загрязнённых сточными водами животноводческих комплексов и коммунального хозяйства, стоками с сельхозугодий и урбанизированных территорий, можно использовать такие интегральные показатели, как интенсивность процессов нитрификации и токсичность воды с биотестом «Эколюм».

Выводы

Исследование динамики гидрохимических и гидробиологических показателей малой реки, испытывающей длительное воздействие крупных птицефабрик, ливневых стоков урбанизированных территорий, показало, что:

- экологическая ёмкость экосистемы водотока ограничена, что вызвало переход качества воды за ограниченный промежуток времени от загрязнённой (3-й класс) к очень загрязнённой (6-й класс), т. е. происходит интенсивная антропогенная трансформация водотока;
- экосистема водотока утратила способность к самоочищению на большей части исследованных участков. Процессы самоочищения протекают лишь в водохранилище вследствие значительного разбавления загрязнённой воды;
- произошла токсификация экосистемы водотока – на всём протяжении реки вода токсична;
- вследствие токсификации экосистемы водотока в ней подавлены процессы нитрификации и биотрансформации органических веществ;
- для оценки самоочищающей способности водотоков с высоким уровнем загрязнения аммонийным азотом и другими соединениями биогенных элементов предложено использовать интенсивность нитрификации и токсичность воды.

Работа выполнена при финансовой поддержке Минобрнауки РФ ГК № П970 от 27.05.2010.

Литература

1. Долгоносов Б.М. Проблемы обеспечения качества воды в природотехнологическом комплексе водоснабжения // Инженерная экология. 2003. № 5. С. 2–14.
2. Трифонова Т.А., Сенатов А.С. Оценка предельно допустимой техногенной нагрузки на водотоки малого речного бассейна // Геоэкология. 2008. № 4. С. 322–330.
3. Гидрохимические показатели состояния окружающей среды: справочные материалы / Под ред. Т.В. Гусевой. М.: ФОРУМ: ИНФА-М. 2007. 192 с.
4. Фрумин Г.Т. Экологическая химия и экологическая токсикология. СПб.: Изд-во РГГМУ, 2000. 198 с.
5. Сиренко Л.А. Эвтрофирование континентальных водоёмов и некоторые задачи по его контролю // Научные основы контроля качества воды по гидробиологическим показателям. Л.: Гидрометеоиздат, 1981. 213 с.
6. ФР.1.39.2007.03222 «Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости дафний».
7. Методические рекомендации «Определение токсичности воды и водных экстрактов из объектов окружающей среды по интенсивности биолюминесценции бактерий». ГК СЭН РФ. М. 1996. 38 с.
8. Биелек П., Кудеяров В.Н. Экологические проблемы накопления нитратов в окружающей среде // Всесоюзная конференция: Тезисы докл. Пушкино. 1989. С. 11.
9. «О состоянии окружающей среды и здоровья населения Владимирской области в 2008 году» / Под ред. А.А. Мигачёва. 2009. 117 с.
10. Синельников В.Е. Механизмы самоочищения водоёмов. М.: Стройиздат, 1980. 111 с.

Грибные препараты для деградации лигнинсодержащих отходов: оценка биобезопасности

© 2012. В. А. Терехова^{1,2}, д.б.н., зав. лабораторией, О. В. Королева³, д.б.н., зав. лабораторией, А. А. Рахлеева¹, к.б.н., ст. преподаватель, Н. А. Куликова^{1,3}, д.б.н., с.н.с.,

Е. О. Ландесман³, главн. специалист, О. И. Кляйн³, аспирант,

¹Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова,

²Институт проблем экологии и эволюции им. А. Н. Северцова РАН,

³Институт биохимии им. А. Н. Баха РАН,

e-mail: letap.msu@gmail.com

Методами биотестирования с использованием различных тест-объектов (микроводоросли, инфузории, дафнии, клетки млекопитающих) проведена оценка биобезопасности грибных биопрепаратов, получаемых на основе культуральной жидкости базидиомицетов *Trametes hirsuta* и *T. maxima*, и предназначенных для ускорения деградации лигнинсодержащих отходов. Установлено, что при выращивании на стандартной глюкозо-пептонной среде получаемые биопрепараты не обладают токсичностью к выбранным тест-объектам, что позволяет сделать вывод об их биобезопасности. При добавлении в питательную среду ионов меди для дополнительной индукции синтазы лакказы – одного из основных лигнолитических ферментов, участвующего в процессах деградации лигноцеллюлозных субстратов, биопрепараты приобретали токсичность к ряду изучаемых тест-объектов, что обусловлено, по-видимому, выделением базидиомицетами в процессе роста ряда токсичных метаболитов.

The preparations based on residual nutrition media of basidiomycetes *Trametes hirsuta* and *T. maxima* and designed for degradation of lignin-containing wastes have been subjected to bioassay using different test-objects (microalgae, infusoria, daphnias, and spermatozoa). When standard glucose-peptone nutrition media was used for the fungi growth, the obtained bio-preparations were demonstrated not to be toxic to the selected test objects and were therefore concluded to be safe. In case with copper ions added to the nutrition media to increase laccase production, biopreparations were estimated to be toxic to some of the test-objects. The latter probably resulted from toxicity of some metabolites excreted by basidiomycetes.

Ключевые слова: базидиомицеты, грибные биопрепараты, лигнинсодержащие отходы, биodeградация, биотестирование

Keywords: basidiomycetes, fungal bio-preparations, lignocellulose waste, biodegradation, bioassay

В настоящее время значительно возрос интерес к исследованию разложения лигнинсодержащих отходов микроорганизмами, и к сегодняшнему моменту активно изучается и используется целый ряд биологических препаратов бактериального состава, пригодных для этих целей [1]. Несмотря на доказанную эффективность препаратов бактериального происхождения, их применение невозможно для случаев комплексных отходов, когда наряду с лигнином в обрабатываемом субстрате одновременно присутствуют токсичные ксенобиотики и / или тяжёлые металлы. Единственной группой микроорганизмов, пригодной для целей утилизации комплексных лигнинсодержащих отходов, являются базидиальные грибы «белой гнили», которые, с одной стороны, способны иммобилизовать тяжёлые металлы и разлагать ксенобиотики, а с другой – обладают высоким деградационным потенциалом

по отношению к лигнину. Уникальной особенностью базидиальных грибов является экстрацеллюлярное выделение этими организмами ферментов, обладающих широкой субстратной специфичностью. Именно эта особенность позволяет базидиальным грибам разлагать в природных условиях не только лигнин, но и ксенобиотики различной химической природы, что определяет возможность использования биопрепаратов на их основе для интенсификации биodeградации лигнинсодержащих отходов в условиях высокого техногенного загрязнения [2].

Установлено, что процесс деградации лигнина грибами «белой гнили» осуществляется по трём основным путям, включая ферментативную деградацию, опосредованно ферментативную и неферментативную деградацию. Наибольшую практическую значимость имеет ферментативный путь разложения, а сре-

ди множества внеклеточных ферментов, принимающих участие в процессе модификации и разрушения лигнина (лигнинпероксидазы, марганецпероксидазы, лакказы, полифункциональные пероксидазы), наиболее перспективной системой для использования в технологиях детоксификации и деградации в настоящее время являются системы на основе лакказ [2]. Поэтому одним из перспективных путей повышения эффективности грибных биопрепаратов для биодеградации лигнинсодержащих отходов является интенсификация синтеза лакказы базидиомицетами, что достигается путём введения в среду для выращивания базидиомицетов ионов меди [3]. Однако присутствие меди в препарате может обуславливать его токсичность, т. к. она способна образовывать прочные хелатные комплексы с белками. Поэтому одним из важнейших этапов создания биопрепаратов является проверка их биобезопасности, которая заключается, в частности, в биотестировании с целью получения оценки их токсичности по отношению к стандартизованным тест-объектам, рекомендованным для целей государственного экологического контроля.

Основная задача работы заключалась в оценке биобезопасности разрабатываемых биопрепаратов, получаемых на основе культуральной жидкости штаммов *Trametes hirsuta* (Wulf.:Fr.) Pil. и *T. maxima* (Mont.) David & Rajchenb, выращенных на стандартной глюкозо-пептонной среде и среде с добавлением меди – индуктора биосинтеза лакказы. Данные штаммы базидиомицетов были выбраны в качестве объектов исследования благодаря их способности разлагать труднодеградируемые субстраты с высокой эффективностью, обусловленной продуцированием высокоактивных лакказ и пероксидаз [3]. В частности, было показано, что за 45 сут. культивирования потери лигнина в соломе, на которой осуществляли рост грибов, составляли 38,9% и 35,4% под воздействием *T. hirsuta* и *T. maxima* соответственно.

Способ получения грибных препаратов

Штаммы базидиальных грибов *T. hirsuta* и *T. maxima* из коллекции Ботанического института им. В. Л. Комарова РАН ЛЕ(БИН) хранили на агаризованных косяках, которые готовили путём разбавления сула водой в объёмном соотношении 1:4 с добавлением 2% агара при температуре +4 °С. Среду стерилизовали при 0,5 атм. в течение 1 ч. Среду разливали

горячей в стерильные пробирки и оставляли скошенными на 6 ч. Затем производили рассев грибных культур методом агаровых блоков и оставляли на 7–9 сут. при температуре +27 °С, пока образующийся мицелий не закрывал поверхность агара. В таком виде культура может храниться без пересева от 6 мес. до одного года без потери биосинтетической активности. Для получения грибных биопрепаратов проводили первоначальное наращивание культур с агара методом статического жидкофазного культивирования (поверхностный способ) с последующим пересевом на глубинное культивирование.

При поверхностном способе культивирования выращивание посевного материала проводили на питательной среде с начальным значением pH 6,0 следующего состава (г/л): глюкоза 10,0; пептон 3,0; KH_2PO_4 0,6; $\text{ZnSO}_4 \times 7\text{H}_2\text{O}$ 0,001; $\text{K}_2\text{HPO}_4 \times 3\text{H}_2\text{O}$ 0,4; $\text{FeSO}_4 \times 7\text{H}_2\text{O}$ 0,0005; $\text{MnSO}_4 \times 5\text{H}_2\text{O}$ 0,05; $\text{MgSO}_4 \times 7\text{H}_2\text{O}$ 0,5. При выращивании посевного материала грибов *T. hirsuta* поверхностным способом в колбу объёмом 750 мл, содержащую керамические бусы и 150 мл питательной среды, вносили кусочки мицелия с агарового косяка и инкубировали при 26–28 °С в течение 6–8 сут. Колбы с поверхностной плёнкой мицелия могут храниться 6–8 дней при +4 °С.

Для статического жидкофазного культивирования грибной инокулюм (кусочки мицелия с агарового косяка) вносили в глюкозо-пептонную питательную среду следующего состава (г/л): глюкоза 10,0; пептон 3,0; KH_2PO_4 0,6; $\text{ZnSO}_4 \times 7\text{H}_2\text{O}$ 0,001; $\text{K}_2\text{HPO}_4 \times 3\text{H}_2\text{O}$ 0,4; $\text{FeSO}_4 \times 7\text{H}_2\text{O}$ 0,0005; $\text{MnSO}_4 \times 5\text{H}_2\text{O}$ 0,05; $\text{MgSO}_4 \times 7\text{H}_2\text{O}$ 0,5. Начальное значение pH 6,0 среды доводили титрованием винной кислотой, после чего стерилизовали автоклавированием при 1 атм в течение 30 мин. Выращивание поверхностным способом проводили в колбах объёмом 750 мл, содержащих керамические бусы и 150 мл питательной среды, инкубируя в течение 6–8 сут при 26–28 °С. В дальнейшем поверхностную плёнку мицелия использовали для глубинного культивирования. При температуре +4 °С поверхностная плёнка мицелия в колбах может храниться 6–8 сут без признаков автолиза.

Глубинное жидкофазное культивирование грибных культур. При глубинном культивировании мицелиальную плёнку, полученную при поверхностном выращивании культуры, размельчали керамическими бусами, находящимися в колбе, до малых размеров. Полученный таким образом инокулюм вносили

в качалочные колбы в количестве 10–15% от объёма среды и инкубировали на круговых лабораторных качалках при 120–160 об/мин и 27–28 °С в тёмной аэрируемой камере. Для индукции биосинтеза внеклеточной лакказы *T. maxima* и *T. hirsuta* в питательную среду перед стерилизацией дополнительно вносили сульфат меди (CuSO_4) до концентрации 0,25 г/л.

По окончании инкубации грибных культур в питательной среде культуральную жидкость отделяли от мицелия центрифугированием (8000 g, 15 мин). Готовый препарат представлял собой разбавленную в 100 раз культуральную жидкость базидиомицетов, выращенных описанным выше способом. Концентрация белка в исходной культуральной жидкости обеих культур (до разбавления) составляла $0,60 \pm 0,05$ мг/мл.

Оценка экотоксичности грибных препаратов. Проверку биобезопасности биопрепаратов на основе культуральной жидкости грибов *T. hirsuta* и *T. maxima* проводили на 4 стандартизованных тест-культурах разной таксономической принадлежности: протококковых микроводорослях *Scenedesmus*, простейших инфузориях парамециях, низших ракообразных дафниях и на культуре подвижных половых клеток млекопитающих (сперматозоидах быка).

Микроводоросли. При действии биопрепаратов на микроводоросли *Scenedesmus quadricauda* (Turpin) Gréb. исследовали отклонение прироста численности популяции клеток в опыте относительно контроля за 72 ч экспозиции стационарной культуры на свету (4000 лк), световой период 24 ч. Учёт проводили прямым счётом клеток (ценобиев) при микроскопировании суспензии в камере Горяева. Критерием токсичности в тест-системе с водорослями считали подавление прироста численности клеток в опыте на 20% относительно контроля или чрезмерную стимуляцию развития водорослей (на 30% и более).

Инфузории. В биотестах с использованием инфузорий *Paramecium caudatum* Ehr. токсичность устанавливали по выживаемости особей за 24-ч экспозиции культуры при 22–24 °С в темноте. Согласно методике, токсичной признавали пробу, в которой гибель в опыте составляла 10% и более от первоначальной численности при условии, что контроль соответствовал норме, т. е. выживаемость особей в контрольной выборке инфузорий была не менее 90%.

Дафнии. В биотестах с низшими ветвистоусыми рачками *Daphnia magna* Straus. ток-

сичность определяли по выживаемости мальков через 96 ч экспозиции в исследуемых пробах. В соответствии со стандартной методикой пробу считали токсичной при выживаемости дафний менее 90% по сравнению с контролем.

Сперматозоиды быка. В биотестах на культуре подвижных половых клеток быка *Bos taurus* L. токсичность оценивали *in vitro* путём мониторинга подвижности сперматозоидов с помощью цифрового анализатора микроскопических видеоизображений АТ-05 пр-ва БМК-ИНВЕСТ. Тест-параметром служил безразмерный индекс токсичности I_r , отражающий динамику снижения скорости подвижности клеток в опыте относительно контроля. Проба признавалась нетоксичной, если диапазон значений индекса I_r лежал в диапазоне 80–120%.

Исследование токсичности проб микробиологических препаратов проводили в сертифицированной лаборатории (ЛЭТАП МГУ, № РОСС RU.0001.513050) по аттестованным методикам выполнения измерений (МВИ, Токсикологические методы контроля), рекомендованным для целей государственного экологического контроля и мониторинга.

Результаты и обсуждение

При выращивании грибов в условиях глубинного культивирования состав культуральной жидкости и, следовательно, её токсичность могут определяться как присутствием веществ, изначально входящих в состав питательной среды (в нашем случае присутствием ионов меди), так и соединениями, выделяемыми базидиомицетами в процессе роста. Поэтому токсичность биопрепаратов оценивали для двух случаев наращивания грибов: в отсутствие меди и при её внесении.

Результаты испытаний биопрепаратов, полученных на основе культуральных жидкостей базидиомицетов, выращенных на среде без добавления меди, показали их нетоксичность (табл. 1).

Полученные результаты указывают на то, что исследуемые грибные биопрепараты являются безопасными и могут быть рекомендованы для дальнейшего изучения в качестве активаторов разложения лигноцеллюлозных отходов.

Во второй серии экспериментов биотестированию подвергали препараты, полученные на основе культуральной жидкости грибов *T. hirsuta* и *T. maxima*, выращенных на питательной среде с добавлением ионов меди в

Таблица 1

Результаты оценки токсичности биопрепаратов на основе культуральной жидкости базидиомицетов *T. hirsuta* и *T. maxima*, выращенных на питательной среде без добавления меди

| Тест-объект | Препарат на основе культуральной жидкости | | | |
|-----------------------|---|-------------|--------------------------|-------------|
| | <i>T. hirsuta</i> | | <i>T. maxima</i> | |
| | значение тест-функции | токсичность | значение тест-функции | токсичность |
| <i>S. quadricauda</i> | прирост численности 28 % | нет | прирост численности 22 % | нет |
| <i>P. caudatum</i> | выживаемость 100 % | нет | выживаемость 100 % | нет |
| <i>D. magna</i> | выживаемость 100 % | нет | выживаемость 100 % | нет |

качестве индукторов биосинтеза лакказы. Результаты биотестирования препаратов, приведённые в таблице 2, показали, что биопрепарат на основе культуральной жидкости *T. hirsuta* оказался токсичен по отношению к микроводорослям, а биопрепарат на основе культуральной жидкости *T. maxima* обладал токсичностью по отношению к *P. caudatum* и *D. magna*.

Можно предположить, что токсичность биопрепаратов в данном случае была обусловлена, в первую очередь, присутствием в культуральной жидкости ионов меди. Высказанное предположение хорошо объясняет не обнаруженную токсичность биопрепаратов по отношению к подвижным половым клеткам быка (табл. 2), которые характеризуются наименьшей чувствительностью к меди среди выбранных тест-объектов. Согласно существующим данным, минимальная концентрация сульфата меди, которая может определяться с использованием биотеста по подвижности сперматозоидов (в работе использовали половые клетки кроликов), составляет 3,7 мг/л, т. е. около

2×10^{-2} М меди [4]. В то же время установлено, что 100% гибель инфузорий *P. caudatum* может наблюдаться уже при концентрации меди 10^{-6} М [5], а 50% гибель рачков – при концентрации меди около 2×10^{-6} М [6]. Концентрация меди, угнетающая рост микроводоросли рода *Scenedesmus* на 50%, составляет около 5×10^6 М [7]. Таким образом, по чувствительности к меди исследуемые объекты можно расположить в следующий ряд: *P. caudatum* > *D. magna* > *S. quadricauda* > сперматозоиды *B. taurus*. Поэтому возможное присутствие остаточных количеств меди в культуральной жидкости не объясняет результатов оценки токсичности в случае с биопрепаратом на основе *T. hirsuta*, когда была обнаружена токсичность по отношению к микроводоросли *S. quadricauda*, но не по отношению к *P. caudatum* и *D. magna*. Кроме того, вывод о токсичности по отношению к водоросли сделан на основании стимулирующей активности биопрепарата, тогда как в токсичных концентрациях медь обладает ингибирующим действием по отношению к микроводорослям, связанным со способностью Cu^{2+} замещать

Таблица 2

Результаты оценки токсичности биопрепаратов на основе культуральной жидкости базидиомицетов *T. hirsuta* и *T. maxima*, выращенных на питательной среде с добавлением ионов меди в качестве индукторов биосинтеза лакказы

| Тест-объект | Препарат на основе культуральной жидкости | | | |
|--------------------------------|---|-------------|-------------------------|-------------|
| | <i>T. hirsuta</i> | | <i>T. maxima</i> | |
| | значение тест-функции | токсичность | значение тест-функции | токсичность |
| <i>S. quadricauda</i> | прирост численности 82% | есть | прирост численности 12% | нет |
| <i>P. caudatum</i> | выживаемость 100% | нет | выживаемость 3,3% | есть |
| <i>D. magna</i> | выживаемость 97% | нет | выживаемость 0% | есть |
| Сперматозоиды <i>B. taurus</i> | It = 96,7 | нет | It = 90,0 | нет |

ионы Mg^{2+} в хлорофилле, что приводит к ингибированию фотосинтеза и, как следствие, угнетению остальных ростовых процессов [8]. Следовательно, проведённые исследования указывают на то, что токсичность биопрепаратов была обусловлена не остаточным количеством меди в культуральной жидкости, а метаболитами базидиомицетов, выделяемыми в процессе роста.

Таким образом, отобраны наиболее перспективные с точки зрения пригодности для переработки лигноцеллюлозных субстратов штаммы *T. hirsuta* и *T. maxima*, обнаружившие существенную активность в процессах деградации лигнина и целлюлозы при твёрдофазном культивировании. Проверка биобезопасности проб, проведённая в соответствии со стандартными методиками и актуализированными природоохранными нормативными документами, регламентирующими выполнение исследований токсичности образца не менее чем в двух тест-системах по тест-реакциям организмов разной таксономической принадлежности, показала, что можно получить экологически безопасные грибные препараты, пригодные для компостирования растительных отходов, оптимизируя условия культивирования. В данном случае следует отказаться от искусственной индукции лакказы добавлением к питательной среде ионов меди.

Авторы благодарят к.б.н. Т. О. Попутникову, асп. М. А. Тимофеева, ст. инж. В. М. Вавилову за помощь в работе.

Работа выполнена при финансовой поддержке ФЦП «Научные и научно-педагогические кадры инновационной России» 2009–2013 «Оптимизация процессов биоконверсии органического сырья с целью получения биопродуктов комплексного действия на основе гуминовых веществ» (проект 14. 740. 11.0796).

Литература

1. Kumar R, Singh S., Singh O.V. Bioconversion of lignocellulosic biomass: biochemical and molecular perspectives // *J. Ind. Microbiol. Biotechnol.* 2008 V. 35 P. 377–391.
2. Куликова Н.А., Кляйн О.И., Степанова Е.В., Королева О.В. Использование базидиальных грибов в технологиях переработки и утилизации техногенных отходов: фундаментальные и прикладные аспекты (обзор) // *Прикладная биохимия и микробиология.* 2011 Т. 47. № 6. С. 619–634.
3. Степанова Е.В., Королева О.В., Васильченко Л.Г., Карапетян К.Н., Ландесман Е.О., Явметдинов И.С., Козлов И.П., Рабинович М.Л. Разложение овсяной соломы при жидкофазном и твёрдофазном культивировании // *Прикл. биохим. микробиол.* 2003. Т. 39. №1. С. 74–84.
4. Roychoudhury Sh., Massanyi P., Bulla J., Choudhury M.D., Straka L., Lukac N., Formicki G., Dankova M., Bardos L. In vitro copper toxicity on rabbit spermatozoa motility, morphology and cell membrane integrity // *J. Environ. Sci. Health A Tox. Hazard Subst. Environ.* 2010. V. 45. № 12. P. 1482–1491.
5. Nogueira P.F.M., Melao M.G.G., Lombardi A.T., Nogueira M.M. Natural DOM affects copper speciation and bioavailability to bacteria and ciliate // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 2009. V. 57. P. 274–281.
6. Fan W.H., Cui M.M., Liu H., Wang, C.A., Shi Z.W., Tan C., Yang X.P. Nano-TiO(2) enhances the toxicity of copper in natural water to *Daphnia magna* // *Environ. Pollution.* 2011. V. 159. № 3. P. 729–734.
7. Ma M., Zhu W.Z., Wang Z.J., Witkamp G.J. Accumulation, assimilation and growth inhibition of copper on freshwater alga (*Scenedesmus subspicatus* 86.81 SAG) in the presence of EDTA and fulvic acid // *Aquatic Toxicology.* 2003. V. 63. P. 221–228.
8. Kupper H., Setlik I., Setlikova E., Ferimazova N., Spiller M., Kupper F.C. Copper-induced inhibition of photosynthesis: limiting steps of in vivo copper chlorophyll formation in *Scenedesmus quadricauda* // *Functional plant biology* – 2003. V. 30. № 12. P. 1187–1196.

Экспериментальная токсикология тетрахлорметана: оценка влияния на систему липопероксидации

© 2012. С. П. Перетягин¹, д.м.н., руководитель отдела,
С. Ю. Большухин², аспирант, А. К. Мартусевич¹, к.м.н., с.н.с.,

¹Нижегородский научно-исследовательский институт
травматологии и ортопедии,

²Кировская государственная медицинская академия,
e-mail: psp_aro@mail.ru; cryst-mart@yandex.ru

На 60 крысах-самцах линии Вистар введением тетрахлорметана (ТХМ) моделировали острый токсический гепатит, хронический гепатит и цирроз печени. Определяли концентрацию диеновых конъюгатов и малонового диальдегида в плазме крови, эритроцитах и гомогенате печени. Установлено, что интоксикация ТХМ приводит к сдвигу липопероксидации в ранние сроки после введения токсина. Наиболее выраженная активация липопероксидации наблюдается в гомогенате печени. Длительная интоксикация ТХМ является фактором хронизации окислительного стресса.

We modeled toxic acute and chronic hepatitis and cirrhosis on 60 Vistar line rats by carbon tetrachloride (CTC) injections. Dien conjugates and malon dialdehyde was tested in blood plasma, erythrocytes and liver homogenates. It was stated, that CTC intoxication led to lypoperoxidation changes in early period after CTC injection. Strongly pronounced activation of lypoperoxidation was found in liver homogenates. It was shown that prolonged CTC intoxication is a risk factor of oxidative stress chronization.

Ключевые слова: интоксикация, тетрахлорметан,
перекисное окисление липидов, гепатит, цирроз

Keywords: intoxication, carbon tetrachloride, lypoperoxidation, hepatitis, cirrhosis

В клинике внутренних болезней одно из ведущих мест занимают заболевания печени, вызванные действием промышленных ядов [1, 2]. Тетрахлорметан (ТХМ – CCl_4) является классическим гепатотропным агентом, и даже непродолжительное поступление высоких доз ТХМ способствует развитию жировой дистрофии печени [3 – 5]. В реализации молекулярных механизмов повреждения гепатоцитов ведущая роль принадлежит активным метаболитам и интермедиатам ТХМ, образующимся в процессе его биотрансформации с участием цитохром Р-450-зависимых монооксигеназ [2, 4]. Свободнорадикальные производные ТХМ способны инициировать процессы аутокаталитической липопероксидации, атакуя двойные связи боковых цепей ненасыщенных жирных кислот фосфолипидов, что приводит к нарушению физико-химических свойств мембран клеток печени [7, 8]. Повреждение мембранных структур сопровождается модификацией активности большинства внутриклеточных ферментов, ослаблением антитоксической функции печени, нарушением синтетических процессов, разобщением тканевого дыхания и окислительного фосфорилирова-

ния, снижением синтеза АТФ, развитием гипоксии [2, 4, 6 – 8]. В связи с этим в последние годы возрастает интерес к перспективным антиоксидантам, способным предотвращать последствия токсических поражений печени [4, 5, 7, 8].

Цель исследования – изучение состояния липопероксидации при экспериментальном токсическом поражении печени, вызванном различными дозами тетрахлорметана.

Материал и методы исследования

Экспериментальные исследования проведены на 60 белых крысах-самцах линии Вистар (масса тела 180–210 г). Моделировали острый токсический гепатит (4 и 8 подкожных инъекций ТХМ в виде 66% масляного раствора в дозе 0,2 мл на 100 г массы тела животного), хронический токсический гепатит (20 инъекций ТХМ) и цирроз печени (64 инъекции ТХМ). Введение ТХМ осуществляли через сутки.

Материалом исследования служили кровь и печень крыс. Взятие биоматериала проводили в утренние часы после декапитации живот-

ных под эфирным наркозом. Определяли концентрацию промежуточных диеновых конъюгатов (ДК) и конечных – малонового диальдегида (МДА) продуктов липопероксидации [9]. МДА выделяли из эритроцитарных мембран изопропиловым спиртом [10]. Методика определения МДА в гомогенате печени аналогична его определению в мембранах эритроцитов. Липидную фракцию для определения диеновых конъюгатов в эритроцитах крови и гомогенатах печени экстрагировали гептан-изопропаноловой смесью методом, модифицированным П.И. Цапок с соавт [10]. Изменения исследуемых показателей анализировали через 1 и 10 суток после последней инъекции ТХМ.

Данные обработаны методами вариационной статистики с применением критерия Mann-Whitne.

Результаты исследования

В условиях моделирования острого гепатита достоверные изменения содержания ДК в плазме крови выявлены лишь при интоксикации 8 инъекциями CCl_4 . В этом случае через 1 сутки после его отмены наблюдали достоверное снижение содержания ДК в биосреде по отношению к интактным животным (на 60,9%; $p < 0,05$). Через 10 суток данный показатель увеличивался, но оставался ниже контрольного уровня на 38,1% ($p < 0,05$). В группе интактных крыс через 10 суток значимых изменений содержания ДК не обнаружено.

Более значимое снижение содержания ДК в первой контрольной точке наблюдается при

развитии хронического токсического гепатита (ХГ) и цирроза печени (ЦП), моделируемых 20 и 64 инъекциями ТХМ соответственно. При этом максимальное снижение уровня показателя относительно интактных животных (на 76%; $p < 0,05$) выявлено при ХГ, а при ЦП уровень параметра снижался на 48,2% ($p < 0,05$).

Через 10 суток после отмены CCl_4 содержание ДК в плазме крови при ХГ восстанавливается практически до нормы, а при ЦП нормализации данного показателя не происходит, а наблюдается его снижение до следовых количеств ($0,01 \pm 0,002$ усл. ед/л; $p < 0,01$) (рис. 1). Таким образом, восстановление содержания ДК в плазме крови в первые 10 суток после отмены токсина зависит от тяжести интоксикации (уровень корреляционной связи $r = -0,79$).

Через 1 сут после завершения моделирования патологии достоверные изменения ДК эритроцитов наблюдаются лишь при ХГ и ЦП, что проявляется снижением данного показателя на 38,3% ($p < 0,05$) и на 25% ($p < 0,05$) по отношению к интактным животным (рис. 2). При этом обнаружена обратная зависимость средней силы между содержанием ДК и тяжестью интоксикации ($r = -0,37$).

Через 10 сут после отмены CCl_4 содержание ДК в эритроцитах у крыс с ХГ было ниже, чем в интактной группе, на 77,9% ($p < 0,01$), а при ЦП данный показатель снижался до следовых количеств ($0,04 \pm 0,02$ усл. ед/г; $p < 0,01$). При этом выявлена отрицательная корреляционная зависимость высокой силы между содержанием ДК эритроцитов и выраженностью интоксикации ($r = -0,81$).

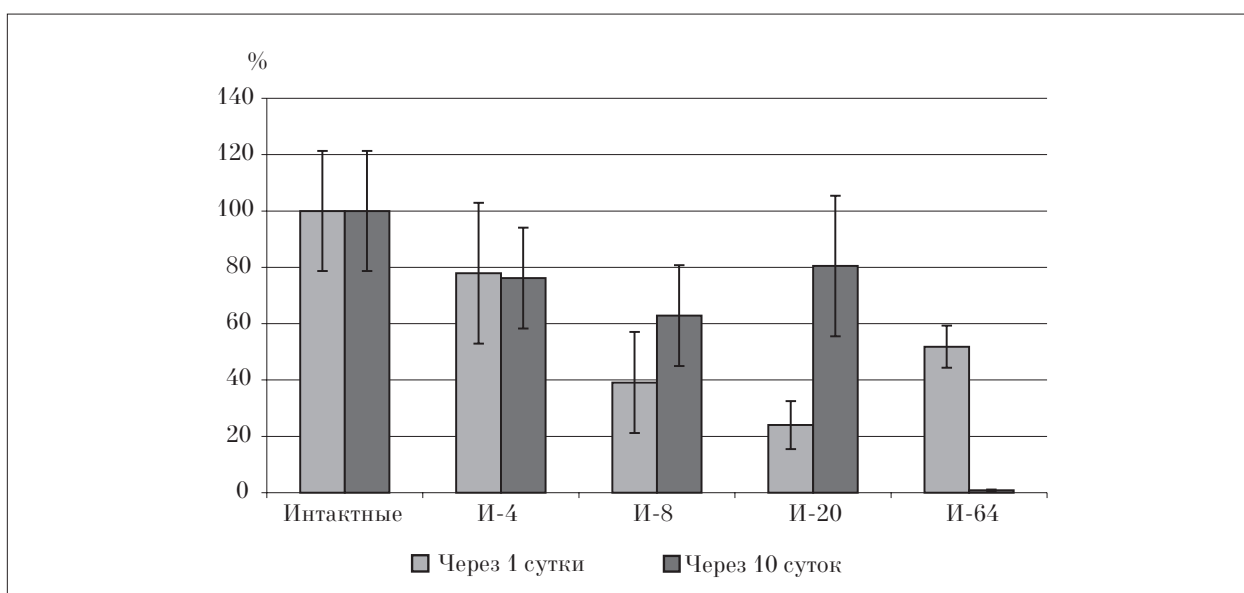


Рис. 1. Изменение содержания диеновых конъюгатов плазмы крови крыс в зависимости от степени тяжести интоксикации тетрахлорметаном (И – число инъекций)

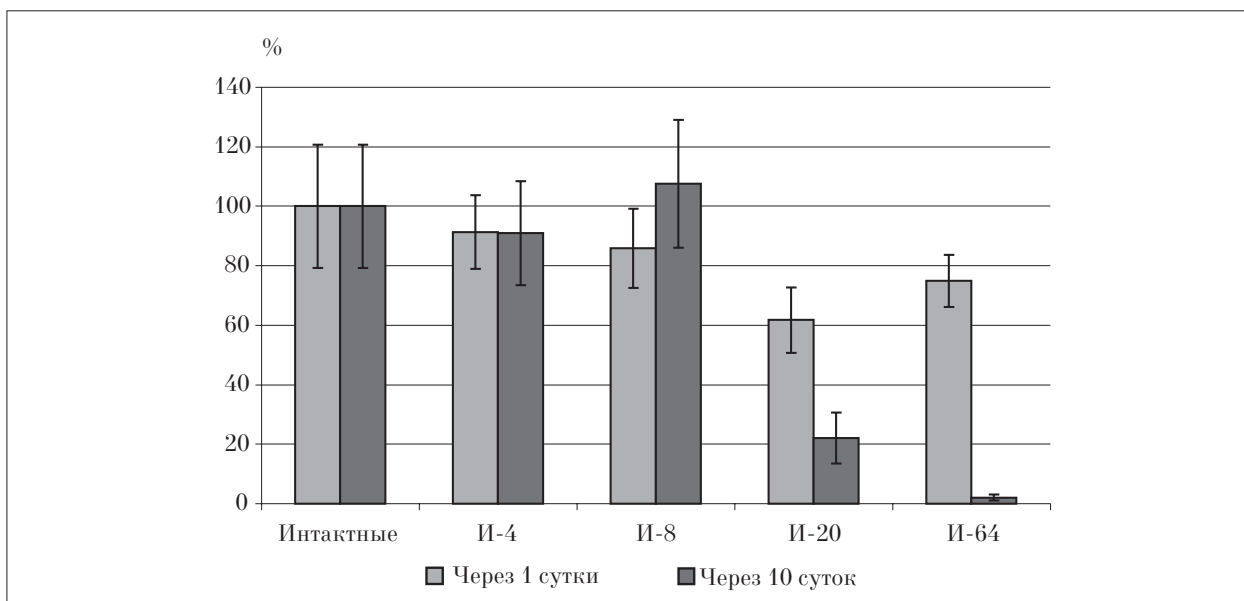


Рис. 2. Динамика содержания диеновых конъюгатов в эритроцитах с учётом степени интоксикации тетрахлорметаном (И – число инъекций)

Наиболее выраженное достоверное повышение содержания ДК в условиях интоксикации CCl_4 выявлено в гомогенате печени крыс через 1 сут после отмены введения токсина. Так, после 4 инъекций CCl_4 содержание ДК увеличилось на 83,1% ($p < 0,05$), после 8 инъекций CCl_4 – на 152,5% ($p < 0,05$), после 20 инъекций – в 1,9 раза ($p < 0,01$), а после 64 инъекций – в 2,4 раза ($p < 0,01$). Также установлено, что между содержанием ДК в гомогенате печени и выраженностью интоксикации существует зависимость средней силы ($r = 0,66$). Через 10 сут после отмены CCl_4 содержание ДК в гомогенате печени животных всех опытных групп снижается до нормы (рис. 3).

При анализе содержания МДА в плазме крови через 1 сут после завершения курса введения ТХМ ни в одной группе животных достоверных изменений параметра по отношению к интактным животным не выявлено (рис. 4). Через 10 сут после завершения моделирования патологии достоверное снижение данного показателя по отношению к интактным животным обнаружено лишь при токсическом ЦП ($p < 0,01$). Выявленная тенденция к снижению уровня МДА при нарастании тяжести интоксикации ТХМ подтверждена соответствующей корреляцией ($r = -0,84$).

В эритроцитах через 1 сут после отмены CCl_4 достоверные изменения содержания МДА

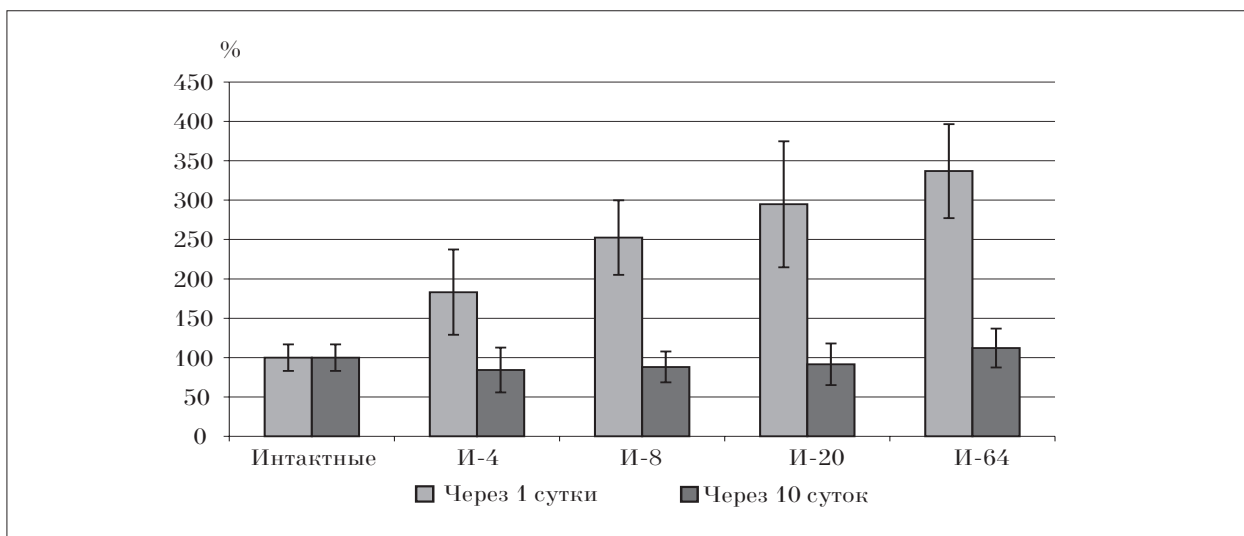


Рис. 3. Изменение содержания диеновых конъюгатов гомогената печени крыс в зависимости от степени токсического поражения тетрахлорметаном (И – число инъекций)

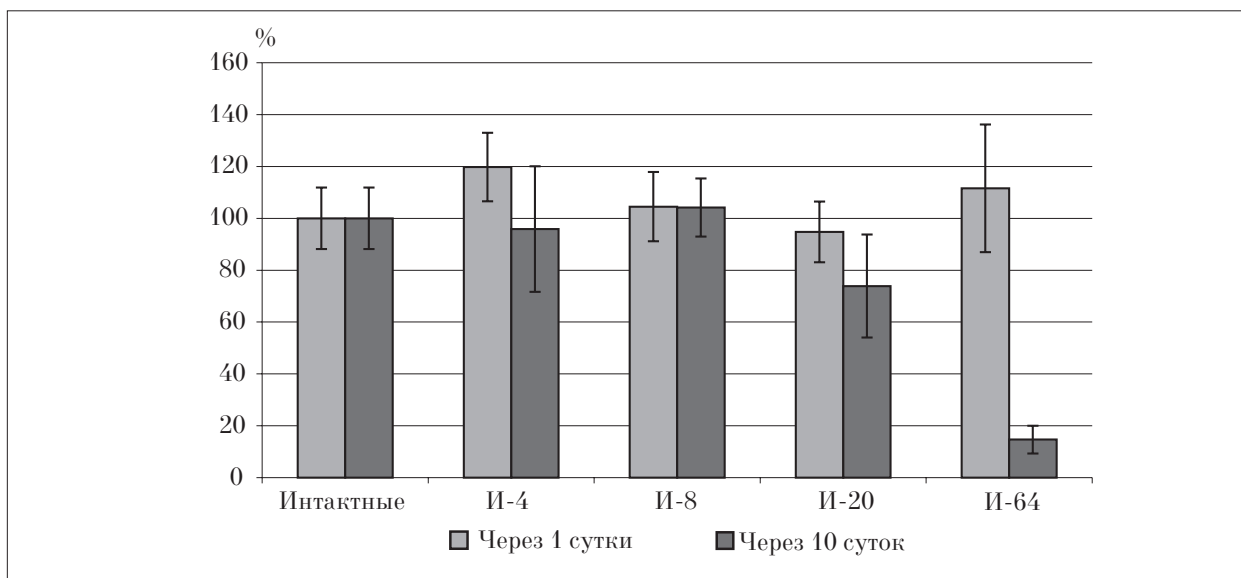


Рис. 4. Концентрация малонового диальдегида плазмы крови крыс в динамике тетрахлорметановой интоксикации (И – число инъекций)

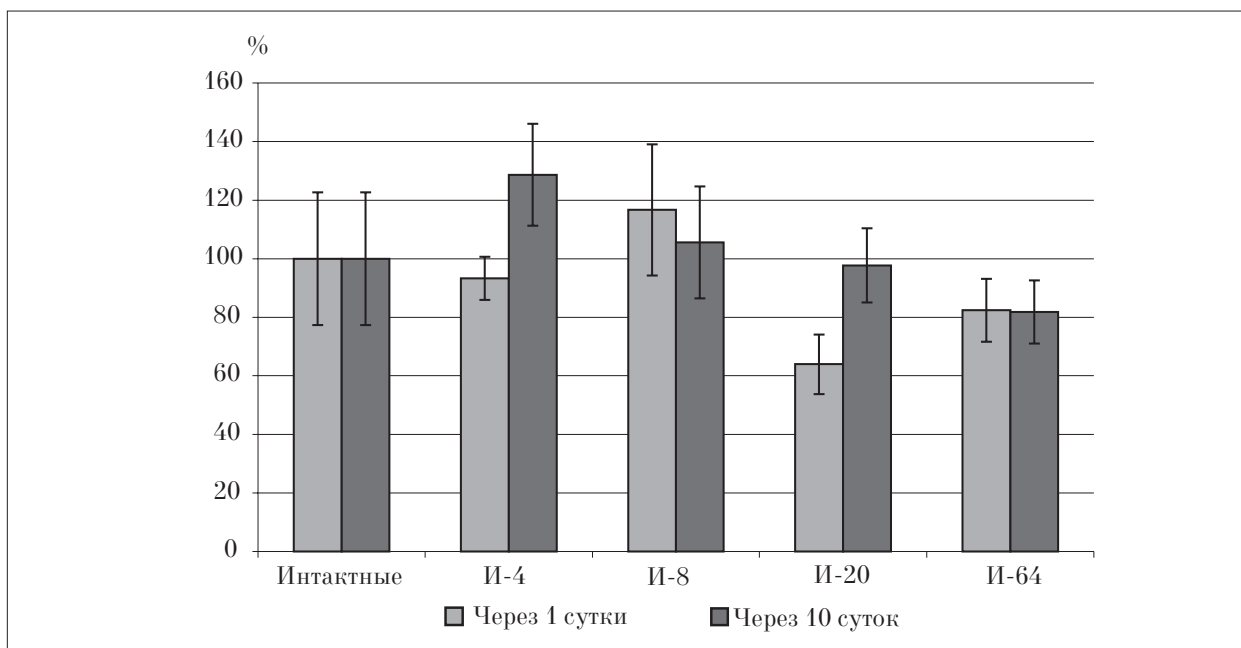


Рис. 5. Изменение содержания малонового диальдегида эритроцитов крови крыс в зависимости от степени токсического поражения тетрахлорметаном (И – число инъекций)

выявлены в модели ХГ (рис. 5). В этом случае указанный показатель снижался на 36% по отношению к интактным животным ($p < 0,05$). Через 10 суток после отмены CCl_4 значение параметра не отличалось от нормального уровня. При этом наблюдается умеренная обратная корреляция между содержанием МДА эритроцитов крови крыс и тяжестью моделируемой интоксикации ($r = -0,44$). В других группах животных значимых изменений содержания МДА в эритроцитах крови крыс не выявлено (рис. 5).

Наиболее выраженные изменения содержания МДА и ДК при интоксикации крыс тетрахлорметаном выявлены в гомогенате печени. Так, через 1 сутки после 4 инъекций CCl_4 выявлено повышение в 2,82 раза содержания МДА по отношению к уровню интактных животных ($p < 0,05$), после 8 инъекций – в 4,77 раза ($p < 0,05$), после 20 инъекций – в 5,3 раза ($p < 0,05$), а после 64 инъекций CCl_4 – в 6,1 раза ($p < 0,05$). Следует отметить, что между содержанием МДА и степенью интоксикации выявлена прямая сильная корреляция ($r = 0,7$).

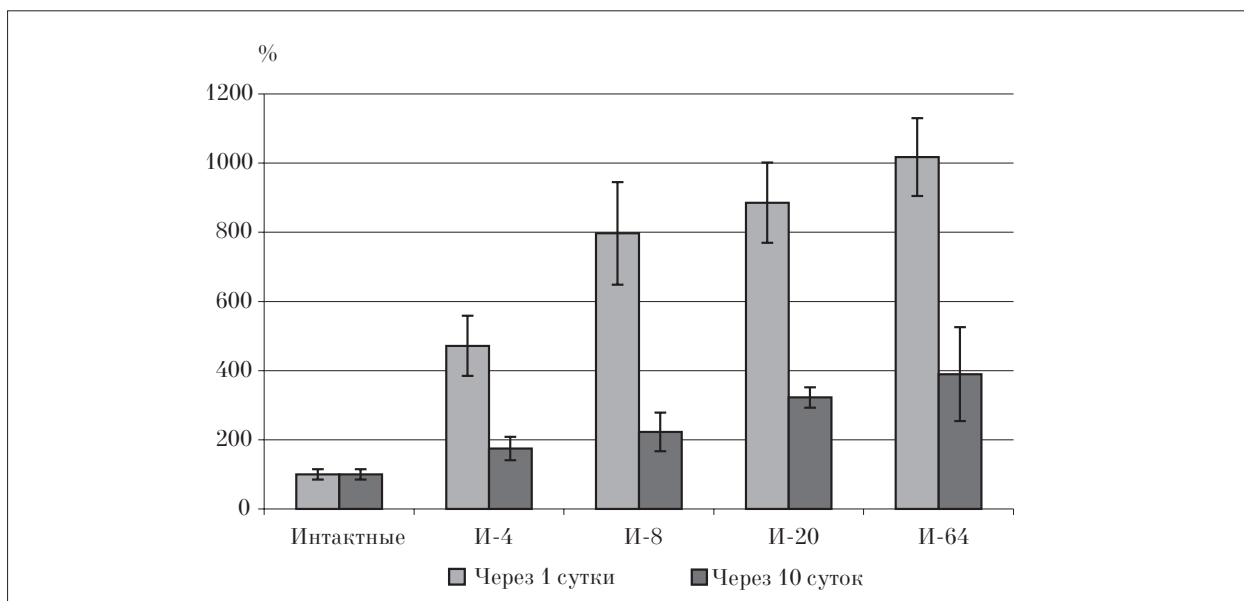


Рис. 6. Динамика содержания малонового диальдегида в гомогенате печени в зависимости от степени токсического поражения тетрахлорметаном (И – число инъекций)

Через 10 сут после завершения введения токсина происходит снижение содержания МДА, сохраняясь на уровне выше нормального на 75% после 4 инъекций тетрахлорметана ($p < 0,05$), после 8 инъекций CCl_4 – на 123% ($p < 0,05$), после 20 инъекций – на 222% ($p < 0,05$), а после 64 инъекций – на 290% ($p < 0,05$) (рис. 6). Между концентрацией МДА и выраженностью интоксикации выявлена прямая зависимость, приближающаяся к сильной ($r = 0,69$).

Выводы

1. Интоксикация тетрахлорметаном приводит к существенному сдвигу процессов липопероксидации, способствуя формированию окислительного стресса в ранние сроки после введения токсина.

2. Наиболее выраженная активация липопероксидации наблюдается в гомогенате печени крыс, подвергшихся интоксикации.

3. Длительная интоксикация тетрахлорметаном является фактором хронизации окислительного стресса, являясь предиктором токсической патологии печени.

Литература

1. Liss G., Lewis J.H. Drug-induced liver injury: what was new in 2008? // *Expert Opin Drug Metab Toxicol.* 2009. V. 5. № 8. P. 843–860.
2. Morita M., Akai S., Hosomi H. et al. Drug-induced hepato-toxicity test using gamma-glutamylcysteine synthetase knockdown rat // *Toxicol. Lett.* 2009. V. 189. № 2. P. 159–165.

3. Венгеровский А.И., Батурина Н.О., Чучалин В.С., Саратиков А.С. Роль перекисного окисления липидов в механизме пролиферации фиброзной ткани печени при экспериментальном хроническом гепатите // *Патологическая физиология и экспериментальная терапия.* 1996. № 2. С. 37–39.

4. Саратиков А.С., Венгеровский А.И. Влияние гепатопротекторов, содержащих фосфолипиды, на зависимость от цитохрома Р-450 антитоксическую функцию печени при экспериментальном токсическом гепатите // *Бюллетень экспериментальной биологии и медицины.* 1999. Т. 127. № 4. С. 392–394.

5. Шилова И.В., Краснов Е.А., Сулов Н.И. Гепатопротекторные свойства фракций экстракта лабазника вязолистного при экспериментальном токсическом гепатите // *Бюллетень экспериментальной биологии и медицины.* 2008. Т. 146. № 47. С. 54–57.

6. Pera N., Phung N., Farrel G.C. Oxidative stress in hepatic fibrogenesis: implications from a nutritional model of nonalcoholic steatohepatitis // *Hepatology.* 1999. V. 30. P. 493–494.

7. Буеверов А.О. Оксидативный стресс и его роль в повреждении печени // *Российский журнал гастроэнтерологии, гепатологии, колопроктологии.* 2002. № 4. С. 21–25.

8. Скворцов В.В. Пероксидация липидов и антиоксидантная система в гепатологии // *Гепатология.* 2003. № 3. С. 7–13.

9. Арутюнян А.В., Дубинина Е.Е., Зыбина Н.Н. Методы оценки свободнорадикального окисления и антиоксидантной системы организма. СПб.: ИКФ «Фоллиант», 2000. 104 с.

10. Цапок П.И., Галкин А.А., Караваев С.А. Метод обработки эритроцитарных мембран для биохимических исследований // *Информационный листок Кировского ЦНТИ № 72–99.* Киров. 1999. 3 с.

Сравнительные эффекты гербицидов Топик и Гранстар на развитие окислительного стресса в листьях злаков

© 2012. А. С. Лукаткин, д.б.н., зав. кафедрой,
А. Н. Гарькова, аспирант, О. В. Нуштаева, аспирант, Ю. Н. Макушкина, магистрант,
ФГБОУВПО «Мордовский государственный университет имени Н. П. Огарёва»,
e-mail: aslukatkin@yandex.ru

Гербициды Гранстар (класс сульфониломочевины) и Топик (класс арилоксифеноксипропилаты) при кратковременном действии и в длительном последствии индуцировали возникновение окислительного стресса в листьях культурных злаков – кукурузы (*Zea mays* L.), озимой ржи (*Secale cereale* L.) и озимой пшеницы (*Triticum aestivum* L.). Наибольшая интенсивность окислительного стресса, оцениваемого по скорости генерации супероксидного анион-радикала (O_2^-), выявлена при обработке растений высокими дозами ксенобиотиков (300 мкг/л и 10 мкл/л для Гранстара и Топика соответственно). Сравнение препаратов показало более сильное воздействие Топика на возникновение окислительного стресса (при остром действии) и Гранстара – при длительном последствии. Самым уязвимым объектом к изученным препаратам оказалась кукуруза, а устойчивым – озимая рожь.

Herbicides Granstar (Sulfonylurea class) and Topic (Aryloxyphenoxypropylate class) in short-term action and long-term aftereffects induce oxidative stress in leaves of cultural cereals – maize (*Zea mays* L.), rye (*Secale cereale* L.) and wheat (*Triticum aestivum* L.). The highest intensity of oxidative stress as measured by the rate of generation of superoxide anion (O_2^-) is found in plants treated with high doses of xenobiotics (300 $\mu\text{g} / \text{L}$ and 10 $\mu\text{L} / \text{L}$ for Granstar and Topic, respectively). Comparison of the herbicides showed a stronger effect on the oxidative stress in plants treated with Topic (acute effect) and Granstar (long-term aftereffects). The most vulnerable target for the herbicide study was maize, the most sustainable – winter rye.

Ключевые слова: *Triticum aestivum*, *Secale cereale*, *Zea mays*, ксенобиотики, окислительный стресс, гербициды, Гранстар, Топик, генерация супероксидного анион-радикала

Key words: *Triticum aestivum*, *Secale cereale*, *Zea mays*, xenobiotics, oxidative stress, Herbicides, Granstar, Topic, generation of superoxide anion

Введение

На культивируемые растения воздействует большое количество различных ксенобиотиков. Их применение (особенно гербицидов) необходимо для предотвращения возможных потерь урожая зерна и сохранения его качества. Однако это неизбежно приводит к попаданию больших количеств химических препаратов в окружающую среду, что может негативно влиять как на целевые, так и нецелевые (культурные) растения [1]. В результате действия ксенобиотиков в растениях возникает серьёзный дисбаланс между образованием активированных форм кислорода (АФК), возможностью их ликвидации и скоростью репарационных процессов в клетках [2]. Возникает ситуация, когда антиоксидантные системы не в силах сбалансировать возросший уровень АФК, а системы репарации не успевают устранить повреждения клеточных структур. В результате развивается окислительный стресс, который может быть вызван как сверхпродукцией АФК, так и падением эффективности ан-

тиоксидантной защиты [3]. Большое количество гербицидов применяют на злаковых культурах, но сведений о возникновении окислительного стресса при их воздействии сравнительно немного (кроме известного индуктора АФК параквата). Показано, что обработка проростков кукурузы и бобов флуометуронном, атразином и римсульфурином приводила к повышенному содержанию перекисей в клетках [4]. Имеются данные о влиянии глифосата на параметры окислительного стресса и активность антиоксидантных ферментов у гороха и пшеницы [5, 6], о реакциях растений на стресс, вызванный гербицидами оксифлуорфеном [7], норфлуразоном [8], атразином [9]. Однако механизмы действия гербицидов, принадлежащих к различным группам, существенно разнятся, и неизвестно, все ли гербициды оказывают такие оксидативные эффекты на растения. Исходя из того, что оба препарата являются мало изученными в области физиологических ответных реакций растений на стресс, но достаточно распространёнными в сельском хозяйстве, мы провели сравни-

тельное изучение характеристик влияния гербицидов, относящихся к различным классам (сульфонилмочевин и арилоксифеноксипропилатов), на развитие окислительного стресса в листьях культурных злаков.

Объекты и методы

Объектами исследования служили молодые растения кукурузы (*Zea mays* L.) гибрида Коллективный 172 МВ, озимой ржи (*Secale cereale* L.) сорта Эстафета Татарстана и озимой пшеницы (*Triticum aestivum* L.) сорта Миrowsкая 808. Материал для работы – гербициды Гранстар и Топик.

Семена злаков высаживали в сосуды с почвой (среднесуглинистый выщелоченный чернозём) и выращивали растения в лабораторных условиях до фазы 2–3 листьев (возраст 7 сут) при 22–25 °С, освещении люминесцентными лампами с плотностью потока фотонов около 200 мкмоль/м²·с, влажности воздуха около 80%, продолжительности светового дня 12 ч. Полив производили через день. В первой серии опытов высечки листьев 7-дневных растений выдерживали в растворах гербицида Гранстар (3, 30 и 300 мкг/л) или Топик (0,1, 1 и 10 мкл/л) от 1 до 3 ч, после чего определяли скорость генерации супероксидного анион-радикала по методике [10]. Сущность метода заключается в том, что для оценки уровня генерации супероксида (довольно стабильной АФК) используют его реакцию с адреналином, приводящую к образованию адrenoхрома. В качестве контроля использовали высечки, выдержанные в дистиллированной воде.

Во второй серии опытов 7-дневные растения опрыскивали растворами гербицида Гранстар (3, 30 и 300 мкг/л) и Топик (0,1, 1 и 10 мкл/л) из расчета 2 мл/растение (контрольные растения обрабатывали водой). Спустя 1, 2 и 3 суток в растениях определяли генерацию O₂⁻.

Все определения проводили в трёх независимых опытах, состоявших из 2–3 биологических повторностей, каждый вариант включал 3 аналитические повторности. Результаты обрабатывали статистически по общепринятым биометрическим формулам с использованием пакетов прикладных программ «Microsoft Excel». На рисунках представлены средние значения из всех опытов с их стандартными ошибками, рассчитанными по стандартным биометрическим критериям. Достоверность различий между вариантами опыта оценива-

ли по t-критерию Стьюдента при уровне значимости 0,05.

Результаты и их обсуждение

Окислительный стресс является одним из начальных проявлений повреждения клеток растений. Важным показателем, характеризующим силу окислительного стресса, является резкое возрастание образования АФК в клетке. При этом серьёзной задачей, стоящей перед нами, было определение пороговых концентраций гербицидов Гранстар и Топик, оказывающих повреждающее действие на растения. С этой целью изучали скорость генерации O₂⁻ в динамике действия и последствий гербицидов разных классов на проростки злаков. Поскольку эта АФК является короткоживущей (период существования радикала не более 10⁻⁴ с [11]), то мы не можем точно измерить концентрацию O₂⁻ в данный период времени и должны указывать либо стационарную концентрацию, либо скорость генерации радикала.

На первом этапе работы рассматривали скорость генерации O₂⁻ при кратковременном (от 1 до 3 ч) действии гербицидов Гранстар и Топик. Обнаружено, что при увеличении времени инкубации высечек листьев злаков в растворах гербицида Топик уровень данной АФК (выраженный в процентах к водному контролю) всегда возрастал по сравнению с контролем (табл. 1). При этом показано, что воздействие препарата на высечки листьев зависело от концентрации. Уже после 1-го часа инкубирования скорость генерации O₂⁻ значительно возрастала, особенно при максимальной дозе в высечках пшеницы. Спустя 3 ч от начала инкубирования высечек в гербициде наблюдали прогрессирующее повышение в большинстве вариантов опыта. Таким образом, гербицид Топик оказал максимальный эффект образования АФК у всех исследованных объектов при концентрации 10 мкл/л после 3 ч инкубации (табл. 1).

В динамике обработки высечек листьев злаков гербицидом Гранстар также прослеживается линейная (или близкая к линейной) зависимость реакции системы генерации АФК злаков от концентрации гербицида и длительности инкубации высечек. Выявлено, что генерация O₂⁻ усиливалась в высечках листьев, инкубируемых в возрастающих концентрациях гербицида Гранстар (табл. 2). При этом у ржи малые дозы препарата (3 мкг/л) не давали достоверных различий с контролем, тогда

Таблица 1

Влияние кратковременной инкубации листьев злаков с гербицидом Топик на скорость генерации O_2^- , к водному контролю

| Объект | Длительность инкубирования, ч | Концентрации гербицида, мкл/л | | |
|----------|-------------------------------|-------------------------------|-----------|-----------|
| | | 0,1 | 1 | 10 |
| Пшеница | 1 | 126,4±4,5 | 132,8±4,3 | 174,3±3,3 |
| | 3 | 130,9±1,8 | 156,1±1,4 | 180,6±1,2 |
| Рожь | 1 | 125,7±4,7 | 132,1±4,3 | 159,3±0,2 |
| | 3 | 159,7±1,3 | 163,3±1,3 | 172,7±1,3 |
| Кукуруза | 1 | 126,5±3,4 | 148,3±3,7 | 125,2±0,3 |
| | 3 | 139,4±1,8 | 171,4±0,7 | 185,7±5,0 |

Таблица 2

Влияние кратковременной инкубации листьев злаков с гербицидом Гранстар на скорость генерации O_2^- , % к водному контролю

| Объект | Длительность инкубирования, ч | Концентрации гербицида, мкг/л | | |
|----------|-------------------------------|-------------------------------|-----------|-----------|
| | | 3 | 30 | 300 |
| Пшеница | 1 | 113,6±1,2 | 122,4±1,7 | 153,1±0,8 |
| | 3 | 120,5±2,3 | 125,0±1,5 | 159,4±1,4 |
| Рожь | 1 | 107,9±2,9 | 123,6±1,0 | 138,9±0,8 |
| | 3 | 106,6±3,0 | 125,5±1,6 | 146,7±2,1 |
| Кукуруза | 1 | 128,9±0,6 | 138,6±0,6 | 147,3±1,2 |
| | 3 | 140,3±1,2 | 151,1±1,2 | 166,2±0,9 |

как увеличение дозы препарата приводило к усилению генерации O_2^- . Наиболее выражено АФК-генерирующее действие Гранстара в высечках листьев кукурузы, где все концентрации препарата приводили к быстрому усилению генерации O_2^- .

Сравнение быстрых эффектов двух гербицидов, относящихся к разным химическим классам, показало более сильное воздействие препарата Топик на возникновение окислительного стресса. Самым уязвимым объектом к острому действию ксенобиотиков оказались молодые растения кукурузы, в высечках листьев которых уровень генерации O_2^- был максимальным.

Токсическое воздействие ксенобиотиков вызывает образование активных форм кислорода в любой клетке, испытывающей состояние

окислительного стресса. После снятия воздействия возможны длительное сохранение токсических эффектов либо репарация повреждений. Эти процессы зависят от активности антиоксидантной защитной системы растений [3, 11]. При изучении последствий гербицидов молодые растения опрыскивали растворами препарата и измеряли скорость генерации O_2^- в листьях спустя 1, 2 и 3 сут после обработки.

Выявлено, что в контрольных растениях озимой пшеницы (обработанных водой) уровень этой АФК не изменялся в течение 3 дней (рис. 1 А). При обработке препаратом Топик в концентрациях от 0,1 до 10 мкл/л уровень O_2^- прогрессирующе увеличивался, и это повышение стабильно сохранялось во все три дня последствий обработки.

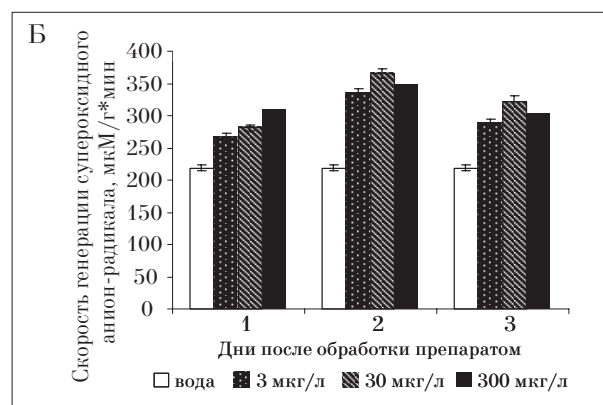
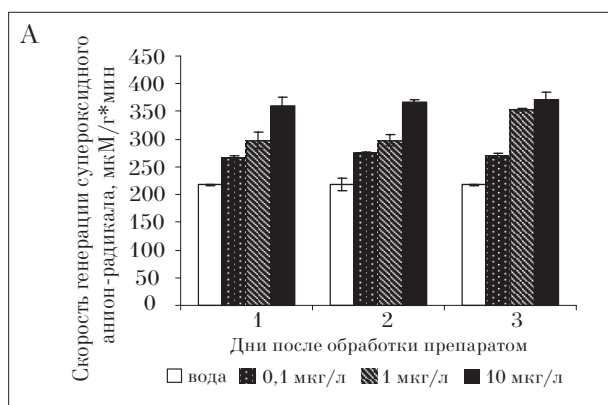


Рис. 1. Динамика генерации O_2^- в листьях пшеницы в течение 3 дней после обработки разными концентрациями гербицида: А – Топик, Б – Гранстар

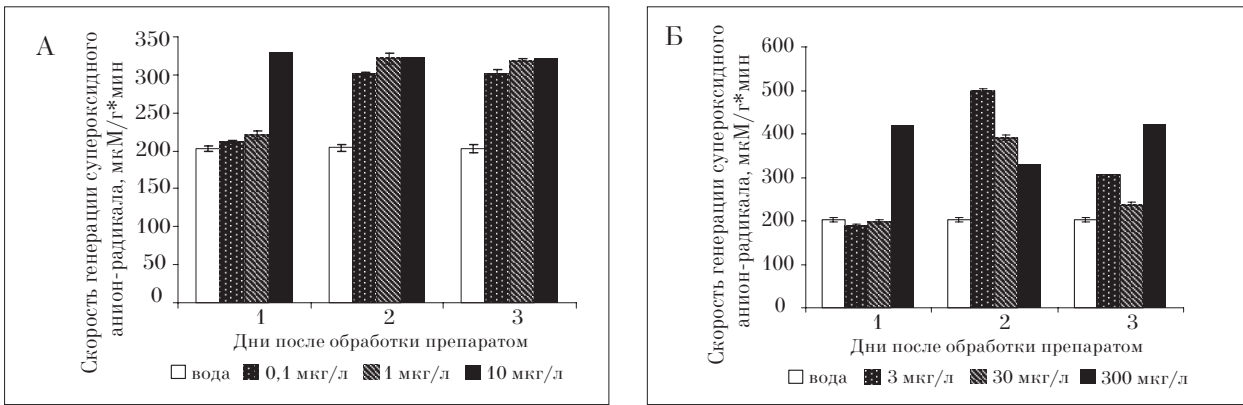


Рис. 2. Динамика генерации O_2^- в листьях ржи в течение 3 дней после обработки разными концентрациями гербицида: А – Топик, Б – Гранстар

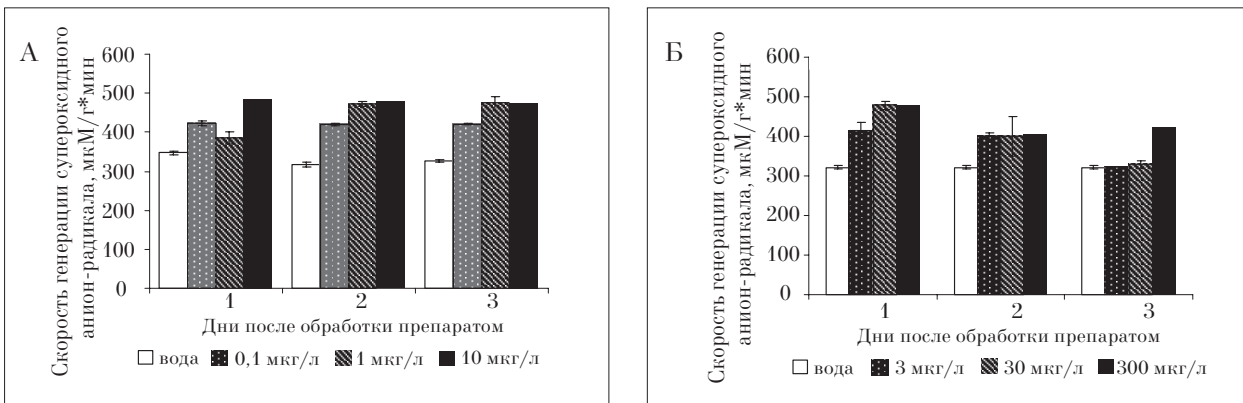


Рис. 3. Динамика генерации O_2^- в листьях кукурузы в течение 3 дней после обработки разными концентрациями гербицида: а – Топик, б – Гранстар

В опыте с обработкой высечек листьев пшеницы гербицидом Гранстар выявлена несколько иная динамика генерации O_2^- в последствии обработки (рис. 1 Б). Максимальная скорость генерации супероксидного анион-радикала наблюдалась спустя 2 суток после обработки, после чего начинала снижаться. Однако различия по генерации O_2^- между сроками после обработки зачастую были не достоверными. Кроме того, у пшеницы, обработанной Гранстаром, не выявлено достоверных различий между разными концентрациями препарата, особенно спустя 2 и 3 сут после обработки.

При исследовании динамики генерации O_2^- в листьях озимой ржи, обработанных различными концентрациями гербицидов, показано, что в контроле уровень АФК в течении трёх дней измерений практически не изменялся (рис. 2). После обработки малыми дозами гербицида Топик спустя 1 сут уровень O_2^- оставался практически на уровне контроля, но резко повысился на 2-й и 3-й дни измерения (рис. 2 А). При максимальной концентрации гербицида (10 мкл/л) уровень АФК резко увеличился уже на 1-й день после обработки и

оставался на таком же повышенном уровне в течение последующих дней измерения.

Обработка растений озимой ржи гербицидом Гранстар показала возрастание (в два раза относительно контроля) скорости генерации O_2^- в первый день после опрыскивания лишь при концентрации 300 мкг/л (рис. 2 Б). На второй день после обработки наблюдали усиление генерации O_2^- при всех использованных концентрациях. К третьему дню происходило снижение продукции АФК (кроме дозы 300 мкг/л).

На молодых растениях кукурузы в контроле скорость генерации супероксидного анион-радикала слегка снижалась в динамике экспозиции (рис. 3). После обработки различными концентрациями гербицида Топик образование O_2^- значительно увеличивалось (рис. 3 А). При этом в динамике последствия препарата на уровень АФК отмечено малое изменение. Сравнение разных концентраций препарата показало, что чаще наблюдалась повышенная генерация O_2^- при более высоких дозах Топика.

Действие гербицида Гранстар на растения кукурузы было несколько иным (рис. 3 Б). Здесь

наблюдали наиболее значительное увеличение уровня АФК спустя 1 сут после обработки, после чего происходило прогрессирующее снижение генерации O_2^- (кроме самой высокой концентрации препарата). По-видимому, в данном варианте опыта мы видим репарацию повреждений, свидетельствующую о повышенной активности антиоксидантной системы растений кукурузы.

Сравнение последствий препаратов Топик и Гранстар показало, что у озимой пшеницы и кукурузы возрастание уровня АФК было примерно одинаковым в результате обработки обоими гербицидами, тогда как у озимой ржи сильнее выражены эффекты препарата Гранстар.

Таким образом, проведённые исследования показали, что обработка злаков гербицидами, относящимися к разным классам, привела к резкому усилению генерации O_2^- в клетках листьев как при остром (от 1 до 3 ч), так и при хроническом действии. Наиболее устойчивыми к кратковременному действию гербицидов оказались растения озимой ржи, более способными к репарации повреждений – проростки кукурузы и озимой ржи. Повышение дозы препаратов почти всегда стимулировало более выраженную генерацию АФК, хотя зависимость иногда была нелинейной.

Исследование выполнено при поддержке Министерства образования и науки РФ (АВЦП «Развитие научного потенциала высшей школы», проект 2.1.1/624).

Литература

1. Юрин В. М. Ксенобиотики и живые системы. Минск: Изд. Центр БГУ. 2008. 181 с.

2. Пескин А. В., Столяров С. Д. Окислительный стресс как критерий оценки окружающей среды // Известия РАН. Сер. биол. наук, 1994. № 4. С. 588–595.

3. Полесская О. Г. Растительная клетка и активные формы кислорода. М.: КДУ. 2007. 140 с.

4. Hassan N.M., Alla M.M.N. Oxidative Stress in Herbicide-Treated Broad Bean and Maize Plants // Acta Physiol. Plant. 2005. V. 27. P. 429–438.

5. Miteva L., Tsoneva J., Ivanov S., Alexieva V. Alterations of the Content of Hydrogen Peroxide and Malondialdehyde and the Activity of Some Antioxidant Enzymes in the Roots and Leaves of Pea and Wheat Plants Exposed to Glyphosate // Compt. R. Acad. Bulg. Sci. 2005. V. 58. P. 733–738.

6. Митева Л.П., Иванов С.В., Алексиева В.С. Изменение пула глутатиона и некоторых ферментов его метаболизма в листьях и корнях растений гороха, обработанных гербицидом глифосатом // Физиология растений. 2010. Т. 57. С. 139–145.

7. Nakamura A., Ohori Y., Watanabe K., Sato Y., Boger P., Wakabayashi K. Peroxidative Formation of Lipid Hydroperoxides in Etiolated Leaves // Pest. Biochem. Physiol. 2000. V. 66. P. 206–212.

8. Jung S. Expression Level of Specific Isozymes of Maize Catalase Mutants Influences Other Antioxidants on Norflurazon-Induced Oxidative Stress // Pest. Biochem. Physiol. 2003. V. 75. P. 9–17.

9. Иванов С.В., Алексиева В.С., Каранов Е.Н. Кумулятивный эффект низкой и высокой концентрации атразина на растения *Arabidopsis thaliana* // Физиология растений. 2005. Т. 52. С. 243–249.

10. Лукаткин А.С. Вклад окислительного стресса в развитие холодного повреждения в листьях теплолюбивых растений. 1. Образование активированных форм кислорода при охлаждении растений // Физиология растений. 2002. Т. 49. С. 697–702.

11. Мерзляк М.Н. Активированный кислород и окислительные процессы в мембранах растительной клетки // Итоги науки и техники. ВИНТИ. Сер. Физиология растений. 1989. Т. 6. С. 1–168.

Роль перифитона в очистке сточной воды от бактерий и минерализации органического вещества

© 2012. О. В. Трифонов, к.б.н., в.н.с.,
Белорусский государственный университет,
e-mail: avorim@mail.ru

Изучалась роль перифитона в очистке сточной воды от бактерий и минерализации органического вещества. Доминирующей группой организмов были кругоресничные инфузории (*Peritrichia*). Средняя скорость потребления бактерий в расчёте на 1 г сухого вещества составила 1305 млн клеток в минуту, а кислорода – 0,273 мг O₂/г в минуту. На основании полученных результатов была оценена роль перифитона в доочистке сточной воды от остаточного загрязнения.

The role of periphyton in sewage purification from bacteria and mineralization of organic substance was studied. Peritrichia prevailed in quantitative relation. The intensity of bacteria consumption by periphyton per 1 g of dry substance is in average 1305 million cells per minute, while the intensity of oxygen consumption (at 20°C) is 0,273 ml O₂ • min⁻¹. Based on the received results periphyton role in additional purification of sewage from residual pollution has been estimated.

Ключевые слова: перифитон, инфузории, *Peritrichia*, потребление кислорода, потребление бактерий, сточные воды, очистка, биологический способ

Keywords: Periphyton, ciliates, *Peritrichia*, oxygen consumption, bacteria consumption, sewage, purification, biological method

Сточные воды, прошедшие биологическую очистку в аэротенках, как правило, содержат остаточные количества загрязняющих веществ. Хотя концентрации этих веществ невелики, тем не менее массовые сбросы таких вод могут привести к эвтрофикации и последующему загрязнению водоёмов. Для предотвращения этих явлений, на очистных сооружениях в ряде случаев осуществляется третичная очистка (доочистка), которая, дополняя традиционную схему двухступенчатой очистки (механическую и биологическую в аэротенках), позволяет получить воду требуемого качества. Третичная очистка осуществляется как физико-химическими (фильтрация, адсорбция, коагуляция, флотация, электролиз, ионный обмен и др.), так и биологическими методами (доочистка в биологических прудах и др.).

Однако на крупных станциях по очистке городских сточных вод внедрение третьей ступени очистки несёт за собой огромные материальные затраты, требует больших земельных площадей и представляет значительные трудности в эксплуатации из-за большого объёма поступающих сточных вод. Поэтому представляется важным разработка относительно дешёвых и простых в эксплуатации методов доочистки городских сточных вод.

На наш взгляд, наиболее перспективен в этом плане метод биологической фильтрации, основанный на способности сообщества микроорганизмов, населяющих твёрдые субстраты (перифитона), изымать из воды практически все виды загрязнений (как химических, так и биологических), минерализовать их или аккумулировать в собственной биомассе. На станциях по биологической очистке сточных вод перифитон развивается во всех гидротехнических сооружениях: первичных и вторичных отстойниках, аэротенках, водоотводных каналах. Если увеличить площади обрастания в этих сооружениях, то перифитон может работать в качестве «биологического фильтра» и изымать из окружающей воды загрязняющие вещества, что, несомненно, будет способствовать повышению эффективности очистки воды.

Целью настоящей работы является экспериментальная оценка роли перифитона, формирующегося на стенках водоотводных каналов вторичных отстойников Минской очистной станции, в доочистке воды от бактериального загрязнения и минерализации органического вещества.

Доминирующей группой организмов перифитона водоотводного канала являются кругоресничные инфузории (подкласс

Peritrichia). Их доля в перифитоне достигала 98%. Инфузории этой группы широко распространены в природных экосистемах и, активно, питаются бактериями, участвуют в очистке воды. Именно у кругоресничных инфузорий отмечены наиболее высокие скорости потребления бактерий. Установлено, что в благоприятных условиях одна особь *Vorticella convallaria* потребляет около 23 тыс. бактериальных клеток в час, а доминирующий вид исследуемого перифитона – *Carchesium polypinum* – до 25 тыс. кл./особь в час [1].

Материал и методы исследования

В проведённых нами экспериментах была определена величина потребления бактерий перифитоном, а также интенсивность дыхания гидробионтов перифитона как главный показатель их роли в процессе трансформации вещества и энергии. Эксперименты выполнены в лабораторных условиях на перифитоне 3–4-суточного возраста. В качестве субстрата обрастания использовали предметные стёкла 77x26 мм. Воду для эксперимента отбирали из канала в том месте, где были установлены субстраты, фильтровали через бумажный фильтр «жёлтая лента» (для удаления остаточного активного ила и других взвешенных частиц) и насыщали кислородом воздуха. Установка, в которой проводили эксперимент, представляла

собой прямоугольную, герметично закрывающуюся камеру, в боковых стенках которой были сделаны углубления для фиксации стёкол с обрастанием. Воду в камеру подавали с помощью насоса. Величину потребления кислорода и бактерий определяли по разности их содержания на входе и на выходе из системы.

Всего было проведено 4 серии экспериментов. В каждой серии ставили от 1 до 3 опытов, с тем расчётом, чтобы их общая продолжительность не превышала 1,5–2 часов. За это время изменение численности бактерий в исходной воде (табл.) и прирост массы перифитона в камере были незначительными и в расчёт не принимались. Скорости потока воды в камере выбирали таким образом, чтобы разность между содержанием бактерий и кислорода на входе и выходе из системы достоверно определялась использованными нами методами. Температуру, при которой ставили опыты, поддерживали на уровне температуры воды в канале в момент отбора проб.

Результаты и их обсуждение

Результаты проведённых экспериментов представлены в таблице.

Потребление бактерий. Анализ полученных данных показывает, что интенсивность поглощения перифитоном бактерий практически не зависела от исходного их содержания в воде: в серии № 2, где концен-

Таблица

Потребление перифитоном бактерий и растворённого кислорода

| № серии | Время водообмена, мин | Интенсивность поглощения кислорода, мг O ₂ ·хмин ⁻¹ ·хг ⁻¹ сухого вещества перифитона | Интенсивность поглощения бактерий, млн кл.·хмин ⁻¹ ·хг ⁻¹ сухого вещества перифитона |
|--|-----------------------|--|--|
| 1 | 15,7 | – | 1101,6 ** |
| | 10,5 | 0,284 (0,250)* | 1224,8 |
| | 7,3 | 0,284 (0,250) | 1141,9 |
| Исходные данные: Т – 21,3 °С; ХПК – 48,4 мг O ₂ /л; масса перифитона – 225,50 мг; содержание бактерий – 9,68±0,27 млн/мл | | | |
| 2 | 16,8 | 0,358 (0,284) | 1712,0 |
| | 10,5 | 0,353 (0,280) | 1332,0 |
| | 6,2 | 0,355 (0,282) | 1082,0 |
| Исходные данные: Т – 22,5 °С; ХПК – 47,8 мг O ₂ /л; масса перифитона – 292,05 мг; содержание бактерий – 27,35±0,83 млн/мл | | | |
| 3 | 50,2 | 0,354 (0,279) | 1127,0 |
| Исходные данные: Т – 22,6 °С; ХПК – 53,3 мг O ₂ /л; масса перифитона – 18,10 мг; содержание бактерий – 10,90±0,34 млн/мл | | | |
| 4 | 28,0 | 0,350 (0,276) | 1212,3 |
| | 15,8 | 0,356 (0,280) | 1811,6 |
| Исходные данные: Т – 22,6 °С; ХПК – 49,4 мг O ₂ /л; масса перифитона – 161,35 мг; содержание бактерий – 11,74±0,33 млн/мл | | | |

Примечания: * интенсивность дыхания при 20 °С; ** масса 1 млрд бактерий – 78,45×10⁻³ мг сухого вещества.

трация бактерий составила 27,35 млн/мл и в серии № 1, где этот показатель равнялся 9,68 млн/мл, интенсивность потребления в пересчёте на сухое вещество перифитона была приблизительно одинаковой. Не наблюдалось связи интенсивности потребления бактерий с величиной биомассы перифитона. В серии № 3 масса перифитона была почти в 16 раз меньше, чем в серии № 2, однако интенсивность потребления бактерий была практически одинаковой.

Наибольшее влияние на питание беспозвоночных оказала скорость потока. Увеличение времени пребывания воды в камере увеличивало и степень её очистки от бактерий, однако при очень малой проточности отмечено торможение интенсивности потребления микроорганизмов, что наблюдалось в опытах серий № 1 и 4. Во всех экспериментах средняя интенсивность потребления бактерий в расчёте на 1 г сухого вещества перифитона составила 1305 ± 271 млн кл. в минуту.

Потребление кислорода. На величину газообмена гидробионтов оказывала влияние только температура воды: при 24,3 °C интенсивность потребления кислорода составила 0,284 мг O_2 /г в минуту (серия № 1), а при 22,5–22,6 °C – 0,354 мг O_2 /г в минуту (серии № 2–4). При расчёте на 20 °C (с использованием «нормальной кривой» Крюга) интенсивность поглощения кислорода составила $0,273 \pm 0,014$ мг O_2 /г в минуту.

Поскольку состав перифитона очистных сооружений складывался главным образом из колониальных кругоресничных инфузорий, то именно их можно считать основными потребителями кислорода. Такое допущение дало возможность сравнить интенсивность дыхания сообщества *Peritrichia*, полученную в наших экспериментах, с данными Ф. П. Чорика [2], приведёнными для этой же группы инфузорий. Если предположить, что вся масса перифитона состоит из особей *Peritrichia* и в ней полностью отсутствует инертная составляющая, то получаем, что 1 мг инфузорий биоценоза (при 20 °C) потребляет $1,638 \cdot 10^{-3}$ мг O_2 /ч. В экспериментах Ф. П. Чорика [2] величина газообмена этих же видов инфузорий составила $5,86 \cdot 10^{-3}$ мг $O_2 \cdot ч^{-1} \cdot хмг^{-1}$, что выше всего в 3,5 раза. По литературным данным, показатели интенсивности дыхания одних и тех же видов инфузорий могут иметь более существенные отличия. Например, Р. Сароджини и Р. Нагабушанам [3] отмечают, что одна особь *Spirostomum ambiguum* потребляет $0,192 \cdot 10^{-3}$ мг O_2 /ч, в то время как по данным Т. В. Хлебович [4], при той же температуре эта инфузория потребляет $12,7 \cdot 10^{-3}$ мг O_2 /ч, т. е. показатели отличаются более чем в

65 раз. Вероятно, это связано не только с методическими погрешностями, но и с экологическими условиями, в которых находились простейшие, и их физиологическим состоянием во время проведения опытов [2].

У колониальных *Peritrichia* [2] с увеличением числа особей в колонии интенсивность газообмена, в пересчёте на одну особь, уменьшается. Однако мы не получили какой-либо зависимости интенсивности дыхания от величины массы перифитона, хотя уровни биомасс в различных сериях экспериментов, как уже было отмечено выше, отличались друг от друга довольно значительно.

Используя величины потребления кислорода и бактерий, а также массу перифитона, полученные в наших экспериментах, можно оценить роль перифитона в доочистке воды от бактериального загрязнения и минерализации органического вещества. Поскольку 1 м² субстрата удерживает 440 г перифитона (по сухому веществу), то за сутки в воде, прошедшей биологическую очистку, дополнительно потребляется около 800×10^{12} кл. (63 г сухого вещества) бактерий на 1 м² и минерализуется около 52 г/м² углерода, что является достаточно высокой величиной.

Таким образом, высокая интенсивность потребления бактерий и высокие показатели минерализации органического вещества позволяют рассматривать перифитон как перспективный объект в системе доочистки сточной воды от остаточного загрязнения. Такая доочистка может производиться в специальных бассейнах или каналах с невысокой скоростью течения воды, путём установки в них искусственных субстратов с большой площадью поверхности. Данный метод высокоэффективен и экологически выгоден, при минимальных вложениях он позволит в ряде случаев, обойтись без дорогостоящих сооружений по доочистке сточных вод как крупных городов, так и мелких населённых пунктов.

Литература

1. Шубернецкий И. В. Кругоресничные инфузории основных типов водоёмов Молдавии: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М.: МГУ, 1984. 16 с.
2. Чорик Ф. П., Шубернецкий И. В. Интенсивность газообмена у некоторых видов инфузорий // Протозология. Л.: Наука, 1978. Вып. 3. С. 66–76.
3. Sarojini R., Nagabhusanam R. Effect of metabolic inhibitors on the respiration of the Ciliates, *Coleps hirtus* and *Spirostomum ambiguum* // Broteria. 1966. – V. 35. P. 75–80.
4. Хлебович Т. В. Интенсивность дыхания у инфузорий разного размера // Цитология. 1974. Т. 16. № 1. С. 103–105.

УДК 623.459:351.777.61

Реализация системы производственного экологического контроля и мониторинга на объекте по хранению и уничтожению химического оружия п. Марадыковский Кировской области

© 2012. Ю. В. Новойдарский, аспирант,

Объект по хранению и уничтожению химического оружия
п. Марадыковский Кировской области,
e-mail: mir@grso.kirov.ru

Представлена информация о созданной и эксплуатируемой в течении шести лет системы экологического контроля и мониторинга в районе расположения объекта по уничтожению химического оружия в пос. Марадыковский Кировской области. Проведён обзор выполненной работы по организации производственного экологического мониторинга и представлены данные, характеризующие состояние окружающей среды в зоне защитных мероприятий, санитарно-защитной зоне, промышленной площадке объекта по уничтожению химического оружия в Кировской области.

Information is presented on the ecological control and monitoring system that has been exploited for 6 years in the area of the chemical weapons storage and decommission plant in Maradykovsky Settlement in Kirov region. There was made a review of the work on organization of ecological monitoring and the data are presented describing the environmental state in the area of the plant operation, and the safety zone, and at the industrial site of the chemical weapons decommission plant in Kirov region.

Ключевые слова: производственный контроль и мониторинг, отравляющие вещества, экологическая безопасность, методическое обеспечение производственного экологического мониторинга

Keywords: industrial control and monitoring, toxic substances, environmental safety, methodical maintenance of industrial environmental monitoring

В рамках Федеральной целевой программы «Уничтожение запасов химического оружия в Российской Федерации» (ФЦП) на всех объектах уничтожения химического оружия создана и функционирует система обеспечения экологической безопасности. Законодательной базой этой системы является Федеральный закон «Об охране окружающей среды» [1].

Безопасность процесса уничтожения химического оружия является одним из приоритетных направлений реализации ФЦП в Российской Федерации как для персонала объекта по хранению и уничтожению химического оружия «Марадыковский» (Объект), так и для населения, проживающего в зоне защитных мероприятий (ЗЗМ). Основным условием экологической безопасности функционирования Объекта является установление для него экологических нормативов и обеспечение их соблюдения в процессе уничтожения химического оружия (ХО) [2].

На Объекте создана система производственного экологического мониторинга (ПЭМ), осуществляющая экологический контроль за источниками загрязнения и мо-

нитинг компонентов природной среды в санитарно-защитной зоне (СЗЗ) и ЗЗМ.

Ввиду чрезвычайной опасности химического оружия с самого начала реализации ФЦП в качестве одной из мер по обеспечению безопасности населения и защите окружающей среды на государственном уровне было принято решение о создании в дополнение к системе производственного экологического контроля и мониторинга ещё одного элемента – полномасштабной государственной системы экологического контроля и мониторинга (ГЭКиМ) как объектов по уничтожению химического оружия, так и природных систем в зоне их влияния СЗМ и ЗЗМ [3, 4].

Мероприятия по обеспечению проведения государственного экологического контроля и мониторинга определены Федеральным законом «Об уничтожении химического оружия» и соответственно входят в состав мероприятий ФЦП. Это, по своей сути, независимая система контроля за деятельностью Объекта со стороны государства и общества, главное требование к которой заключается в «доказательности» – способности дать максимально пол-

ную оценку степени безопасности процесса уничтожения ХО, а также информирование населения, общественных организаций о реальном состоянии окружающей среды в районе расположения Объекта [5].

Подобные меры по обеспечению безопасности для промышленных предприятий беспрецедентны и не имеют аналогов в отечественной и зарубежной практике.

В ходе реализации системы производственного экологического мониторинга на объекте по уничтожению химического оружия обеспечивается получение систематической и оперативной информации о содержании отравляющих веществ, продуктов их деструкции и общепромышленных загрязнителей в контролируемых зонах и средах и выявляется информация об угрозе окружающей среде и здоровью населения [6, 7].

Основными задачами системы ПЭМ являются:

- обеспечение аварийного автоматического контроля воздуха рабочей и промышленной зон Объекта, СЗЗ и ЗЗМ в результате определения концентраций отравляющих и нормируемых веществ (продуктов детоксикации отравляющих веществ (ОВ) и общепромышленных загрязнителей) на уровне 100–1000 ПДК_{р.з.} и оповещение о появлении таких концентраций;
- обеспечение санитарно-гигиенических норм труда работающего персонала путём непрерывного автоматического контроля воздуха рабочей и промышленной зон Объекта на уровне ПДК ОВ (1 ПДК_{р.з.}), заражённости поверхностей технологического оборудования на уровне предельно допустимых значений заражения ОВ и оповещение о появлении таких концентраций;
- обеспечение соответствия Объекта нормативным требованиям путём определения ПДК ОВ и нормируемых веществ (продуктов детоксикации ОВ и общепромышленных загрязнителей) в воздухе СЗЗ и ЗЗМ;
- оценка воздействия Объекта на окружающую среду (ОС) путём определения и учёта количества продуктов детоксикации ОВ и общепромышленных загрязнителей, поступающих в объекты ОС;
- химико-аналитическое обеспечение контроля параметров технологического процесса уничтожения химического оружия;
- обработка, систематизация и протоколирование полученной информации, прогноз изменения химической обстановки на Объекте;

– передача этой информации по каналам связи соответствующим контролируемым органам.

До начала функционирования Объекта на территории санитарно-защитной зоны и зоны защитных мероприятий учёными НИИ промышленной экологии (г. Саратов), лабораторией биомониторинга при Вятском государственном гуманитарном университете было проведено комплексное обследование природных сред и объектов, спроектирована сеть экологического мониторинга [8].

Для комплексного обеспечения экологической безопасности в дополнение к базовой системе производственного экологического контроля и мониторинга, существующего на Объекте, создана государственная система экологического контроля и мониторинга как самого Объекта, так и природных систем в зоне его влияния [9].

Производственный экологический мониторинг осуществляется в соответствии с согласованными и утверждёнными в установленном порядке Регламентами и графиками аналитического контроля. На Объекте проводится регулярный контроль источников загрязняющих веществ (выбросов, сбросов, технологических вод, отходов и реакционных масс), а также мониторинг основных объектов окружающей среды (атмосферного воздуха, почвы, природных и грунтовых вод, снежного покрова). Данные мониторинга обеспечивают подтверждение безопасности населения и окружающей среды в зоне защитных мероприятий, выявление возможных аномалий и принятие решений по оптимизации режимов функционирования объектов по уничтожению ХО.

Расположение и количество точек проб отбора определено с учётом розы ветров, высоты источников выбросов, характера выбросов в атмосферу (дисперсности частиц, удельного веса вещества), рельефа территории и результатов моделирования рассеивания специфических и общепромышленных загрязняющих веществ (ЗВ) в объектах ОС: почве, поверхностных водах, атмосферном воздухе.

В структуре системы производственного экологического мониторинга выделены три подсистемы [10, 11]:

Первая подсистема ПЭМ позволяет осуществлять мониторинг отравляющих веществ, других возможных загрязнителей в рабочей и промышленной зонах Объекта путём автоматического контроля. Также контролируются вентиляционные выбросы. Функционирование этой подсистемы даёт уверенность в том,

что производственная зона, где происходит непосредственное уничтожение химического оружия, работает безопасно. Наличие системы контроля за состоянием производственной зоны позволяет своевременно реагировать в случае появления каких-либо отклонений от технологического процесса.

Данная подсистема мониторинга на промышленной зоне объекта направлена на решение следующих задач:

- контроль предельно допустимых выбросов;
- периодический мониторинг содержания ОВ, продуктов их деструкции и общепромышленных загрязняющих веществ в атмосферном воздухе на территории промышленной зоны путём отбора проб с последующим анализом в лаборатории;
- автоматический контроль метеопараметров на территории объекта.

Вторая подсистема ПЭМ предназначена для автоматического контроля в санитарно-защитной зоне и зоне защитных мероприятий, включая территории населённых пунктов. Лаборатория мониторинга окружающей среды, использующая стационарные и передвижные лаборатории и посты, постоянно отслеживает наличие вредных веществ в воздухе, воде и почве.

Данная подсистема направлена на решение следующих задач:

- непрерывный автоматический контроль воздушной среды ближайших к объекту УХО населённых пунктов с помощью установки на их территории автоматических стационарных постов контроля;
- периодический автоматический контроль воздушной среды населённых пунктов и на границе санитарно-защитной зоны с помощью передвижных лабораторий контроля;
- отбор проб воздуха, воды, почвы и снежного покрова, консервирование и доставка их на анализ в лабораторию Объекта с помощью пробоотборных автомобилей.

Третья подсистема ПЭМ предназначена для сбора и обработки информации. Она реализуется непосредственно на самом Объекте и включает информационно-аналитический центр, химико-аналитические лаборатории. Именно здесь производится накопление информации, необходимой для понимания степени безопасности Объекта. Это своего рода мозговой центр всей системы, связанной с функционированием Объекта, направленный на решение следующих задач:

- приём, обработка и накопление информации от стационарных и передвижных постов контроля и средств метеоконтроля, обработка и отображение результатов анализа с привязкой их к точкам контроля;
- обработка информации, формирование отчётов и сводок, подготовка прогнозов на основе моделей распространения загрязняющих веществ в атмосфере, отображение результатов прогноза на карте местности.

Основными объектами системы ПЭМ являются: химико-аналитическая лаборатория (ХАЛ) и метеорологическая станция; информационно-аналитический центр (ИАЦ); передвижные лаборатории контроля воздушной среды, воды и почвы; стационарные посты контроля воздушной среды; пробоотборные машины; автоматические газоанализаторы и сигнализаторы на ОВ; стационарные пробоотборные устройства; тест-наборы; анализаторы тече-искатели; автоматизированные системы отбора и транспортировки проб; сеть подземных скважин, площадок для проведения биомониторинга.

Система ПЭМ ориентирована на функционирование в двух режимах: штатном и аварийном. Мобильные и стационарные элементы системы имеют возможность передачи информации по радиоканалам. Сбор, обработка и накопление информации внутри системы ПЭМ организуется в виде локальной информационной сети. Сеть имеет возможность информационного взаимодействия с автоматизированной системой управления технологическим процессом.

Для осуществления производственно-экологического мониторинга лаборатории Объекта технически оснащены современным оборудованием. В населённых пунктах пгт Мирный, с. Быстряги, с. Брагичи для определения параметров загрязняющих веществ и передачи информации в информационно-аналитический центр в автоматическом режиме установлены автоматические стационарные посты контроля воздуха. Контроль атмосферного воздуха в санитарно-защитной зоне объекта и зоне защитных мероприятий обеспечивается двумя передвижными лабораториями на базе автомобиля КамАЗ, а контроль воды и почвы на базе автомобиля ГАЗ. Отбор проб воды и почвы, проведение экспресс-анализа в полевых условиях обеспечивается двумя специально оборудованными автомобилями на базе УАЗ.

Лаборатории Объекта оборудованы новейшими современными приборами химико-

аналитического контроля (газовыми хроматографами Agilent 6890N с комплектом детекторов, фотокolorиметрами КФК-3, хроматографами «Цвет-800» с комплектом детекторов, системой капиллярного электрофореза «Капель-103», анализаторами «Флюорат 02», атомно-абсорбционным спектрометром МГА-915, многокомпонентным газоанализатором «Эксперт Универсал Про», аспиратором сильфонным АМ-5М) [10, 11].

Перечень загрязнителей, подлежащих контролю. Основой при формировании программы наблюдений (планов-графиков контроля и мониторинга) являются ранжированные по средам и периодичности проведения измерений перечни загрязняющих веществ, образующихся в процессе эксплуатации Объекта. Перечни продуктов деструкции ОВ, а также других ЗВ, контролируемых в объектах ОС, уточняются в процессе развития системы экологического контроля и мониторинга Объекта.

В ходе производственного контроля на Объекте отслеживается содержание ЗВ в выбросах и сбросах, на полигонах хранения про-

мышленных отходов. Ранжирование перечня загрязняющих веществ проводится в соответствии с положениями общероссийских нормативных документов. В случае отсутствия нормативной базы ранжирование перечня ЗВ осуществляется с учётом опасных свойств контролируемых веществ, а также известных закономерностей их распространения и химического превращения в различных средах. Общий алгоритм формирования перечня загрязняющих веществ в процессе уничтожения ОВ и термического обезвреживания отходов, подлежащих производственному контролю и мониторингу, представлен на рисунке.

Перечень загрязняющих веществ, подлежащих мониторингу в атмосферном воздухе, установлен с учётом трансформации рассеиваемых ЗВ в различных природных средах и согласован с уполномоченными в области охраны окружающей среды органами государственной исполнительной власти (Росприроднадзор и Росгидрометом) (табл. 1).

Основными критериями для формирования перечня контролируемых ЗВ в атмосферном воздухе являются:

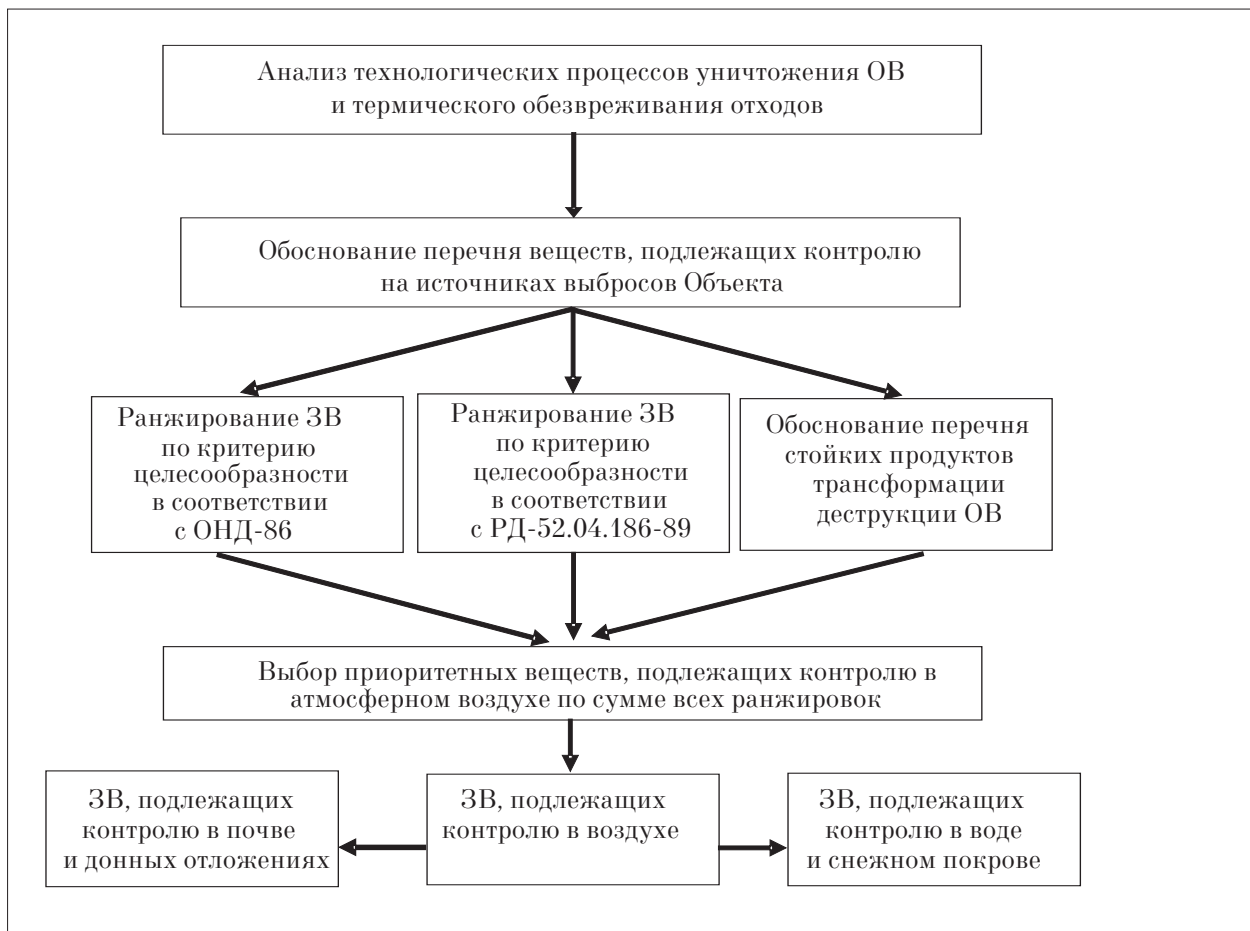


Рисунок. Блок-схема алгоритма формирования перечня веществ подлежащих контролю и мониторингу

Таблица 1

Перечень загрязняющих веществ и параметров, подлежащих контролю и мониторингу в атмосферном воздухе

| № п/п | Наименование ЗВ (определяемый параметр) | Критерий контроля ПДК, ОБУВ, мг/м ³ | Класс опасности |
|-------|---|--|-----------------|
| 1 | Зарин* | $2 \cdot 10^{-7}$ | 1 |
| 2 | Зоман** | $1 \cdot 10^{-7}$ | 1 |
| 3 | Vx*** | $5 \cdot 10^{-8}$ | 1 |
| 4 | Моноэтаноламин**** | 0,02 | 2 |
| 5 | Изопропиловый спирт* | 0,6 | 3 |
| 6 | Изобутиловый спирт*** | 0,1 | 4 |
| 7 | N-метил-2-пирролидон*** | 0,3 | не имеет |
| 8 | Фосфор и его соединения | 0,15 | 4 |
| 9 | Азота диоксид | 0,2 | 2 |
| 10 | Азота оксид | 0,4 | 3 |
| 11 | Углерода оксид | 5,0 | 4 |
| 12 | Серы диоксид | 0,5 | 3 |
| 13 | Бенз(а)пирен | $1,0 \cdot 10^{-6}$ | 1 |
| 14 | Углеводороды | 50 | не имеет |
| 15 | Свинец и его соединения | 0,001 | 1 |
| 16 | Взвешенные вещества | 0,5 | не имеет |
| 17 | Формальдегид | 0,035 | 2 |
| 18 | Фтористый водород | 0,02 | 2 |
| 19 | Мышьяк хлористый | 0,03 | 2 |
| 20 | Мышьяк | 0,005 | 1 |

Примечания: * – контроль при проведении работ по уничтожению зарина; ** – контроль при проведении работ по уничтожению зомана; *** – контроль при проведении работ по уничтожению Ви-икс; **** – контроль при проведении работ по уничтожению зарина и зомана.

– вещества, обладающие высокой токсичностью и опасностью для человека и природной среды;

– вещества, способные выступать в качестве маркера (показателя присутствия ОВ) – продукты трансформации и деградации ОВ;

– обязательные для контроля общепромышленные загрязнители.

Обоснован таким образом перечень веществ, подлежащих контролю и мониторингу в атмосферном воздухе в районе расположения При формировании перечней веществ, подлежащих контролю и мониторингу в других компонентах природной среды (почва, природные воды, снежный покров, донные отложения), учитывалось следующее:

– загрязнение этих компонентов природных сред источниками ЗВ происходит за счёт осаждения газов, паров, аэрозолей, пыли или растворённых соединений ЗВ с дождём и снегом из атмосферы, а также посредством различного вида переноса твёрдых и жидких отходов за пределы территории Объекта;

– возможны процессы трансформации и деградации ОВ;

– на промплощадке Объекта отсутствует сброс в ОС технологических сточных вод, перечень определяемых показателей качества воды водоёмов и водотоков устанавливался с учётом целевого использования водоёма или водотока, состава сбрасываемых бытовых и ливневых сточных вод, требований потребителей информации по результатам контроля и мониторинга;

– при появлении новых источников загрязнения, изменении мощности, состава и условий сброса сточных вод прежних источников и других сложившихся условий перечень определяемых показателей корректируется;

– для повышения эффективности контроля и мониторинга необходимо контролировать вещества, свидетельствующие о накоплении продуктов трансформации в ОС, например, при детоксикации зарина и зомана – МФК, суммарное содержание фосфорсодержащих соединений (общий фосфор), двойных смесей – соединений мышьяка;

– перечни веществ, подлежащих аналитическому контролю в природной воде, почве, донных отложениях и снежном покрове, корректируются при изменении перечня веществ,

Таблица 2

Перечень специфических загрязняющих веществ, МВИ, области аккредитации лаборатории

| Наименование компонента | Идентификационный номер МВИ | Наименование МВИ | Организация, аттестовавшая методику |
|--|-----------------------------|---|-------------------------------------|
| 1. Атмосферный воздух населённых пунктов, атмосферный воздух на границе санитарно-защитной зоны | | | |
| Зарин | МИ № 031-01-319-2010 | Методика измерений массовой концентрации зарина в атмосферном воздухе населённых мест газохроматографическим методом с применением азотно-фосфорного детектора | ФГУП ГНТЦ «Инверсия» |
| Зоман | МИ № 031-01-337-2011 | Методика выполнения измерений массовой концентрации зомана в атмосферном воздухе населённых мест газохроматографическим методом с применением пламенно-фотометрического детектора | ФГУП ГНТЦ «Инверсия» |
| Иприт | МВИ 031-01-244-07 | Методика выполнения измерений массовой концентрации иприта в промышленных выбросах газохроматографическим методом с применением пламенно-фотометрического детектора | ФГУП ГНТЦ «Инверсия» |
| Люизит | МВИ № 031-01-163-05 | МВИ массовой концентрации люизита в атмосферном воздухе населённых мест газохроматографическим методом с пламенно-ионизационным детектированием | ФГУП ГНТЦ «Инверсия» |
| Мышьяк | МВИ № 031-01-117-07 | Методика выполнения измерений массовой концентрации неорганических соединений мышьяка в атмосферном воздухе фотометрическим методом | ФГУП ГНТЦ «Инверсия» |
| 2. Воды природные, атмосферные осадки (снежный покров) | | | |
| Вещество типа Vx | МВИ № 031-02-152-05 | Методика выполнения измерений массовой концентрации вещества типа Vx в воде водоёмов газохроматографическим методом с пламенно-фотометрическим детектированием | ФГУП ГНТЦ «Инверсия» |
| Зарин | МВИ № 031-02-235-07 | Методика выполнения измерений массовой концентрации зарина в воде газохроматографическим методом с применением пламенно-фотометрического детектора | ОАО ФНТЦ «Инверсия» |
| Зоман | МВИ № 031-02-236-07 | Методика выполнения измерений массовой концентрации зомана в воде газохроматографическим методом с применением пламенно-фотометрического детектора | ОАО ФНТЦ «Инверсия» |
| Иприт | МВИ № 031-02-284-08 | МВИ массовой концентрации иприта в сточных водах газохроматографическим методом с применением пламенно-фотометрического детектора | ОАО ФНТЦ «Инверсия» |
| Люизит | МВИ № 031-02-308-09 | МВИ массовых концентраций люизита в пробах воды газохроматографическим методом с применением пламенно-ионизационного детектора | ОАО ФНТЦ «Инверсия» |
| Мышьяк | МВИ № 031-02-008-05 | МВИ массовой концентрации мышьяка в воде фотометрическим методом | ОАО ФНТЦ «Инверсия» |
| 3. Почва | | | |
| Вещество типа Vx | МВИ № 031-03-153-05 | Методика выполнения измерения содержания вещества типа Vx в почвах газохроматографическим методом с применением пламенно-фотометрического детектора | ФГУП ГНТЦ «Инверсия» |
| Зарин | МВИ № 031-03-254-07 | Методика выполнения измерений массовой концентрации зарина в почве газохроматографическим методом с применением масс-селективного детектора | ОАО ФНТЦ «Инверсия» |

| Наименование компонента | Идентификационный номер МВИ | Наименование МВИ | Организация, аттестовавшая методику |
|-------------------------|-----------------------------|---|-------------------------------------|
| Зоман | МВИ № 031-03-255-07 | Методика выполнения измерений массовой концентрации зомана в почве газохроматографическим методом с применением масс-селективного детектора | ОАО ФНТЦ «Инверсия» |
| Иприт | МВИ № 031-03-285-08 | МВИ содержания иприта в почвах газохроматографическим методом | ОАО ФНТЦ «Инверсия» |
| Люизит | МВИ № 031-03-167-05 | МВИ содержания люизита в почве газохроматографическим методом с пламенно-ионизационным детектором | ФГУП ГНТЦ «Инверсия» |
| Мышьяк | М-МВИ 80-2001 | Методика выполнения измерений массовой доли металлов в почвах методами атомно-эмиссионной и атомно-абсорбционной спектроскопии | ВНИИМ им Д. И. Менделеева |
| Ртуть | М-МВИ 80-2001 | Методика выполнения измерений массовой доли металлов в почвах методами атомно-эмиссионной и атомно-абсорбционной спектроскопии | ВНИИМ им Д. И. Менделеева |
| Свинец | М-МВИ 80-2001 | Методика выполнения измерений массовой доли металлов в почвах методами атомно-эмиссионной и атомно-абсорбционной спектроскопии | ВНИИМ им Д. И. Менделеева |

подлежащих аналитическому контролю в атмосферном воздухе с учётом химической формы нахождения в данной среде.

Методическое обеспечение производственного экологического контроля и мониторинга Объекта. На основании аттестата аккредитации от 1 сентября 2006 года № ROSS RU.0001.516053 лаборатория мониторинга окружающей среды осуществляет работы в области количественного химического анализа атмосферного воздуха населённых пунктов, атмосферного воздуха на границе санитарно-защитной зоны, природных, сточных вод, снежного покрова, почвы, донных отложений на содержание Vх, сопутствующих соединений и промышленных загрязнителей.

Контроль над соблюдением нормативов выбросов загрязняющих веществ в атмосферу осуществляется посредством прямых измерений, по аттестованным методикам. Всего отслеживается около 20 показателей. В таблице 2 представлен перечень основных ЗВ, некоторые методики выполнения измерений (МВИ) и область аккредитации специфических ЗВ для Объекта.

В соответствии с «Регламентом контроля источников загрязнения на объекте по хранению и уничтожению химического оружия и проведения мониторинга окружающей среды в санитарно-защитной зоне и зоне защитных мероприятий» за 2011 год объектовой лабораторией мониторинга окружающей среды про-

ведён отбор проб и анализ более 13 тыс. компонентоопределений.

На территории промышленной зоны отбор проб проводится на 27 источниках выбросов загрязняющих веществ. Одновременно с отбором проб от источников выбросов ЗВ проводится контроль содержания этих веществ в атмосферном воздухе на границе СЗЗ. Для оценки состояния окружающей среды в СЗЗ и ЗЗМ используются данные, получаемые стационарными постами контроля и передвижными лабораториями, оснащёнными приборами автоматического контроля воздушной среды, а также данными объектовой лаборатории мониторинга окружающей среды. Специалистами лаборатории ежедневно осуществляется контроль за специфическими и общепромышленными загрязнителями. Всего в течение суток отбираются 23 пробы для контроля атмосферного воздуха.

Полученные величины выбросов сравниваются с установленными нормативами предельно допустимых выбросов загрязняющих веществ (ПДВ ЗВ) в атмосферный воздух.

Наблюдение в местах размещения отходов на промышленной площадке проводится в 22 точках контроля на предмет содержания ОВ и продуктов их деструкции. В атмосферном воздухе и почвенном покрове в районе размещения отходов в 2011 году проведено 110 анализов проб.

Природными объектами, заслуживающими особого внимания, являются почва и снежный покров, которые принимают на себя техногенную нагрузку выбросов [15]. В связи с этим мониторинг почв и снежного покрова проводится по широкому спектру показателей. За период проведения экологического мониторинга природных сред на 26 точках контроля отобрано и проведено 295 анализов проб почв и 268 проб атмосферных осадков (снежного покрова).

Ежеквартально производится отбор проб из 22 наблюдательных скважин, расположенных на промышленной площадке и на границе СЗЗ. Пробы воды наблюдательных скважин анализируются по следующим ингредиентам: зарин, зоман, метилфосфоновая кислота, N-метилпирролидон, общий фосфор, взвешенные вещества, сухой остаток, сульфаты, хлориды, величина водородного показателя (рН), АПАВ, величина ХПК, БПК₅, фториды, иприт, люизит, мышьяк.

Кроме того, контроль деятельности объекта в рамках государственного контроля осуществляется Региональным центром государственного экологического контроля и мониторинга по Кировской области ФГУ «ГосНИИ-ЭНП», а в вопросах соблюдения санитарных норм и требований промышленно санитарной лабораторией ФГУЗ «ЦГиЭ № 52» ФМБА России. Данные системы взаимосвязаны и дополняют друг друга в получаемой информации.

Результаты производственного и государственного экологического контроля и мониторинга Объекта доводятся до сведения органов власти, природоохранных служб и ведомств, общественности и населения в форме проведения встреч, круглых столов, выступления с докладами на научных конференциях. Кроме того ежегодно издаётся специализированный выпуск журнала «Теоретическая и прикладная экология», посвящённый проблемам безопасного уничтожения химического оружия на объектах хранения и уничтожения ОВ [15 – 16].

Литература

1. Федеральный закон «Об охране окружающей среды» № 7-ФЗ от 10 января 2002 г.
2. Федеральный закон «О промышленной безопасности опасных производственных объектов», № 116-ФЗ от 21 июля 1997 г.
3. Постановление Правительства Российской Федерации «Об утверждении площади зоны защитных мероприятий вокруг объекта по хранению химического оружия в г. Щучье Курганской области», № 523 от 14 июля 2000 г.

4. Постановление Правительства Российской Федерации «Об утверждении площади зоны защитных мероприятий, устанавливаемой вокруг комплекса объектов по хранению и уничтожению химического оружия (пгт Мирный Кировской области), и перечня населённых пунктов, включаемых в указанную зону», № 658 от 7 ноября 2005 г.
5. Федеральный закон «Об уничтожении химического оружия», № 76-ФЗ от 2 мая 1997 г.
6. Капашин В.П., Назаров А.В., Афанасенко Е.П. и др. «Сборник законодательных и нормативно правовых документов по обеспечению выполнения Конвенции о запрещении химического оружия». Саратов.: Изд-во СВИ БХБ, 2009. 190 с.
7. Методическое пособие по охране окружающей природной среды в воинской части / Под ред. В. П. Капашина. М: ООО «Агентство Ракурс Продакшн», 2001.
8. Ашихмина Т.Я. Научно-методологические основы комплексного мониторинга окружающей среды в районе объектов хранения и уничтожения химического оружия // Теоретическая и прикладная экология. 2007. № 2. С. 23–34.
9. Чупис В.Н. Система экологического мониторинга объектов уничтожения химического оружия. Опыт эксплуатации и основные направления развития // Теоретическая и прикладная экология. 2010. № 1. С. 27–34.
10. Толстых А.В., Воронин Б.Н., Король Е.Н. и др. Система примышленного экологического мониторинга объектов уничтожения химического оружия // Федеральные и региональные проблемы уничтожения химического оружия. М.: ВИНТИ, 2003. Вып. 4. С 104–110.
11. Толстых А.В., Воронин Б.Н., Капашин В.П. Система производственного экологического мониторинга – неотъемлемая часть объекта по уничтожению химического оружия // Федеральные и региональные проблемы уничтожения химического оружия. М.: ВИНТИ, 2000. Вып. 2. С. 115–125.
12. Капашин В.П., Пункевич Б.С., Элькин Г.И. Метрологическое обеспечение уничтожения химического оружия – основа безопасности химического разоружения в Российской Федерации. М.: ФУ БХ и УХО, 2010. 174 с.
13. Орловская И. В. Экологическое нормирование в системе управления экологической безопасностью при хранении и уничтожении химического оружия // Теоретическая и прикладная экология. 2007. № 2. С. 70–72.
14. Поляков А.И. Фирсов Ю.В. Организация производственного экологического мониторинга на объекте по уничтожению химического оружия. Щучье: ГРСО ОУХО, 2005.
15. Ашихмина Т.Я., Менялин С.А., Мамаева Ю.И., Новикова Е.А., Кантор Г.Я. Экологический контроль и мониторинг окружающей природной среды в районе объекта уничтожения химического оружия «Марадыковский» Кировской области // Теоретическая и прикладная экология. 2010. № 1. С. 57–64.
16. Новикова Е.А., Лосева А.В., Филёв П.А., Ашихмина Т.Я. Динамика информационного спроса населения Кировской области по проблемам уничтожения химического оружия // Теоретическая и прикладная экология. 2010. № 1. С. 97–100.

Факторы, препятствующие управлению ресурсами диких копытных животных в России

© 2012. В. М. Глушков, д.б.н., в.н.с., М. Г. Дворников, д.б.н., в.н.с.,
В. В. Колесников, д.б.н., в.н.с., В. Г. Сафонов, чл. корр. РАСХН, д.б.н., зав. отделом,
А. А. Сергеев, к.б.н., в.н.с., М. С. Шевнина, аспирант,
В. В. Ширяев, д.б.н., зам. директора,
Всероссийский научно-исследовательский институт охотничьего хозяйства
и звероводства им. Б. М. Житкова Россельхозакадемии,
e-mail: v.m.glushkov@yandex.ru

На примере лося проведён обзор причин, ухудшающих состояние популяций диких копытных животных и препятствующих их управлению. Установлено 5 основных лимитирующих факторов: ошибки мониторинга и квотирования, высокая смертность животных от браконьерства, повышенная элиминация взрослых самок, неправильная стратегия промысла и формальное отношение к охотустройству. Все факторы обусловлены непрофессиональным (неквалифицированным) менеджментом и недостаточным методическим обеспечением. Уменьшение негативного воздействия перечисленных факторов создаёт предпосылки для оптимизации управления в целом.

A review of the causes aggravating the state of wild ungulates populations and hampering their management is shown by the example of elk. There are 5 major obstacles: monitoring and quota errors, high death rate of animals caused by poaching, increased elimination of adult females, wrong strategy of hunting and formal approach to hunting management. All the factors are caused by unprofessional (unqualified) management and lack of methodological basis, low culture of hunting. Reducing the negative impact of these factors creates the conditions for optimizing the management on the whole.

Ключевые слова: популяция, управление, мониторинг, квотирование, тип динамики численности, плотность, уровень добычи, охотустройство

Keywords: population, management, monitoring, quotas, the type of population dynamics, density, level of production, hunting management

Понятие «управление дикими животными – Wildlife Management», сама концепция управления являются детищем американского зоолога А. Леопольда [1], продекларировавшего в своей книге «Управление дичью» очень важный для биологов всего мира тезис: «Если ресурсы дичи использовать разумно, они будут существовать вечно». Предвидение современной концепции устойчивого использования охотничьих ресурсов принадлежит Б. М. Житкову [2]: «Охотничье хозяйство стремится в конечном счёте подчинить добычу зверя и птицы принципу непрерывного пользования, т. е. правильного и полного периодического восстановления потерь, которые наносятся ежегодно основному капиталу текущим промыслом». Основная задача управления – формирование высокопродуктивного и одновременно неистощительного (устойчивого) использования ресурсов того или иного вида охотничьих животных. Избирательный отстрел, щадящий самок, – одна из наиболее известных технологий управления ресурсами лося, эффективно реализуемых на Западе.

В Скандинавии, например, после внедрения в 70-х гг. прошлого столетия избирательного отстрела самцов и телят плотность популяций лося постепенно увеличилась примерно в 7–8 раз, а добыча более, чем в 10 раз, достигнув фантастических, по российским меркам, значений (табл. 1).

Развивавшаяся в России на протяжении нескольких десятилетий Программа рационального использования ресурсов охотничьих животных [3] послужила начальным этапом и основой концепции управления. Способствовали проявлению интереса к идее управления популяциями публикации в «Journal of Wildlife Management», монография В. В. Дёжкина [4] с обзором зарубежных работ, два сборника научных трудов с одноимённым названием «Управление популяциями диких копытных животных» (ЦНИЛ [5] и ВНИИОЗ [6]), а также многочисленные работы по экологии и поведению животных. До сего времени российская концепция управления популяциями остаётся преимущественно теоретической, отраслевой, не оформленной в офици-

Таблица 1

Численность и добыча лося в Скандинавских странах в 2001 г.*

| Страна | Площадь, тыс. га | | Численность зимующего стада | | Сезонная добыча | |
|-----------|------------------|--------|-----------------------------|------------------------|--------------------|-----------------------|
| | общая | лесная | всего, тыс. особей | особей на 1000 га леса | всего, тыс. особей | особей с 1000 га леса |
| Норвегия | 32420 | 7878 | 150,0 | 19,0 | 39,0 | 5,0 |
| Швеция | 44970 | 25408 | 300,0 | 11,8 | 101,0 | 4,0 |
| Финляндия | 33701 | 23826 | 130,0 | 5,5 | 64,5 | 2,7 |
| Итого | 111091 | 57112 | 580,0 | 10,2 | 204,5 | 3,6 |

Примечание: * - по Норвегии данные относятся к 1993 г.

альные стратегии и не связанной с более общими исследовательскими программами [7], что характерно в целом для российской системы управления в сфере биоразнообразия, не воспринявшей Малавские и Аддис-Абебские принципы [8, 9].

Результаты ведения охотничьего хозяйства по лосю (называть это управлением ресурсами вряд ли будет оправданным) выглядят более чем скромно. Плотность популяции лося в России в год пика (1991 г.) составляла 1,55, а лицензионная добыча – 0,13 особи на 1000 га леса. К концу XX века добыча лося в России снизилась ещё почти в 5 раз и не превышала 0,03 (0,027) особи с 1 тыс. га лесной площади, т. е. была примерно в 130 раз ниже, чем на Скандинавском полуострове в этот же период. Получается, что изменение активности Солнца, снизившее кормовые ресурсы лося, его численность и добычу [10], подействовало избирательно, только на территории России. Вместе с тем имеющиеся в литературе сведения по биологии, экологии и популяционным свойствам лося во всех регионах в пределах мирового ареала указывают на большое сходство природных условий и биологических параметров, в том числе по возрастной плодовитости животных данного вида и выживаемости молодняка в летний период [11, 12]. По нашему мнению, нет объективных оснований считать, что охотничьи угодья и популяции лося в России обладают какими-то ущербными свойствами, из-за которых используемые на Западе принципы управления не могут быть удачно применены и у нас. Нельзя отрицать, что эффективность управления ресурсами диких копытных сдерживается природными факторами, такими как низкая кормовая ёмкость, суровость климата, хищничество, но популяции смогли успешно адаптироваться к ним, да и человек способен уменьшить их влияние на локальных участках при вложении определённых затрат. Развитие управления гораздо сильнее

сдерживается факторами формального (правового и методического) управления, проявляющимися в возросшем браконьерстве, неквалифицированно подготовленных нормативах добычи, непрофессиональном менеджменте, использующем отсталые технологии мониторинга и организации промысла. Как и четверть века назад, развитие управления остаётся в рамках дилеммы: «биологические предпосылки и практические возможности» [13]. Для выхода из застоя требуется конкретизировать роль отдельных лимитирующих факторов и определить пути их оптимизации. Цель данной статьи – определить перечень сдерживающих управление факторов и характер их негативного влияния, для разработки методов оптимизации управления ресурсами диких копытных животных в России.

Ошибки в оценке численности животных

Постепенное развитие теории учёта охотничьих животных в России, базирующееся на работах А.Н. Формозова [14, 15], реализовалось в методике зимнего маршрутного учёта (ЗМУ). Проблемной темой считается точность учётов, связанная с методами расчёта [16]. Вместе с тем практические работники на местах часто не соглашались с результатами ЗМУ, особенно по копытным животным, и определяют численность экспертным путём. Сложилось мнение, что в основе ошибок маршрутного учёта лежат ошибки, возникающие непосредственно при проведении учётов, не поддающиеся исправлению методами статистической обработки [17]. По данным Н. Н. Гракова [18], в основе таких ошибок лежит игнорирование видовых экологических особенностей животных, заложенное в методы учётов, что согласуется с нашими выводами по учётам лося [19, 20]. При учёте антропофобных видов, каким является лось, величина ошибок учёта методом ЗМУ на прямо-

линейных маршрутах достигает 35%, на замкнутых – пятикратной величины. Кроме указанных систематических ошибок ЗМУ, имеет место ряд субъективных ошибок двоякого происхождения: 1) учёты проводят охотпользователи, т. е. лица, заинтересованные в результатах учётов. Вторая группа субъективных ошибок происходит под влиянием «человеческого фактора», когда огромное число исполнителей (около 1000 учётчиков на 1 регион средней величины) создаёт большой массив данных, содержащих разнонаправленные ошибки разной величины, не поддающиеся идентификации по формальным признакам. Ещё одна грубая ошибка оценки по ЗМУ возникает из-за неправильно выбранного времени проведения учётов, потому что численность на локальных участках во второй половине зимы меняется по годам (из-за различной интенсивности миграций). Во-первых, создаётся иллюзия динамичных изменений абсолютной численности, которых у лося на самом деле нет [11], а во-вторых, в начале зимы, когда проводится охота, миграции ещё только начинаются, численность иная, и даже самый точный учёт приводит к ошибочному квотированию. В результате – неадекватный промысел, нерациональное использование кормовых ресурсов, снижение плотности популяций, ущемление экономических интересов охотпользователей [22]. Следовательно, применяемый метод мониторинга является фактором, препятствующим управлению популяциями диких копытных животных.

Неправильное квотирование добычи

Учёт численности охотничьих животных и квотирование их добычи формально считаются взаимосвязанными процедурами, преследующими цель обеспечения «адекватного» изъятия. Неэффективность функционирования действующей системы учёта численности диких копытных привела к глубокому

кризису популяций лося в России в период с 1989 по 2002 гг. Величина законной добычи лося в целом по стране в период с 1981 по 1990 годы постепенно увеличивалась с 7,1% до 10,3%, но уже в сезоне 1991–1992 гг. составила только 6,9%. Показатель успешности охот, как отношение числа добытых за сезон животных к выделенной на сезон квоте добычи, начал снижаться за 2 года до начала сокращения численности по данным ЗМУ. Ежегодное снижение добычи лося продолжалось до сезона 1997–1998 гг., достигнув нормы 2,7%. В дальнейшем добыча стабилизировалась на уровне 2,5%. Даже такие низкие квоты реализовывались лишь на 72%. Наиболее глубокий спад численности произошел в тех регионах, где нормы добычи были выше (табл. 2).

Факт резкого снижения успешности охот и добычи за 2 года до пика численности по оценкам ЗМУ и продолжение тенденции значительного недовыполнения плана добычи в течение длительного периода говорит о совсем ином характере изменений численности копытных, происходившем в России в 80–90-х гг. прошлого столетия. Понимание недостоверности данных ЗМУ и приводило к тому, что при составлении плана сезонной добычи зачастую работники региональных служб использовали не данные учётов, а экспертные оценки. Действующий в нашей стране общий для всех видов животных порядок нормирования добычи оказался неэффективным. Ошибки в квотировании добычи снижают продуктивность популяций и эффективность хозяйствования. Неправильное квотирование, как и ошибочные оценки численности, препятствуют управлению популяциями. Оба фактора являются следствием неквалифицированного менеджмента. Для мониторинга ресурсов диких копытных необходима новая методика учёта и квотирования с перенесением периода учётов на начало зимы [23, 24].

Таблица 2

Изменения численности лося в связи с интенсивностью добычи в предшествующий период

| Экономические районы | Норма добычи в 1985–1990 гг., % от учтённого поголовья | Численность, тыс. гол. | | Изменение численности, % |
|------------------------|--|------------------------|---------|--------------------------|
| | | 1991 г. | 1995 г. | |
| Северный | 8,5 | 163,3 | 129,8 | –21,0 |
| Северо-Западный | 14,3 | 51,0 | 31,4 | –38,0 |
| Волго-Вятский | 10,7 | 40,9 | 28,1 | –31,0 |
| Центральный | 11,3 | 114,3 | 64,3 | –43,0 |
| Центрально-Чернозёмный | 15,8 | 6,7 | 2,3 | –66,0 |
| Поволжский | 31,0 | 24,2 | 10,9 | –55,0 |

Высокая смертность животных от нелегальной охоты

От уровня смертности в популяции зависит не только рождаемость и скорость роста численности, но и величина эксплуатационной и, что не менее важно, критической плотности, при которой наступает отрицательная скорость роста. Сравнительный анализ показал, что наиболее низкая эксплуатационная и критическая плотность свойственна популяциям с несколькими сильно действующими факторами смертности, из которых хотя бы один фактор не имеет механизма ограничения [25]. Такой набор факторов смертности наблюдался в популяциях лося в России в 1987–1995 гг., когда при плотности 1,5 особи/1000 га уровень браконьерской добычи превысил величину законной квоты, а общий уровень смертности начал превышать величину рождаемости и численность стала быстро сокращаться (рис. 1). Подтвердился вывод Г. Коли [26] о том, что любая популяция будет обречена на вымирание в случае систематического превышения смертности над рождаемостью хотя бы на одну особь.

В течение последнего десятилетия незаконная охота на диких копытных не ослабла.

В сезоне 2003–2004 гг. в Кировской области норма браконьерской добычи составила 7,7%, в Республике Удмуртия – 8,6%, а в Пермском крае – 9,0% от учтённого поголовья. В целом опросные данные говорят не о случайном, а системном характере браконьерства и больших размерах – до 2,5 раза превышающих официально разрешённую добычу. Такая же и даже большая интенсивность браконьерства отмечена и в остальных регионах, составившая в целом по России 9,11% от общего поголовья [27]. Сейчас падение численности копытных приостановлено и началось её медленное увеличение, но не за счёт сокращения смертности от браконьерства, а в результате применения беспрецедентно низких норм добычи, ущемляющих интересы охотников.

Как и две предыдущих причины, разросшееся браконьерство – плод ошибочных кабинетных решений, препятствующий управлению популяциями диких копытных животных. Необходимы меры по снижению смертности от незаконной охоты.

Элиминация самок в процессе охоты

Заниженная продуктивность и плотность популяций лося в России в определённой мере

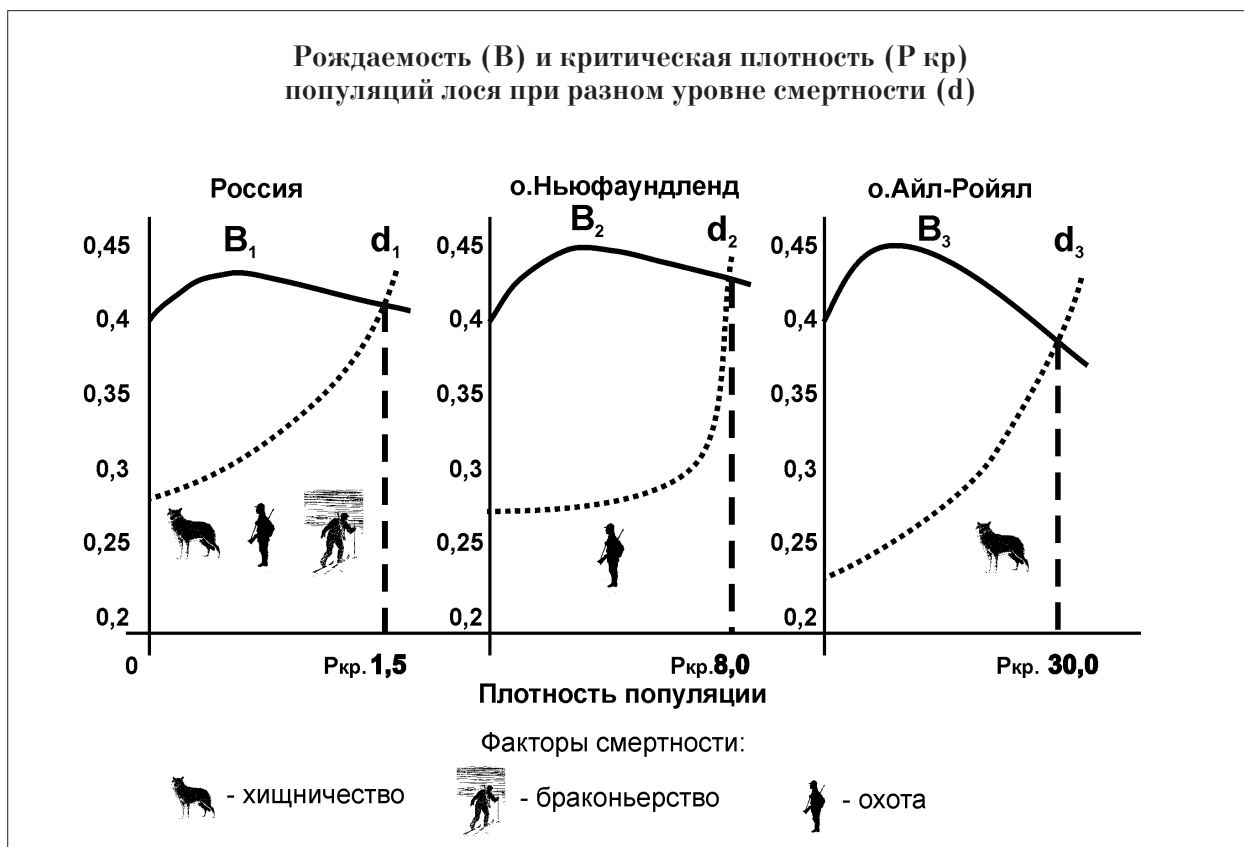


Рис. 1. Уровень критической плотности популяций лося с различным набором факторов смертности

связана с повышенным изъятием из популяции взрослых самок. Такая элиминация противоположна той, которая проводится в Скандинавских странах. С биологической точки зрения, увеличение самцов в добыче, а, следовательно, уменьшение в популяции – оправдано: в природе один самец покрывает до четырёх самок, а предельное число таких покрытий может достигать 8 [28]. Положительный эффект управляемого избирательного отстрела лосей приведён в таблице 1. В России существующими правилами охоты на лосей и сформировавшимся порядком их проведения проигнорированы особенности территориального поведения самцов и самок лося, в результате чего объектами охоты и добычей чаще становятся не самцы, как хотелось бы, а самки [29]. Кроме того, дополнительно указанные особенности поведения снижают эффективность специально организуемого избирательного отстрела, значительно повышая затраты на его проведение. Негативное действие рассмотренного фактора имеет двойственную основу – биологическую и антропогенную и может быть оптимизировано путём улучшения порядка проведения охот и применением не распугивающих способов добычи.

Неправильная стратегия промысла

Действующий в России порядок нормирования добычи не обеспечивает устойчивого состояния ресурсов и неэффективен в хозяйственном отношении. Необходимо конкретизировать статус отечественной концепции промысла в отношении животных с разным типом роста численности. В первую очередь, сказанное относится к наиболее предпочитаемым охотниками видам диких копытных животных – лосю (*Alces alces* L.), кабану (*Sus scrofa* L.), а также зайцу-беляку (*Lepus timidus* L.), тетереву (*Lyrurus tetrix* L.) и некоторым другим видам дичи, поголовье которых буквально обрушилось в начале 1990-х годов.

Ухудшение состояния ресурсов диких копытных происходит по ряду причин, в том числе из-за ошибочной стратегии промысла. Частным примером служит ошибочная рекомендация по увеличению нормы добычи диких копытных по мере увеличения плотности [30].

Требуется применить другую стратегию промысла диких копытных животных, соответствующую основным свойствам популяций с логистическим типом роста численности [23, 24, 33–35]. По данным Ю. Одум [36],

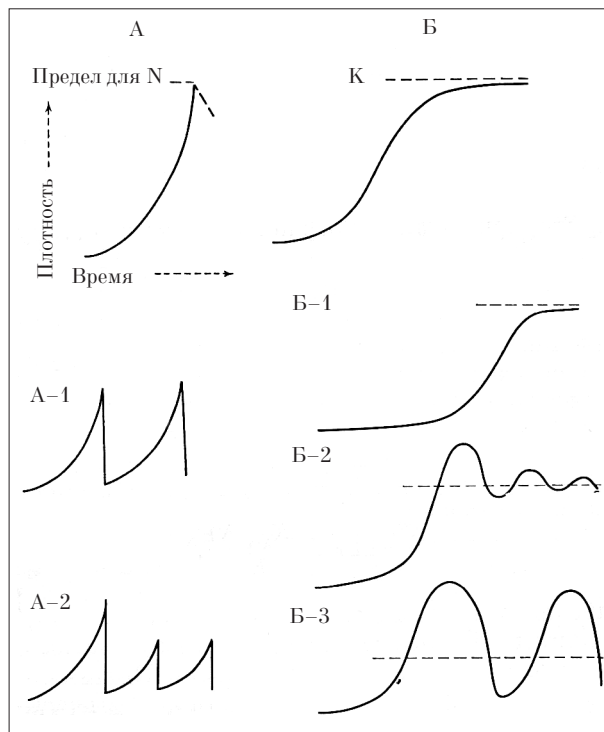


Рис. 2. Два типа роста природных популяций [36] (А – экспоненциальный; Б – логистический)

различия проявляются в двух типах роста численности: *экспоненциальном* (ещё называемом триггерным) и *сигмовидном*, или логистическом. У видов первой группы ограниченный рост происходит под влиянием не зависящих от плотности факторов, а чередования периодов роста и спада (циклов) напоминают зубья пилы (рис. 2. А).

У животных с сигмовидным (логистическим) типом роста увеличение численности идёт медленно, с устойчивым трендом и постепенно снижающейся, вследствие реакции популяции на давление среды, скоростью роста (рис. 2. Б).

По многолетним рядам оценок численности животных разных видов нами составлена характеристика видовых особенностей изменений численности [35], показавшая, что популяции лося (по данным осенних учётов), благородного оленя, бурого медведя, бобра с величиной вариации численности 5,28–7,44% имеют устойчивый, логистический, тип роста. Сформулированы наиболее важные для целей управления черты:

- 1) медленный, внешне не заметный рост популяций;
- 2) высокая уязвимость от охоты, интенсивность которой полностью определяет благополучие популяций;
- 3) большая продолжительность периодов роста и спада;
- 4) очень медленное восстановление численности, тре-

бующее специальных охранных и биотехнических мер.

Как уже упоминалось в наших публикациях, виды животных с такими свойствами могут быть названы «управляемыми видами». К ним неприменима следящая стратегия ежегодно меняющихся квот добычи, поскольку это усиливает осцилляции численности, дестабилизирует демографические параметры популяции, ограничивает увеличение плотности и добычи, ухудшает возможности мониторинга. Свойства видов животных с экспоненциальным типом роста здесь не рассматриваются и упоминаются для того, чтобы подчеркнуть необходимость дифференцированного подхода в планировании добычи животных с разным типом роста.

На Западе используются 2 концепции управления: 1) годового излишка урожая и 2) устойчивого урожая.

1. Концепция годового излишка урожая дикой природы предполагает, что охотой удаляются животные, которые стали бы жертвой иной формы смертности, если бы они не были добыты. Данная модель относится к мелким животным, имеющим высокий потенциал для роста численности населения и высокие темпы смертности, т. е. к видам-экспонентам. Примерами видов животных с такими свойствами служат заяц-беляк и белка [37, 38]

2. Концепция устойчивого урожая используется для крупных животных с низкой годовой скоростью роста и смертностью (так называемых видов-логистиков), имеющих зависимый от плотности популяции тип роста численности [39, 36]. Практическая задача управления популяциями этих животных – поддержание постоянного (ПУД) или максимально-го (МПУД) уровней добычи, которые не приводили бы к изменению численности популяции [26]. Считается, что плотность, обеспечивающая МПУД (*оптимальная плотность*), соответствует также наилучшему состоянию популяции [40, 36].

Проведённое на примере зайца-беляка и лося исследование показало, что норма (%) добычи животных того и другого типа роста зависит только от скорости роста, тогда как квота (добыча в головах) определяется и скоростью роста, и плотностью популяции. У «экспонентов» в фазе роста норма добычи постоянная, а квота растёт пропорционально увеличению плотности. У «логистиков» норма уменьшается с увеличением плотности, а квота изменяется по параболе с пиком в точке плотности $P = K/2$ [35]. Расчёты подтвердили теоретиче-

ские предположения о возможности эффективного использования ресурсов лося по модели устойчивого урожая при условии сокращения смертности от браконьерства хотя бы наполовину [41].

Остатые технологии и неинтенсивное оборудование угодий

В концепции внутривидового охотустройства важное место занимают вопросы бонитировки угодий и разделения территории хозяйства на участки различного назначения. В основополагающем труде Д. Н. Данилова с соавторами «Основы охотустройства» [42] целесообразность такого деления объясняется рядом причин, в том числе неодинаковым качеством угодий и, как следствие этого, различием видовых бонитетов и возможностей для воспроизводства поголовья. Считается, что в лучших для данного вида угодьях можно достичь максимального хозяйственного эффекта. Такое утверждение оправдано. Вместе с тем о стратегии ведения охоты на видовых охотничьих участках ничего не сказано, хотя известно, что большинство видов, в первую очередь крупных животных, таких как лось, остро реагируют на охотничье воздействие, покидая участки, на которых их регулярно преследуют охотники. На видовых охотничьих участках проводятся все виды охот (включая охоты с собаками в свободном поиске) на все виды охотничьих животных. Этим отвергается принцип минимизации распугивающего влияния охот, ухудшается состояние животных, в том числе и тех, для которых угодья данного участка являются наилучшими. Охота у солонцов, кормушек и кормовых полей также противодействует целям воспроизводства. В результате плодотворная идея биотехнии полностью не реализуется. Единый воспроизводственный участок также не достаточно эффективно решает задачи воспроизводства всех видов животных, поскольку требования к среде обитания у них нередко бывают диаметрально противоположными. Поэтому неправильное ведение охоты на видовых участках и учреждение единого воспроизводственного участка противоречат главной идее охотустройства – интенсификации воспроизводства и охоты. Неинтенсивное оборудование угодий повышает неэффективность охот и их распугивающее и элиминирующее самок влияние. В целом, отмеченные недостатки снижают энергетические субсидии в организм животных, плотность популяции, эффективность охот и управляемость ресур-

сов. Целесообразно изменить рекомендательный характер проведения практического охотстройства на обязательный, в первую очередь, в густо населённых районах с высокой интенсивностью любительской охоты.

Выводы

Проведённый обзор причин, ухудшающих состояние популяций диких копытных животных и препятствующих управлению ресурсами, позволил сделать следующие выводы, необходимые для разработки методов управления популяциями:

1. Ошибки в оценке численности диких копытных животных и квот сезонной добычи базируются на особенностях биологии этих видов, проигнорированных применяемыми методами мониторинга, что можно рассматривать как некавалифицированный менеджмент.

2. Браконьерство как фактор высокой и не управляемой смертности в популяциях копытных, стабилизирует их кризисное состояние, препятствует реализации всех аспектов управления ресурсами, ведению правильной, рациональной охоты. Росту браконьерства способствует отсутствие охраны животных и слабый контроль промысла.

3. Повышенная элиминация взрослых самок в процессе охоты происходит не осознанно и не регламентируется документами на право добычи. Охота нарушает половой состав, формирует откочёвки, снижает плотность, продуктивность и управляемость популяций в целом. В основе негативного процесса лежит различная реакция самцов и самок на преследование человеком, не учтённая правилами ведения охоты.

4. Следящая тактика планирования добычи в виде ежегодно меняющихся квот не соответствует биологическим свойствам большинства видов диких копытных, формирует неустойчивость структуры, продуктивности и численности, препятствует оптимизации плотности популяций, квот добычи, управления ресурсами в целом.

5. Формальное отношение к охотустройству и не интенсивное оборудование угодий, как следствие низкой культуры охотпользователей и недостатков правового регулирования, снижают эффективность управления на уровне охотничьих хозяйств.

Все рассмотренные факторы, препятствующие управлению ресурсами диких копытных животных, находятся в русле правового и методического обеспечения охоты. При разработке методов оптимизации необ-

ходимо проанализировать опубликованные данные и собственные материалы, определить их эффективность, возможность реализации и порядок применения в целях управления ресурсами диких копытных животных в России.

Литература

1. Leopold A. Game Management. Madison, Wisconsin, USA: The University of Wisconsin Press. 1986. 481 p.
2. Житков Б.М. О некоторых условиях нашего охотничьего хозяйства // Охотник. 1927. № 8. С. 10.
3. Гаврин В. Ф. Задачи научного охотоведения в развитии охотничьего хозяйства // Охотоведение. М. 1972. С. 5–31.
4. Дёжкин В.В. Управление популяциями диких копытных // Зоология позвоночных. Проблемы управления ресурсами диких животных. М. 1985. С. 66–127.
5. Управление популяциями диких копытных животных // Сборник научных трудов ЦНИЛ Главохоты РСФСР. М. 1985. 151 с.
6. Управление популяциями диких копытных животных // Сборник научных трудов ВНИИОЗ. Киров. 1989. 114 с.
7. Глушков В.М., Матвейчук С.П. Развивать концепцию «управления популяциями» как компонент системы «устойчивого использования»// Териофауна России и сопредельных стран: Материалы международного совещания. Москва. 2011. С. 114
8. Матвейчук С.П. Устойчивость использования охотничьих ресурсов: международные разработки и российская ситуация // Использование и охрана природных ресурсов в России. 2008. № 3. С. 44–48. № 4. С. 33–39.
9. Матвейчук С.П. Аддис-Абейские принципы: Кате́хизис зарубежного природопользования // Охота. 2010. № 6. С. 10.
10. Ломанов И.К. Анализ синхронности изменений численности и размещения населения лося в Европейской части России. М.: Изд-во ЦНИЛ МСХиП РФ, 1995. 59 с.
11. Глушков В.М. Лось. Экология и управление популяциями. Киров. 2001, 317 с.
12. Глушков В.М. Зарубежный опыт управления ресурсами лося // Охотоведение. Киров. 2004. № 2(52). С. 145–153.
13. Глушков В.М. Управление популяциями лося: биологические предпосылки и практические возможности // Управление популяциями диких копытных животных. Сборник научных трудов ЦНИЛ Главохоты РСФСР. М. 1985. С. 5–13.
14. Формозов А.Н. Формула для количественного учёта млекопитающих по следам// Зоологический журнал. 1932. Т. 2. Вып. 2. С. 66–69.
15. Формозов А.Н. Колебания численности промысловых животных. М.-Л.: КОИЗ, 1935. 108 с.

16. Челинцев Н.Г. Математические основы учёта животных. «Центрохотконтроль» Департамента по охране и развитию охотничьих ресурсов, МСХ РФ. М., 2000. 431 с.
17. Русанов Я.С. Ошибки маршрутного учёта // Охота и охотничье хозяйство. 1986. № 12. С. 6–7.
18. Граков Н.Н. Учёты и современное состояние ресурсов охотничьих животных // Методы учётов численности охотничьих животных. Киров. 2003. С. 3–5.
19. Глушков В.М. Лось // Учёты и современное состояние ресурсов охотничьих животных. Киров. 2003. С. 50–61.
20. Глушков В.М. О стандартизации маршрутов для учёта лося // Вестник охотоведения. 2004. Т. 1. № 2. С. 195–200.
21. Глушков В.М. Охота как фактор дефицита энергии в организме лося // Вестник охотоведения. 2004. Т. 1. № 1. С. 18–35.
22. Глушков В.М. Метод ЗМУ как фактор нерационального использования ресурсов диких копытных // Охотоведение и природопользование: Тез. докл. науч.-произв. конф., посвящённой 30-летию юбилею начала подготовки биологов-охотоведов в г. Кирове. Киров, 1995. С. 88–89.
23. Глушков В.М. Типы роста популяций и стратегия мониторинга ресурсов охотничьих животных // Современные проблемы природопользования, охотоведения и звероводства: Материалы международной научно-практической конференции, посвящённой 85-летию ВНИИОЗ. Киров. 2007. С. 87–88.
24. Глушков В.М. Тип роста популяций лося определяет стратегию мониторинга и квотирования добычи // Сохранение разнообразия животных и охотничье хозяйство России: Материалы 3-й международной научно-практической конференции. М. 2009. С. 329–334.
25. Глушков В.М. Факторы динамики численности лося // Проблемы охотничьего хозяйства России: Материалы I Всерос. науч.-произв. совещ. Москва – Киров., 2003. С. 93–98.
26. Коли Г. Анализ популяций позвоночных. М.: «МИР», 1979. 362 с.
27. Глушков В.М. Оценка величины зимней смертности лося // Современные проблемы природопользования, охотоведения и звероводства: Материалы международной научно-практической конференции, посвящённой 90-летию ВНИИОЗ им. проф. Б.М.Житкова. С. 83–84.
28. Кнорре Е.П. Экология лося // Труды Печоро-Ильчского заповедника. Сыктывкар. 1959. Вып. 7. С. 5–122.
29. Глушков В.М. Пора вспомнить известные истины // Охота. 2011. № 2. С. 20–23.
30. Об утверждении Нормативов изъятия охотничьих ресурсов и Нормативов численности охотничьих ресурсов; Министерство природных ресурсов и экологии Российской Федерации. Приказ № 138 от 30. 04. 2010 г.
31. Глушков В.М. Практическое управление популяциями // Сафари. № 2. 2008. С. 76–79.
32. Глушков В.М. Норма или квота? // Охота и охотничье хозяйство. № 12. 2008. С. 1–2.
33. Глушков В.М. Типы роста численности охотничьих животных, стратегия мониторинга ресурсов и квотирования добычи // Современное состояние охотничьего хозяйства Курганской области. Проблемы и пути их решения: Материалы межрегиональной научно-практической конференции. Курган. 2009. С. 4–5.
34. Глушков В.М. Дифференцированный подход к управлению популяциями животных с разным типом роста численности // Материалы международной конференции, посвящённой 100-летию академика А.А. Слудского. Алматы. 2012. С. 293–295.
35. Глушков В.М. Теория управления популяциями охотничьих животных и принципы планирования добычи // Материалы международной конференции, посвящённой 100-летию академика А.А. Слудского. Алматы, 2012. С. 303–304.
36. Одум Ю. Экология. М. 1986. Ч. 1. 328 с. Ч. 2. 376 с.
37. Mosby H. S. The influence of hunting on the population dynamics of a woodlot gray squirrel population // Journ. Wildlife Management: 33. 1969. P. 59–73.
38. Trent T. T., Rongstad O. J. Home range and survival of cottontail rabbits in southwestern Wisconsin // Journal of Wildlife Management 1974. V. 38. P. 127.
39. McCullough D. R. Lessons from the George Reserve, Michigan // White-tailed deer: ecology and management /Ed. by L. K. Halls. Harrisburg, Pennsylvania, USA: Stackpole Books, 1984. P. 211–242.
40. Уатт К. Экология и управление природными ресурсами. М. 1971. 463 с.
41. Глушков В.М., Колесников В.В. Продуктивность охоты на лося при разных моделях управления ресурсами // Современные проблемы природопользования, охотоведения и звероводства: Материалы международной научно-практической конференции, посвящённой 90-летию ВНИИОЗ им. проф. Б.М.Житкова. Киров. 2012 г. С. 85–87.
42. Данилов Д.Н., Русанов Я.С., Рыковский А.С., Солдаткин Е.И., Юргенсон П.Б. Основы охотоустройства. М. 1966. 331 с.

Трофические взаимоотношения фито - и зоопланктона в карстовых озёрах

© 2012. О. Ю. Деревенская, к.б.н., с.н.с., О. В. Палагушкина, к.б.н., с.н.с.,
Н. М. Мингазова, д.б.н., зав. лабораторией,
Казанский (Приволжский) федеральный университет,
e-mail: ODerevenskaya@mail.ru, opalagushkina@mail.ru, nmingas@mail.ru

Приведена характеристика фито- и зоопланктона двух карстовых озёр. Выделены группы фитопланктона в зависимости от размеров клеток и группы зоопланктона по типу питания и размерам потребляемого корма. Совместно проанализированы изменения количественных показателей фито- и зоопланктона на протяжении вегетационного периода. Выявлены зависимости между биомассами различных групп фитопланктона и зоопланктона. Установлено, что наиболее потребляемы зоопланктоном водоросли с размерами клеток менее 30 мкм.

Characteristic of phyto- and zooplankton in two karst lakes is presented. The sizes groups of phytoplankton and feeding types groups of zooplankton were distinguished. The both changes of quantitative indicators of phyto- and zooplankton during vegetative season were analyzed. The dependences between different groups of phyto- and zooplankton biomasses were shown. It is stated that the size of the algae cells consumed by zooplankton is less than 30 microns.

Ключевые слова: фитопланктон, зоопланктон, взаимоотношения,
пищевые цепи, карстовые озёра

Keywords: phytoplankton, zooplankton, interrelation, food chains, karst lakes

Введение

Организмы фитопланктона образуют в водных экосистемах базовые звенья трофических цепей. Важнейшими потребителями водорослей являются планктонные коловратки и ракообразные. Структура популяций планктонных организмов, а также их количественное развитие обуславливаются совместным действием большого количества факторов, наиболее существенными из которых являются обеспеченность биогенными элементами и «пресс» хищников. Продуктивность водных экосистем во многом зависит от того, насколько полно органическое вещество фитопланктона, микрофлоры и детрита используется организмами-гетеротрофами. В процессе питания гидробионты, с одной стороны, снижают количество водорослей, но, с другой стороны, косвенно способствуют их развитию, минерализуя органическое вещество пищи и выделяя в среду биогенные элементы [1], а также провоцируя компенсирующий рост числа несъедобных видов фитопланктона. Тем самым зоопланктонные фильтраторы могут существенно изменить структуру сообществ фитопланктона [2 – 5]. Анализ многолетних изменений планктонных сообществ на оз. Красном (Карельский перешеек, Россия) выявил также достоверную связь биомассы фильтраторов с первич-

ной продукцией. Величины соотношений биомасс и продукций фито- и зоопланктона снижались в период наибольшего эвтрофирования озера, что связано, с одной стороны, с увеличением биомассы фитопланктона, а с другой – с преобладанием в зоопланктоне мелкой фракции [6]. Интенсивность выедания, а соответственно и сила воздействия на фитопланктон, определяются избирательностью и скоростью потребления пищи гидробионтами, зависящими от их численности и биомассы [1].

Поскольку реакция планктонных сообществ наиболее трудно предсказуема и во многом зависит от сочетания условий окружающей среды, остаётся важной и недостаточно изученной тема взаимоотношений фито- и зоопланктона в естественных водоёмах различных трофических типов. В связи с этим были проведены исследования взаимоотношений фито- и зоопланктона на двух мезотрофных карстовых озёрах Среднего Поволжья Большой и Малый Яльчик.

Материал и методы исследования

Карстовые озёра Большой и Малый Яльчик располагаются в бассейне реки Илеть (правый приток р. Волги), имеют лопастную форму, сложное строение дна и асимметричные берега, соединены между собой протокой.

Площади озёр Большой и Малый Яльчик составляют 128,5 га и 53,6 га, максимальные глубины – 28,8 м и 32 м, средние глубины – 7,9 м и 8,7 м, объёмы 10439 тыс. м³ и 4469 тыс. м³ соответственно. Прозрачность воды, по средним данным за вегетационные периоды 1997–1998 гг., составляла 2,5 м и 1,6 м в озёрах Большой и Малый Яльчик соответственно. Тип воды в озёрах – гидрокарбонатно-кальциевый, сумма главных ионов – 120–250 мг/л, трофический статус, определённый по биомассе фитопланктона [7], мезотрофный.

Пробы фито- и зоопланктона отбирали в 1997 г. еженедельно на протяжении вегетационного периода (с мая по октябрь), в 1998 г. – ежемесячно, с 1–5 станций, расположенных в пелагической части озёр. Количественные осадочные пробы фитопланктона и зоопланктона отбирали батометром Молчанова ГР-18 через каждые 2 м глубины в объёме 0,5–1,5 л с горизонта, с последующим фиксированием, отстаиванием и концентрированием [8]. Пробы фитопланктона просчитывали в камере Нажотта объёмом 0,02 мл с использованием микроскопа МБИ-3. Биомасса фитопланктона определялась общепринятым расчётным способом по объёмам массовых видов водорослей для каждого озера [8, 9], принимая, что 10⁹ мкм³ соответствует 1 мг сырой биомассы. При определении видового состава водорослей использовали отечественные и зарубежные определители [10 – 22]. «Сетные» пробы зоопланктона отбирали сетью Джеди (размер ячеек – 100 мкм) по горизонтам (эпилимнион, металимнион, гипolimнион). Ракообразных и крупных коловраток учитывали в пробах, отобранных сетью Джеди, мелких коловраток и науплиальные стадии циклопов – в осадочных пробах. Обработка проб, расчёт численности, биомассы и продукции проведены в соответствии с общепринятыми гидробиологическими методиками [23].

Спектры питания организмов зоопланктона и размеры потребляемых ими водорослей устанавливали по литературным данным [1, 3, 24, 25]. В связи с этим фитопланктон исследованных озёр был разделён на три размерные группы: < 30 мкм, 30–70 мкм, > 70 мкм. Зоопланктон, в зависимости от типа питания и размерных характеристик потребляемого корма, был разделён на 5 групп. К первой группе были отнесены планктонные коловратки (для р. *Asplanchna* учитывали половину от биомассы популяции), ко второй – тонкие фильтраторы (*Cladocera*), к третьей – грубые фильтраторы (*Calanoida*, науплиальные и копеподит-

ные стадии *Copepoda*), к четвертой – факультативные хищники (сем. *Cyclopoida*), к пятой – облигатные хищники (*Leptodora kindtii* (Focke), *Polyphemus pediculus* (Linne) и половина от биомассы популяции коловраток р. *Asplanchna*).

Связь между биомассами групп фито- и зоопланктона исследовали методом корреляционного анализа с использованием рангового коэффициента корреляции Спирмена. Расчёты выполнены в пакете статистических программ «Statistica».

Результаты исследований и их обсуждение

В видовом составе фитопланктона оз. Большой (далее Б.) Яльчик было определено 196 таксонов водорослей рангом ниже рода из восьми отделов, в оз. Малый (далее М.) Яльчик – 227 таксонов из семи отделов. По количеству видов преобладали зелёные и диатомовые водоросли, число видов в пробах колебалось от 29 до 66. Озёрам свойственен общий перечень отделов, дающих наибольшее количество видов в весенний период – это золотистые, эвгленовые, зелёные и диатомовые. Летом и осенью в оз. Б. Яльчик отмечается большее число видов зелёных, сине-зелёных и диатомовых водорослей. В озере М. Яльчик этот спектр расширяется с включением водорослей из отделов золотистых и эвгленовых.

Средневзвешенные значения численности фитопланктона в оз. Б. Яльчик составляли 1019,9–1959,5 т. кл./л, биомассы – 0,265–0,269 мг/л. Аналогичные показатели в оз. М. Яльчик были выше и колебались от 3332,7 до 5037 тыс. кл./л и от 0,268 до 0,402 мг/л соответственно.

В оз. Б. Яльчик численность фитопланктона обычно достигала пиковых значений в начале сентября в связи с массовым развитием сине-зелёных (до 95% от общего значения), реже – зелёных водорослей. Доминантами из сине-зелёных являлись *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs (12,5–50,4%), *Oscillatoria splendida* Grev. (24,6%), *Lyngbya limnetica* Lemm. (11,2%), из зелёных – *Coenochloris fottii* (Hind) Tzar. (15,8%).

Наибольшая средневзвешенная биомасса фитопланктона наблюдалась либо в июле, либо в первой половине сентября (рис. 1) и формировалась динофитовыми (около 58% от общей биомассы) с доминантами *Peridinium cinctum* (O.F.M.) Ehr. (до 42%), *Ceratium hirundinella* (O.F.M.) Bergh. (17,3–35,2%), сине-зелёной *O. splendida* (11,5%), зелёными

C. fottii (24%), *Phacotus coccifer* Korsch. (19%), *Cosmarium monilliforme* (Terp.) Ralfs (19,6%).

В оз. М. Яльчик пики численности отмечались в конце мая и в июле. Весной численность формировалась золотистыми водорослями с доминантом *Chrysococcus rufescens* Klebs (до 70%) и диатомовыми *Cyclotella radiosa* (Grun.) Lemm. (17%), *Stephanodiscus minutulus* (K tz.) Cleve et Moller (13%). Летний пик численности был связан с массовым развитием сине-зелёных *A. flos-aquae* (57%), *O. splendida* (20%), *O. agardhii* Gom. (14,7%). Пики биомассы приходились либо на конец мая с доминированием диатомовых *S. minutulus* (53%), *C. radiosa* (16%), либо на начало сентября (рис. 2) с доминированием динофитовой *C. hirundinella* (60%) и диатомовой *Fragilaria crotonensis* Kitt. (10%).

В зоопланктоне озёр Б. Яльчик и М. Яльчик было обнаружено 74 и 64 вида соответственно. Коэффициент сходства со-

става зоопланктона двух озёр составлял 90%. По численности доминировали от 6 до 11 видов: *Kellicottia longispina* (Kellicott), *Asplanchna priodonta* Gosse, *Keratella cochlearis* (Gosse), *K. quadrata* (Muller), *Filinia longiseta* (Ehrenberg), *Polyarthra luminosa* Kutikova, *Bosmina longirostris* (O.F.Muller), *Daphnia cristata* Sars, *D. cucullata* Sars, *Eudiaptomus graciloides* (Lilljeborg). По биомассе обычно доминировали *E. graciloides*, *D. cucullata*, *A. priodonta*, *B. longirostris*, *Diaphanosoma brachyurum* (Lieven). Средняя за вегетационный период численность зоопланктона в оз. Б. Яльчик составляла 500–700 тыс. экз./м³, биомасса – 1,58–1,76 г/м³. В оз. М. Яльчик средняя за вегетационный период численность зоопланктона была ниже – около 380 тыс. экз./м³, биомасса 0,82–0,93 г/м³. Вертикально зоопланктон распределён неравномерно. Наибольшие значения количественных показателей отмечались в эпилимнионе или металимнионе.

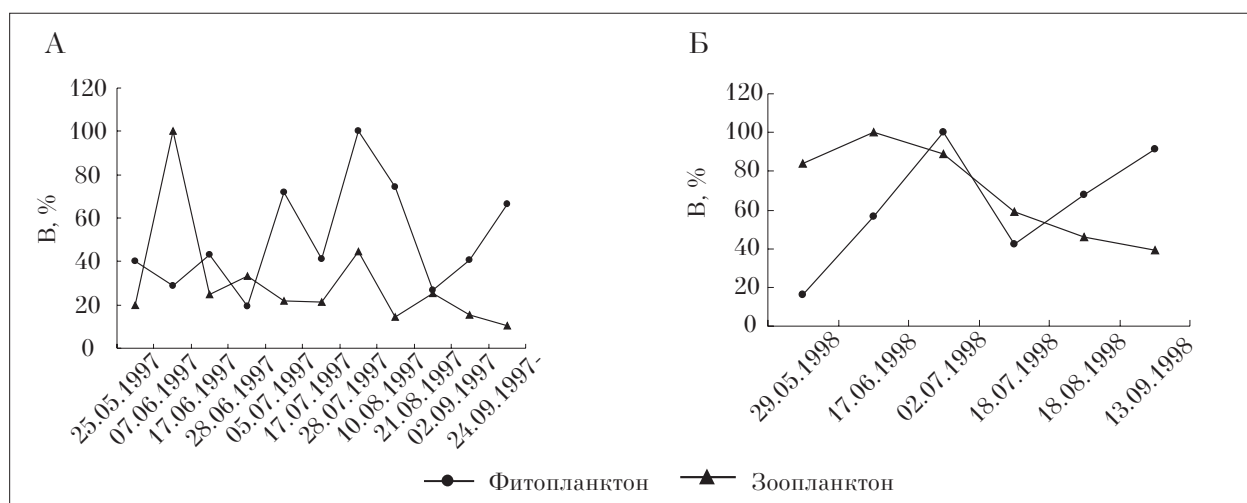


Рис. 1. Динамика биомассы фито- и зоопланктона в оз. Б. Яльчик в 1997 г. (А) и в 1998 г. (Б).

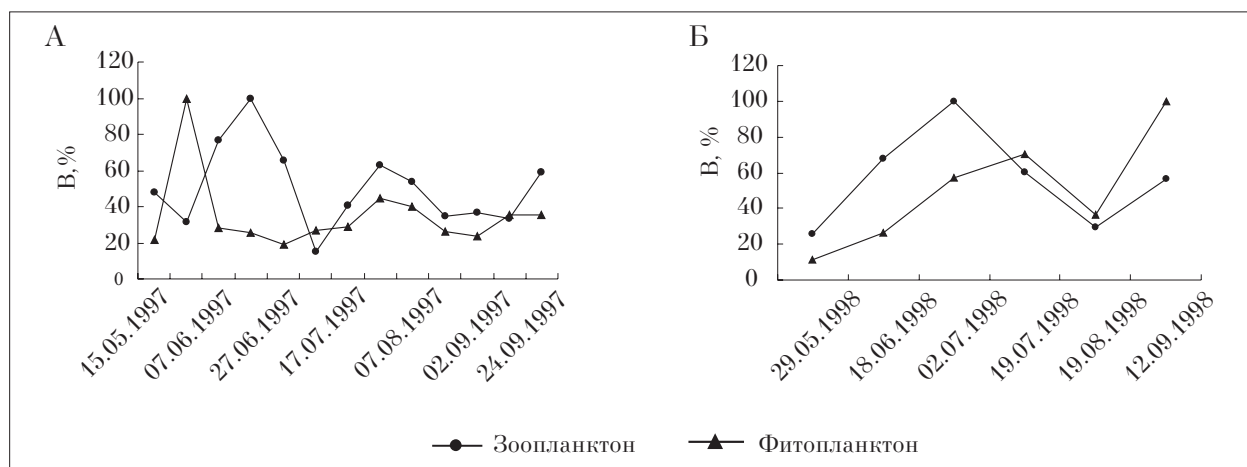


Рис 2. Динамика биомассы фито- и зоопланктона оз. М. Яльчик в 1997 г. (А) и в 1998 г. (Б)

Таблица 1

Значение коэффициентов корреляции Спирмена между биомассой фитопланктона 1-3 групп и трофических групп зоопланктона в оз. Б. Яльчик

| Год | Группы зоопланктона | Группы фитопланктона, мкм | | |
|------|---------------------|---------------------------|-------------|---------|
| | | < 30 | от 30 до 70 | > 70 |
| 1997 | Металимнион | | | |
| | Cladocera | 0,49*** | 0,51*** | 0,74* |
| | Гиполимнион | | | |
| | Cladocera | -0,86* | – | – |
| 1998 | Эпилимнион | | | |
| | Rotatoria | 0,886* | 0,771** | – |
| | Металимнион | | | |
| | Cladocera | – | – | -0,826* |
| | Гиполимнион | | | |
| | Гф | – | -0,943* | -0,829* |

Примечание: * $P < 0,05$, ** $P < 0,1$, *** $P < 0,15$, Гф – грубые фильтраторы.

Таблица 2

Значение коэффициентов корреляции Спирмена между биомассой фитопланктона 1-3 групп и трофических групп зоопланктона в оз. М. Яльчик

| Год | Группы зоопланктона | Группы фитопланктона, мкм | | |
|-----------|---------------------|---------------------------|-------------|-------|
| | | < 30 | от 30 до 70 | > 70 |
| 1997 | Эпилимнион | | | |
| | Rotatoria | -0,55* | – | – |
| | Металимнион | | | |
| | Rotatoria | 0,46*** | 0,51** | 0,61* |
| | Фх | – | 0,71* | – |
| | Гиполимнион | | | |
| | Cladocera | 0,54** | – | – |
| | Гф | 0,85* | – | – |
| 1998 | Фх | 0,69* | – | – |
| | Эпилимнион | | | |
| | Cladocera | 0,88* | – | – |
| | Фх | 0,77** | – | – |
| | Металимнион | | | |
| | Фх | – | 0,69*** | – |
| | Гиполимнион | | | |
| Rotatoria | -0,77** | – | – | |
| Фх | -0,88* | – | – | |

Примечание: Гф – грубые фильтраторы, Фх – факультативные хищники, * $P < 0,05$, ** $P < 0,1$, *** $P < 0,15$.

В сезонной динамике численности зоопланктона оз. Б. Яльчик, так же как и оз. М. Яльчик, наблюдался один пик, максимальное значение численности приходилось на первую декаду июня. Наибольшие значения биомассы зоопланктона в оз. Б. Яльчик приходились в 1997 г. также на первую декаду июня, в 1998 г. – на начало июля (рис. 1), а в оз. М. Яльчик – в 1997 г. – на вторую декаду июня, в 1998 г. – на начало июля (рис. 2).

По численности среди групп зоопланктона преобладали коловратки (85–90% от общей численности), по биомассе – *Scolecopoda* (53–58% от общей биомассы). Наибольшее количество коловраток было в первой половине июня, затем их численность постепенно снижалась, увеличивалась доля *Cladocera* и грубых фильтраторов. Наибольшая доля грубых фильтраторов отмечалась в конце сентября. Доля остальных трофических групп обыч-

но не превышала нескольких процентов от численности. Послойное исследование роли отдельных групп выявило, в целом, сходную картину.

В оз. Б. Яльчик в 1997–1998 гг. по биомассе преобладали водоросли 2-ой и 3-ей размерных групп. В зоопланктоне в начале вегетационного периода преобладали грубые фильтраторы, в середине – тонкие фильтраторы (*Cladocera*), в конце вегетационного периода – представители обеих трофических групп.

В оз. М. Яльчик, в целом, на протяжении вегетационного периода преобладали водоросли первой размерной группы, лишь иногда – второй, а в конце вегетационного периода – третьей. В зоопланктоне в начале вегетационного периода преобладали грубые фильтраторы и *Cladocera*, а в конце – грубые фильтраторы и *Rotatoria*. В 1998 г. в фитопланктоне преобладали водоросли 1-ой и 3-ей размерных групп, а в зоопланктоне – в начале вегетационного периода коловратки и грубые фильтраторы, в середине – коловратки и ветвистоусые ракообразные, в конце – грубые фильтраторы и ветвистоусые ракообразные.

Наличие связей между биомассами групп фитопланктона и зоопланктона позволяют найти статистические методы. Корреляционный анализ Спирмена выявил положительную связь между биомассой *Cladocera* и биомассой водорослей 1-ой – 3-ей групп в оз. Б. Яльчик (в 1997 г.) и между биомассой *Rotatoria* и водорослей 1–2-ой групп (в 1998 г.) (табл. 1). Положительные значения коэффициентов корреляции рассматриваются нами как подтверждение того, что данная трофическая группа зоопланктона, скорее всего, потребляла, преимущественно, водоросли этой размерной группы.

В оз. М. Яльчик в 1997–1998 гг., водоросли 1-ой – 3-ей групп потреблялись всеми исследованными группами зоопланктона, водоросли 2-ой группы иногда потреблялись коловратками и факультативными хищниками, водоросли 3-ей размерной группы почти не потреблялись (табл. 2).

Таким образом, результаты исследований показали взаимосвязанность планктонных сообществ. Основываясь на результатах статистического анализа, можно сделать вывод о том, что сообщество зоопланктона потребляет водоросли всех размерных групп. Но наиболее предпочитаемая группа – мелкие водоросли размером менее 30 мкм. Их основными потребителями в оз. Б. Яльчик являются коловратки и ракообразные – тонкие фильтрато-

ры, а в оз. М. Яльчик – коловратки, ветвистоусые ракообразные и факультативные хищники. Водоросли размером от 30 до 70 мкм и более зоопланктонном потребляются в меньшей степени и, главным образом, факультативными хищниками.

Литература

1. Гутельмахер Б.Л., Садчиков А.П., Филиппова Т.Г. Питание зоопланктона // Итоги науки и техники. Сер. Общая экология. Биоценология. Гидробиология. М.: ВНИИТИ, 1988. Т. 6. 156 с.
2. Бизина Е.В. Соотношение пресса хищников и обеспеченности ресурсами в регуляции структуры и функционирования сообществ: обзор гипотез // Журнал общей биологии. 1977. Т. 58. № 5. С. 26–45.
3. Крючкова Н.М. Трофические взаимоотношения зоо- и фитопланктона. М.: Наука, 1989. 124 с.
4. Михеева Т.М. Структура и функционирование фитопланктона при эвтрофировании вод: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. Минск. 1992. 63 с.
5. Никулина В.Н. Опыт оценки влияния зоопланктона на фитопланктон олиготрофного озера // Экология. 1977. № 1. С. 55–64.
6. Трифонова И.С., Воронцова Н.К., Макарецва Е.С., Павлова О.А., Ульянова Д.С., Чеботарёв Е.Н. Влияние климатических изменений и эвтрофирования на динамику планктонных популяций мезотрофного озера СПб: НИИ химии СПбГУ, 2003. 125 с.
7. Милиус А.Ю., Кываск В.О. О количественных показателях фитопланктона как индикаторах трофности. Изучение и освоение водоёмов Прибалтики и Белоруссии. Рига. 1979. С. 132–134.
8. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоёмов. М.: Наука, 1975. 240 с.
9. Кузьмин Г.В. Таблицы для вычисления биомассы водорослей // Институт биологических проблем Севера ДВНЦ АН СССР. Магадан. 1984. 47 с.
10. Голлербах М.М., Полянский В.И. Пресноводные водоросли и их изучение. Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 1. 1951. 198 с.
11. Голлербах М.М., Косинская Е.К., Полянский В.И. Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 2. Синие-зелёные водоросли. М.: Госиздат, 1963. 652 с.
12. Матвиенко А. М. Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 3. Золотистые водоросли. М.: 1954. 188 с.
13. Забелина М.М., Киселёв И.А., Прошкина-Лавренко А.И., Шешукова В.С. Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 4. Диатомовые водоросли. М.: Советская наука, 1951. 619 с.
14. Дедусенко-Щёголева Н.Т., Голлербах М.М. Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 5. Жёлто-зелёные водоросли. Xanthophyta. М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1962. 272 с.

15. Киселёв И. А. Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 6. Пирофитовые водоросли. М.: Советская наука, 1954. 212 с.
16. Попова Т.Г. Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 7. Эвгленовые водоросли. М. 1955. 281 с.
17. Дедусенко-Щёголева Н.Т., Матвиенко А.М., Шкорбатов А.А. Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 8. Зелёные водоросли. Класс Вольвовковые (Chlorophyta: Volvocineae). М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1959. 230 с.
18. Паламарь-Мордвинцева Г.М. Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 11. (2). Зелёные водоросли. Класс Конъюгаты. Порядок Десмидиевые. Chlorophyta: Conjugatophyceae, Desmidiiales (2). Л.: 1982. 624 с.
19. Krammer K., Lange-Bertalot H. Bacillariophyceae. 1. Teil: Naviculaceae. Susswasserflora von Mitteleuropa. Stuttgart, Jena: Gustav Fischer Verlag, 1986. 976 S.
20. Krammer K., Lange-Bertalot H. Bacillariophyceae. 2. Teil: Bacillariaceae, Epitemiaceae, Surirellaceae. Susswasserflora von Mitteleuropa. Stuttgart, Jena: Gustav Fischer Verlag., 1988. 596 S.
21. Krammer K., Lange-Bertalot H. Bacillariophyceae. 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Susswasserflora von Mitteleuropa. Stuttgart, Jena: Gustav Fischer Verlag., 1991 a. 576 S.
22. Krammer K., Lange-Bertalot H. Bacillariophyceae. 4. Teil: Achnanthaceae, Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema. Geamliteraturverzeichnis. Susswasserflora von Mitteleuropa. Stuttgart, Jena: Gustav Fischer Verlag., 1991 б. 437 S.
23. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоёмах. Зоопланктон и его продукция. Л.: ГосНИОРХ - ЗИН АН СССР, 1982. 33 с.
24. Крылов П.И. Питание пресноводного хищного зоопланктона // Итоги науки и техники. Сер. Общая экология. Биоценология. Гидробиология. М.: ВНИИТИ, 1989. Т. 7. 145 с.
25. Монаков А.В. Питание пресноводных беспозвоночных. М.: Ин-т проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцева РАН, 1998. 319 с.

Микробиологический статус почв в зоне действия Кирово-Чепецкого химического комбината

© 2012. Е. С. Горностаева¹, аспирант, С. С. Злобин², аспирант,
Е. С. Сунцова², аспирант, Т. С. Елькина¹, аспирант,
Л. И. Домрачева^{1,3}, д.б.н., профессор, в.н.с.,

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

¹Вятская государственная сельскохозяйственная академия,

²Вятский государственный гуманитарный университет,

³Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,

e-mail: ecolab2@gmail.com

В работе приведены результаты химического, радиологического, бактериологического, микологического и альгологического анализа почв в зоне действия Кирово-Чепецкого химического комбината. Результаты микробиологического анализа почвенных образцов и биотестирование почвенной вытяжки на основе цианобактерий выявили наиболее токсичные для микробиоты участки.

The results of chemical, radiological, bacteriological, mycological and algological soil analysis in the area of the Kirov-Chepetsk chemical plant are presented. Microbiological analysis of soil samples and biological testing of soil extract on the basis of cyanobacteria have identified the areas which are the most toxic to microbiota.

Ключевые слова: почва, химическое и радиологическое загрязнение, микромицеты, бактерии, водоросли, цианобактерии

Keywords: soil, chemical and radiological contamination, micromycetes, bacteria, algae, cyanobacteria

В последние годы всё отчётливее становится понимание, что здоровая почва является необходимым условием жизни человека. В то же время не снижаются темпы деградации почвы, вызванные эрозией, дегумификацией, загрязнением поллютантами, к числу которых относятся тяжёлые металлы, радионуклиды, токсичные канцерогенные соединения, остатки пестицидов и другие опасные вещества, а также заселение почвы токсигенными и фитопатогенными микробами [1]. Давно известно, что почвенные микроорганизмы активно реагируют на присутствие в среде многих поллютантов и, в частности, тяжёлых металлов (ТМ). В результате действия ТМ на микробные клетки, а также на микробные сообщества в целом происходят существенные изменения в протекании физиолого-биохимических процессов, структуре, видовом разнообразии, количественном обилии почвенной микробиоты [2 – 5]. В качестве оценочных критериев степени загрязнения почвы ТМ выбирают показатели, обладающие различной степенью чувствительности. Например, к их числу относятся методы биотестирования и биоиндикации с использованием показателей общего микробного обилия, отдельных функциональ-

ных групп, перераспределение членов инициированных сообществ, снижение уровня азотфиксации, сокращение видового богатства и разнообразия микробных комплексов и т. д.

Загрязнение почвы ТМ может происходить как в случае разовых и случайных попаданий, так и при систематическом пополнении почвы загрязняющими веществами вследствие того, что импактные территории располагаются в зоне действия химических, металлургических, горнодобывающих предприятий.

Цель данной работы – оценка микробиологического состояния почв в зоне действия Кирово-Чепецкого химического комбината.

Для решения поставленной цели решались следующие задачи:

- химический и радиохимический анализ почвенных образцов;
- количественный учёт почвенной сапротрофной микрофлоры;
- определение количественного и группового состава альгофлоры;
- выявление структуры популяции комплексов микромицетов;
- биотестирование уровня токсичности почвы с помощью цианобактерий.

Объекты и методы

Исследования были проведены с образцами почв, отобранных с точек мониторинга на территории Кирово-Чепецкого химического комбината (КЧХК), расположенного в Кировской области, который более полувека является одним из крупнейших промышленных предприятий и источником техногенного воздействия на окружающую среду. Данный завод относится к химически опасным предприятиям, в связи с чем окружающая среда на территории вблизи комбината за десятилетия его производственной деятельности подвергалась воздействию широкого спектра загрязнителей, в том числе ТМ и техногенных радионуклидов [6]. К приоритетным загрязнителям относятся такие металлы, как свинец, никель, цинк, кадмий, медь, из радионуклидов – цезий-137 и стронций-90.

Почвенные образцы верхнего горизонта (0–5 см) отбирались в июле 2011 г. с восьми пробных площадок (рис. 1). Точки отбора расположены вдоль русла р. Елховка – 904, 906, 907, 918, пойменного оз. Просное – П-13, вблизи шламонакопителя – 913 и на пойме р. Вятка – 920, 921. Все почвы гидроморфные, относятся к аллювиальному типу и характеризуются различной степенью нарушенности. Загрязнение данной территории происходит в результате изменения гидрологического режима во время половодья, когда территория зоны техногенного влияния КЧХК затопляется и происходит интенсивное вымывание поллютантов.

Содержание ТМ в почве определяли методом атомно-абсорбционной спектроскопии (ААС) [7] на базе экоаналитической лаборатории ВятГГУ.

Радиационные исследования почвенных образцов проводили на спектрометрическом комплексе для измерения активности бета-гамма-излучающих нуклидов «Прогресс».

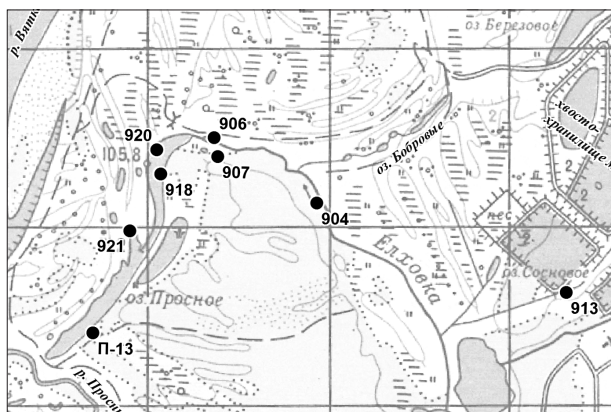


Рис. 1. Схема точек отбора исследуемой территории КЧХК

Методика основана на регистрации спектров гамма-бета-излучения, испускаемого веществом исследуемого объекта, с последующей их обработкой на ПК с использованием программного пакета ПРОГРЕСС.

Численность сапротрофной микрофлоры определяли путём посева почвенной суспензии на селективные питательные среды: мясопептонный агар (аммонификаторы), Эшби (азотфиксаторы), глюкозо-аммонийную среду (дрожжи), Чапека (микромикеты), крахмало-аммиачный агар (актиномицеты).

Количественный и групповой состав водорослей определяли методом прямого микроскопирования в поверхностных альгоценозах, развитие которых инициировали увлажнением почвы. Для этого в чашки Петри с образцами почв помещали стёкла обрастания. Экспозиция опытных образцов продолжалась в течение 8 недель при температуре 22–25 °С и 12-часовом освещении до появления поверхностных разрастаний на стёклах. Структуру популяции комплексов микромицетов определяли на этих же стеклах.

Установление и сравнение уровня токсичности почвенных вытяжек определяли по жизнеспособности клеток цианобактерий (ЦБ) тетразолю-топографическим методом [8]. В данной работе использовали штамм ЦБ *Nostoc linckia* (Roth.) Born and Flah. №271 из коллекции фототрофных микроорганизмов кафедры ботаники, физиологии растений и микробиологии ВГСХА. Согласно данной методике в живых клетках бесцветный 2,3,5-трифенилтетразолий хлорид (ТТХ), акцептируя мобилизованный дегидрогеназой водород, превращается в 2,3,5-трифенилформаза, имеющий красную или малиновую окраску. Поэтому клетки с ярко-красными кристаллами формаза на внутри считают живыми, а клетки, сохраняющие сине-зелёную окраску (без кристаллов), – нежизнеспособными.

Кислотность среды (рН почвенной вытяжки) измеряли при соотношении почва:вода = 1:2,5 на рН-метре «рН-150МИ». Данный способ отличается удобством и высокой точностью и позволяет измерять в более широком диапазоне и более точно (до 0,01 единицы рН), чем при помощи индикаторов.

Результаты и обсуждения

Результаты химического анализа показывают, что в почвах на территории КЧХК превышение показателей ПДК наблюдается по

Pb, которое увеличено в 6,3; 5,8; 5,5 раз в пробах № П-13, 918, 907 соответственно. Превышение по Ni в исследуемых пробах наблюдается в 4,25 раза и составляет 17 мг/кг. Во всех остальных случаях превышение уровня ПДК более чем в 3 раза, не обнаружено. Самые загрязнённые пробы отмечены для участков №№ 918, П-13, 97, расположенных вдоль озера Просное.

Значения удельной активности (Бк/кг) естественных и техногенных радионуклидов: ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{232}Th , ^{226}Ra представлены в таблице 1.

По результатам радиохимического анализа почв выявлены низкие значения удельных активностей естественных радионуклидов ^{232}Th и ^{226}Ra . Содержание этих радионуклидов во всех почвенных пробах колеблется незначительно: ^{226}Ra в пределах от 15 Бк/кг (П-13) до 73 Бк/кг (906). Значения удельной активности радионуклида ^{232}Th варьируют в пределах от 24 до 43 Бк/кг. Наибольшие значения удельной активности радионуклида ^{137}Cs в почве наблюдаются в точках 913 (8129 Бк/кг) и 907 (6134 Бк/кг). Наименьшие значения этого радионуклида в точке 920. Плотность загрязнения радиоактивным изотопом ^{90}Sr ниже, максимальное значение удельной активности в точке 907 (187,3 Бк/кг), минимальные значения – в точках 913 и 918.

Для оценки качества почвы большое значение имеет знание её уровня кислотности, который соответствует степени концентрации водородных ионов в почвенном растворе (рН). Так, реакция микроорганизмов на действие ТМ зависит от физико-химических свойств почвы, особенно рН, который может как повышать, так и снижать степень их токсично-

сти. Анализ показал, что кислотность на рассматриваемых почвах и грунтах – от слабокислой до почти нейтральной (рис. 2). Ранее было показано [9], что токсичность меди и никеля возрастает при низких значениях рН, вероятно, это обусловлено увеличением биологической доступности металлов.

Результаты группового микробиологического анализа почв исследуемой техногенной территории представлены на рисунке 3 и таблице 2. «Взрыв» численности аммонификаторов наблюдается в 918 пробе. Данная группа бактерий минерализует органический азот до аммиака и ионов аммония. Возможно, такое увеличение численности обусловлено наносным органическим веществом, приносимым с водами во время разлива, или какими-то другими неизвестными источниками органического азота, которые в будущем нужно выявить. Таким образом, показатели численности аммонификаторов, кроме 918 пробы, находятся в пределах 10–30 тыс. КОЕ/г, что указывает на малое содержание свежего органического вещества, доступного для данного вида микроорганизмов. Численность актиномицетов во всех пробах находится примерно на одном уровне – десятки тысяч КОЕ/г. Наиболее чувствительными группами микроорганизмов на данной территории являются микромицеты и дрожжи. Так, в пробах № 906 и 907 количество микромицетов минимально и составляет 1150 КОЕ/г и 1500 КОЕ/г соответственно, а угнетение численности дрожжей до 1400 КОЕ/г наблюдается в 906 точке. Содержание азотфиксаторов колеблется от 3400 КОЕ/г в 906 пробе до 16170 КОЕ/г в 918.

Таблица 1

Удельная активность радионуклидов в почве, Бк/кг

| № пробной площадки | ^{137}Cs | ^{90}Sr | ^{232}Th | ^{226}Ra |
|--------------------|-------------------|------------------|-------------------|-------------------|
| 904 | 2804±292 | 128,0±39,4 | 28,9±6,2 | 34,6±8,4 |
| 906 | 5420±557 | 115,6±43,5 | 32,8±6,7 | 73,0±12,7 |
| 907 | 6134±630 | 187,3±42,8 | 41,9±7,7 | 31,4±8,8 |
| 913 | 8129±832 | 55,6±23,7 | 43,0±7,8 | 25,1±8,2 |
| 918 | 4777±493 | 57,1±25,9 | 37,6±7,2 | 30,7±8,3 |
| 920 | 1004±108 | 78,2±24,2 | 28,7±6,0 | 21,3±6,1 |
| 921 | 2291±241 | 143,1±49,9 | 39,5±8,0 | 24,8±8,1 |
| П-13 | 1832±193 | 104,4±33,2 | 24,4±5,6 | 15,2±6,0 |

Примечание: жирным шрифтом выделена максимальная удельная активность.

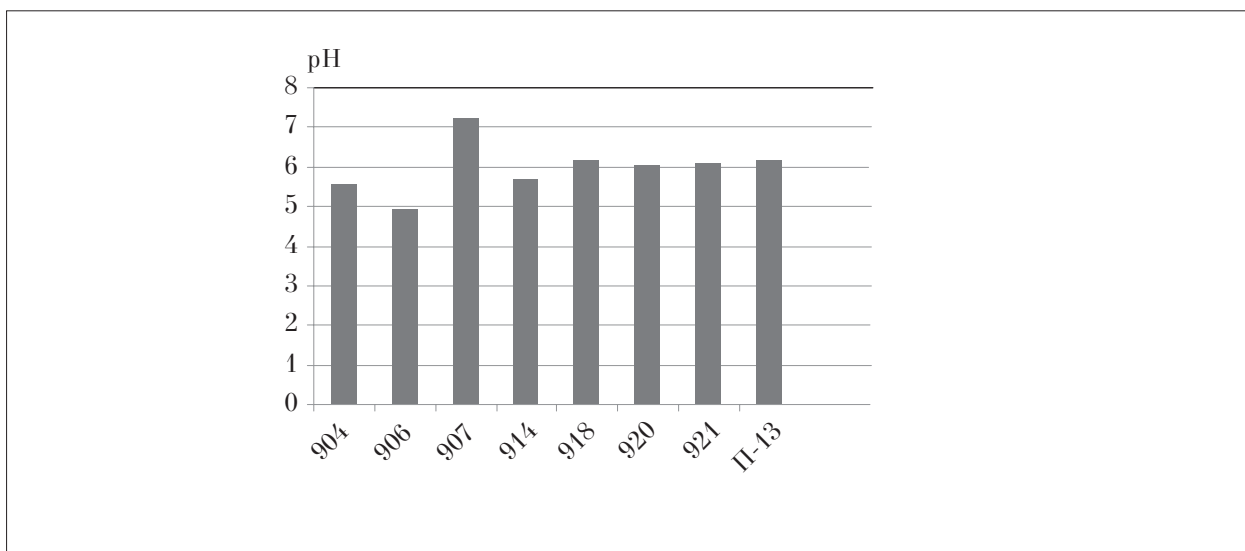


Рис. 2. Уровень кислотности почвенных образцов

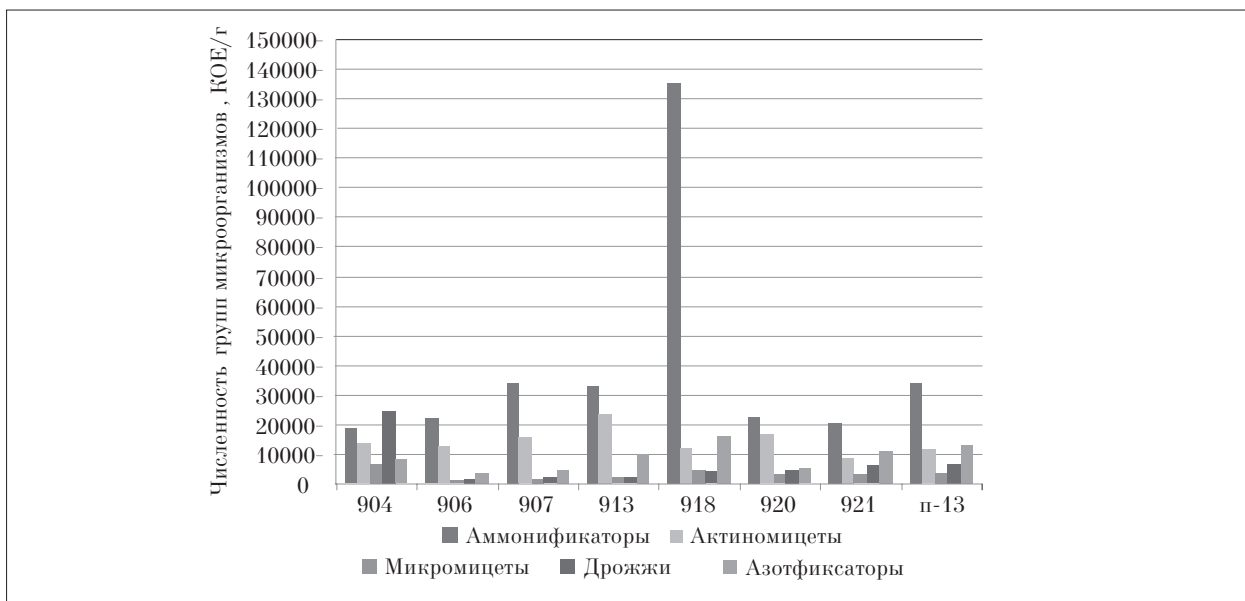


Рис. 3. Численность различных групп микроорганизмов в почвах на территории КЧХК, КОЕ/г

Таблица 2

Общее микробное число микроорганизмов в почве на территории КЧХК, КОЕ/г

| № участка | 904 | 906 | 907 | 913 | 918 | 920 | 921 | П-13 |
|-----------------------------|-------|-------|-------|-------|--------|-------|-------|-------|
| Численность микроорганизмов | 70695 | 40500 | 57360 | 70400 | 171920 | 51300 | 48700 | 68200 |

Общее микробное число характеризуется чрезвычайно невысокими показателями, которые существенно ниже показателей численности микроорганизмов, характерных для данных типов почв незагрязнённых территорий (табл. 2).

Определение численности фототрофных микроорганизмов показало, что в их состав входят диатомовые и одноклеточные зелёные водоросли (рис. 4). Доминирующей группой среди этих микроорганизмов являются одно-

клеточные зелёные водоросли, численность которых в некоторых вариантах достигает почти 100%. В исследуемых почвенных образцах ЦБ не обнаружены, даже в следовых количествах. Диатомовые водоросли были обнаружены во всех пробах, т. к. данные почвы являются хорошо увлажнёнными, что благоприятствует развитию именно этой группы водорослей. Такая структура фототрофных комплексов, вероятно, объясняется тем, что на исследуемой территории велика концентрация до-

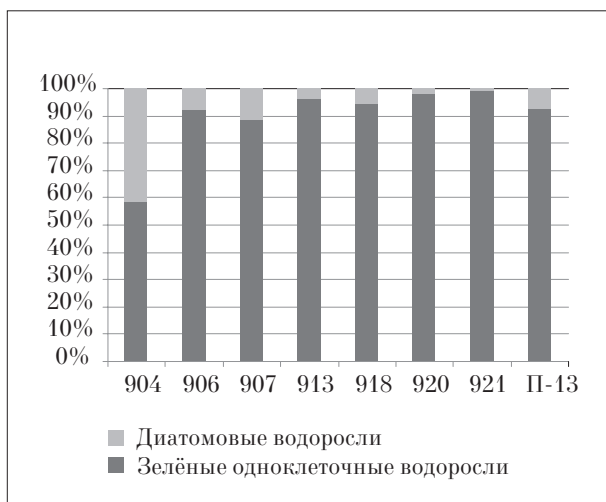


Рис. 4. Структура альгоценозов почв КЧХК. По оси абсцисс – номера участков

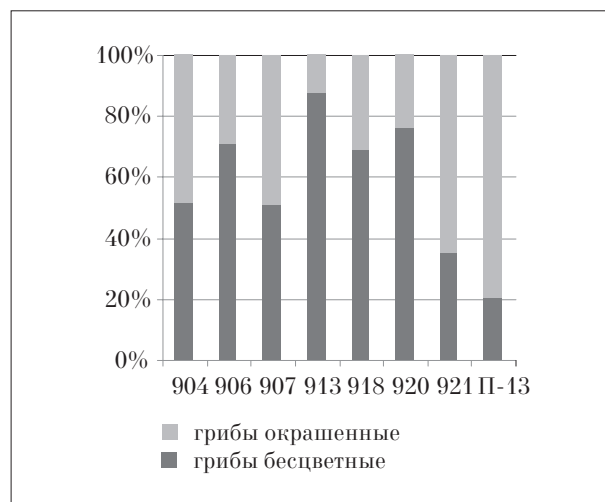


Рис. 5. Структура микокомплексов КЧХК. По оси абсцисс – номера участков

ступного азота, что приводит к стремительному размножению одноклеточных зеленых водорослей и вытеснению из структуры популяции ЦБ в целом.

Уровень химического загрязнения почвы можно определить путем проведения микологической индикации по соотношению в структуре популяции микромицетов с окрашенным и неокрашенным мицелием (рис. 5).

Анализ структуры комплексов микромицетов почвенных образцов показывает, что в шести исследуемых образцах (участки 904, 906, 907, 913, 918, 920) доминируют представители грибов с бесцветным мицелием, а в остальных – темноокрашенные формы (921, П-13). Так, максимальное число микромицетов с окрашенным мицелием наблюдается в пробе П-13 и составляет 80%. Полученные

данные по микоиндикации свидетельствует о различном уровне техногенной нагрузки на разных площадках биомониторинга.

Результаты микробиологического исследования показали, что все исследованные участки характеризуются значительной степенью экологической напряженности, о чем свидетельствует малая численность сапротрофных микроорганизмов, неравномерное развитие группировок почвенных водорослей и микромицетов, а так же рост численности темноокрашенных форм микроскопических грибов.

Биотестирование токсичности почвенных вытяжек проводили с помощью штамма ЦБ *Nostoc linckia*, который является устойчивым к поллютантам различной химической природы, в том числе и ТМ.

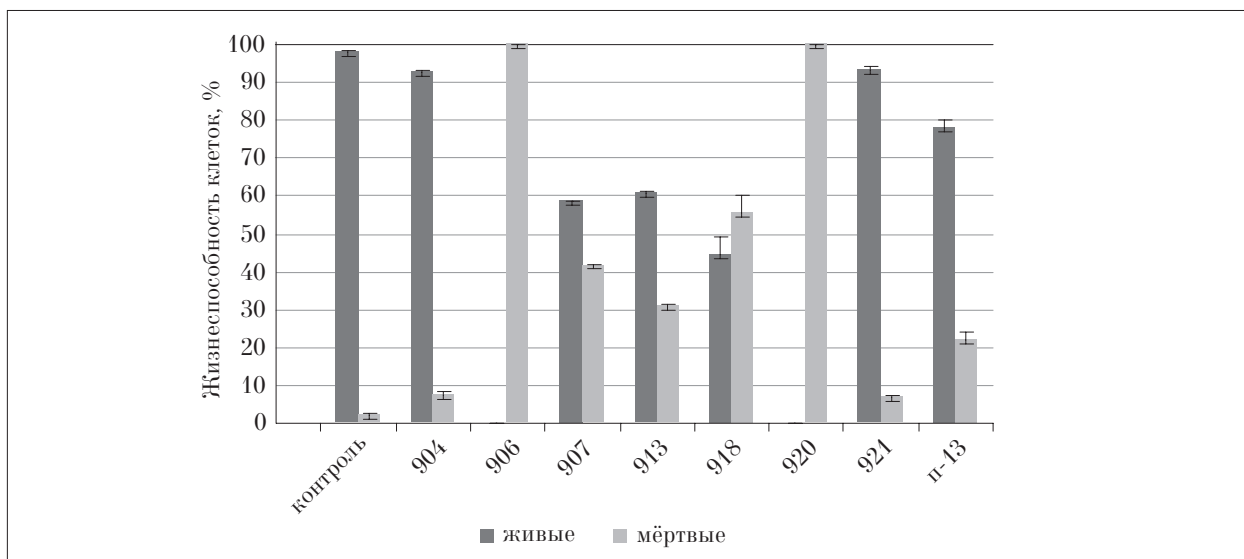


Рис. 6. Биотестирование токсичности почвенных вытяжек с помощью ЦБ *Nostoc linckia*

Определение жизнеспособности ЦБ в пробах с разных техногенных территорий показало, что наибольшее число нежизнеспособных клеток, достигающее в некоторых вариантах 100% , наблюдается в пробах, отобранных на участках 904, 921, П-13 (рис. 6).

Выводы

Анализы показали, что основная радиационная нагрузка приходится на участки, расположенные в районе третьей секции шламонакопителя (913) и вдоль русла реки Елховки (906, 907). Наличие сравнительно высокой концентрации радионуклида цезия-137 в точке 913 объясняется, по-видимому, её расположением в непосредственной близости от шламонакопителя и хранилища РАО.

Микробиологический анализ почвенных образцов показывает, что максимальная степень развития сапротрофных микроорганизмов (свыше 170 тыс. КОЕ/г) характерна для участка № 918. На всех остальных площадках мониторинга общее микробное число колеблется в пределах от 40 до 70 тыс. КОЕ/г.

Фототрофные группировки исследуемых почв сформированы только эукариотными водорослями. При этом в структуре альгоценозов на всех участках доминирующее положение занимают одноклеточные зелёные водоросли.

Установлено, что в структуре комплекса микромицетов на 6 из 8 исследуемых участков преобладают микромицеты с неокрашенным мицелием и только на двух участках (921 и П-13) доминируют меланизированные формы грибов (до 80% в структуре микоценозов), что указывает на повышенный уровень токсичности почвы данных участков.

Биотестирование почвенных вытяжек с использованием цианобактерий показало, что высокий уровень токсичности почвы характерен для трёх участков, при этом два участ-

ка (№ 921 и П-13) – обнаружили также повышенную токсичность и при микологическом анализе.

Работа выполнена в рамках конкурсного проекта на получение гранта Президента РФ для государственной поддержки ведущих научных школ № (НШ 2037.2012.5)

Литература

1. Соколов М.С., Дородных Ю.Л., Марченко А.И. Здоровая почва как необходимое условие жизни человека // Почвоведение. 2010. № 7. С. 858–866.
2. Гапочка Л.Д. Об адаптации водорослей. М.: Изд-во МГУ, 1981. 79 с.
3. Левин С.В., Гузев В.С., Асеева И.В., Бабьева И.П., Марфенина О.Е., Умаров М.М. Тяжёлые металлы как фактор антропогенного воздействия на почвенную микробиоту // Микроорганизмы и охрана почв. М.: Изд-во МГУ, 1989. С. 9–46.
4. Фокина А.И., Домрачева Л.И., Широких И.Г., Кондакова Л.В., Огородникова С.Ю. Микробная детоксикация тяжёлых металлов (обзор) // Теор. и прикл. экология. 2008. № 1. С. 4–10.
5. Евдокимова Г.А., Переверзев В.Н., Зенкова И.В., Корнейкова М.В., Редькина В.В. Эволюция техногенных ландшафтов (на примере отходов апатитовой промышленности). Апатиты: Изд-во Кольского научного центра РАН, 2010. 146 с.
6. 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 // Теор. и прикл. экология. 2009. № 2. С. 37–46.
7. Методика выполнения измерений массовых долей токсичных металлов в пробах почв атомно-абсорбционным методом. ФР.1.31.2007.04106. М. 13 с.
8. Домрачева Л.И., Кондакова Л.В., Ашихмина Т.Я., Огородникова С.Ю., Олькова А.С., Фокина А.И. Применение тетразольно-топографического метода определения гидрогеназной активности цианобактерий в загрязнённых средах // Теор. и прикл. экология. 2008. № 2. С. 23–28.

Микробиологическая характеристика отвалов обогащения сульфидных медно-цинковых руд Уральского региона

© 2012. Д. В. Черкасова, аспирант, М. Д. Бакаева, к.б.н., с.н.с.,
Н. Н. Силищев, д.б.н., в.н.с., О. Н. Логинов, д.б.н., зав. лабораторией,
Институт биологии Уфимского научного центра РАН,
e-mail: biolab316@yandex.ru

Исследованы сообщества ацидофильных микроорганизмов на территории отвалов флотационного обогащения медно-цинковых руд горно-обогатительных предприятий Урала. Обилие автотрофных, гетеротрофных и миксотрофных микроорганизмов и состав ацидофильного сообщества зависели от таких факторов, как время существования отвалов, присутствие влаги, взаимодействие с органическим веществом почв.

Communities of acidophile microorganisms in the territory of copper-zinc ores flotation dumps of the Ural concentrating mills are investigated. An abundance of autotrophic, heterotrophic and mixotrophic microorganisms and acidophile community structure depends on such factors as dumps lifetime, moisture presence, interaction with organic substance of soils.

Ключевые слова: ацидофильные микроорганизмы, отвалы обогащения руд

Keywords: acidophile microorganisms, ores' enrichment dumps

В процессе хранения отходов флотационного обогащения руд в отвалах горно-обогатительных предприятий формируются селективные условия для развития сообществ ацидофильных микроорганизмов. В период активного изучения литотрофных микроорганизмов разными авторами были собраны сведения об их численности на некоторых месторождениях Казахстана и Урала [1, 2]. На модельных системах исследованы микробные сукцессии, приводящие к формированию типичных ацидофильных сообществ [3, 4]. Показано, что минералогический состав руд является одним из факторов, оказывающих влияние на развитие микроорганизмов [5, 6].

По мере ввода в эксплуатацию новых месторождений меняются состав размещаемых в отвалы отработанных руд и условия для существования микроорганизмов. Поэтому для оценки численности и функционального состояния микроорганизмов в отвалах обогащения важно их периодическое исследование. Однако современных сведений о микроорганизмах отвалов флотационного обогащения медно-цинковых руд Урала нами обнаружено не было.

Цель работы – оценить разнообразие ацидофильных микроорганизмов в образцах отходов обогащения медно-цинковых руд, подотвальных водах и водоёмах-накопителях на территории хвостохранилищ горно-обогатительных комбинатов Южного и Среднего Урала.

В течение летнего сезона 2010 г. трёхкратно были отобраны образцы отработанных руд и вод на территории отвалов обогащения следующих горно-обогатительных комбинатов: Бурибаевский горно-обогатительный комбинат: I – руд, намывных в 2010 г., II – руд, намывных до 1970 г., III – воды из эксплуатируемого ныне водоёма с оборотной водой для флотации, IV – воды из водоёма с оборотной водой для флотации, эксплуатировавшегося до 1970 г., V – воды из водоёма, сформировавшегося у подножия отвалов из фильтрующейся через них воды; Учалинский горно-обогатительный комбинат: VI – руд, намывных в отвалы в 2010 г., VII – руд, намывных в отвалы в 2009 г., VIII – воды из эксплуатируемого ныне водоёма с оборотной водой для флотации, IX – воды из водоёма, сформировавшегося у подножия отвалов из фильтрующейся через них воды, X – почва у подножия отвалов флотационного обогащения руд; Сибайский филиал Учалинского горно-обогатительного комбината: XI – руд, намывных в отвалы в 2010 г., XII – руд, намывных в отвалы в 2004 г., XIII – воды из водоёма в 300 м от отвалов, загрязнённого твёрдыми отходами флотации, XIV – воды из водоёма, сформировавшегося у подножия отвалов из фильтрующейся через них воды, XV – почва у подножия отвалов флотационного обогащения руд; Медногорский медно-серный комбинат: XVI – руда, хранившаяся в отвалах в течение 20 лет, XVII – руда, хранившаяся в отвалах в течение 20 лет, заводнённая,

Таблица 1

Химический состав образцов воды и водных вытяжек из образцов руд и почвы

| № образца | рН | Концентрация | | | | |
|------------------------------------|------------|------------------|------------------|------------------|-------------------------------|------------|
| | | Cu ²⁺ | Zn ²⁺ | Fe ³⁺ | SO ₄ ²⁻ | общий азот |
| жидкие образцы, мг/л | | | | | | |
| III | 3,51±0,21 | 1,0±0,7 | 0,4±0,3 | – | 334±17 | 10,6±0,6 |
| IV | 2,51±0,37 | 85,4±4,3 | 100,6±9,9 | 257,6±14,7 | 4309±266 | 13,7±1,8 |
| V | 2,35±0,62 | 714,0±21,6 | 216,8±18,7 | 1400±104,3 | 8951±328 | 6,4±0,4 |
| VIII | 11,31±0,08 | 0,5±0,4 | – | – | 766±69 | 11,7±0,4 |
| IX | 3,44±0,53 | 35,8±7,8 | 77,0±10,2 | 147,7±24,2 | 1337±98 | 3,1±0,3 |
| XIII | 2,49±0,44 | 9,0±5,3 | 42,9±9,0 | 491,4±11,3 | 686±75 | 2,1±0,19 |
| XIV | 3,4±0,72 | 205,2±17,1 | 529,0±24,2 | 75,6±12,0 | 4756±421 | 2,5±0,5 |
| XVIII | 4,33±0,19 | 8,1±3,2 | 4,82±3,9 | – | 835±134 | 1,5±0,1 |
| вытяжки из твёрдых образцов, мг/кг | | | | | | |
| I | 4,39±0,42 | 270±26 | 420±51 | – | 1590±80 | 91±23 |
| II | 1,96±0,51 | 400±31 | 660±85 | 13300±1240 | 5750±230 | 161±65 |
| VI | 5,48±0,33 | 120±5 | 70±13 | 20±6 | 100±20 | – |
| VII | 3,40±0,47 | 370±22 | 850±97 | 350±32 | 1310±40 | 12±6 |
| X | 4,71±0,63 | 11±4 | 80±11 | – | 2520±30 | 489±87 |
| XI | 5,92±0,27 | 20±1 | 23±9 | 10±3 | 320±20 | – |
| XII | 1,33±0,08 | 200±9 | 370±10 | 500±10 | 12150±250 | 112±8 |
| XV | 1,97±0,17 | 240±28 | 330±22 | 23970±1050 | 6170±80 | 575±45 |
| XVI | 2,25±0,28 | 265±35 | 138±9 | 28700±3050 | 6350±120 | 105±12 |
| XVII | 2,25±0,32 | 477±27 | 752±123 | 12070±1070 | 4580±110 | 326±65 |

Примечание: – не обнаружены.

Таблица 2

Численность автотрофных микроорганизмов в образцах, отобранных с территории горно-обогатительных комбинатов

| Место отбора проб | Железоокисляющие, КОЕ/мл (г) | Сероокисляющие, КОЕ/мл (г) | Окисляющие пиритную руду, КОЕ/мл (г) |
|--|------------------------------|----------------------------|--------------------------------------|
| Бурибаевский горно-обогатительный комбинат | | | |
| II (руда) | (1,3±0,4)·10 | (1,2±0,5)·10 ² | (6,5±0,6)·10 |
| III (вода) | 6,5±0,2 | (1,4±0,3)·10 ⁴ | – |
| IV (вода) | (7,0±0,6)·10 ² | (2,0±0,4)·10 | – |
| V (вода) | (5,0±0,6)·10 ⁴ | (2,0±0,4)·10 ² | (1,7±0,5)·10 ³ |
| Учалинский горно-обогатительный комбинат | | | |
| VII (руда) | (2,0±0,3)·10 | – | – |
| IX (вода) | (3,5±0,5)·10 ⁴ | (1,1±0,3)·10 ³ | (6,5±0,6)·10 ³ |
| X (почва) | (6,0±0,3)·10 ² | (6,5±0,6)·10 ³ | (1,1±0,5)·10 ² |
| Сибайский филиал Учалинского горно-обогатительного комбината | | | |
| XII (руда) | – | (1,7±0,5)·10 ² | – |
| XIII (вода) | (8,2±0,7)·10 ³ | (1,1±0,3)·10 ⁵ | (1,7±0,6)·10 ³ |
| XIV (вода) | – | (3,5±0,8)·10 | – |
| XV (почва) | (6,5±0,6)·10 ⁴ | (6,0±0,5)·10 ⁵ | (1,1±0,3)·10 ² |
| Медногорский медно-серный комбинат | | | |
| XVI (руда) | (2,0±0,5)·10 ³ | (1,2±0,3)·10 ² | – |
| XVII (руда) | (1,4±0,4)·10 ⁷ | (6,0±0,3)·10 ⁵ | (4,5±0,4)·10 ⁴ |
| XVIII (вода) | 0,9±0,5 | (3,0±0,7)·10 | – |

Примечание: – не обнаружены.

XIII – воды из ручья, собирающего в себя подотвальные и родниковые воды. Образцы для каждого варианта опыта отбирали из пяти разных точек отвалов в стерильные контейнеры, твёрдые образцы с глубины 20 см. Химический состав образцов и вытяжек из них представлен в таблице 1.

Концентрацию меди и цинка в растворах измеряли на атомно-абсорбционном спектрофотометре КВАНТ-2А, концентрацию трёхвалентного железа титрованием с ЭДТА. Содержание сульфат-иона в воде и водной вытяжке отходов измеряли турбидометрическим методом, общий азот – титриметрическим методом и по методу Кьельдаля.

Численность микроорганизмов определяли посевом на стандартные селективные среды: железоокисляющие бактерии – на среду К9, сероокисляющие автотрофы – на среду Ваксмана, ацидофильные гетеротрофы – на среду Маннинга, сульфатвосстанавливающие бактерии – Постгейта В, миксотрофные микроорганизмы – на среды с дрожжевым экстрактом с добавлением железа, серы и руды в качестве источника энергии (умеренно термофильные при 50 °С) [7].

Автотрофные микроорганизмы были обнаружены в руде, водах и почвах, соприкасающихся с отвалами. В таблице 2 представлены данные об их численности в образцах, где было зафиксировано их присутствие. В целом, численность автотрофных микроорганизмов была невысока и редко превышала 10^5 КОЕ/г (мл). Окисляющие пирит микроорганизмы встречались реже и в чуть меньшем количестве, чем серо- и железоокисляющие бактерии. Существенных отличий в численности автотрофов в отвалах разных горно-обогатительных комбинатов зарегистрировано не было, что, по-видимому, связано с тем, что слагающие их руды относятся к одному типу.

Наличие автотрофных бактерий зависело от характера пробы: срока хранения руды в отвале, влажности образца и т. п. Например, автотрофные микроорганизмы удалось выделить лишь из отработанных руд, какое-то время пролежавших в отвалах. В отходах обогащения, намывных в текущем сезоне, их обнаружено не было. Отвалы, сроком хранения один год, были найдены лишь на Учалинском горно-обогатительном комбинате, из всех изученных групп микроорганизмов стабильно там выделялись лишь железоокисляющие бактерии. В других, более старых образцах, одновременно присутствовали микроорганизмы разных физиологических групп, наряду с ав-

тотрофами – миксотрофы и гетеротрофы. Уже через год после отсыпки в отвалы в рудах обнаруживались продукты окисления: водные вытяжки содержали ионы Cu^{2+} , Zn^{2+} , Fe^{3+} , SO_4^{2-} и имели кислую реакцию среды. Просачиваясь с подотвальными водами, металлы аккумулировались в прилежащих к отвалам почвах и водоёмах, находясь в них в растворённом или осаждённом состоянии в зависимости от кислотности среды.

В большинстве образцов, содержащих автотрофные микроорганизмы показатель рН колебался от 1,3 до 3,7, т. е. был благоприятен для развития ацидофильных микроорганизмов. Исключение составляли образцы почв, отобранные возле отвалов Учалинского горно-обогатительного комбината. Несмотря на рН 4,7, в них присутствовали ацидофильные микроорганизмы, возможно, в неактивном состоянии.

На примере отработанных руд из отвалов Медногорского медно-серного комбината показано, что влажность грунта имела значение для развития автотрофных бактерий, в образцах, пропитанных водой, их численность была гораздо выше.

Несмотря на невысокое содержание аммонийного и нитратного азота в лежалых отходах обогащения, он, по-видимому, не являлся лимитирующим фактором для развития автотрофных микроорганизмов, так как не было обнаружено зависимости между численностью автотрофов и содержанием азота в среде.

Миксотрофными считают микроорганизмы, нуждающиеся одновременно в органических и неорганических источниках энергии, не способные к стабильному росту при длительном культивировании на одном источнике энергии. Миксотрофный тип питания характерен для многих обитающих в неорганических субстратах термофильных микроорганизмов. Исследуемые образцы были проверены на наличие в них умеренно термофильных (50 °С) и живущих при комнатной температуре микроорганизмов, способных к росту за счёт окисления железа, серы, пирита в присутствии дрожжевого экстракта. Полученные результаты представлены в таблице 3.

Из всех приведённых в таблице групп наиболее часто выделялись умеренно термофильные железоокисляющие микроорганизмы. Более активный их рост наблюдался в образцах отработанных руд по сравнению с подотвальными водами. Меньше всего было обнаружено микроорганизмов, способных к окислению пирита в условиях повышенной тем-

Таблица 3

Присутствие миксотрофных микроорганизмов в образцах, отобранных с территории горно-обогатительных комбинатов

| Место отбора проб | Умеренно термофильные | | | Нормотермные сероокисляющие |
|--|-----------------------|----------------|-----------------|-----------------------------|
| | железо-окисляющие | сероокисляющие | пиритокисляющие | |
| Бурибаевский горно-обогатительный комбинат | | | | |
| II(руда) | + | + | + | - |
| IV(вода) | + | - | - | + |
| V(вода) | - | + | - | + |
| Учалинский горно-обогатительный комбинат | | | | |
| VII(руда) | + | + | - | - |
| IX(вода) | - | - | - | + |
| X(почва) | + | - | - | + |
| Сибайский филиал Учалинского горно-обогатительного комбината | | | | |
| XII(руда) | + | + | + | - |
| XIII(вода) | - | - | - | + |
| XIV(вода) | - | - | - | + |
| Медногорский медно-серный комбинат | | | | |
| XVI(руда) | + | + | - | - |
| XVII(руда) | + | - | - | + |
| XVIII(вода) | + | - | - | - |

Примечание: + – активный рост, – не обнаружены.

Таблица 4

Присутствие гетеротрофных микроорганизмов в образцах, отобранных с территории горно-обогатительных комбинатов

| Место отбора проб | Ацидотолерантные гетеротрофы, КОЕ/мл(г) | | Сульфатовосстанавливающие бактерии, КОЕ/мл(г) |
|--|---|----------------------------|---|
| | бактерии | грибы | |
| Бурибаевский горно-обогатительный комбинат | | | |
| II(руда) | $(1,9 \pm 0,5) \cdot 10^4$ | $(2,6 \pm 0,8) \cdot 10^2$ | - |
| IV(вода) | $4,5 \pm 0,3$ | - | - |
| V(вода) | $(3,6 \pm 0,5) \cdot 10^2$ | $5,5 \pm 0,7$ | - |
| Учалинский горно-обогатительный комбинат | | | |
| IX(вода) | $5,7 \pm 0,4$ | $(2,4 \pm 0,4) \cdot 10$ | + |
| X(почва) | $(3,1 \pm 0,7) \cdot 10^3$ | - | + |
| Сибайский филиал Учалинского горно-обогатительного комбината | | | |
| XIII(вода) | $(4,4 \pm 0,8) \cdot 10^2$ | $6,2 \pm 0,5$ | + |
| XIV(вода) | $(3,5 \pm 0,6) \cdot 10^2$ | - | - |
| XV(почва) | - | $(1,2 \pm 0,3) \cdot 10^5$ | + |
| Медногорский медно-серный комбинат | | | |
| XVI(руда) | - | $(4,1 \pm 0,7) \cdot 10^4$ | + |
| XVII(руда) | $(2,6 \pm 0,9) \cdot 10^3$ | $(3,7 \pm 1,2) \cdot 10^3$ | + |
| XVIII(вода) | - | $(7,6 \pm 0,9) \cdot 10$ | + |

Примечание: + – активный рост, – не обнаружены.

пературы. Они зафиксированы в отработанных рудах Сибайского филиала Учалинского горно-обогатительного комбината и Бурибаевского горно-обогатительного комбината

Обнаружена обратная зависимость между присутствием окисляющих серу умеренно термофильных и нормотермных бактерий. Первые обитали, в основном, в рудных отва-

лах и были обнаружены лишь в одном водоёме. Сероокисляющие бактерии, развивающиеся при обычной температуре, напротив, были выделены из образцов воды, почвы и руды с высокой влажностью. Наблюдаемое явление можно объяснить разным температурным режимом этих объектов. Водоёмы и почва обладают большой теплоёмкостью и способны под-

держивать более стабильную температуру, тогда как руды в жаркое время суток прогреваются на определённую глубину.

Похожая закономерность прослеживалась и в распределении гетеротрофных ацидотолерантных бактерий и микроскопических грибов в образцах разного состава (табл. 4). Максимальная численность микроскопических грибов была зарегистрирована в твёрдых образцах: кислой почве с территории Сибайского филиала Учалинского горно-обогатительного комбината и отработанной руде из отвалов Медногорского медно-серного комбината и Бурибаевского горно-обогатительного комбината. Доминирующие там виды микроскопических грибов были определены как представители рода *Torula* [8, 9]. Они обладали типичной для литобионтных микромицетов морфологией: на питательной среде образовывали мелкие тёмноокрашенные растущие в агар колонии, на руде формировали микроколонию, состоящую из фрагментированного мицелия, распадающегося на цепочки дрожжеподобных клеток [10]. В подотвальных водах были обнаружены единичные представители микроскопических грибов с характерной для родов *Penicillium* и *Monilia* морфологией.

Ацидотолерантные бактерии были выделены в основном из образцов подотвальных вод, а так же пропитанной подотвальной водой почвы и руды. То есть ацидотолерантные бактерии были связаны с более влажными местобитаниями, тогда как литобионтные микромицеты с менее влажными (поверхностью отвалов, почвой без избыточного увлажнения).

В связи с накоплением на территории отвалов сульфатных соединений был также проведён мониторинг содержания сульфатвосстанавливающих бактерий. Микроорганизмы данной группы были обнаружены в почвах и водоёмах у подножия отвалов. Сульфатвосстанавливающие бактерии не были выделены из подотвальных вод, которые собирались в котловинах на территории самих отвалов. Наличие сульфатвосстанавливающих бактерий было связано с миграцией сульфатов из руд в близлежащие среды (водоёмы и почвы).

Таким образом, в обследованных отвалах отработанных медно-цинковых сульфидных

руд Уральского региона, а также в соприкасающихся с ними почвах и водоёмах складывались ацидофильные сообщества микроорганизмов сложного состава, включающие группы автотрофных, гетеротрофных и миксотрофных микроорганизмов. Обилие микроорганизмов и состав ацидофильного сообщества зависели от таких факторов, как срок существования отвалов, присутствие влаги, взаимодействие с органическим веществом почв.

Литература

1. Ляликова Н. Н., Соколова Г. А. Микробиологическая характеристика некоторых месторождений Казахстана // Микробиология. 1965. Т. 34. Вып. 2. С. 335–343.
2. Каравайко Г. И., Кузнецов С. И., Голомзик Э. И. Роль микроорганизмов в выщелачивании металлов из руд. М.: Наука, 1972. 248 с.
3. Коваленко Э.В., Малахова П.Т. Микробные сукцессии в сульфидных забалансовых рудах // Микробиология. 1990. Т.59. Вып.2. С. 336–342.
4. Lawrence J.R., Kwong Y.T.J., Swerthone G.D.W. Colonization and weathering of natural sulfides mineral assemblages by *Thiobacillus ferrooxidans* // Can. J. Microbiol. 1997. V. 43. P. 178–188.
5. Варданян Н.С. Окисление пирита и халькопирита смешанными культурами сульфобацилл и железоз- или сероокисляющих бактерий // Биотехнология. 2003. № 6. С. 79–83.
6. Тупикина О.В., Кондратьева Т.Ф., Саморукова В.Д., Рассулов В.А., Каравайко Г.И. Зависимость фенотипических характеристик штаммов *Acidithiobacillus ferrooxidans* от физических, химических и электрофизических свойств пиритов // Микробиология. 2005. Т. 74. № 5. С. 596–603.
7. Практикум по микробиологии / Под ред. А. И. Нетрусова. М.: Издательский центр «Академия», 2005. 608 с.
8. Литвинов М.А. Определитель микроскопических почвенных грибов. Л.: Изд-во «Наука», Ленингр. отд., 1967. 303 с.
9. Domsh K. H., Gams W., Andersen T. H. Compendium of soil fungi. London: Acad. Press, 1993. V. 1. 859 p.
10. Богомолова Е.В., Зеленская М.С., Власов Д.Ю. Морфологические особенности микроколониальных грибов изолированных с поверхности камня // Микология и фитопатология. 2001. Т. 35. Вып. 2. С. 6–12.

Правовые основы управления лесами Республики Польша

© 2012. Е.М. Гордеева¹, зам. главы Департамента,
К. Хлебовски², д.т.н., доктор, лектор,

¹Департамент лесного хозяйства Кировской области

²Университет естественных наук в городе Познань, Республика Польша,

e-mail: yelena.m.bakulina@gmail.com, karlston@up.poznan.pl

В статье рассматриваются правовые основы управления лесами в Республике Польша. С послевоенного 1945 года лесистость Польши увеличилась почти на 10 %. Это результат последовательного эффективного ведения лесного хозяйства с учетом международных правовых «лесных принципов»: сохранение биоразнообразия, устойчивого, неистощительного управления, обеспечение возобновления, охраны лесов, увеличения их площади.

The article considers forest management legal provisions in the Republic of Poland. Since 1945, after the World War II, the amount of forest lands has increased by 10%. The figure is the result of effective sustainable forest management under the requirements of the international law forest principles: biodiversity perseverance, non-exhausting, renewable forest usage, its protection and territory covered by forests increase.

Ключевые слова: лесное хозяйство, международное право, экология, принципы устойчивого управления лесами, Республика Польша

Key words: forest management, ecology, international law, sustainable forest management principles, Republic of Poland

Лесное право очень редко является предметом научной рефлексии [1]. Однако итоги проводимых в последние годы международных совещаний и конференций под эгидой международных организаций системы Организации Объединенных Наций (ООН) показывают радикальные изменения в мировой лесной политике, вызванной демографическим ростом, климатическими изменениями, продолжающимся процессом утраты биологического разнообразия на планете и проблемой его сохранения [2]. Развитие общества становится невозможным без своевременного правового решения возникающих экологических вопросов на международном уровне и в рамках отдельного государства. Анализ зарубежного опыта формирования правовой системы в управлении лесами является важным и необходимым для эффективного управления национальными природными ресурсами.

Система лесного хозяйства Республики Польша считается одной из сильнейших в Европейском Союзе [3]. По данным главного статистического учреждения Республики Польша леса в стране занимают 9 121,3 тыс. га. В годы Второй мировой войны лесистость (отношение покрытой лесом площади к общей площади страны) в Польше снизилась до 20,8% [4]. Однако, благодаря «Национальной

программе увеличения площади земель, покрытых лесами» («Национальная Программа»), этот показатель увеличился до 29,2% к 2010 году и постоянно растёт [4]. «Национальной Программой» поставлена цель – достичь лесистости 30% к 2020 году и 33% – к 2050 году [5]. Среди доминирующих лесобразующих пород – лидер сосна (60,4% лесов всех форм собственности), ель, дуб, бук и др. [4].

Управление лесами в Польше основывается на международных нормах и принципах установленных:

– «Программой действий на 21 век» и «Лесными Принципами» на прошедшей в Рио-де-Жанейро Всемирной конференции ООН по проблемам окружающей среды и развития в 1992 году;

– Конференциями Министров Лесного хозяйства по вопросам охраны Европейских лесов (Страсбург (1990), Хельсинки (1993), Лиссабон (1998), Вена (2003), Варшава (2007));

– «Киотским протоколом» (1997) – в части участия лесов в процессе поглощения парниковых газов, сокращения потерь лесов от пожаров и незаконных рубок [6].

В 2004 году Республика Польша вступила в Европейский Союз (ЕС) [7], приведя к этому моменту нормы национального права в со-

ответствие с правовыми требованиями Союза. Несмотря на то, что леса занимают 1/3 территории ЕС, в Римском Трактате 1957 г., Трактатах 1992, 1997 гг., иных правовых документах, послуживших основой для создания и определяющих функционирование Союза, последующих изменениях и дополнениях, в целом в этой сфере не выработано ещё единой политики ЕС, в том числе, правом, должным образом, не урегулированы вопросы ведения лесного хозяйства [8]. До настоящего времени управление лесным сектором определяется нормами права ЕС, регулирующими сферы сельского хозяйства, торговли, охраны природы, энергетики и т. д. [8].

Так, например, особое влияние на управление лесами в Польше после вступления государства в Союз оказывают правовые нормы, регулирующие создание и функционирование экологической цепи – «Натура 2000». Программа является самой молодой правовой формой охраны природы, в том числе, лесов, в Польше. Создание экологической сети «Натура 2000» – обязанность каждого государства члена ЕС. Звенья экологической цепочки «Натура 2000» – это, в том числе и лесные участки, находящиеся под дополнительной охраной, где деятельность человека ограничена, но такие территории не выключены из хозяйственной деятельности.

Обязанность по созданию охраняемых территорий в рамках программы «Натура 2000» предусмотрена нормативно правовыми актами Союза – двумя директивами ЕС:

- Директива естественной среды обитания (1992);
- Директива по диким птицам (2009) [9].

Обе директивы инкорпорированы в правовую систему Польши через «Устав об охране природы» (2004) [6]. Цель создания экологической сети – охрана биологического разнообразия, предотвращение угрозы вымирания редких растений и животных на территории Европы [10]. На территории государственных лесов Польши территория, покрытая сетью «Натура 2000», занимает 40%, в т. ч.:

- 122 участка на площади 2063 тыс. га для специальной охраны птиц;
- 662 участка на площади 1511 тыс. га для специальной охраны растений [4].

Правовую основу управления лесным хозяйством каждого отдельного государства члена ЕС составляет национальное право. Такие нормы тесно связаны с традициями, культурой, экологическим, экономическим и социальным значением леса. Этим объясняет-

ся разнообразие форм собственности на леса, породный и количественный состав, цели и задачи, основные принципы ведения лесного хозяйства в государствах ЕС. В Польше исторически утвердилась государственная собственность на леса (78%), частные лесовладения не превышают 20% от общей площади лесов, остальное – собственность органов местного самоуправления, национальных парков и др. [4].

К правовым актам, регулирующим управление в сфере лесного хозяйства Республики Польша, относятся:

- Устав о лесах (1991 г.);
- Устав о лесном посевном материале (2001 г.);
- Устав о лесном налоге (2002 г.);
- Устав об охране земель сельскохозяйственного назначения и лесных земель (1995 г.);
- Устав о развитии деревень с участием Европейского фонда сельского хозяйства (2007 г.);
- иные правовые акты, принятые в развитие вышеперечисленных уставов [1].

Определение понятия «лес» дано в ст. 3 «Устава о лесах» Республики Польша. Лес – это территория (земля), площадью не менее 0,10 га, покрытая лесной растительностью (лесными культурами – деревьями и кустами, а также лесным подростом); либо частично не покрытая лесной растительностью, но территория (земля), предназначенная для продукции лесного хозяйства; либо территория, входящая в состав заповедника или национального парка, либо территория, вписанная в реестр памятников природы [11]. К лесам также относится земля, предназначенная для хозяйственных целей ведения лесного хозяйства: для постройки зданий, лесных дорог, для строительства линейных объектов, места, предназначенные под склады древесины, а также территории лесопитомников и туристических объектов [12].

Управление государственными лесами на территории Польши от имени государства осуществляет организация «Lasy Państwowe» («Государственные Леса») [13]. Структура управления включает генеральную дирекцию в Варшаве, 17 региональных дирекций, 430 надлесничеств (в системе российского лесного хозяйства – лесничество), которые поделены на лесничества (в системе российского лесного хозяйства – подлесничество) [4, 13]. Средняя поверхность надлесничества в Польше 17,5 тыс. га [4]. В государственном управлении

находится около 7,5 млн га лесов [4]. Управление осуществляется на основании «Лесных планов», которые предусматривают показатели на 10 лет [14]. Все государственные леса на территории Польши сертифицированы по системам лесной сертификации PEFC, FSC [4].

Организация «Государственные Леса» является работодателем для 24 733 работников лесного хозяйства Польши [4]. «Устав о Лесах» Республики Польши от 1991 года предусматривает право работников лесной службы на бесплатное обмундирование, получения бесплатного жилья, если служба связана с выполнением обязанностей в определённой местности, а также возможность приватизации служебного жилья по льготным ценам (в зависимости от выслуги лет) и иные гарантии [14].

Статья 50 «Устава о лесах» устанавливает, что организация «Государственные Леса» существует на основе самофинансирования [14]: 90% доходов – средства, вырученные от продажи древесины [15] (леса не предоставляются в аренду, как в РФ, а напрямую продаются потребителю), остальные доходы – от ведения охотничьего хозяйства, предоставления услуг, от продажи недвижимости и др. Чистая прибыль организации в 2011 году составила 829141,2 тыс. злотых (более 8 млрд. руб.) [16]. Средства, вырученные за счёт ведения лесного хозяйства, не поступают в бюджет Польши, как, например, в России, а остаются в организации, покрывая затраты на управление и ведение лесного хозяйства.

По нашему мнению, сложившаяся правовая система управления лесами обеспечивает эффективность ведения лесного хозяйства Республики Польши. Правовое обеспечение управления лесами Польши, учитывая многолетние международные нормы неистощительного и устойчивого ведения лесного хозяйства, позволяет на практике сочетать и реализовывать разнообразные функции леса: экологическую (поглощение парниковых газов, охрана почв от эрозии, сохранение биоразнообразия и др.), социальную (охрана здоровья и обеспечения отдыха человека), хозяйственно-экономическую (создание рабочих мест, извле-

чение прибыли от продажи древесины и др.). Такое внимание со стороны права к разнообразным функциям леса увеличивает конкурентоспособность лесного хозяйства Польши.

Литература

1. Radecki Wojciech. Ustawa o Lasach, Komentarz. 2012. Lexis Nexis, Warszawa. 2012. 397 s.
2. Писаренко А.И., Страхов В.В. О лесной политике России. М.: ИД «Юриспруденция», 2012. 600 с.
3. Gordeeva Yelena. Co kraj – to las. Biuletyn Programu Stypendialnego im. Lane'a Kirklanda, № 21. Warszawa. 2012. 40 s.
4. Pigan Marian. Raport o Stanie Lasów w Polsce, 2010. Warszawa. 2011. 84 s.
5. «Krajowy program zwiększania lesistości» przyjęty przez Radę Ministrów 23 czerwca 1995 r. Z modyfikacjami.
6. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych. Lasy Państwowe w Liczbach, 2011. Warszawa. 2011. 32 s.
7. Gordeeva Y. «Natura 2000» system overview in selected European countries. Scholarship program in honour of Lane Kirkland diploma work. Poznan: University of Life Sciences. 2012. 68 p.
8. Zając S., Sikora A.б Rzewuski W. Regulacje prawne i finansowe oraz działania w zakresie leśnictwa w ramach polityk Unii Europejskiej. Sękocin Stary: Instytut Badawczy Leśnictwa, 2007. 150 s.
9. Kaliszewski A., Sikora A. Prawne aspekty ochrony przyrody w lasach w Polsce. Sękocin Stary: Instytut Badawczy Leśnictwa, 2009. 262 s.
10. Hołdyński C. Siedliska i gatunki Natura 2000. Olsztyn: Wydawnictwo Mantys, 2010. 288 s.
11. Rakoczy B. Ustawa o lasach. Komentarz. Warszawa, 2011. 300 s.
12. Waryński B. Podstawy Gospodarki Leśnej. Olecko, 2008. 466 s.
13. Ustawa z dnia 28 września 1991 r. o lasach. Tekst jedn. Dz. U. 2011.№ 12. poz. 59 ze zm.
14. Gordeeva Y., Chlebowski K. Leśne Imperium // Głos lasu. 2012. № 6. S. 36-38.
15. Marczak P. Finanse Państwowego Gospodarstwa Leśnego Lasy Państwowe. Podstawowe Informacje. Warszawa, Kancelaria Sejmu. 2010. 28 s.
16. Wasiak A. Sprawozdanie finansowo – gospodarcze za 2011 rok. – Warszawa: Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych, 2012. 42 s.

Новый газопровод Восточная Сибирь – Тихий океан: проблемы и перспективы

© 2012. М.М. Шац, к.г.н., в.н.с.,

Институт мерзлотоведения им. П. И. Мельникова Сибирского отделения РАН,
e-mail: shatz@mpi.ysn.ru

Освещены актуальность создания новой магистральной газопроводной системы «Якутия–Хабаровск–Владивосток», сложная природная обстановка зоны влияния трубопровода. Охарактеризованы геоэкологические проблемы, свойственные всем стадиям освоения территории.

The article highlights the relevance of the new trunk gas pipeline system «Yakutia–Khabarovsk–Vladivostok», as well as challengeable natural environment of within the pipeline influence. Geoenvironmental problems inherent in all the phases of the territory development are presented.

Ключевые слова: магистральная газопроводная система, зоны влияния трубопровода, стадии освоения территории

Keywords: trunk gas pipeline system, the zone of the pipeline system influence, phases of territory development

Введение

В последнее время ОАО «Газпром» реализует несколько стратегических проектов, ориентированных на удовлетворение нужд российских и зарубежных потребителей, главным образом из стран Азиатско – Тихо-океанского региона. Среди этих проектов выделяются: освоение газовых ресурсов полуострова Ямал и арктического шельфа, Восточная газовая программа, строительство подводных газопроводов «Северный поток» и «Южный поток», газификация отдельных регионов.

Очевидно, что жителей Якутии, в первую очередь, интересует реализация Восточной газовой программы, а конкретно – создание Якутского центра газодобычи на базе Чаяндинского месторождения.

В общероссийском объёме природного газа доля всего востока страны (Красноярский край, Иркутская область, Якутия, Сахалин, Чукотка и пр.) не превышает 27%. Так что стратегия «Газпрома», одобренная руководством РФ, в полной мере совпадает с интересами субъектов Дальнего Востока и Восточной Сибири. Создание газопроводной системы привлечёт огромные инвестиции, квалифицированные кадры, появятся новые рабочие места, высокотехнологичные производства и так далее. Это пойдёт на пользу бюджету России и росту её геополитического влияния [1].

Состояние проблемы

Как известно, последние десятилетия в Якутии активно развиваются новые, ориентирован-

ные на использование углеводородов, отрасли. Среди составляющих основное богатство республики минерально-сырьевых ресурсов, задействованных в последние десятилетия, нефть и газ занимают одно из ведущих мест. Все открытые и разведанные к настоящему времени месторождения углеводородов находятся в западной и юго-западной частях Якутии – в бассейнах нижнего Вилюя и верхней Лены.

Согласно оценкам академика РАН А. Конторовича, начальные ресурсы нефти и газа по всем перспективным территориям Западной Якутии составляют в целом более 20 млрд т условных углеводородов, из которых к последнему времени к освоению подготовлено только около 10% ресурсов нефти и примерно 14% – природного газа [2].

В этой отрасли выделяется несколько направлений, связанных с собственно добычей углеводородов, их транспортировкой и переработкой, каждое из которых характеризуется своеобразным комплексом геотехнических проблем и геоэкологических последствий освоения.

В геологическом плане эти районы изучены сравнительно хорошо, но крайне неравномерно. С полным основанием здесь можно ожидать открытие новых нефтегазовых площадей. Весьма важным обстоятельством, определяющим актуальность отрасли, является их близость к местам с развитым промышленным производством с разветвлённой инфраструктурой.

Особо отметим, что разработка нефтяных, газоконденсатных и газовых месторождений вообще, а на севере – особенно, относится к числу экологоёмких производств. Отрицательное вли-

яние объектов добычи, транспортировки и переработки жидких и газообразных углеводородов на окружающую среду связано с загрязнением атмосферы, почвенно-растительного покрова, природных вод, с изменением инженерно-геологических, геокриологических и гидрогеологических условий. Часть этих последствий носят региональный характер [3 – 5].

В процессе разработки месторождений углеводородов, их переработки, нефтехимического синтеза в атмосферу поступают углеводороды низкокипящих фракций сырых нефтей; газы, растворённые ранее в нефти и попутных пластовых водах (сероводород, двуокись углерода, азот, метан, этан, пропан); газы перерабатывающих нефтехимических производств (сероводород, двуокись серы, окись углерода, окислы азота, отдельные алканы и ароматические углеводороды) [6, 7].

Загрязнение воздушной среды углеводородами происходит в результате их испарения при разливах нефти на земной и водной поверхностях, из резервуаров для хранения сырой нефти и нефтепродуктов при атмосферном давлении, при выбросах газа из скважин, дегазации сточных вод в открытой канализации и т. д.

Загрязнение поверхностных вод происходит за счёт сброса части промышленных сточных вод и поступления углеводородов с атмосферными осадками. Компоненты сточных вод поступают в водотоки при инфильтрации из накопителей.

Загрязнение грунтовых вод углеводородами довольно часто происходит в результате инфильтрации сырой нефти через зону аэрации при фонтанировании нефтяных скважин и аварийных прорывах нефтепродуктов.

Загрязнение водоносных горизонтов происходит, главным образом, за счёт утечек и инфильтрации буровых растворов, утечек сырой нефти, подтока минерализованных пластовых вод [6]. Кроме того, в них присутствуют хроматы, ванадаты, нефтепродукты и сырая нефть.

Все перечисленные виды преобразований природной среды при разработке месторождений углеводородов относятся к категории площадных и связаны с воздействием как на поверхностные геосистемы, так и на глубокие, до нескольких километров, горизонты горных пород. Несколько отличный характер геоэкологических последствий деятельности, ориентированной на транспортировку углеводородов. При их создании и эксплуатации основному воздействию подвергаются поверхностные компоненты природной среды в узкой, не более первых сотен метров, полосе трасс, а более глубокие горизонты горных пород длительное время остаются практически ненарушенными.

Игнорирование этих особенностей, недостаточное изучение последствий нарушения естественных процессов тепло-и массообмена в горных породах вызывают серьёзные осложнения при строительстве и эксплуатации линейных объектов нефтегазового комплекса – трубопроводов.

История проекта

О намерениях руководства «Газпрома» и «Транснефти» обсудить возможность прокладки газовой трубы вдоль трассы Восточная Сибирь – Тихий океан (ВСТО) заявил в середине прошлого десятилетия президент «Транснефти» С. Вайншток. Вице-президент «Транснефти» С. Григорьев рассказал «Ведомостям», что в начале 2005 года «Газпром» обращался в его компанию «с вопросом о возможности использования коридора ВСТО для газовой трубы».

Этот вариант логичен, отмечали специалисты, он удешевит оба проекта за счёт экономии на землеотводах, инфраструктуре. Но судьба новой трубы «Газпрома» могла определиться только после утверждения правительством Восточной газовой программы, включающей 15 вариантов развития месторождений региона.

В 2006 г. идею построить газопровод вдоль ВСТО поддержало правительство Якутии. По расчётам, на месторождениях республики можно в течение 50 лет ежегодно добывать не менее 35 млрд м³ газа. Учитывая запасы Ковыктинского месторождения и попутный газ нефтяных месторождений Восточной Сибири, мощность газопровода могла бы достичь 80 млрд м³ газа в год и иметь ответвление на Китай, а на побережье Тихого океана нужно построить завод по сжижению газа.

Кризисные явления последних лет в мировой экономике достаточно серьёзно ударили по объёмам добычи «Газпрома». Падение составило 16% – с 551 млрд м³ природного газа в 2008 г., до 464 млрд в 2009 г. На фоне снижения добычи в целом по отрасли в 12% – с 663 (2008 г.) до 584 млрд м³ (2009 г.), подобная тенденция выглядит особенно показательно. Высокое снижение добычи на 16% против 12% по отрасли, объясняется тем, что более половины поставок голубого топлива «Газпрома» ориентировано на внутренний рынок, а в России спад производства был значительнее, чем за рубежом, что негативно сказалось на потреблении энергоносителей [8].

Совещание по вопросам реализации «Генеральной схемы газоснабжения и газификации Республики Саха (Якутия)» и формирования Якутского центра газодобычи в рамках реализации Восточной газовой программы со-

стоялось в Якутске в 2010 г. Выступая на нём А. Миллер подчеркнул, что реализация Восточной газовой программы является стратегическим приоритетом в работе «Газпрома». Он особо отметил жёсткие сроки, поставленные государством, по вводу в эксплуатацию первоочередных объектов в Якутии: начало строительства газотранспортной системы «Якутия – Хабаровск – Владивосток» – 2012 год, начало добычи нефти на Чаяндинском месторождении – 2014 г., газа – 2016 год. Одновременно в 2016 году должны быть введены в эксплуатацию первоочередные мощности по газопереработке и газохимии. Их создание является важной составной частью эффективного освоения Чаяндинского месторождения, газ которого имеет сложный компонентный состав и, в том числе, содержит гелий.

А. Миллер отметил, что проектирование объектов добычи, транспортировки и переработки углеводородов должно быть ускорено, это необходимо для синхронизации с целым рядом инфраструктурных проектов на территории Якутии, которые будут реализованы с привлечением средств федерального бюджета. Сегодня в республике активно формируется новая энергоснабжающая, сетевая и транспортная инфраструктура, и закладываемые проектные решения должны быть оптимальными, учитывающими, в том числе, потребности газодобытчиков [8]. Принципиальным для эффективного развития Якутского центра газодобычи станет обеспечение оптимальной загрузки ГТС «Якутия – Хабаровск – Владивосток» – не менее 30 млрд м³ газа в год. Этого можно достичь только за счёт подключения всех газовых ресурсов региона, и «Газпром» подал в Федеральное агентство по недропользованию заявки на получение прав пользования недрами Среднетюнгского, Тас-Юряхского, Соболюх-Неджелинского и Верхневилучанского месторождений, включённых в фонд месторождений федерального значения [9, 10].

Характеристика природных условий трассы

Очевидно, что в настоящее время могут быть освещены природные условия только прилегающего к ВСТО и относительно неплохо изученного варианта трассы [5, 11–13]. Ранее были освещены [14] природные условия трассы и отмечено, что территории, на которые распространяется влияние трубопровода, отличаются сложными природными условиями. В первую очередь – это высокая сейсмичность и динамичность мерзлотной обстановки. Многолетнемерзлые поро-

ды (ММП) на большей части трассы имеют преимущественно массивно островное и островное, редко прерывистое по площади и сплошное по вертикали распространение. Их мощность колеблется от нескольких до 400 м и более, а среднегодовые температуры на подошве слоя их сезонных колебаний (8–12 м) изменяются в среднем от 0 до -4; -6 °С [12].

Геоэкологические и геотехнические условия проекта

Отдельные участки трассы существенно отличаются по особенностям прокладки трубы. Наиболее благоприятны в этом отношении участки с близким к поверхности залеганием пород коренной основы, серьёзно упрощающим условия строительства. Наиболее сложными являются участки развития каменных развалов – курумов (рис. 1, см. цветную вкладку), пучения (рис. 2, см. цветную вкладку), подземных льдов инъекционного и сегрегационного характера (рис. 3, см. цветную вкладку), термокарста и термоэрозии, где строителей могут ожидать значительные трудности технологического характера.

Также проблемным в геотехническом отношении элементом газопровода является его переход через одну из крупнейших рек страны – Лену. Учитывая опыт проектирования и строительства ВСТО, устойчивость конфигурации русла, его прямолинейность и форму поперечного сечения, а также ряд других факторов, за основу принят траншейный способ как наиболее апробированный в разных грунтовых условиях, имеющий самую отлаженную и регулируемую технологию строительства.

Избежать подобных проблем возможно лишь при условии систематического контроля как за состоянием трубы, так и вмещающих её пород, т. е. геотехнического и геоэкологического мониторингов, реализуемых на всех этапах: изыскательском, строительном и эксплуатационном. При этом на начальном, входящем в состав изысканий этапе основным видом работ должно стать комплексное изучение современного, т. е. близкого к естественному состоянию природной среды, в сочетании с прогнозом её возможных техногенных изменений.

На Чаяндинском месторождении, запасы газа в котором оцениваются в 1241 млрд м³, плюс 68,4 млн т нефти и конденсата, существует нефтяная «оторочка», которая, по условиям лицензионного соглашения, требует первоочередного освоения. При этом для обеспечения соблюдения коэффициента извлечения нефти необходимо поддерживать пластовое давление. Соответ-

ственно северный купол, содержащий порядка 26% запасов газа месторождения, будет законсервирован для разработки на 5–10 лет.

Проблемами Чаюдинского месторождения являются аномально низкое начальное пластовое давление и температура газа, которые обуславливают низкую продуктивность пластов и высокую вероятность гидратообразования в призабойных зонах, стволах скважин и даже в пласте при вводе месторождения в эксплуатацию [15].

Наличие гелия, наряду с преимуществами, создаёт проблему его реализации и хранения: для хранения необходимо создание ёмкостей в соляных пластах, утилизация водного рассола от размыва ёмкостей, также требуется организация транспорта газообразного концентрата. Но все эти проблемы вполне компенсируются экономической выгодой, т. к. содержание гелия в газе Чаюдинского месторождения составляет 0,58%, при себестоимости газа в 81,4 долл. за тыс. м³.

Перспективы проекта

Особое значение с геоэкономической точки зрения имеет конкретное пространственное расположение системы. С самого начала рассматривались два варианта маршрута газовой трубы. Первый, так называемый северный, вариант маршрута общей длиной 2965 км, в том числе 1312 км по территории Якутии, предполагал её размещение вдоль нефтепровода ВСТО. По этому варианту, от Чаюдинского нефтегазоконденсатного месторождения в Юго-Западной Якутии труба пойдёт на Ленск, затем в 15 км ниже по течению от Олекминска перейдёт через р. Лена, далее пройдёт Алдан, Чульман, Нерюнгри, Беркамит, Тынду, Сквородино и через Благовещенск подойдёт к Хабаровску.

Второй, «южный», вариант предполагал прокладку газовой трубы по иному маршруту – почти на 400 км западнее ВСТО. После Ленска предполагался переход через реку Лена в 5 км ниже от посёлка Инных, а затем – по неосвоенным районам до станции БАМа Ларба, далее – Пуркан, Сквородино, Благовещенск, Хабаровск. Протяжённость трассы при этом варианте составит 2738,4 км, в том числе 990 км по территории Якутии. Этот вариант был бы гораздо короче и, на первый взгляд, дешевле. Однако даже предварительные экономические расчёты показывают, что ситуация гораздо сложнее.

По плану реализации Восточной газовой программы, строительство её важнейшего компонента – Якутского центра газодобычи начнётся в 2012 году, а ещё через два года на Чаюдинском месторождении начнут опытно-промышленным

способом добывать нефть. До газа же очередь дойдёт в 2016 г., а одновременно должны быть введены в эксплуатацию первые очереди предприятий по газопереработке. Это особенно важно учитывая большие содержания ценного компонента – гелия. Итак, в 2016 г. якутский газ должен будет пойти по газотранспортной схеме на Дальний Восток и далее на экспорт. По имеющимся прогнозам, в итоге реализации Восточной газовой программы в 2016 году доходная часть бюджета республики от нефтегазовой отрасли в три раза превысит самые крупные на сегодня поступления от АЛРОСА. Помимо этого, «Газпром» обещает принять непосредственное участие в газификации республики и построить магистральные газопроводы, что будет отражено в специальной республиканской программе на 2012–2016 гг. Участие Газпрома в газификации республики позволит поднять её уровень до приемлемого: своими силами республика в состоянии провести газ только в ограниченное число поселений, а уровень газификации в Якутии на сегодня чуть больше 20%, при средних по России 62%. После начала промышленной добычи газа предполагается трёхкратный рост ВРП республики.

В конце февраля и начале марта, «северный» вариант газопровода был согласован с Иенгринским национальным наслегом, со старательскими артелями «Нирунган» и «Пламя», имеющими лицензии на золотоносные участки по пути газопровода в Нерюнгринском районе Якутии, и горно-металлургическим комбинатом «Тимир». При принятии решения были также учтены недостатки «южного» варианта: удалённость от транспортных коммуникаций, пересечение на участке длиной 69 км ресурсного резервата республиканского значения Саха Чаруода, находящегося под контролем Всемирного фонда дикой природы, сложный горный рельеф, а также высокая сейсмичность в районе посёлка Хани Нерюнгринского района.

На совещании по развитию ТЭК Восточной Сибири и Дальнего Востока было отмечено, что за последние годы была заложена фактически новая энергетическая база Восточной Сибири и Дальнего Востока [15]. Во многом это произошло за счёт ввода в эксплуатацию первой очереди трубопроводной системы «Восточная Сибирь – Тихий океан», благодаря запуску которой только в 2010 г. удалось нарастить экспорт нефти в страны АТР сразу на 45%. В общей сложности после завершения второго этапа строительства ВСТО в рамках проекта в регион будет инвестировано порядка 700 млрд рублей.

Продолжается активное освоение восточной нефтегазовой провинции, и в минувшем году

Россия впервые вышла на уровень добычи нефти в 505 млн. т в год, и прирост в основном достигнут благодаря вводу новых крупных месторождений Восточной Сибири, таких как Талаканское, Ванкорское, Верхнечонское. Обращено внимание на необходимость добычи не только сырой нефти или газа, но и создания серьёзных мощностей по их глубокой переработке, современной нефтегазовой и газохимической индустрии, в том числе инфраструктуры по производству и использованию газового моторного топлива [9].

Наиболее важным для Республики Саха (Якутия) стало решение проанализировать и определить оптимальные варианты развития газотранспортной системы в восточных регионах страны с увязкой газотранспортных маршрутов с существующей трассой ВСТО. Это может сыграть решающую роль в выборе маршрута магистрального газопровода «Якутск – Хабаровск – Владивосток». Напомним, что до сегодняшнего дня позиции руководства республики и ОАО «Газпром» относительно этого вопроса не совсем совпадали. Как прокомментировал итоги прошедшего совещания президент Якутии Е. Борисов, во всех прозвучавших выступлениях позиция Республики Саха (Якутия) подчёркивалась и поддерживалась. В самое ближайшее время в Якутии будет реализован и уже реализуется целый ряд проектов, укладываемых в стратегию развития ТЭК Восточной Сибири и Дальнего Востока [12].

Заключение

Реализация столь значимого для республики и в целом для страны проекта должна базироваться на ряде особых, специально разработанных и адаптированных к местным условиям технических решений. Существенно упрощает ситуацию факт, что значительная часть этих решений была подготовлена проектировщиками в тесном взаимодействии с ведущими научно-исследовательскими центрами Сибири и Дальнего Востока ещё при создании нефтепровода.

Суть проводимой государством политики состоит в создании в восточных регионах страны новых топливно-энергетических баз, которые будут способствовать повышению энергетической безопасности России, восстановлению и усилению нарушенных топливно-энергетических связей между регионами, решению многих принципиально важных задач федерального, межрегионального и регионального уровней. Создание на востоке России и в Северо-Восточной Азии развитой энергетической инфраструктуры в виде межгосударственных газо- и нефтепроводов, ЛЭП должна

снизить стоимость энергоносителей, повысить надёжность энерго- и топливоснабжения как потребителей восточной части Российской Федерации, так и зарубежных стран АТР. К числу одного из важнейших условий всех упомянутых преобразований и относится создание новой мощной газопроводной системы – газового ВСТО.

Литература

1. Электронный ресурс. <http://www.finam.ru/analysis/newsitem47A3A/>
2. Электронный ресурс. http://inforotor.ru/id/persons/Viktor_Timoshilov?t_blank.
3. Макаров В.Н., Шац М.М. Геоэкологический мониторинг районов добычи и транспортировки углеводородов Якутии // Мониторинг криосферы: Материалы международной конференции. Пушино. 1999. С. 185–189.
4. Макаров В.Н., Шац М.М. Масштабные изменения среды Якутии, связанные с промышленной деятельностью // Наука и образование. 2001. Якутск. № 1. С. 109–114.
5. Шац М.М. Геоэкологические проблемы нефтегазовой отрасли Якутии // Промышленная безопасность и экология. 2009. Пермь. № 10 (43). С. 36–42.
6. Макаров В.Н. Геохимические поля в криолитозоне. Якутск: Изд-во Института мерзлотоведения СО РАН, 1998. 98 с.
7. Макаров В.Н., Шац М.М., Слепцов А.Н. Геоэкологические условия территории нефтяного комплекса Талакан-Витим // Наука и образование. 1998. Якутск. № 2. С. 100–106.
8. Электронный ресурс. <http://vestiregion.ru/2010/03/12/prezident-yakutii-i-glava-gazproma-podpisali-gensxemu-gazifikacii-respubliki/>.
9. Электронный ресурс. «<http://www.egorborisov.ru/analytics/9/1229-dfo.html>»).
10. Электронный ресурс. «http://inforotor.ru/id/persons/Vjacheslav_Shtyrov?t_blank».
11. Фотиев С.М. Подземные воды и мерзлые породы Южно-Якутского угленосного бассейна. М.: «Наука», 1965. 127 с.
12. Железняк М.Н., Дорофеев И.В., Сериков С.И. и др. Инженерно-геокриологические условия трассы нефтепровода ВСТО на участке Алдан-Тында // Научное сопровождение мегапроектов РС(Я). Якутск: «Дани Алмас», 2009. С. 61–67.
13. Железняк М.Н. Геотемпературное поле и криолитозона юго-востока Сибирской платформы. Новосибирск: Наука, 2005. 227 с.
14. Шац М.М. ВСТО: проблемы реальные и мнимые // Трубопроводный транспорт: теория и практика. 2011. № 2. С. 32–37.
15. Электронный ресурс. «<http://vestiregion.ru/2010/03/12/prezident-yakutii-i-glava-gazproma-podpisali-gensxemu-gazifikacii-respubliki/>»

VI ВСЕРОССИЙСКАЯ МИКОЛОГИЧЕСКАЯ ШКОЛА «МИЦЕЛИАЛЬНЫЙ ОБРАЗ ЖИЗНИ И ЭКОЛОГО-ТРОФИЧЕСКИЕ ГРУППЫ ГРИБОВ»

В конце июля 2012 года на Звенигородской биологической станции им. С. Н. Скадовского биологического факультета МГУ состоялась VI Всероссийская микологическая школа-конференция с международным участием «Мицелиальный образ жизни и эколого-трофические группы грибов». На школу приехало более 80 слушателей из 28 городов России, Украины и Беларуси.

В работе школы приняли участие ведущие учёные-микологи Московского, Санкт-Петербургского, Ярославского и Хельсинского университетов, ботанического института им. В. Л. Комарова, института биохимии им. А. Н. Баха, Всероссийского института защиты растений, института ботаники им. Н. Г. Холодного (Украина). Вниманию слушателей школы были представлены лекции, касающиеся различных аспектов микологии – таксономии, морфологии, цитологии, физиологии и экологии грибов.

В день приезда все участники были поселены в комфортабельные студенческие общежития, а после ужина заведующим Звенигородской биостанцией д.б.н. В. М. Гавриловым была прочитана лекция на тему: «История Звенигородской биостанции и её основатели». Звенигородская биологическая станция – замечательный уголок Подмосковья с богатой флорой и фауной, с разнообразным растительным покровом (леса, луга, болота и т. д.), с хорошо сохранившейся природой. Здесь на протяжении более полувека проходят летнюю практику многие поколения студентов-биологов МГУ, работали здесь и многие видные учёные-биологи.

История Звенигородской биостанции началась в 1908 году, когда студент физико-математического факультета Московского университета, а впоследствии – профессор С. Н. Скадовский на собственные средства построил на территории Верхних дач лабораторное здание для изучения пресноводных организмов в их естественных условиях. До 1918 г. станция существовала как частное исследовательское учреждение, а затем была передана Институту экспериментальной биологии, который в то время возглавлял Н. К. Кольцов. С 1918 по 1933 г. станция служила полевой базой для научных работ сотрудников института. Принимали участие в работах на Звенигородской гидрофизиологической станции и сотрудники института зоологии МГУ, в состав которого в 1934 году вошла биостанция. С этого момента существенно расширились задачи станции. Здесь сразу же начали работать молодые учёные, аспиранты и студенты МГУ, а в 1936 году впервые была проведена учебная практика студентов-зоологов.

В настоящее время биостанция сохраняет свой статус основной полевой базы биологического факультета. Ежегодно проходят учебную практику около 200 студентов 1 и 2 курсов, которые, независимо от их будущей специализации, знакомятся здесь с «общебиологическими» дисциплинами – зоологией, ботаникой, экологией.

Звенигородская биостанция является также базой для широкого спектра научных исследований, связанных с изучением различных закономерностей существования естественных экосистем. Кафедра микологии и альгологии разрабатывает на биостанции темы «Изучение видового состава, географического распространения грибов, водорослей и лишайников, их места и роли в структурно-функциональной организации биогеоценозов, путей их рационального использования и охраны», «Закономерности функционирования микобиоты в биогеоценозах, её биотические связи, роль в обеспечении стабильности сообществ и механизмы адаптации к антропогенной трансформации среды».

Школа-конференция начала свою работу с пленарной лекции профессора Ю. Т. Дьякова «Мицелиальный образ жизни грибов и роль мицелия в освоении суши». Автор изложил современные взгляды на мицелиальный образ жизни грибов как форму адаптации к условиям обитания и его роль в освоении суши растениями. В водной среде, где обитали древнейшие грибы – хитридиомицеты, мицелиальная структура тела не давала особых преимуществ перед иными типами строения. Преимущества мицелиальной организации проявились только при переходе на сушу и существовании в твёрдых субстратах, таких как почва или тела растений. По современным представлениям, для перехода от водного к воздушному образу жизни древние грибы должны были пережить четыре араморфоза, а именно: 1) потерять жгутики; 2) приобрести мицелиальный тип строения; 3) в мицелии должны образоваться септы; 4) на поверхности гиф должны появиться белки-гидрофобины. Особый интерес вызвало обсуждение различных сценариев освоения грибами суши. В настоящее время считается, что при выходе на сушу грибы уже должны были быть первичными паразитами других организмов (например, сапролегниевые грибы), или стать их симбионтами (лишайники).

Ряд лекций был посвящён распространению и роли грибов в наземных и водных экосистемах. Роль грибов в биогеохимических циклах Земли осветил зав. кафедрой микологии и альгологии МГУ профессор А. В. Кураков, аспекты видового разнообра-

зия и распространения грибов в континентальных водах – профессор Л. В. Воронин.

О новом направлении микологической науки – геомикологии рассказал д.б.н. Д. Ю. Власов. Его исследования посвящены вопросам адаптивной эволюции грибов и выявлению механизмов колонизации природных и антропогенных субстратов. Каменистые субстраты – наиболее труднодоступные местообитания для гетеротрофных организмов, однако грибы вызывают разрушение горных пород и участвуют в процессах почвообразования. Грибы могут разрушать строительный камень, а также памятники культуры. Как оказалось, грибные микродеструкторы камня являются, кроме того, условными патогенами человека и животных. К числу признаков, позволяющих грибам колонизировать камни, относятся способность к адгезии, ксеро- и термотолерантность, экономичный метаболизм, устойчивость к голоданию и др. Все эти признаки – экологические адаптации литобионтных грибов и характерны не только для микродеструкторов архитектурных сооружений и памятников культуры, но и для грибов, обнаруженных на каменистых субстратах Арктики и Антарктики. Лекция Д. Ю. Власова хорошо иллюстрирована световыми и электронными микрофотографиями литобионтных грибных сообществ.

Вечернее заседание школы открыл зав. кафедрой биологии почв МГУ профессор И. Ю. Чернов. В лекции «Дрожжевые грибы: эволюция и экология» И. Ю. Чернов изложил современные взгляды на биологию этих интересных и важных для промышленности организмов. Рассмотрев историю формирования представлений о дрожжевых организмах и современные данные молекулярной систематики, автор указывает, что «дрожжи» это не таксономическая категория, как считали ранее, а экологическая, поскольку дрожжевая стадия может обнаруживаться у различных грибов микромицетов, аскомицетов и базидиомицетов. Одноклеточная, не мицелиальная морфология, характерная для дрожжевых грибов, обусловлена их экологической нишей – субстратами с высоким содержанием сахара. Эта морфология позволяет дрожжам эффективно противостоять высокому осмотическому давлению.

На вечернем заседании школы были также представлены лекции по цитологическим аспектам грибов. Очень интересной была лекция к.б.н. И. В. Змитровича «Феноменология мицелия», в которой рассматривались процессы роста и дифференцировки мицелия, механизмы формирования грибами колоний и плодовых тел. Не менее интересными были лекции О. В. Камзолкина «Цитология и клеточная биология роста грибов», Т. А. Белозерской «Межклеточная коммуникация у грибов», И. Д. Инсарова «Структурные особенности мицелия лихенизированных грибов».

После ужина состоялся круглый стол, посвященный вопросам молекулярной систематики грибов. Зам. директора по научной работе Ботанического института РАН им. В. Л. Комарова (г. Санкт-Петербург), заведующий лабораторией систематики и географии грибов, д.б.н. А. Е. Коваленко изложил современную ситуацию, сложившуюся в мировой систематике грибов в связи с использованием новых молекулярно-генетических методов. В филогенетических деревьях, построенных на основе данных сравнения ITS последовательностей ДНК, кодирующих рибосомальные РНК, родственными становятся таксоны грибов, которые на основании признаков, используемых в старых системах, были разнесены в совершенно неродственные таксоны. Другими словами, морфологически совершенно различные грибы оказались близкими родственниками и наоборот. Например, *Entoloma nitidum*, имеющая пластинчатый гименофор и относящаяся к семейству Agaricales, на основании данных анализа ITS последовательностей ДНК должна быть помещена в один таксон с поберёзовиком *Leccinum snellii*, имеющим трубчатый гименофор (сем. Boletales). В связи с ситуацией, сложившейся в современной систематике грибов, для обсуждения за круглым столом автором были поставлены следующие вопросы: 1) стоит ли доверять геносистематике, 2) как писать определители грибов, 3) для каких таксономических рангов можно использовать методы геносистематики, 4) надо ли сохранять для удобства пользователей старые классификации, 5) что такое «вид» с точки зрения геносистематики? При их обсуждении разгорелась бурная дискуссия, но участники сошлись только во мнении, что пока следует пользоваться старой классификацией и ждать новостей от Международного комитета по систематике грибов.

Третий день работы школы-конференции также был полностью лекционным. Особое внимание слушателей привлекли лекции, посвященные экологическим аспектам грибов в природных сообществах: «Грибы в микоризных симбиозах» Е. Ю. Ворониной, «Циркадные ритмы грибов» А. В. Шнырева, «Микроморфология грибов как инструмент в таксономии микромицетов» Т. В. Андриановой, «Почвообитающие грибы в лесных экосистемах умеренных и тропических лесов» А. В. Александровой, «Мицелиальные грибы в почве: гифосфера как среда обитания» И. И. Сидоровой.

Следующий день работы был экскурсионным. Участникам школы предстояло ознакомиться с микобиотой в окрестности Звенигородской биостанции и собрать образцы ксилотрофных, микоризообразующих, сапротрофных и фитопатогенных видов грибов. Для этого они разбились на группы и отправились по четырём разным маршрутам. Наиболее длинным (4,5 км) был экскурсионный маршрут

на верховое болото «Сима» Шарাপовского лесничества. Весь маршрут проходил по лесному массиву, и экскурсанты имели возможность собирать микологический материал на протяжении всего маршрута. В лесном массиве, по которому проходил маршрут, наряду с обычной грибной флорой были отмечены редкие «краснокнижные» грибы, такие как грифола зонтичная (гриб-баран), спарассис курчавый (грибная капуста), диктиофора сдвоенная (сетконоска), осиновик белый, паутинник лазоревый. Интересно, что данный вид паутинника и сетконоска обнаружены в пределах Московского региона только здесь, но вряд ли это объясняется ещё чем-то, кроме особой изученности района Звенигородской биостанции.

Верховое болото «Сима» представляет собой часть озёрно-болотного комплекса, образовавшегося на месте торфоразработок в пределах бывшего водораздельного торфяника. Есть два-три участка с открытой водой. Берега водоёмов покрыты сфагновой сплавиной, обильно усеянной росянкой. Имеются почти все характерные виды травянистых растений олиготрофного комплекса. Грибной компонент болотного биоценоза широко представлен грибами рода *Galerina*. Галерины являются сапротрофами и разлагают сфагнум уже на следующий год после его отмирания.

По возвращении на биостанцию была организована выставка собранных во время экскурсий грибов. Выяснилось, что на территории станции были найдены два редких вида. Это энтолома горшечная (*Entoloma chytrophilum*) и кордицепс военный

(*Cordyceps militaris*). Также были обнаружены интересные экземпляры весёлки обыкновенной, бокальчика полосатого, различные представители трютовых грибов.

На пятый день работы школы вниманию слушателей были представлены лекции «Вегетативная несовместимость грибов и её роль в экологии и эволюции» (д.б.н. Ю. Т. Дьяков), «Развитие мицелия эндифитных грибов в растениях» (к.б.н. Е. Ю. Благовещенская), «Грибы-возбудители микозов беспозвоночных: структурные и функциональные особенности в паразитарную и непаразитарную фазы развития» (к.б.н. Б. А. Борисов).

В заключительный день работы школы состоялась экскурсия в г. Звенигород с посещением Саввино-Сторожевского монастыря. Вторая половина дня была посвящена проведению фотоконкурса, награждению победителей и обсуждению итогов работы школы.

В заключение хочется поблагодарить организационный комитет школы-конференции и руководство Звенигородской биологической станции МГУ за интересное и познавательное научное мероприятие, а также за его прекрасную организацию. Хотелось бы надеяться, что традиция проведения подобных школ-конференций будет продолжена и в дальнейшем.

*А. А. Широких,
д.б.н., в.н.с. лаборатории биотехнологии растений и микроорганизмов ГНУ НИИСХ
Северо-Востока Россельхозакадемии*

VI СЪЕЗД ОБЩЕСТВА ПОЧВОВЕДОВ ИМ. В. В. ДОКУЧАЕВА «ЗНАНИЯ О ПОЧВЕ – РАЗВИТИЮ СТРАНЫ»

Под таким девизом с 13 по 18 августа 2012 года в г. Петрозаводске на базе Института леса и Института биологии Карельского научного центра РАН при участии Петрозаводского государственного университета и Карельской государственной педагогической академии проходил VI съезд Общества почвоведов им. В. В. Докучаева. В рамках работы съезда проводилась и Всероссийская с международным участием научная конференция «Почвы России: современное состояние, перспективы изучения и использования» и Всероссийская молодежная конференция.

В работе съезда принимала участие делегация от Кировского отделения Общества почвоведов, состоящая из 5 человек: председатель отделения – д.с.-х.н., профессор И. Я. Копысов, д.с.-х.н. Л. Н. Шихова, к.б.н. Л. В. Кондакова, к.б.н. Е. В. Дабах, магистрант Е. С. Гонина.

Перед началом работы съезда были организованы научные экскурсии. Автору этих строк посчастливилось принять участие в трёхдневном туре «Жемчужина Русского Севера – Соловецкие острова». Мы познакомились с достопримечательностями островов, побывали в монастыре, в скитах, в ботаническом саду. Нам показали два почвенных разреза – подзол иллювиально-железистый на Секирной горе и агроторфяно-подзол глеевый в ботаническом саду. Само по себе существование ботанического сада на островах в Белом море – парадокс, а наличие розария в нём – подвиг сотрудников этого научного учреждения.

12 августа проводилось заседание Центрального Совета Общества, оргкомитета съезда, руководителей симпозиумов, секций и круглых столов. Для нас это был день отдыха, и организаторы предложили нам съездить на экскурсию на Вала-

ам. Остров находится на Ладожском озере, у причалов стоят многопалубные круизные лайнеры. Более яркие краски, обилие сувенирных лавок, толпы туристов отличают его от суровых Соловков. К вечеру мы вернулись в Петрозаводск.

Столица Карелии расположена на берегах Онежского озера. Петрозаводск просторный, но в то же время очень уютный город. Темное время суток начинается на севере гораздо позднее – ближе к полуночи, в сумерках можно погулять по городу, отдохнуть в кафе. Люди – спокойные, уравновешенные, доброжелательные.

13 августа в помещении Музыкального театра Республики Карелия Президент Общества почвоведов им. В. В. Докучаева чл.-корр. РАН С. А. Шоба открыл VI съезд. Пленарный доклад о роли научных обществ в истории и современном развитии почвоведения сделал всеми уважаемый и любимый почётный член Общества, академик РАН Глеб Всеволодович Добровольский.

Все пленарные доклады отличались актуальностью тем и обстоятельностью обсуждения рассматриваемых в них вопросов. Например, в докладе академика РАСХН В. И. Кирюшина «Проблемы агрономического почвоведения и задачи земельной службы» были освещены многие наболевшие вопросы, касающиеся состояния природных ресурсов, оценки земель, классификации новых почвенных образований и др.

Заслуженный деятель науки, лауреат Государственной премии России, заслуженный профессор МГУ Ф. Р. Зайдельман на пленарном заседании сделал доклад на очень актуальную тему «Защита торфяных почв и лесов от деградации и уничтожения при пожарах». Автор указал на возможные причины участившихся пожаров в лесах и на торфяниках, предложил способы защиты осушаемых почв и мероприятия по рекультивации пирогенных образований.

Тематика докладов, заслушанных на 9 симпозиумах, охватывала многие направления современного почвоведения. В рамках симпозиума «Почвообразовательные и почвенно-экологические процессы в экстремальных условиях» были заслушаны и обсуждены доклады, посвящённые почвам Антарктиды, почвам, формирующимся на техногенных отложениях Северо-востока России и в криоаридных котловинах Горного Алтая, рассматривались проблемы классификации таких специфических почв.

Автором этих строк вниманию слушателей был предложен доклад на тему «Почвообразование на

техногенных илах озера Просного». Формирование гипсовых кор и почв на карбонатно-гипсовых отложениях не характерно для ландшафтов гумидных областей. Однако, в техногенных ландшафтах, сформировавшихся в районе химических предприятий г. Кирово-Чепецка Кировской области, этот процесс происходит. Приятно отметить, что доклад вызвал интерес у присутствующих.

15 августа проводились заседания секций. На объединённой секции по химии и химическому загрязнению почв были заслушаны доклады, касающиеся нормирования соединений тяжелых металлов (ТМ) в почвах, а также посвященные мероприятиям по предотвращению загрязнения и рекультивации почв и другие. В докладе д.б.н. Д. Л. Пинского были обозначены основные направления совершенствования системы ПДК ТМ в почвах, такие как поиск организмов-индикаторов воздействия ТМ на почву, установление зависимости токсического эффекта при разных уровнях загрязнения от свойств почв, расчет активных форм в общем содержании ТМ и их влияние на индикаторные организмы. С интересным докладом, посвященным поглощению ТМ почвами таёжно-лесной зоны, выступила д.б.н., профессор Г. В. Мотузова. Особенности распространения элементов в почвах населённых пунктов были отмечены в докладе д.г.-м.н. В. А. Алексеенко. В целом работа этой объединённой секции была очень плодотворной и интересной. Хотелось бы отметить, что и на пленарном заседании и на секциях очень много внимания уделялось экологическим проблемам.

К сожалению, одновременное проведение секционных заседаний на таких крупных форумах даёт возможность участвовать только в работе одной-двух секций. По отзывам коллег, весьма продуктивной была работа и других секций.

Во время проведения съезда была организована почвенная экскурсия на остров Кижи, где мы познакомились и с уникальными шедеврами древнего зодчества, и с оригинальными почвами, сформировавшимися на шунгитовых сланцах.

У всех членов нашей делегации осталось хорошее впечатление о съезде. Хотелось бы выразить благодарность всем, кто участвовал в его организации и выступал с докладами.

*Е. В. Дабах, к.б.н., доцент
Вятской государственной
сельскохозяйственной академии*

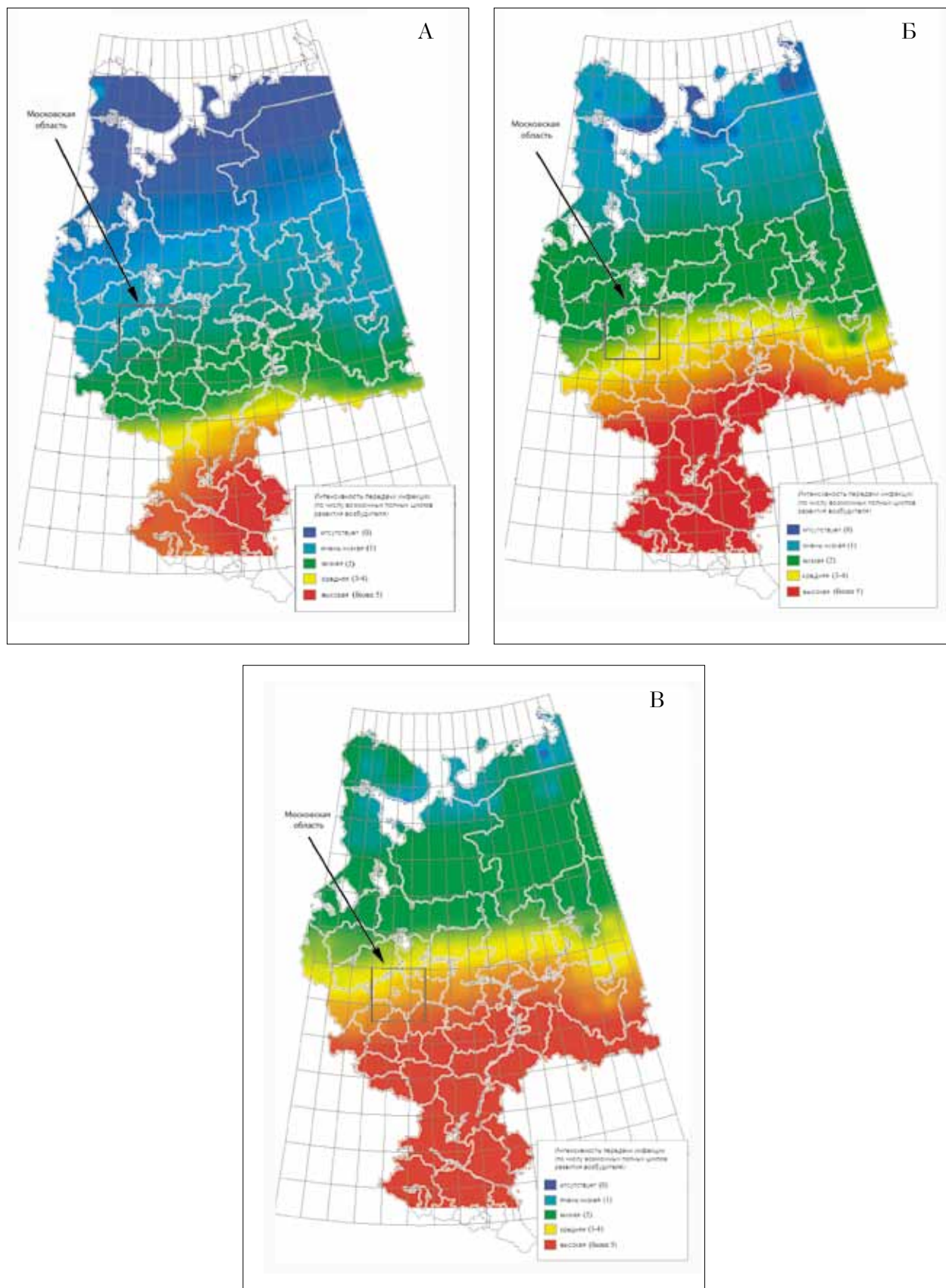


Рис. 1 Интенсивность передачи малярии
А) 1961–1989 гг.; Б) 2046–2065 гг.; В) 2089–2100 гг.



Рис. 1. Каменные «моря» – курумы по трассе трубопровода. Фото С. И.Серикова



Рис. 2. Бугор пучения на трассе. Фото И.В.Дорофеева.



Рис. 3. Подземные льды на трассе. Фото Л. А.Гагарина