

Теоретическая и прикладная ЭКОЛОГИЯ

№ 2, 2010

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 Российской академии государственной службы при Президенте РФ, лауреат Государственной премии РФ

Зам. главного редактора

А.И. Таскаев, к.б.н., зам. председателя Президиума Коми НЦ УрО РАН, директор Института биологии Коми НЦ УрО РАН

Зам. главного редактора

И.Г. Широких, д.б.н., зав. лабораторией генетики ГУ Зональный научно-исследовательский институт сельского хозяйства Северо-Востока им. Н.В. Рудницкого РАСХН

Ответственный секретарь

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

Журнал издаётся при поддержке Министерства промышленности и торговли РФ, ФГУ Государственный научно-исследовательский институт промышленной экологии в рамках ФЦП «Уничтожение запасов химического оружия в РФ»

Издание зарегистрировано Федеральной службой по надзору в сфере массовых коммуникаций, связи и охраны культурного наследия
Свидетельство о регистрации ПФ № ФС 77-29059

Подписной индекс 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-Кратков» 610000, г. Киров, Динамовский проезд, д. 4, оф. 3
Тел./факс (8332) 32-28-39. E-mail: okrat@okrat.ru

Оригинал-макет, дизайн – Татьяна Коршунова, Денис Бельский
Фото на обложке – Татьяна Коршунова
Перевод – Ирина Кондакова
Выпускающий редактор – Мария Зелаева
Главный редактор издательства «О-Кратков» Евгений Дрогов

Подписано в печать 20.06.2010. Формат 60x84¹/₂. Печать офс. Бумага офс. Усл.п.л. 12,5. Тираж 1150 экз. Заказ № 1984.

Отпечатано в полном соответствии с качеством предоставленных материалов в ООО «Кировская областная типография» 610000, г. Киров, Динамовский проезд, 4

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.Н. Чупис

д.ф.-м.н., директор ФГУ Государственный научно-исследовательский институт промышленной экологии

В.Г. Ильницкий

к.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», президент РЭК

Г.А. Баталова

д.с.-х.н., член-корреспондент Россельхозакадемии, ГУ Зональный научно-исследовательский институт сельского хозяйства Северо-Востока им. Н.В. Рудницкого

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 директора ФГУ 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

Г.Г. Кузяхметов

д.б.н., профессор Башкирского государственного университета

В.И. Курилов

д.ю.н., профессор, ректор Дальневосточного государственного университета

В.З. Латыпова

д.х.н., член-корреспондент Академии наук Республики Татарстан, профессор Казанского государственного университета им. В.И. Ульянова-Ленина

В.Н. Летов

д.м.н., профессор Российской медицинской академии последипломного образования

Ли Юй

Министерства здравоохранения России профессор, директор Института микологии Цилиньского аграрного университета, иностранный член Россельхозакадемии (КНР)

В.А. Малинников

д.т.н., профессор, ректор Московского государственного университета геодезии и картографии

А.Г. Назаров

д.б.н., профессор, заместитель председателя Общественного Совета «Росатома», директор экологического центра ИИЕТ РАН

Ю.Г. Пузаченко

д.г.н., профессор Института проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова

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 ГУ Зональный научно-исследовательский институт сельского хозяйства Северо-Востока им. Н.В. Рудницкого

В.И. Теличенко

д.т.н., профессор Академии РААСН, ректор Московского государственного строительного университета

Т.А. Трифонова

д.б.н., профессор Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова

А.И. Фокин

депутат Государственной думы, зам. председателя комитета Государственной думы по природным ресурсам, природопользованию и экологии

В.Т. Юнглод

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

Т.Я. Ашихмина, А.В. Колупаев, А.А. Широких
Биотрансформация пестицидов в наземных экосистемах
(обзор литературы) 4

МЕТОДЫ
ИССЛЕДОВАНИЙ.
МОДЕЛИ
И ПРОГНОЗЫ

И.В. Галушкин, Е.Ю. Галушкина Моделирование
селевого потока при сходе ледника Колка в 2002 году 13

ХИМИЯ
ПРИРОДНЫХ СРЕД
И ОБЪЕКТОВ

Р.В. Галиулин, Р.А. Галиуллина, Б.И. Кочуров
Ферментативная диагностика загрязнения почв
и донных отложений тяжёлыми металлами 17

ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ
РИСК
И ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ
БЕЗОПАСНОСТЬ

*А.Д. Зорин, Е.Н. Каратаев, В.Ф. Занозина,
С.М. Швецов, М.Л. Маркова, Н.М. Горячева, А.В. Катывшев,
В.М. Корнев, А.А. Никонов, И.В. Цариковский*
Технология утилизации строительных материалов
корпусов бывшего производства люизита 21

МОНИТОРИНГ
АНТРОПОГЕННО
НАРУШЕННЫХ
ТЕРРИТОРИЙ

З.К. Амирова, Э.А. Круглов, И.Я. Шахтамуров Применение
метода пассивного пробоотбора для мониторинга
стойких органических загрязнителей в районах
уничтожения химического оружия и военных действий 31
Ю.И. Мамаева, Т.Я. Ашихмина Изучение воздействия
объекта хранения и уничтожения химического оружия
«Марадыковский» Кировской области на природные воды
в районе санитарно-защитной зоны и зоны защитных
мероприятий 36

ЭКОТОКСИКОЛОГИЯ

С.А. Мальцева Влияние арсенита натрия, нитрата ртути
и их смеси на *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg
и *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Vreb 45

АГРОЭКОЛОГИЯ

Л.В. Кондакова Альгологический мониторинг пахотных
дерново-подзолистых оглеённых почв в оценке
эффективности агромелиоративных мероприятий 50
Д.Р. Кутлубердина, Р.М. Хайруллин Испытание
эндوفитного штамма *Bacillus subtilis* 11 РН
против фузариоза колоса яровой пшеницы 58

СОЦИАЛЬНАЯ
ЭКОЛОГИЯ

И.В. Коньшев, А.Г. Назаров Эволюция представлений
о восстановлении земель. Часть I. Древний мир 65
G. Georgiev, M. Vasileva Natura 2000
and tourism development 72

РЕГИОНАЛЬНАЯ
ЭКОЛОГИЯ

М.М. Шац Особенности оценки условий проживания
на Российском Севере (природно-социальные аспекты) 76

ПОПУЛЯЦИОННАЯ
ЭКОЛОГИЯ

А.Б. Захаров, А.И. Таскаев Проблемы сохранения
и восстановления водных биологических ресурсов рек
Центрального Тимана 83
Э.А. Снегин Анализ жизнеспособности популяций
особо охраняемых видов на примере *Helix pomatia* L.
(Mollusca, Gastropoda, Pulmonata) 91

ХРОНИКА

Научно-практическая конференция
«Современная радиоэкологическая обстановка в Кировской
области. Объектный мониторинг состояния недр и его роль
в решении практических задач Госкорпорации «Росатом»
по реабилитации радиационно опасных объектов
ФГУП «РосРАО» 97

2

КРИТИКА
И БИБЛИОГРАФИЯ

Лекарственные грибы в традиционной
китайской медицине и современных биотехнологиях 99

CONTENTS

THEORETICAL PROBLEMS of ECOLOGY	<i>T.Ya. Ashikhmina, A.V. Kolupayev, A.A. Shirokikh</i> Pesticides' Biotransformation in Ground Ecosystems (book review) 4
METHODOLOGY And METHODS of RESEARCH. MODELS And FORECASTS	<i>I.V. Galushkin, E.Yu. Galushkina</i> Modelling Mudflow at Kolka Glacier Avalanching in 2002 13
CHEMISTRY of NATURAL ENVIRONMENT And OBJECTS	<i>R.V. Galiulin, R.A. Galiulina, B.I. Kochurov</i> Enzymatic Diagnostics of Pollution of Soil and Bottom Sediment with Heavy Metals 17
ECOLOGICAL RISK And ECOLOGICAL SAFETY	<i>A.D. Zorin, E.N. Karatayev, V.F. Zanozina, S.M. Shvetsov, M.L. Markova, N.M. Goryacheva, A.V. Katishev, V.M. Kornev, A.A. Nikonov, I.V. Tsarikovskii</i> Technology of Utilizing Construction Materials of the Buildings of Lewisite Production Factory 21
MONITORING of ANTHROPOGENICALLY DAMAGED TERRITORIES	<i>Z.R. Amirova, E.A. Kruglov, I.Ya. Shakhtamirov</i> Method of Passive Sampling for the Purpose of Monitoring Persistent Organic Pollutants in the Areas of Chemical Weapon Decommission and Military Operations 31 <i>Yu.I. Mamayeva, T.Ya. Ashikhmina</i> Influence of the Chemical Weapon Storage and Decommission Plant «Maradikovskiy» in Kirov region on Natural Water Within the Sanitary Zone and the Protection Zone 36
ECOTOXICOLOGY	<i>S.A. Maltseva</i> The Influence of Sodium Arsenite, Mercuric Nitrate and their Mixture on <i>Ceriodaphnia affinis</i> Lilljeborg and <i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turp.) Breb 45
AGRICULTURAL ECOLOGY	<i>L.V. Kondakova</i> Algological Monitoring of Plough Sod-podzol Gleyified Soils in Estimating the Effect of Agro-reclamation Measures 50 <i>D.R. Kutluberdina, R.M. Khairullin</i> A Test of Endophytic <i>Bacillus subtilis</i> 11PH Strain Against Spring Wheat Head Blight 58
SOCIAL ECOLOGY	<i>I.V. Konishev, A.G. Nazarov</i> Evolution of Ideas of Soil Reconstruction. Part I. Ancient Time 65 <i>G. Georgiev, M. Vasileva</i> Natura 2000 and Tourism Development 72
REGIONAL ECOLOGY	<i>M.M. Schatz</i> Peculiarities of Living Conditions Estimation in the Extreme North of Russia (natural-social aspects) 76
ECOLOGY of POPULATIONS	<i>A.B. Zakharov, A.I. Taskayev</i> The Problems of Preserving and Reconstructing Water Biological Resources of the Rivers of Central Timan 83 <i>E. A. Snegin</i> The Analysis of Viability of the Populations of Specially Protected Species by the Example of <i>Helix pomatia</i> L. (<i>Mollusca, Gastropoda, Pulmonata</i>) 91
CHRONICLE	Scientific-practical Conference «Contemporary radio-ecological state in Kirov region. Objective monitoring of the Earth's interior and its role in solving practical tasks of the State corporation «Rosatom» on radio-hazard objects of the FSUE «RosRAO» 97
BIBLIOGRAPHY	Medicinal Fungi in Traditional Chinese Medicine and Contemporary Biotechnologies 99

**Биотрансформация пестицидов в наземных экосистемах
(обзор литературы)**© 2010. Т. Я. Ашихмина¹, д.т.н., зав. лабораторией,А. В. Колупаев¹, аспирант, А. А. Широких^{1,2}, д.б.н., в.н.с.,¹Лаборатория биомониторинга Института биологии Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ,²ГУ Зональный НИИ сельского хозяйства Северо-Востока

В статье приведен анализ литературы по биотрансформации пестицидов в почвенных экосистемах. Показано, что главными стратегиями микробной деградации данных ксенобиотиков являются минерализация и кометаболизм. Подробно рассмотрены группы специфических ферментов и биохимические механизмы, вовлекаемые в деградацию пестицидов.

The article presents a review on pesticides' biotransformation in soil ecosystems. It is demonstrated that the main strategies of microbe degradation of these xenobiotics are mineralization and co-metabolism. Groups of specific enzymes and biochemical mechanisms involved in pesticides' degradation are examined.

Ключевые слова: пестициды, трансформация, детоксикация, кометаболизм

Key words: pesticides, transformation, detoxicity, cometabolism

Пестициды – химические препараты, которые применяются для регуляции численности или борьбы с нежелательными организмами и имеют широкое применение в хозяйственной деятельности: используются в качестве средств борьбы с сорняками и вредителями сельского хозяйства, с организмами-деструкторами различных материалов, переносчиками инфекционных заболеваний [1]. Для обработки сельскохозяйственных угодий в России ежегодно применяется около 500 препаратов пестицидов различных наименований, выпускаемых на основе 200 действующих веществ [2]. Их использование связано с накоплением остатков пестицидов в природной среде, преимущественно в почве, вследствие адсорбции в почвенных комплексах [3 – 5]. Почва оказывается природным накопителем, аккумулирующим разные пестициды на долгое время. Сохранение пестицидов в почвах создает опасность загрязнения не только поверхностных и грунтовых вод, но растений и зоопланктона [6], поскольку характерной чертой многих пестицидов является их способность к аккумуляции в живых организмах. Остаточные количества пестицидов поглощаются культурными растениями и сорняками, они могут влиять на микробиологические и биохимические свойства почвы и воздействовать на доступность основных питательных элементов для растений и в результате на их химический состав [7, 8].

Помимо этого, потенциальную опасность для окружающей среды и человека пред-

ставляют собой места хранения устаревших пестицидов, а также места их захоронения – складирование в специальных подземных бункерах или колодцах, выполненных из бетонных цилиндров [9]. Токсические вещества, вследствие потери могильниками непроницаемости, проникают в окружающую среду (почву, грунтовую воду, бытовые водоемы и озера) [10] и вызывают угрозу для всех форм жизни [11]. Поскольку поступление пестицидов в экосистему даже в небольших количествах может привести к смещению экологического равновесия, проблема трансформации пестицидов и их миграции в пищевых цепях по праву рассматривается в качестве глобальной.

При воздействии пестицидов на экосистему их динамика определяется взаимодействием с компонентами экосистемы. Основными процессами, формирующими динамику пестицидов в наземной экосистеме, являются процессы транслокации и деградации данных химических соединений [12]. Разложение пестицидов в почве может происходить в результате абиотических (фотодеградация, химическое разложение) и биологических процессов, таких, как трансформация корней растений и почвенной микрофлорой.

Биотрансформация пестицидов в почве

Почвенные микроорганизмы, выполняя множество разнообразных функций, не только определяют плодородие почвы, но и способствуют трансформации многих ксенобиотиков, в том числе и пестицидов, которые могут

выступать для них в качестве источников питательных элементов и энергии. Структура большинства синтетических пестицидов представляет собой относительно простой углеводородный скелет (ароматический или алифатический) с разнообразными заместителями, такими, как галогены, фосфатные группы или нитрогруппы. Некоторые из этих искусственно созданных соединений сходны с природными веществами и могут подвергаться воздействию микробных ферментов с дальнейшим использованием микроорганизмами в качестве субстратов. Однако другие пестициды содержат структуры, неизвестные в природе, и многие из этих молекул устойчивы к биотрансформации. Устойчивость к биоразложению обусловлена, таким образом, необычными химическими связями или заместителями в составе ксенобиотика, которые блокируют реакции окисления. После удаления этих заместителей, стабилизирующих электроны, углеродный скелет легко подвергается минерализации многими почвенными микроорганизмами [13]. Биodeградацию ксенобиотических соединений, в том числе пестицидов, способны осуществлять бактерии нескольких родов, в частности *Achromobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Flavobacterium*, *Pseudomonas*. Довольно часто полная деградация пестицидов ускоряется за счёт кооперации (взаимодействия) нескольких видов микроорганизмов, каждый из которых использует в качестве исходного субстрата продукт деструкции другого организма.

Существует две главные стратегии микробной трансформации пестицидов: минерализация и кометаболизм. *Минерализация* веществ основывается на возможности хемогетеротрофных микроорганизмов трансформировать органические соединения, в т. ч. и пестициды, до неорганических. Способность микроорганизмов использовать пестициды в качестве источника углерода и энергии была описана во многих случаях при изоляции активных штаммов из изучаемых почвенных образцов. Так, описаны виды-деструкторы, относящиеся в большинстве случаев к бактериям, способные использовать такие важнейшие группы пестицидов, как алифатические кислоты [14], линдан [15, 16], феноксиалконоидную кислоту [17 – 19], карбаматы [20], фосфорорганические вещества [21, 22], амидные гербициды [23]. Некоторые пестициды, как, например, нитралин и трифлуралин или металкарбаматы, могут выступать в качестве источников

азота и углерода для микроорганизмов-деструкторов [24]. Исследование деструкции пестицидов с использованием изолятов из почвенных образцов позволило более детально описать данные процессы. Например, изучая разложение 2,4 дихлорфеноксисуксинной кислоты (2,4 – D), в качестве единственного источника углерода в минеральной среде чистой культурой *Alcaligenes xylosoxydans*, наблюдали 1000000-кратное увеличение численности бактерий по сравнению с исходной. Рост численности бактерий наблюдали непосредственно после внесения, а выделение хлора и диоксида углерода обнаруживалось только после нескольких дней инкубации. Это свидетельствует о том, что часть углерода из молекул пестицида была использована клетками бактерий для увеличения биомассы [25, 26]. Предполагается, что разложение пестицидов микроорганизмами с использованием подобных механизмов может происходить и в почвах [27 – 29].

Разные авторы выделяют следующие общие закономерности данного процесса:

- 1) лаг-фаза длится в течение нескольких дней, предшествуя фазе быстрой деградации пестицида;
- 2) исчезновение лаг-фазы при дальнейшем применении пестицида;
- 3) вероятность передачи способности катаболического разложения пестицидов от штаммов, выделенных из загрязнённых почв, штаммам микроорганизмов, не испытывавшим пестицидной нагрузки;
- 4) наличие специфических бактерий, способных размножаться в почве;
- 5) увеличение количества почвенной микрофлоры, способной разлагать новые формы пестицидов.

Показано, что для различных пестицидов длительность лаг-фазы, предшествующей разложению данного ксенобиотика, возрастает с увеличением концентрации пестицида [30, 31].

Размножение микробов в почве начинается, как правило, немедленно после введения пестицида, при этом популяция растёт и увеличивается до критического значения, при котором возможно быстрое разложение данного ксенобиотика. Для фазы быстрого разложения установлена линейная зависимость между концентрацией пестицида и скоростью минерализации [32]. Современными аналитическими методами было установлено, что ¹⁴C, который входил в состав 2,4 – D, обнаруживался в клетках почвенной микрофлоры [33, 34].

Такая же зависимость наблюдалась в водных экосистемах даже при очень низких концентрациях пестицида [35 – 37]. Напротив, если ксенобиотик находился в почве в достаточно низкой концентрации, данная тенденция нарушалась, и его разложение происходило в течение достаточно длительного периода [38, 39]. Вероятно, что данный пестицид может трансформироваться неделяющимися клетками, в то время как большинство химикатов стимулируют увеличение числа клеток организмов-деструкторов. Данная ситуация типична в случае, когда используются современные пестициды, нормы расхода которых имеют очень низкие значения.

Вследствие низкой точности существующих микробиологических методов и наличия других природных источников органического углерода довольно сложно точно проследить динамику микроорганизмов-деструкторов конкретного пестицида. Кроме того, многие пестициды могут выступать в качестве запасного питательного вещества для данной группы организмов, а некоторые штаммы дополнительно нуждаются в различных факторах роста. Например, добавление почвы или дрожжевого экстракта к минимальной среде, используемой для ряда микроорганизмов-деструкторов пестицидов, приводит к увеличению численности активных организмов. В тоже время добавление в почву вторичных субстратов может подавить, по крайней мере, на короткий период деструкцию данного пестицида. Это может быть объяснено репрессивным эффектом на синтез ферментов, участвующих в метаболизме данного пестицида (диауксиновый феномен) или изменением генетической возможности штамма поддерживать способность трансформировать ксенобиотик (разрушение плазмиды) [32].

Выделяемые из природных образцов штаммы способны, как правило, разлагать лишь несколько определённых загрязняющих веществ. Это ограничение связано со строгой специфичностью первого фермента пути деградации, атакующего только узкоспецифический субстрат. Следовательно, получение штаммов с новыми катаболическими свойствами должно быть направлено на расширение набора субстратов, утилизируемых первым ферментом. Этого можно достичь с помощью мутагенеза или введения генов, кодирующих ферменты других метаболических путей [13].

Кометаболизм. Многие органические вещества антропогенного происхождения,

в том числе пестициды, могут быть полностью минерализованы микроорганизмами, тогда как другие не способны служить источниками углерода и энергии, но разлагаются бактериями в присутствии кометаболитов, т. е. других веществ, обеспечивающих микробный рост. Частичное или полное разложение пестицидов бактериями, растущими за счёт использования других органических веществ, относится к процессам кометаболизма. Как правило, кометаболические процессы протекают относительно медленно [40], но их экологическое значение очень велико.

Наиболее важные процессы, которые происходят в ходе химического превращения, включают в себя реакции окисления, восстановления и гидролиза. В результате продукты данных реакций, как правило, более растворимы и менее токсичны, чем исходные соединения. Возможно, что продукты могут далее подвергаться биодеструкции до конечных соединений (CO_2 , H_2O) и минеральных солей [41]. В этом случае метаболизм пестицида может быть описан трехфазным процессом [42]. В первой фазе деструкции происходит инициация исходного вещества в результате перечисленных реакций с образованием более растворимого соединения. Вторая фаза включает связывание (сопряжение) пестицида или пестицидного метаболита с молекулами углеводов, аминокислот или глутатиона, который повышает водорастворимость и уменьшает токсичность по сравнению с исходным соединением. Вообще метаболиты второй фазы могут иметь меньшую токсичность или вовсе не обладать токсичностью и быть запасены в клетках. Третья фаза заключается во вторичном связывании продуктов предыдущей фазы с другим веществом с образованием также нетоксичного соединения [43]. В целом в данные процессы вовлекаются большие группы специфических ферментов и биохимических механизмов: оксидазы, пероксидазы, гидролитические ферменты, цитохром P450, глутатионсвязывающие механизмы, нитроароматическая трансформация, восстановительное дегалогенирование (RDE) [44].

Ферменты, участвующие в биотрансформации пестицидов

Окисление. У бактерий основными ферментами, участвующими в окислении пестицидов, являются монооксигеназы, флавиномоноксигеназы и диоксигеназы [45]. У микроорганизмов, в отличие от растений, многие оксидоредуктазы различных метаболических путей могут окислять нитроароматические ве-

щества, многие из этих ферментов выделены, а их гены клонированы и секвенированы [46]. Данные реакции осуществляют представители различных родов аэробных бактерий [47 – 49]. В зависимости от структуры соединения азот может быть отщеплен до или после разрыва ароматического кольца. Флавин монооксидаза штамма *Sphingomonas* sp. UC30 может удалять нитрат из гербицида 4,6-динитрокрезол, но не из пестицида динозеп (dinozep) (4,6-динитрокрезол-о-бутилфенол), по причине пространственного затруднения объёмной бутиловой группы динозепа [49]. В итоге, эти пути деструкции нитроароматических соединений позволяют гидроксилировать, разрывать кольца, т. е. осуществлять реакции, предшествующие полной деградации многих ксенобиотиков.

Грибы белой гнили *Phanerochaete chrysosporium* имеют высокий потенциал для трансформации ксенобиотиков, основанной на системе свободнорадикальной деструкции лигнина (ферменты лигнинпероксидазы, магний-зависимой пероксидазы), которые окисляют широкий круг поллютантов, таких, как полихлорированные бифенилы и нитроароматические соединения [50]. Известно, что в большинстве случаев продукты полимеризации могут уменьшать токсичность за счет соединения с субстратом [51].

Гидролиз. Гидролитические ферменты разрывают химические связи в субстрате, присоединяя H^+ или OH^- к каждому из продуктов распада гидролизуемого вещества. Существует ряд гидролитических ферментов, способных метаболизировать различные субстраты, в частности, содержащие амидные, карбоматные, эфирные функциональные группы. Такие гидролазы могут относиться к экзо- и эндоферментам, осуществляющим реакции в аэробных и анаэробных условиях. Как и большинство известных энзимов этого класса, данные гидролазы обладают широкой субстратной специфичностью, позволяющей таким образом участвовать в трансформации различных пестицидов.

Гидролиз сложной эфирной связи в пестицидах описан в работе [52]. Данный процесс осуществляется главным образом за счет эстераз и в меньшей степени за счет липаз и протеаз. Микробные эстеразы, как и растительные, характеризуются $Gly - X - Ser - X - Gly$ мотивом [53]. Ser в данной реакции выступает в качестве нуклеофильного агента, способствуя разрыву эфирной связи [54]. Несколькими авторами показан

микробный гидролиз в почве дихлорфеникола [55] и феноксапроп-этила [56, 57] смешанной бактериальной культурой [58], чистыми культурами или клеточными экстрактами [52, 59]. Четыре типа эстераз были описаны у *Pseudomonas fluorescens*, каждый из которых отличался белковой структурой, локализацией в клетке, субстратной специфичностью [60]. Многие эстеразы были клонированы и секвенированы, некоторые из них тестированы на гидролиз пестицидов.

Другим важным ферментом является арилациламидаза. Данный фермент у микроорганизмов более вариабелен, чем у растений. Например, у некоторых штаммов *Pseudomonas fluorescens* круг субстратов ограничен ацетилдидными пестицидами [61], но имеется достаточно широкий субстратный круг, включающий ациланилиды, фенилкарбаматы и замещённые пестициды на основе фенилмочевины [62]. Некоторые микроорганизмы могут гидролизовать амидную связь в молекуле пропанила. Арилациламидаза выделена в чистом виде из нескольких бактериальных родов, включая *Bacillus sphaericus* [62], *P. fluorescens* [63], *P. pickettii* [64], *P. aeurugenosa* [65], *Nocardia globerula* [66] и коринеформные бактерии [67]. Арилациламидазы имеют размер от 52,5 до 127 kDa и различны по характеру агрегации субъединиц, то есть некоторые из них мономеры, димеры или тетрамеры. Также все амидазы характеризуются гидрофобным $Gly - Gly - Ser - Ser$ мотивом.

В литературе достаточно мало данных о роли фосфатаз и сульфатаз в метаболизме пестицидов у растений и микроорганизмов [52]. Микробный гидролиз фосфорорганических пестицидов был изучен у *Pseudomonas diminuta* [68, 69] и *Flavobacterium* spp. [70]. Сообщалось, что грибы *Trichoderma harzianum* [71] и *Phanerochaete chrysosporium* [72] гидролизуют инсектицид эндосульфат.

В целом принципиальная физиологическая роль многих гидролитических ферментов у микроорганизмов остаётся неясной. Необходимы дальнейшие исследования для понимания механизмов действия и регуляции гидролитических ферментов микробного происхождения [52].

Восстановление. Среди восстановительных реакций детоксикации пестицидов наиболее изученной является реакция нитровосстановления. У микроорганизмов существует 3 основных пути восстановительного метаболизма нитроароматических соединений: ароматическое нитровосстановление, частич-

ное нитровосстановление и гидрогенизация. Восстановительный метаболизм нитроароматических ксенобиотиков опосредован нитроредуктазными ферментами, найденными у аэробных и анаэробных микроорганизмов [46]. Эти ферменты представлены флавопротеинами, которые используют NAD(P)H в качестве восстановительного эквивалента, нуждаются в FMN и/или FAD в качестве кофакторов, отличаются различной чувствительностью к концентрации O₂. Некоторые бактерии образуют различные ароматические нитроредуктазные изоферменты [73, 74]. Иногда довольно сложно разделить биологическое и химическое восстановление ксенобиотиков, потому что восстановление ароматических нитрогрупп может быть сопряжено с анаэробным восстановлением гуминовых кислот и ионным восстановлением [75]. Трансформация пестицида ацифлуорфена (acifluorfen) до аминоацифлуорфена (aminoacifluorfen) является общим примером реакции восстановления нитроароматического соединения бактериями в аэробных [76] и анаэробных [77] условиях в бесклеточных экстрактах *Enterobacter cloacae* и *P. fluorescens* [78]. Аминоацифлуорфен (aminoacifluorfen) подвержен сорбции и встраиванию в состав почвенного органического вещества [78, 79].

Бактериальное частичное восстановление некоторых ксенобиотиков было показано на примере п-нитробензола [80, 81] и нитробензена [82]. У бактерий реакции гидрогенизации нитроароматических соединений используются в случае, когда данные соединения являются единственными источниками углерода или азота [83, 84].

Реакция связывания пестицидов. Под связыванием пестицидов понимают метаболические процессы соединения естественных компонентов с пестицидами или их метаболитами, облегчающие их детоксикацию, компартментализацию, депонирование и минерализацию [85]. Обычно связывание осуществляется при помощи экзо- и эндоферментов различных организмов. Если у растений связывание происходит в основном с Gly, глюкозой и уредином [44], то микробная конъюгация включает в себя реакции *алкилирования*, *ацилирования* и *нитрования*, которые могут проходить внутри и вне клетки. В процессе деградации лигнина грибами происходит в основном разрушение углеводов с одновременным высвобождением токсичных фенолов. Механизм детоксикации данных соединений заключается во внеклеточном связывании фенолов с ксилозой.

Подобные процессы используются грибами для внеклеточной детоксикации пестицидов 2,4 – D и 2,4,5 – T [86].

Основной путь биотрансформации грибами пестицидов и других органических ксенобиотиков заключается во введении небольших изменений в структуру пестицидов, делающих их нетоксичными [87, 88]. Изменённые пестициды более подвержены метаболизму бактерий. И грибы, и бактерии используют *метилирование* как основной путь детоксикации ксенобиотиков. Например, образование O-метилпентохлорфенола из пентахлорфенола могут осуществлять грибы *Trichoderma virgatum* [89, 90] и многие грамположительные и грамотрицательные бактерии [91, 92]. Гриб *Phanerochaete chrysosporium* осуществляет метилирование хлорфенилуксусной кислоты с помощью внеклеточной ферментативной системы марганец-лигнин пероксидазы [90, 93, 94].

Ацилирование пестицидов осуществляется за счёт связывания с ацетатами или формиатами. Фенолы и анилины, которые являются типичными продуктами распада фенилациланилинов, фенилкарбоматов, часто ацилируются грибами. Например, пестицид метабромурон гидролизует грибами до 4-броманилина, а затем метаболизируется до 4-бромацетанилина [95].

Бактериальное *нитрование* заключается в реакции нитратов с вторичными аминами с образованием нитроамино-производных [92, 96]. Данные соединения могут быть получены ферментативным и неферментативным путями. В результате пестицид превращается во вторичный амин, который далее метаболизируется почвенной микрофлорой [97].

Для небольшого числа бактерий известно *глутатионовое связывание*. Роль данного вида детоксикации была показана в реакциях дехлорирования хлорацетоаминовых гербицидов, например алахлора [61] и метаклора [98], и в разрыве эфирной связи гербицида феноксипропэтил [52]. Детоксикация пестицидов линдан и пентахлорфенол у штаммов *Sphingomonas* осуществляется ферментами глутатион-S-трансферазами, действующими как восстановительные дегалогеназы [99].

Итак, пестициды, попадая в почву, подвергаются воздействию множества абиотических и биотических факторов, в результате чего происходит их трансформация до соединений, отличающихся степенью токсичности и стойкости в окружающей среде от исходных. Поэтому в экологическом контроле пестицидного

загрязнения почвы необходимо использовать наиболее точные и информативные методы, включая биоиндикационные, которые, отражая состояние окружающей среды в целом, позволяют выявить в почвах присутствие комплекса различных загрязнителей и учитывают реакцию на очень слабые воздействия в силу аккумуляции дозы [100].

Заключение

Процессы трансформации пестицидов активно изучаются на протяжении последних 50 лет. Источниками эмиссии пестицидов служат не только места активного применения химических средств защиты растений, но и места их долговременного хранения и складирования. Трансформация пестицидов может происходить путём химического разложения и биodeградации. Важная роль в биodeградации пестицидов принадлежит почвенным микроорганизмам, которые реализуют множество путей катаболизма на основе генетически закреплённых механизмов. Чаще всего метаболические процессы происходят аналогично разложению соединений, составляющих органическое вещество почвы. Анализ соответствующих путей катаболизма на генетическом и биохимическом уровнях, возможно, позволит в будущем получать рекомбинантные штаммы, обладающие альтернативными механизмами утилизации устойчивых к биоразрушению ксенобиотиков, для применения с целью ремедиации среды, загрязнённой токсичными химическими веществами.

В экологическом мониторинге пестицидного загрязнения необходимо использовать комплексные методы контроля, включающие современные физико-химические методы анализа, методы биотестирования и биоиндикации.

Литература

1. Попов С.Я., Дорожкина Л.А., Калинин В.А. Основы химической защиты растений / Ред. С.Я. Попов. М.: Арт-Либон, 2003. 208 с.
2. Гигиенические нормативы содержания пестицидов в объектах окружающей среды М: Информационно-издательский центр Госкомсанэпиднадзора России, 1997. 52 с.
3. Веселовский И.В., Живицкий Г.П. Влияние симазина и междурядных обработок на некоторые агрохимические свойства почвы // Агрохимия. 1976. № 2. С. 127–133.

4. Bacmaga M., Kucharski J., Wyszowska J. Impact of crop protection chemicals on plants and animals // J. Elementol. 2007. № 12(2). P. 135–148.
5. Griffiths B.S., Ritz K., Wheatley R., Kuan H.L., Boag B., Christensen S., Ekelund F., Sorensen S. Response of sorbtion processes of MCPA to the amount and origin of organic matter in a long – term experiment // Europ. J. Soil Sci. 2001. V. 52. P. 279–286.
6. Федоров Л.А., Яблоков А.В. Пестициды – токсический удар по биосфере и человеку. М.: Наука, 1999. 462 с.
7. Biziuk M. Pestycydy, wystepowanie, oznaczanie I unieszkodliwianie. Warszawa: Naukowo-Techiczne. 2001. 275 p.
8. Wyszowska J. Microbiological properties of soil contaminated with the herbicide Treflan 480 EC // Polish J. Natur. Sci. 2002. №10 (1). P. 71–77.
9. Wodageneh A. Obsolete pesticides: problems // Prevention and disposal: 5th International HCH and pesticides forum. Basque country, 25–27 June 1998. Bilbao, Spain. P. 21–27.
10. Thyssen N. Pesticides in Groundwater: an European overview // Prevention and disposal: 5th International HCH and pesticides forum. Basque country, 25–27 June 1998. Bilbao, Spain. P. 45–55.
11. Kamrin M.A. Pesticides profiles toxicity. Environmental impact and fate. N.Y.: Levis Publishers, 1997. P. 524–527.
12. Семенова Н.Н. Построение имитационных моделей поведения пестицидов в агроценозе // Агро XXI. 2007. № 7-8. С. 9–11.
13. Современная микробиология: Прокариоты: В 2-х томах. Т. 2. / Ред. Й. Ленгелер, Г. Древис, Г. Шлегель. М: Мир, 2005. 496 с.
14. Kaufman D.D. Accelerated biodegradation of pesticides in soil and its effect on pesticide efficacy / Proc. Br .Crop Prot. Conf. 1987. V. 2. P. 515–522.
15. Tu C.M. Utilization and degradation of lindane by soil microorganisms//Arch. Microbiology. 1976. V. 108. № 3. P. 259–263.
16. Thomas J.C., Berger F., Jacquier M., Bernillon D., Baud-Grasset F., Truffault N., Normand P., Vogel T.M., Simonet P. Isolation and characterization of Novel γ -hexachlorocyclohexane-degradation bacterium // J. of Bacteriology. 1996. V. 178. № 20. P. 6049–6055.
17. Loos M.A., Schoresser I.F., Mapham W.R. Phenoxy herbicide degradation in soil: Quantative studies of 2,4-D and MCDA degradating microbial populations // Soil Biol. Biochem. 1979. № 11. P. 377–385.
18. Valenzula J., Buman U., Cespedes R., Padilla L., Gonzales B. Degradation of chlorophenols by *Alcaligenes eutrophus* JMP 132 (pJP 4) in bleached Kraft Mill Effluent // Appl. Environ. Microbiol. 1997. V. 63. № 1. P. 227–232.
19. Don P.H., Pemberton J.M. Genetic and physical map of 2,4 – dichlorophenoxyacetic acid – degradative plasmid pJP 4 // J. Bacteriol. 1985. V. 161. № 1. P. 466–468.

20. Ramanand R., Balba M.T., Duffy J. Reductive dehalogenation of chlorinated benzene and toluenes under metagenic conditions // *Appl. Environ. Microbiol.* 1993. V. 59. № 10. P. 3266–3272.
21. Nelson M.J., Montgomery S.O., Pritchard P.H. Trichloroethylene metabolism by microorganisms that degrade aromatic compounds // *Appl. Environ. Microbiol.* 1988. V. 54. № 2. P. 604–606.
22. Sabdono A., Radjasa O.K. Phylogenetic diversity of organophosphorus pesticide-degradation coral bacteria from mid-west coast of Indonesia // *Biothechnology.* 2008. № 7. P. 694–701.
23. Walker A., Parekh N.R., Roberts S.J., Welch S.J. Evidence for the enhanced biodegradation of napomide in soil // *Pesticide Sci.* 1993. № 39. P. 55–60.
24. Breazeale F.W., Camper N.D. Bacterial, fungal and actinomycete populations in soils receiving repeated applications of 2,4-dichloro-phenoxy acetic acid and trifluralin // *Appl Microbiol.* 1970. № 19. P. 369–380.
25. Brokamp A., Happe B., Schmidt F.R.J. Cloning and Nucleotide Sequence of a D,L-Haloalkanoic Acid Dehalogenase Encoding Gene from *Alcaligenes xylooxidans* ssp. *denitrificans* ABIV // *Biodegradation.* 1997. № 7. P. 383–396.
26. Fournier D., Halasz A., Spain J., Fiurasek P., Hawari J. Determination of Key Metabolites during Biodegradation of Hexahydro-1,3,5-Trinitro-1,3,5-Triazine with *Rhodococcus* sp. Strain DN22 // *Appl. and Environ. Microbiol.* 2002. V. 68. № 1. P. 166–172.
27. Audus L.J. The biological detoxication of dichlorophenoxyacetic acid in soil // *Plant Soil.* 1949. № 2. P. 31–36.
28. Audus L.J. Herbicide behavior in soil. II Interaction with soil microorganisms // *Physiology and biochemistry of herbicides.* 1964. P. 163–206.
29. Bottomley P.J., Saweyer T.E., Boesma L. Dick R.P., Hemphill D.D. Winter cover crop enhances 2,4-D mineralization potential of surface and subsurface soil // *Soil Biol. Biochem.*, 1999. V. 31. № 6. P. 849–857.
30. Parker L.W., Dostader K.G. Kinetics of microbial decomposition of 2,4-D in soil // *J. Environ. Qual.* 1982. № 11. P. 679–684.
31. Gonod L.V.; Martin-Laurent F., Chenu C. 2,4-D impact on bacterial communities, and the activity and genetic potential of 2,4-D degrading communities in soil // *Microbiology Ecology.* 2006. V. 58. № 3. P. 529–537.
32. Tarradellas J., Bitton G., Rossel D. Soil toxicology. 1997. 360 p.
33. Soulas G., Codaccioni P., Fournier J.-C. Chloroform fumigation technique as a means of determining the size of specialized soil microbial population application to pesticide degradation microorganisms // *Soil Biol. Biochem.* 1984. № 16. P. 497–501.
34. Kumar S., Mukerji K. G., Lai R. Molecular Aspects of Pesticide Degradation by Microorganisms // *Critical Reviews in Microbiology.* 1996. V. 22. № 1. P. 1–26.
35. Alexander M. Biodegradation of Chemicals of Environmental // *Concern. Science.* 1981. № 211. P. 132–138.
36. Rubin H.H., Subba-Rao R.V., Alexander M. Rates of mineralization of trace concentrations of aromatic compounds in lake water and sewage samples // *Appl. Environ. Microbiol.* 1982. № 43. P. 1133–1138.
37. Alexander M. Biodegradation of organic Chemicals // *Environmental Science Technology.* 1985. № 18. P. 106–110.
38. Scow R.S., Simkins S., Alexander M. Kinetics of mineralization of organic compounds at low concentration in soil // *Appl. and Environ. Microbiology.* 1986. № 51. P. 1028–1035.
39. Srensen S.R, Holtze M.S., Simonsen A., Aamand J. Degradation and Mineralization of Nanomolar Concentrations of the Herbicide Dichlobenil and Its Persistent Metabolite 2,6-Dichlorobenzamide by *Aminobacter* spp. Isolated from Dichlobenil-Treated Soils // *Appl. and Environ. Microbiology.* 2007. № 2. P. 399–406.
40. Stenersen J. Chemical Pesticides: Mode of Action and Toxicology. CRC Press. 2004. 276 p.
41. Bridges J.S., Dempsey C.R. Pesticide waste disposal technology. William Andrew. 1988. 331 p.
42. Shimabukuro R.H. Detoxication of herbicides // *Weed Physiology.* 1985. № 2. P. 215–240.
43. Frear D.S., Mansager E.R., Swanson H.R. Picloram metabolism in leafy spurge: isolation and identification of glucose gentiobiose conjugates // *J. Agric. Food Chem.* 1989. № 37. P. 1408–1412.
44. Van Eerd L.I., Hoagland R.E., Hall J.C. Pesticides metabolism in plants and microorganisms // *Weed Science.* 2003. № 51. P. 472–495.
45. Cassidy M.B., Trevors J.T., Zablotowicz R.M. Chlorophenol and nitrophenol metabolism by *Sphingomonas* sp. UG30 // *J. Ind. Microbiol. Biotechnol.* 1999. № 23. P. 351–368.
46. Zablotowicz R.M., Hoagland R.E., Lee H., Alber T., Trevors J.T., Hall J.C., Locke M.A. Transformation of nitroaromatic pesticides and related xenobiotics by organisms and plants. Pesticides Biotransformation in plants and microorganisms: similarities and divergence // *ACS Symposium Series 777.* Washington D.C.: American Chemical Society. 2001. P. 194–216.
47. Kadiyala V., Spaine J.C. A two-component monooxygenase catalyzes both the hydroxylation of p-nitrophenol and the oxydative release of nitrite from 4-nitrocechol in *Bacillus sphaeriticus* // *Appl. Environ. Microbiol.* 1998. № 64. P. 2479–2484.
48. Leung K.T., Cassidy M.B., Shaw K.W., Lee H., Trevors J.T., Lohmeier-Vogel E.L., Volgel H.J. Pentachlorophenol biodegradation by *Pseudomonas* spp. UG25 and UG30 // *World J. Microbiol. Biotechnology.* 1997. № 13. P. 305–313.
49. Zablotowicz R.M., Leung K.T., Alber T., Cassidy M.B., Trevors J.T., Lee H., Veldhuis L., Hall J.C. Degradation of 2,4-dinitrophenol and selected nitroaromatic

- compounds *Sphingomonas* sp. UG30 // Can. J. Microbiol. 1999. № 45. P. 840–848.
50. Barr D.P., Augst S.D. Pollutant degradation by white rot fungi // Rev. Environ. Contam. Toxicol. 1994. № 138. P. 49–72.
51. Dec J., Bollag J.-M. Phenoloxidase-mediated interactions of phenols and anilines with humic materials // J. Environ. Qual. 2000. № 29. P. 665–676.
52. Hoagland R.E., Zablotowicz R.M. The role of plant and microbial hydrolytic enzymes in pesticides metabolism Pesticides Biotransformation in plants and microorganisms: similarities and divergence // ACS Symposium Series 777. Washington D.C.: American Chemical Society. 2001. P. 58–88.
53. Brenner S. The molecular evolution of genes and proteins: tale of two serine's // Nature. 1988. № 334. P. 528–530.
54. Cygler M., Grochulski P., Schrag J. B. Structural determinants defining common stereoselectivity of lipases toward secondary alcohols // Can. J. Microbiol. 1995. № 41. P. 289–296.
55. Gaynor J.D. Microbial hydrolysis of diclofop-methyl in soil // Soil Biol. Biochem. 1992. № 24. P. 29–32.
56. Kocher H., Kellner H.M., Lotzsch K, Dorn E., Wink O. Mode of action and metabolic fate of the herbicide fenoxaprop-ethyl // Br. Crop Prot. Conf. Weeds. 1985. № 1. P. 341–347.
57. Smith A.E., Phatak S.C., Emmatty D.A. Metribuzin metabolism by tomato cultivars with low, medium, and high levels of tolerance to metribuzin // Pestic. Biochem. Physiol. 1989. № 35. P. 284–290.
58. Gennari M., Vincenti M., Negre M., Ambosoli R. Microbial metabolism of fenoxaprop-ethyl // Pestic. Sci. 1989. № 44. P. 299–303.
59. Zablotowicz R.M., Hoagland R.E., Staddon W.J. Locke. M.A. Effects of pH on chemical stability and de-esterification of fenoxaprop-ethyl by purified enzymes, bacterial extracts, and soils // J. Agric. Food Chem. 2000. № 48. P. 4711–4716.
60. Choi K.D., Jeohn G.H., Rhee J.S., Yoo O.J. Cloning and nucleotide sequence of an esterase gene from *Pseudomonas fluorescens* and expression of the gene in *Escherichia coli* // Agric. Biol. Chem. 1990. № 54. P. 2039–2045.
61. Zablotowicz R.M., Hoagland R.E., Locke M.A., Hickey W.J. Glutathione-S-transferase activity and metabolism of glutathione conjugates by rhizosphere bacteria // Appl. Environ. Microbiol. 1995. № 61. P. 1054–1060.
62. Engelhardt G., Wallnofer P.R., Plapp R. Purification and properties of an aryl acylamidase of *Bacillus sphaericus*, catalyzing the hydrolysis of various phenylamide herbicides and fungicides // Appl. Microbiol. 1973. № 26. P. 709–718.
63. Hammond P.M., Price C.P., Scaven M.D. Purification and properties of aryl acylamidase from *Pseudomonas fluorescens* ATCC 39004 // Eur. J. Biochem. 1983. № 132. P. 651–655.
64. Hirase K., Matsunaka S. Purification and properties of propanil hydrolase in *Pseudomonas picketti* // Pestic. Biochem. Physiol. 1991. № 39. P. 302–308.
65. Riley P.S., Behal F.J. Amino acid-naphthylamide hydrolysis by *Pseudomonas aeruginosa* arylamidase // J. Bacteriol. 1971. № 108. P. 809–816.
66. Yoshioka H., Nagasawa T., Yamada H. Purification and characterization of aryl acylamidase from *Nocardia globerula* // Eur. J. Biochem. 1991. № 199. P. 17–24.
67. Mochida K., Nakamura T., Li W.X., Ozoe Y. Purification of extracellular aryl acylamidase from a coryneform bacterium, strain A-1 // J. Pestic. Sci. 1993. № 18. P. 211–216.
68. Chaudhry G.R., Ali A.N., Wheeler W.B. Isolation of a methyl parathion-degrading *Pseudomonas* sp. that possesses DNA homologous to the opd gene from a *Flavobacterium* sp. // Appl. Environ. Microbiol. 1988. № 54. P. 288–293.
69. McDaniel C.S., Harper L.L., Wild J.R. Cloning and sequencing of a plasmid-borne gene (opd) encoding a phosphotriesterase // J. Bacteriol. 1988. № 170. P. 2306–2311.
70. Mulbry W.W., Karns J.S. Parathion hydrolase specified by the *Flavobacterium* opd gene relationship between the gene and protein // J. Bacteriol. 1989. № 171. P. 6740–6746.
71. Katayama A., Matsumura F. Degradation of organochlorine pesticides, particularly endosulfan, by *Trichoderma harzianum* // Environ. Toxicol. Chem. 1993. № 12. P. 1059–1065.
72. Kullman S.W., Matsumura F. Metabolic pathways utilized by *Phanerochaete chrysosporium* for degradation of the cyclodiene pesticide endosulfan // Appl. Environ. Microbiol. 1996. № 62. P. 593–600.
73. Bryant D.W., McCalla D.R., Leeksa M., Laneville P. Type I nitroreductases of *Escherichia coli* // Can. J. Microbiol. 1998. № 127. P. 81–86.
74. Kinouchi T., Ohnishi Y. Purification and characterization of 1-nitropyrene nitroreductases from *Bacteroides fragilis* // Appl. Environ. Microbiol. 1983. № 46. P. 596–604.
75. Oyamada M., Kuwatsuka S. Reduction mechanism of the nitro group of chlornitrofen, a diphenyl ether herbicide, in flooded soils // J. Pestic. Sci. 1989. № 14. P. 321–327.
76. Andreoni V., Colombo M., Gennari M., Negre M., Ambosoli R. Cometabolic degradation of acifluorfen by a mixed microbial culture // J. Environ. Sci. 1994. № 29. P. 963–987.
77. Gennari M., Negre M., Ambosoli R., Andreoni V., Vincenti M., Acquati A. Anaerobic degradation of acifluorfen by different enrichment cultures // J. Agric. Food Chem. 1994. № 42. P. 1232–1236.
78. Zablotowicz R.M., Locke M.A., Hoagland R.E. Aromatic nitroreduction of acifluorfen in soils,

- rhizospheres, and pure cultures of Rhizobacteria Phytoremediation of Soil and Water Contaminants / Ed. by .E. L. Kruger, T. A. Anderson, J. R. Coats // ACS Symposium Series 664. Washington, DC: American Chemical Society, 1997. P. 38–53
79. Locke M.A., Gaston L.A., Zablutowicz R.M. Aci-fluorfen sorption and sorption kinetics in soil // J. Agric. Food Chem. 1997. № 45. P. 286–293.
80. Groenewegen P.E.J., de Bont J.A.M. Degradation of 4-nitrobenzoate via 4-hydroxylaminobenzoate and 3,4-dihydroxybenzoate in Comamonas acidovorans NBA-10 // Arch. Microbiol. 1992. № 158. P. 381–386.
81. Groenewegen P.E.J., Breeuwe P., van Helvoort J.M.L.M., Langenhoff A.A.M., de Vries F. P., de Bont J.A.M. Novel degradative pathway of 4-nitrobenzoate in Comamonas acidovorans NBA-10 // J. Gen. Microbiol. 1992. V. 138. P. 1599–1605.
82. Nishino S.F., Spain J. C. Degradation of nitrobenzene by a *Pseudomonas pseudocaligenes* // Appl. Environ. Microbiol. 1993. № 59. P. 2520–2525.
83. Lenke H., Knackmuss H. J. Initial hydrogenation during catabolism of picric acid by *Rhodococcus erythropolis* HL 24-2 // Appl. Environ. Microbiol. 1992. № 58. P. 2933–2937.
84. Lenke H., Pieper D.H., Bruhn C., Knackmuss H. J.. Degradation of 2,4-dinitrophenol by two *Rhodococcus erythropolis* strains, HL 24-1 and HL 24-2. // Appl. Environ. Microbiol. 1992. № 58. P. 2928–2932.
85. Hall J.C., Hoagland R.E., Zablutowicz R.M. Pesticide Biotransformation in Plants and Microorganisms: Similarities and Divergences. Washington, DC: American Chemical Society, 2001. 432 p.
86. Reddy G.V.B., Joshi D.K., Gold M.H. Degradation of chlorophenoxyacetic acids by the lignin-degrading fungus *Dichomitus squalens* // Microbiology. 1993. № 143. P. 2353–2360.
87. Bollag J.-M. Biochemical transformation of pesticides by soil fungi. CRC // Crit. Rev. Microbiol. 1972. № 2. P. 35–58.
88. Cerniglia C.E. Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons // Biodegradation. 1992. № 3. P. 351–368.
89. Iwan J. Miscellaneous conjugations—acylation and alkylation of xenobiotics in physiologically active systems. Bound and Conjugated Pesticide Residues. ACS Symposium Series 29. Washington, DC: American Chemical Society, 1976. P. 132–152.
90. Joshi D.K., Gold M.H. Degradation of 2,4,5-trichlorophenol by the lignin-degrading basidiomycete *Phanerochaete chrysosporium* // Appl. Environ. Microbiol. 1993. № 59. P. 1779–1785.
91. Hggblom M.M., Janke D., Salkinoja-Salonen M.S. Hydroxylation and dechlorination of tetrachlorohydroquinone by *Rhodoccus* sp. strain CP-2 cell extracts // Appl. Environ. Microbiol. 1989. № 55. P. 516–519.
92. Suzuki T.J. Methylation and hydroxylation of pentachlorophenol by *Mycobacterium* sp. isolated from soil // J. Pestic. Sci. 1983. № 8. P. 419–428.
93. Lamar R.T., Dietrich D.M. In situ depletion of pentachlorophenol from contaminated soil by *Phanerochaete* spp. // Appl. Environ. Microbiol. 1990. № 56. P. 3093–3100.
94. Valli K., Gold M.H. Degradation of 2,4-dichlorophenol by the lignin-degrading fungus *Phanerochaete chrysosporium* // J. Bacteriol. 1991. № 173. P. 345–352.
95. Tweedy B.G., Loeppy C., Ross J. A. Metabolism of 3-(p-bromophenyl)-1-methoxy-1-methylurea (metobromuron) by selected soil microorganisms // Science. 1970. № 168. P. 482–483.
96. Alexander M. Biodegradation and Bioremediation. / Ed. by San Diego, CA: Academic, 1999. 453 p.
97. Tate R.L., Alexander M. Formation of dimethylamine and diethylamine in soil treated with pesticides // Soil Sci. 1974. № 118. P. 317–321.
98. Hoagland R.E., Zablutowicz R.M., Locke M.A. An integrated phytoremediation strategy for chloroacetamides in soil // Phytoremediation of Soil and Water Contaminants: ACS Symposium Series 664. Washington, DC: American Chemical Society, 1997. P. 38–53
99. Vuilleumier S. Bacterial glutathione S-transferases and the detoxification of xenobiotics: dehalogenation through glutathione conjugation and beyond. Pesticide Biotransformation in Plants and Microorganisms: Similarities and Divergences / ACS Symposium Series 777. Washington, DC: American Chemical Society. 2001. P. 240–252.
100. Биоиндикаторы и биотестсистемы в оценке окружающей среды техногенных территорий // Под ред. Т.Я. Ашихминой, Н.М. Алалыкиной. Киров: О-Краткое, 2008. 336 с.

Моделирование селевого потока при сходе ледника Колка в 2002 году

© 2010. И. В. Галушкин¹, нач. отдела, Е. Ю. Галушкина², к.г.-м.н., ст. преподаватель,

¹ ООО «Энергопроекттехнология»,

² Северо-Кавказский горно-металлургический институт,
e-mail: ig_geo@mail.ru; EVA@mail.ru

В статье рассматриваются вопросы моделирования селевого потока во время схода ледника Колка в 2002 г., проведено его сравнение с событиями 1902 г. Приведены результаты моделирования селевого потока по двум методикам: вероятностной и количественной. Определены параметры селя, при которых он достигнет ближайшего населенного пункта с. Гизель.

The article deals with modelling mudflow of Kolka Glacier avalanching in 2002. It is compared with the event that took place in 1902. For modeling mudflow two methods were used: probabilistic and quantitative. The mudflow characteristics necessary for the mudflow's reaching Gizel settlement were calculated.

Ключевые слова: ледник Колка, р. Геналдон, с. Гизель, селевой поток, моделирование

Key words: Kolka Glacier, the Genaldon River, Gizel settlement, mudflow, modeling

Моделирование природных процессов в некоторых случаях является единственным способом изучения явлений, характеристики которых не зафиксированы, или отсутствуют данные прямых наблюдений. Этот вид исследований применяется также при прогнозе природных геоэкологических процессов, описании сценариев их протекания и для разработки защитных инженерно-экологических мероприятий.

Именно таким случаем является катастрофический сход ледника Колка в Горной Осетии в 2002 г. [1]. Несмотря на значительные усилия, приложенные к изучению этого явления [2], многие вопросы являются спорными либо недостаточно изученными. Одним из таких является описание характера протекания события.

Ледник Колка отнесён [3] к пульсирующему типу, хотя причины большинства событий (в т. ч. и 2002 г.) однозначно не установлены [4]. Ледник многократно выдвигался из своего ложа, большинство подвижек носило катастрофический характер [5, 6]. Не стал исключением и 2002 г., когда каменно-ледовые массы, оставляя на бортах ущелья следы до 300 м высотой, устремились вниз по долине. Через 17 км масса объёмом 110 млн. м³ была остановлена тесниной Скалистого хребта (рис. 1), а вниз по долине устремился селевой поток (рис. 2), особенностью которого явился не только редкий генезис, но и наличие

значительного количества окатанных глыб льда. В первые дни после катастрофы была произведена съёмка селевых отложений, которая позволила осветить некоторые факты события. Эти данные были использованы на стадии обработки исходных данных и заверки результатов моделирования.

Моделирование отдельных параметров селевого потока катастрофического схода ледника Колка в 2002 г. необходимо для решения следующих как научных, так и практических вопросов:

- оценки состояния и картирования зоны поражения селевого потока 2002 г.;



Рис. 1. Кармадонская котловина. Отложение ледово-каменных масс. Фото Галушкина И.В.



Рис. 2. Селевой поток ниже Кармадонских ворот

- определения параметров селевого потока 2002 г. и установления зоны причинённого экологического ущерба;
- определения параметров, при которых селевой поток способен достичь с. Гизель, и размера зоны вероятного поражения населённого пункта.

Для получения более достоверной информации текущее событие было сопоставлено с аналогичным событием 1902 г. [7].

Основа моделирования – 3D модель рельефа. Векторная графика сначала была переведена в TIN-модель, а затем в модель GRID с ячейками размером 2, 5 и 25 метров. Каждая ячейка при этом описывает определённую усреднённую высоту для зоны своего покрытия.

Для решения поставленных задач выбрано моделирование двух типов: вероятностное и количественное. На основе вероятностной методики определяются параметры вероятного события схода ледово-каменных масс с верховий р. Геналдон, при которых поражающие факторы могут достичь с. Гизель, а также зону вероятного поражения населённого пункта, представляющего прямую экологическую угрозу для его жителей. На основе количественной методики решения обратной задачи определены параметры селевого потока.

Технология вероятностного моделирования разработана Цюрихским университетом как модуль ArcINFO v.8.3 и на основе модели местности описывает зоны распространения вещества при его движении по рельефу. Модель работает на основе GRIDa и в условных единицах определяет вероятность заполнения той или иной ячейки.

Исходными данными для моделирования, кроме модели района, является зона «старта»

процесса. Она определена по космическому снимку высокого разрешения, выделена как полигон, который в дальнейшем также переведён в GRID.

На процесс оказывают влияние два пространственных фактора, располагающиеся в зонах обрыва ледово-каменных масс и зоне собственно тела ледника Колка. Соответственно было построено две модели: первая – для зоны обрушения, вторая – для комплекса «зона обрушения плюс тело ледника Колка». Результаты сравнительного анализа показали преимущества второй модели, которая и была применена в дальнейших расчётах. При выборе пространственного разрешения GRIDa использована модель с размером ячейки 25 м как наиболее корректная для описания процесса. Как показали опыты, такая точность является достаточной и оптимальной для решения поставленных задач.

Сам процесс моделирования проводится в программе ArcINFO v.8.3 на основе выше описанного модуля. В процессе моделирования создаются вспомогательные данные, сглаженная модель рельефа, коды направлений, направления в градусах, высоты между зоной старта и расчетным гридом и т. д.

Далее на основе вероятностных характеристик модели и на количественных характеристиках предыдущих событий была проведена интерполяция по системе «вероятность – расстояние – объём» и получены количественные характеристики. При этом потенциальное событие, по поставленным условиям, должно было достичь с. Гизель. Составлен график распределения объёма, расстояния от ледника Колка и вероятности достижения с. Гизель. В полученных данных имелся пробел в виде объёма на рассчитываемое событие. При этом параметр «вероятность» умножен на 100, с целью получения значений одного порядка.

Согласно исследованиям [7] обвал 1902 г. имел объём 53,2 млн. м³, обвал 2002 г. объём 110 млн. м³ и 5 млн. м³ в селевой зоне. Материал в 1902 г. остановился на уровне с. Тменикау, в 2002 г. в районе с. Гизель. Параметры вероятности и расстояния имеют логарифмическую форму. Таким образом, интерполяция, применённая к параметру объём, также должна иметь логарифмический характер. Для расчёта интерполяции применён метод тренда. Результаты интерполяции составляют минимальный объём порядка 150 млн. м³. Параметры событий и вероятностей приведены в таблице 1.

Количественное моделирование проведено на основе программного комплекса Flow 2D,

Таблица 1

Сравнительные параметры событий 1902, 2002 гг. и моделируемого потенциального события

Параметры	Год		Потенциальное событие
	1902	2002	
Вероятность, у.е.	0,772729	0,644772	0,637627
Объем, млн.м ³	53,2	115,0	150,0*
Расстояние от ледника Колка, км	10,5	30,7	39,5

Примечание: * – расчётное значение.

в качестве основы для моделирования также используется модель рельефа в формате GRID (рис. 3). Для уменьшения объёма данных модель ограничена участком Кармадонские ворота – с. Гизель, где и прошёл собственно селевой поток.

Для проведения моделирования произведено сглаживание рельефа и ликвидация отрицательных форм. Затем данные посредством инструментов ArcINFO переведены в формат ASCII. Разрешение модели составляет 25 м.

Ключевыми моментами количественного моделирования являются зона старта селевого потока и гидрограф, расход потока. Поскольку начало старта селя определено Кармадонскими воротами, то от них и начинается моделирование. По различным экспертным оценкам объем селя составил около 5 млн. м³, в течении 20 – 30 мин. В расчёте была принята максимальная оценка в 5 млн. м³, в течении 0,5 часа. Форма гидрографа для селевых потоков обычно начинается с «0» и заканчивается также «0».

При этом многие параметры остаются неизвестными и могут быть уточнены на основе количественного моделирования. Опорными факторами и данными для расчёта служат

объём и зона поражения. Расход, фактически гидрограф, может быть уточнён опытным путём, подбором времени процесса. Так как расчёт занимает весьма значительное время, подбор параметров гидрографа проводился и на модели с низким разрешением (100 м). При совпадении параметров фактической и расчётной зон поражения полученные характеристики гидрографа применялись для расчёта модели более высокого разрешения (25 м).

Расчётные результаты по мощности отложений и скорости потока в целом незначительно отличаются от наблюдений и экспертных оценок. Данные представлены в виде GRIDa.

При потенциальном прорыве с рассчитанными характеристиками волна достигнет черты населённого пункта Гизель. Это подтверждает корректность вероятностного расчёта.

Таким образом, при расчётных характеристиках (объём обрушенной массы в 150 млн. м³ и селевого потока в 7 млн. м³) природное геоэкологическое явление способно достигчь населённого пункта, следовательно, эти параметры должны считаться экологически предельно безопасными для жителей с. Гизель.

Заключение

По зоне катастрофического схода ледника Колка 2002 г. проведено повариантное моделирование катастрофических селевых событий. Для проведения моделирования и заверки его результатов потребовалось создание модели местности крупного масштаба, ортофотопланов масштаба 1:10 000 [8], применение космических данных.

Модель создана в государственной системе координат, на основе карт масштаба 1:10 000 и 1:25 000. Форматы модели – Шейп-файл, GRID, TIN.

Моделирование проведено по двум методикам: вероятностной и количественной. Обе

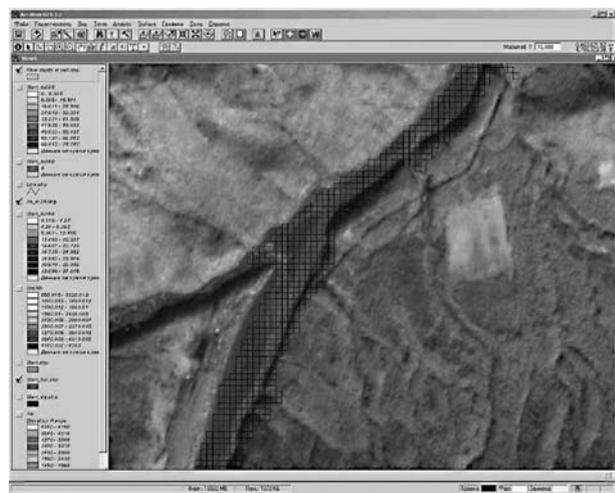


Рис. 3. Фрагмент результатов моделирования. Устье р. Геналдон

методики базируются на рельефе местности, что делает результаты не только реалистичными, но и дает возможность оценить их достоверность на картографических и дистанционных данных.

На основе моделирования были сделаны следующие выводы:

- моделирование достаточно устойчиво и правдоподобно описывает распространение природного геоэкологического процесса;
- зона поражения селевого потока потенциально распространяется на часть населённого пункта Гизель, что представляет непосредственную экологическую угрозу для жителей поселка;
- для поражения части с. Гизель первоначальный объём должен составить не менее 150 млн. м³;
- в связи с изменившимися условиями рельефа и деградации стабилизирующих природных экосистем по бортам долины после схождения ледника для поражения населённого пункта Гизель, при сохранении генезиса катастрофического явления, достаточный объём должен быть меньше расчётного;
- необходимое количество материала для этого может быть рассчитано на основе топографической съёмки после стабилизации ситуации в Кармадонской котловине.

Литература

1. Haeberli W., Huggel C., Käab A., Zraggen-Oswald S., Polkvoj A., Galushkin I., Zotikov I. and Osokin N. The Kolka-Karmadon rock/ice slide of 20 September 2002: an extraordinary event of historical dimensions in North Ossetia, Russian Caucasus // *Journal of Glaciology*. № 50. P. 533–546
2. Котляков В.М., Рототаева О.В., Десинов Л.В., Осокин Н.И. Причины и следствия катастрофического выброса пульсирующего ледника Колка в Центральном Кавказе // *ДАН*. 2003. Т. 389. № 5. С. 688–692.
3. Рототаев К.П., Кренке А.Н., Ходаков В.Г. «Исследование пульсирующего ледника Колка». Москва. 1983. 167 с.
4. Запороженко Э.В. Ледник Колка и долина р. Геналдон: вчера, сегодня, завтра // *Сб. научных трудов института «Севкавгипроводхоз»*. 2003. Вып. 16. Пятигорск. 2003. С. 15–35.
5. Запороженко Э.В. Геналдонская гляциальная катастрофа 2002 года // *Мелиорация и водное хозяйство*. 2003. № 1. С. 2–6.
6. Поповнин В.В., Петраков Д.А., Тутубалина О.В., Черноморец С.С. Гляциальная катастрофа 2002 года в Северной Осетии // *Криосфера Земли*. 2003. Т. VII. № 1. С. 3–17.
7. Штебер Э.П. Ледниковые обвалы в истоках Геналдона // *Терский сб.* 2003. Вып. 7. Владикавказ. 1903. С. 72–81.
8. Запороженко Э.В., Никитин М.Ю., Галушкин И.В., Галушкина Е.Ю. Дистанционные методы, цифровая аэросъемка в проектировании // *Сборник научных трудов Северо-Кавказского института по проектированию водохозяйственного и мелиоративного строительства*. Пятигорск. 2007. Выпуск 17. С. 150–155.

Ферментативная диагностика загрязнения почв и донных отложений тяжёлыми металлами

© 2010. Р. В. Галиулин¹, д.г.н., с.н.с., Р. А. Галиулина¹, н.с., Б. И. Кочуров², д.г.н., в.н.с.,
¹Учреждение Российской академии наук
Институт фундаментальных проблем биологии РАН,
²Учреждение Российской академии наук Институт географии РАН,
e-mail: rauf-galiulin@rambler.ru

На территории г. Челябинска проведены исследования по диагностике хронического и аварийного загрязнения тяжёлыми металлами прибрежных почв и донных отложений р. Миасс посредством анализа активности фермента каталазы. Установлено, что при хроническом загрязнении тяжёлыми металлами (Cu, Co, Ni, Zn, Pb, Cd, Cr, Mo, Hg) почв и донных отложений активность каталазы возрастает, а при аварийном загрязнении (Cu, Ni, Pb) – снижается. Специфическим ингибитором активности каталазы почвы и донных отложений является никель.

Diagnostics of chronic and emergency pollution of coastal soils and sediment of the Miass river with heavy metals was carried out on the territory of Chelyabinsk City by means of analysis of catalase enzymatic activity. It is established that catalase enzymatic activity increases in conditions of chronic pollution of soil and sediment with heavy metals (Cu, Co, Ni, Zn, Pb, Cd, Cr, Mo, Hg), and it decreases in conditions of emergency pollution with heavy metals (Cu, Ni, Pb). Nickel is the specific inhibitor of catalase activity in soil and bottom sediment.

Ключевые слова: тяжёлые металлы, загрязнение почвы, активность почвенной каталазы
Key words: heavy metals, soil pollution, soil catalase activity

Введение

При техногенезе тяжёлые металлы (ТМ) попадают на почвенный покров урбанизированных территорий в составе газопылевых выбросов и атмосферных осадков. Загрязнение поверхностной воды и донных отложений ТМ происходит с промышленными сточными водами, а также стоками, выщелачивающими техногенные образования (отвалы и терриконы забалансовых руд, минерализованных пород, шлако- и золоотвалы и др.), локализованные в бассейнах рек. При этом в окружающую среду ТМ могут поступать при двух различных сценариях: 1) хронически, образуя со временем педо- и бентотехногеохимические аномалии; 2) при аварийных ситуациях. Так, вследствие хронического воздействия свинцовой плавильни в бассейне р. Литавка (г. Пршибрам, Чехия) содержание свинца в аллювиальной почве достигло 7040 мг/кг, что было в 50 раз выше его предельно допустимой концентрации (ПДК=140 мг/кг) [1]. Количество меди в донных отложениях р. Кларк Фок (шт. Монтана, США) как следствие длительного воздействия рудника составило значительную величину – 1078 мг/кг [2]. Случаем экстремально высокого загрязнения

никелем водного объекта в районе г. Мончегорск (Мурманская обл.) и медью в районе г. Оха (Сахалинская обл.) стало обнаружение их в количествах, соответствующих 235 и 868 ПДК [3, 4].

В условиях хронического и аварийного загрязнения важно осуществлять диагностику этих явлений в почвах и донных отложениях как основных депонирующих средах ТМ наземных и водных экосистем. Это необходимо для оценки и контроля геоэкологической ситуации на территориях с высокой техногенной нагрузкой и принятия соответствующих профилактических и ремедиационных мер. К числу подобных территорий можно отнести г. Челябинск, характеризующийся значительной концентрацией объектов чёрной и цветной металлургии, машиностроения и энергетики в пределах его границ (рис. 1) [5]. Известно также, что в состав водной экосистемы Челябинска входит река Миасс, дренирующая урбанизированную территорию. Обзор литературы показывает, что для диагностики загрязнения почв и донных отложений широко используется анализ активности микробных ферментов как относительно устойчивый и чувствительный показатель взаимодействия тяжёлых металлов и микроорганизмов.

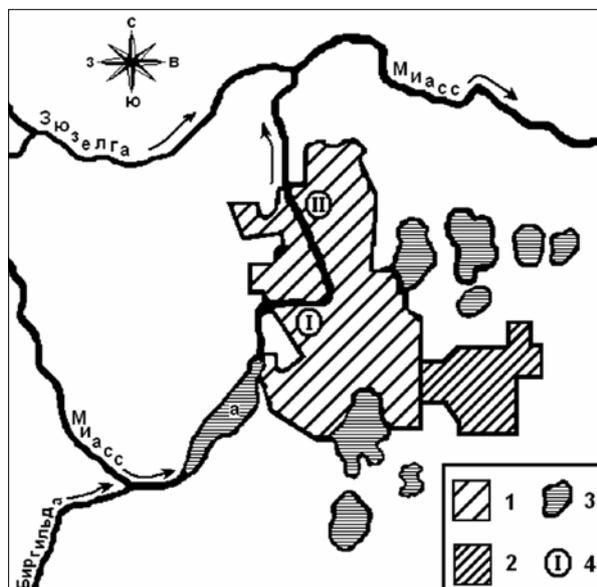


Рис. 1. Карта-схема исследуемой территории. 1 – г. Челябинск; 2 – г. Копейск; 3 – озёра и Шершневецкое водохранилище (а); 4 – места отбора проб прибрежных почв и речных донных отложений в Центральном (I) и Metallургическом (II) районах Челябинска [5]

Цель настоящей работы состояла в диагностике хронического и аварийного загрязнения тяжёлыми металлами прибрежных почв и речных донных отложений территории Челябинска посредством анализа активности фермента каталазы.

Методика исследования

На первом этапе исследования отбирали усреднённые образцы прибрежных почв и донных отложений из слоя 0–15 см по ходу течения р. Миасс на двух участках в

Центральном и Metallургическом районах Челябинска с целью оценки хронического загрязнения тяжёлыми металлами окружающей среды. Анализ содержания 9 тяжёлых металлов (Cu, Co, Ni, Zn, Pb, Cd, Cr, Mo, Hg) проводили в азотнокислой вытяжке проб почв и донных отложений методом атомно-абсорбционной спектрофотометрии [6]. В тех же образцах почв и донных отложений определяли общее содержание углеводов фенолсернокислотным методом Дюбуа [7] и общую численность микроорганизмов высевом на мясо-пептонный агар [8]. Далее в образцах почв и донных отложений, инкубируемых в термостате в чашках Петри при влажности 70% от полной влагоёмкости (ПВ) и температуре 30 °С, проводили анализ активности каталазы на 0, 10, 20, 30 и 40 сут газометрическим методом [9]. На втором этапе исследования имитировали аварийное поступление меди, никеля и свинца как отдельно, так и в виде их смеси путём внесения в образцы почвы и донных отложений водных растворов CuSO₄, NiCl₂·6H₂O и Pb(NO₃)₂ в дозах 100 и 500 мг/кг по иону металла. Образцы почвы и донных отложений, как и на первом этапе, инкубировали в чашках Петри при влажности 70% от ПВ и температуре 30 °С с анализом активности каталазы на 5, 10 и 20 сут. Статистическую обработку результатов анализов проводили общепринятым методом. Доверительный интервал для среднего значения показателей рассчитали при уровне значимости P₁=0,05.

Результаты и их обсуждение

Как видно из таблицы, на территории Челябинска содержание различных ТМ как

Таблица
Содержание тяжёлых металлов (мг/кг) в прибрежных почвах и донных отложениях р. Миасс в районах г. Челябинска

Металл	Почва		Донные отложения	
	Центральный район	Metallургический район	Центральный район	Metallургический район
Cu	34,8	82,1	41,2	265,0
Co	14,7	24,9	13,4	27,3
Ni	48,9	86,6	67,2	109,9
Zn	456,0	1370,0	211,6	3980,0
Pb	14,8	67,6	28,0	335,6
Cd	0,79	32,7	0,85	156,2
Cr	101,9	231,9	104,1	468,4
Mo	1,4	2,7	0,85	12,5
Hg	0,40	1,76	0,48	9,7

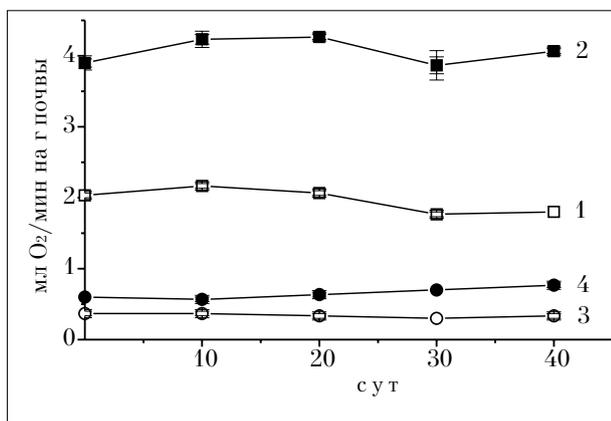


Рис. 2. Активность каталазы прибрежных почв (1, 2) и донных отложений (3, 4) р. Миасс Центрального (1, 3) и Metallургического (2, 4) районов г. Челябинска

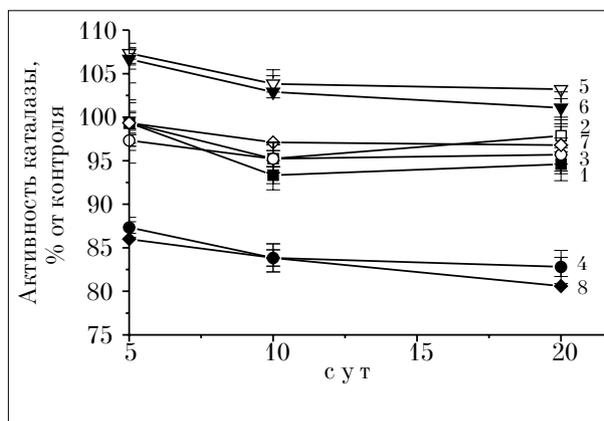


Рис. 3. Активность каталазы прибрежной почвы р. Миасс (Metallургический район г. Челябинска). 1 – Cu, 100 мг/кг; 2 – Cu, 500 мг/кг; 3 – Ni, 100 мг/кг; 4 – Ni, 500 мг/кг; 5 – Pb, 100 мг/кг; 6 – Pb, 500 мг/кг; 7 – Cu + Ni + Pb, 100 + 100 + 100 мг/кг; 8 – Cu + Ni + Pb, 500 + 500 + 500 мг/кг

в прибрежных почвах, так и донных отложениях возрастало по ходу течения р. Миасс от Центрального к Metallургическому району, что свидетельствовало о формировании в последнем педо- и бентотехногеохимических аномалий. Так, содержание Cu, Co, Ni, Zn, Pb, Cd, Cr, Mo и Hg в почвах в зависимости от вещества повышалось от 1,7 до 41,4 раза, а в донных отложениях – от 1,6 до 183,8 раза. При этом в почве Центрального района содержание цинка превышало его ориентировочно допустимую концентрацию – ОДК (для нейтральной суглинистой почвы – 220 мг/кг [10]) в 2,1 раза, а в почве Metallургического района в 6,2 раза, содержание кадмия было соответственно в 2,5 раза ниже и в 16,4 раза выше ОДК (2 мг/кг). При этом в Metallургическом районе нагрузка тяжёлых металлов была значительно больше на донные отложения, чем на почву, как результат их доминирующего поступления в окружающую среду с промышленными сточными водами. Между тем активность каталазы почв и донных отложений повышалась по ходу течения р. Миасс с возрастанием содержания в них тяжёлых металлов (рис. 2). При этом активность каталазы была больше в почвах и более контрастно реагировала на возрастание в них содержания ТМ. Микробиологический анализ показал увеличение численности клеток по ходу течения р. Миасс на целый порядок – в почвах от $1,0 \times 10^8$ до $1,8 \times 10^9$ кл./г, а в донных отложениях от $7,2 \times 10^5$ до $5,9 \times 10^6$ кл./г. Это свидетельствует об адаптации микроорганизмов к хроническому загрязнению ТМ путём естественного

отбора резистентных форм, требующей определённой затраты времени и выражающейся в увеличении лаг-фазы (задержки размножения) [11]. В ходе адаптации микроорганизмов к ТМ происходит перестройка их метаболизма, т. е. замедляются чувствительные к действию металлов процессы (дыхание, накопление внутриклеточного АТФ) и усиливаются процессы, направленные на снижение токсичности металлов (сорбция металлов клеточными оболочками, восстановление их ионного состояния до элементарной, металлической формы). С другой стороны, наблюдающееся по ходу течения р. Миасс повышение содержания общего углерода в почвах (в 1,4 раза) и донных отложениях (в 3,1 раза) может служить благоприятной средой для размножения резистентных форм микроорганизмов, толерантность которых к ТМ наследуется от одной генерации к другой. Дополнительным доказательством этому служат результаты определения общего содержания углеводов как источника легкодоступного углерода и энергии для микроорганизмов, когда их количества в почвах и донных отложениях возрастали по ходу течения р. Миасс соответственно в 1,4 и 2,3 раза.

Противоположная картина в активности каталазы складывалась при имитации аварийного загрязнения почвы и донных отложений такими ТМ, как медь, никель и свинец. Так, отмечалась чётко выраженная тенденция возрастания ингибирования активности фермента с повышением дозы никеля (от 100 до 500 мг/кг) как в почве, так и в донных отложениях (рис. 3, 4). К концу инкубирования

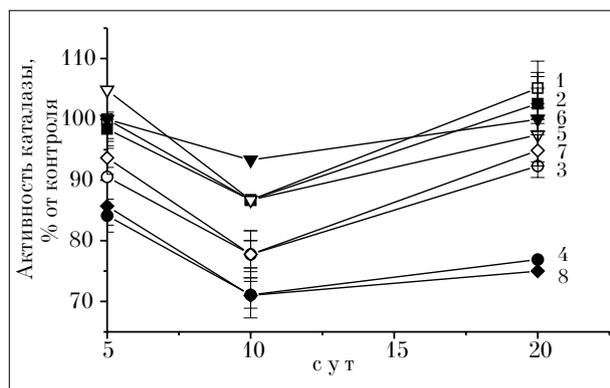


Рис. 4. Активность каталазы донных отложений р. Миасс (Металлургический район г. Челябинска). 1 – Cu, 100 мг/кг; 2 – Cu, 500 мг/кг; 3 – Ni, 100 мг/кг; 4 – Ni, 500 мг/кг; 5 – Pb, 100 мг/кг; 6 – Pb, 500 мг/кг; 7 – Cu + Ni + Pb, 100 + 100 + 100 мг/кг; 8 – Cu + Ni + Pb, 500 + 500 + 500 мг/кг

(на 20-е сут) активность каталазы в почве относительно контрольного варианта ингибировалась под воздействием никеля и смеси меди, никеля и свинца в максимальной дозе (по 500 мг/кг) в почве соответственно на 16,1 и 19,4%, а в донных отложениях – на 23,1 и 25,0%. Однако воздействие свинца, вносимого в форме азотнокислой соли, на активность фермента почвы было стимулирующим в самом начале инкубирования (на 5-е сут) вследствие поступления легкодоступного источника азота для микроорганизмов.

Снижение активности каталазы под действием аварийного загрязнения никелем почвы и донных отложений объясняется как прямым ингибированием каталитической активности фермента, так и задержкой его синтеза микроорганизмами при подавлении роста последних. Воздействие никеля на активность каталазы позволяет сделать заключение об этом металле как специфическом ингибиторе данного фермента, разлагающего перекись водорода на молекулярный кислород и воду [9].

В целом проведенные исследования позволяют заключить, что хроническое загрязнение тяжелыми металлами прибрежных почв и донных отложений р. Миасс, дренирующей территорию с высокой техногенной нагрузкой, диагностируется посредством повышения активности каталазы указанных сред. Аварийное загрязнение почвы и донных отложений

никелем, как отдельно, так и в смеси с медью и свинцом, диагностируется посредством снижения активности каталазы.

Литература

1. Mikanova O., Kubat J., Mikhailovskaya N., Voros I., Biro B. Influence of heavy metal pollution on some soil-biological parameters in the alluvium of the Litavka river // *Rostlinna Vyroba*. 2001. V. 47. № 3. P. 117–122.
2. Burton G.A.Jr., Drotar A., Lazorchak J.M., Bahls L.L. Relationship of microbial activity and *Ceriodaphnia responses* to mining impacts on the Clark Fork river, Montana // *Archives of Environmental Contamination Toxicology*. 1987. V. 16. № 5. P. 523–530.
3. Ованесянц А.М., Красильникова Т.А., Иванов А.Б. О загрязнении природной среды и радиационной обстановке на территории Российской Федерации в ноябре 2007 г. // *Метеорология и гидрология*. 2008. № 2. С. 103–108.
4. Ованесянц А.М., Красильникова Т.А., Иванов А.Б. О загрязнении природной среды и радиационной обстановке на территории Российской Федерации в апреле 2007 г. // *Метеорология и гидрология*. 2007. № 7. С. 105–110.
5. Кононов А.Н., Нестеренко В.С., Мочалова С.А. О комплексном экологическом мониторинге г. Челябинска // *Проблемы экологии Южного Урала*. 1998. № 4. С. 8–20.
6. Галиулин Р.В., Галиулина Р.А., Возняк В.М. Распределение бенз(а)пирена, мышьяка и тяжёлых металлов в системе почва – растение – вода – донные отложения // *Агрохимия*. 2009. № 3. С. 66–70.
7. Орлов Д.С., Гришина Л.А. Практикум по химии гумуса. М.: Изд-во Москов. ун-та, 1981. 272 с.
8. Практикум по микробиологии. М.: Изд-во Москов. ун-та, 1976. 307 с.
9. Хазиев Ф.Х. Методы почвенной энзимологии. М.: Наука, 2005. 252 с.
10. Токсикологический вестник. 2006. № 6. С. 43.
11. Кобзев В.А. Взаимодействие загрязняющих почв тяжёлых металлов и почвенных микроорганизмов (обзор) // *Загрязнение атмосферы, почвы и растительного покрова*. Вып. 10(86). М.: Гидрометеоздат, 1980. С. 51–66.

Работа выполнена в рамках проекта № 04-05-96059, Р2004Урал, поддержанного грантом Российского фонда фундаментальных исследований совместно с правительством Челябинской области.

Технология утилизации строительных материалов корпусов бывшего производства люизита

© 2010. А. Д. Зорин¹, д.х.н., профессор, Е. Н. Каратаев¹, к.х.н., в.н.с.,
В. Ф. Занозина¹, к.х.н., зав. лабораторией, С. М. Швецов¹, к.х.н., н.с., М. Л. Маркова¹, н.с.,
Н. М. Горячева¹, м.н.с., А. В. Катышев², гл. инженер, В. М. Корнев², советник,
А. А. Никонов², ген. директор, И. В. Цариковский³, ген. директор,

¹Научно-исследовательский институт химии
Нижегородского государственного университета им. Н.И. Лобачевского,

²ОАО «Капролактан-Дзержинск»,

³ОАО «Капролактан»,

e-mail: karat@ichem.unn.ru

Проведена оценка степени загрязнения соединениями мышьяка территории и строительных отходов, образовавшихся при уничтожении корпусов бывшего производства люизита на заводе «Капролактан» г. Дзержинска Нижегородской обл. Изучен механизм и кинетика взаимодействия люизита и продуктов его деструкции с силикатными материалами и цементным раствором. Предложен и реализован процесс детоксикации цементным раствором загрязнённых люизитом и мышьяком строительных отходов.

The degree of pollution of the territory and construction wastes of the decommissioned lewisite production buildings of the factory «Kaprolactam» in Dzerzhinsk town in Nizhniy Novgorod region is evaluated. The mechanism and kinetics of lewisite and lewisite destruction products interaction with lime-sand bricks and cement grout are considered. The process of lewisite- and arsenic-polluted construction wastes detoxicity by means of cement grout is offered and put into practice.

Ключевые слова: детоксикация, люизит, строительные отходы,
цементный раствор, технология

Key words: detoxicity, lewisite, construction materials,
cement grout, technology

Уничтожение бывших объектов по производству химического оружия (БОПХО) является составной частью Федеральной целевой программы «Уничтожение запасов химического оружия в России» [1]. На заводе «Капролактан» в г. Дзержинске Нижегородской области до 1946 г. производили люизит и его смеси с ипритом. Производство люизита, его хранение, приготовление смеси иприта с люизитом, заправка боеприпасов отравляющих веществ (ОВ) осуществлялись в 8 основных производственных корпусах. В настоящее время все производственные корпуса разрушены, а отходы строительных материалов складированы на специализированных площадках. Большая часть отходов строительных материалов (около двадцати тысяч тонн) загрязнена продуктами трансформации люизита, неорганическими соединениями мышьяка и подлежит детоксикации. Концентрация соединений мышьяка в некоторых строительных фрагментах достигает тысяч ПДК. Поэтому под детокси-

кацией отходов строительных материалов (кирпичи, штукатурка, бетон, керамическая плитка, дерево и т. п.) следует понимать детоксикацию всех физиологически активных соединений мышьяка. Достичь значений ПДК соединений мышьяка в строительных отходах очисткой химическими или физико-химическими методами не реально. ПДК неорганических соединений мышьяка составляет 2 мг/кг, оксида люизита 0,1 мг/кг [2]. Наиболее целесообразным решением этой проблемы представляется детоксикация люизита и мышьяка в самих строительных отходах с последующей химической иммобилизацией (фиксацией) мышьяка в неизвлекаемые в окружающую среду соединения.

Именно этот подход к проблеме позволил нам найти оригинальный способ детоксикации отходов строительных материалов цементным раствором с последующим получением бетона пятого класса опасности для окружающей природной среды (ОПС) [3].

1. Химическая природа соединений мышьяка в отходах строительных материалов и грунте.

На заводе «Капролактам» люизит синтезировался по реакции трёххлористого мышьяка (ТХМ) с ацетиленом. Образуется сложная смесь хлорвинилхлорарсинов [4]:

- (ClC₂H₂)₂AsCl – α-люизит – β-хлорвинилдихлорарсин (60–70 мас. %);
- ClC₂H₂AsCl₂ – β-люизит – бис-(β-хлорвинил)хлорарсин (10–25 мас. %);
- (ClC₂H₂)₃As – γ-люизит – три-(β-хлорвинил)арсин (1–5 мас. %);
- ТХМ (15–25 мас. %)

Загрязнение производственных корпусов и территории завода «Капролактам» мышьяком происходило в результате утечки как самих отравляющих веществ, так и исходных соединений во время производства, хранения или транспортировки веществ. При разгерметизации и проливах технического люизита, с учётом того, что люизиты значительно различаются по летучести, в воздухе будут преобладать ТХМ и α-люизит. Поэтому в стенах производственных помещений (штукатурка, кирпичи, потолочные плиты перекрытия) адсорбировались преимущественно ТХМ, α-люизит и, возможно, в следовых количествах β-люизит. Аналогично грунт вокруг производственных корпусов загрязнялся

мышьяком путём воздушного переноса ТХМ и α-люизита. Напротив, в местах пролива технического люизита концентрировался γ-люизит.

С момента попадания ОВ в окружающую среду прошло более 60 лет, и основные химические процессы трансформации люизита завершились. Химическая судьба α-β-люизитов и ТХМ, попавших в строительные материалы производственных корпусов и грунт, совершенно различна. Указанные вещества гидролизовались, окислились и прореагировали с компонентами материалов строительных конструкций и грунта. Лишь γ-люизит, вещество устойчивое к гидролизу и окислению, практически не реагирующее со щелочами, остался в первоначальном виде.

Для определения химической природы люизитов, продуктов их трансформации и ТХМ в строительных материалах и грунте использовался групповой анализ. Идентификация и определение содержания различных форм люизита, продуктов его трансформации и неорганических соединений мышьяка проводились по методикам, разработанным в ННГУ [5, 6] и ФГУП ГосНИИОХТ [7, 8]. В табл. 1 представлен перечень методов анализа, пробоподготовки и перечень идентифицируемых веществ.

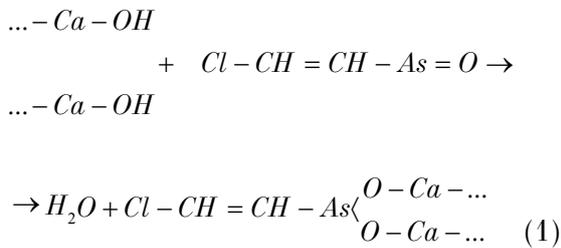
Таблица 1

Методы идентификации соединений мышьяка в отходах строительных материалов и грунте [5 – 8]

№	Идентифицируемое вещество	Способ пробоподготовки	Аналитическая форма вещества	Метод анализа, прибор
1	Мышьяк. Общее содержание в строительных материалах и грунте	Измельчение и сушка	Мышьяк в соединениях	Рентгено-флюоресцентный, спектрометр EDX-900 HS SHIMADZY
		Гидролиз и выщелачивание органических и неорганических соединений мышьяка 30% раствором едкого натра	Арсениты и арсенаты натрия в растворе	Атомно-абсорбционный, спектрометр с графитовым атомизатором «МГА-915»
2	Сумма люизитов, продуктов их гидролиза и окисления	Гидролиз люизитов 30% раствором едкого натра с образованием ацетилена	Ацетилен в газовой фазе	Газохроматографический, хроматограф «Цвет-800»
3	Люизиты: α-люизит, β-люизит, γ-люизит, тетраэторвинилдиарсин	Экстракция люизитов из матрицы в гексан, хлороформ, четырёххлористый углерод	Раствор люизитов	Хромато-масс-спектрометрический, FOCUS DCQ/TRCE GC Termo Elektron C
4	Люизиты: α-люизит, β-люизит, оксид 2-хлорвиниларсин	Экстракция в гексан, хлороформ. Гидролиз 30% раствором едкого натра	Ацетилен в газовой фазе	Газохроматографический, хроматограф «Цвет-800»
5	Соли хлорвиниларсоновой кислоты	Экстракция 2% раствором соды, гидролиз раствора 30% раствором едкого натра	Ацетилен в газовой фазе	Газохроматографический, хроматограф «Цвет-800»

Люизит и мышьяк в отходах строительных материалов

Строительные материалы, из которых были построены производственные корпуса – силикатный кирпич, штукатурка, бетон, в своей основе имеют химически активную к люизиту и ТХМ щелочную кальций-алюмосиликатную матрицу. Состав силикатного кирпича, из которого были изготовлены стены корпусов завода «Капролактама», по данным рентгенофазового анализа описывается формулой $CaAl_2 \cdot Si_2O_8 \cdot 4H_2O$. В связи с этим основной реакцией α -люизита (и ТХМ) в строительных материалах является гидролиз с образованием нелетучих и малорастворимых хлорвиниларсенитов кальций-алюмосиликата (1).



Например, после введения в силикатный кирпич люизита в концентрации 80 мг/кг через 10 минут собственно люизита остаётся только 15%, а 85% переходит в 2-хлорвиниларсин оксид, из которых 54% успевают связаться с гидратом кальций-алюмосиликата.

Через сутки в кирпиче свободные люизит и 2-хлорвиниларсин оксид химическими методами не обнаруживаются.

Таким образом, в отходах строительных материалов соединения мышьяка, кроме γ -люизита, представлены хлорвиниларсенито-кальций-алюмосиликатами, связанные со структурой строительных материалов или арсенитами кальция (продукты окисления и гидролиза ТХМ), включённые в структуру строительных материалов.

Особо следует отметить факт наличия в значительных количествах γ -люизита и димера β -люизита-тетрахлорвинилдиарсина $(Cl-CH=CH)_2-As-As-(CH=CH-Cl)_2$ в напольных покрытиях и фундаменте корпуса № 317 в районе кабин синтеза люизита. Эти вещества были обнаружены нами в 2007 г. Затем γ -люизит, а также тетрахлорвинилдиарсин были найдены в образцах грунта, взятых возле корпуса № 317 в местах, примыкающих к кабинетам синтеза люизита. Ранее в материалах по обследованию заражённости люизитом корпуса № 317 и грунта вокруг него (международная группа «Tasis», ФГУП ГОСНИИОХТ) какая-либо информация о наличии γ -люизита и тетрахлорвинилдиарсина отсутствовала [9]. Это объясняется тем, что используемая другими исследователями газохроматографическая методика анализа строительных материалов и грунта на содержание люизита является интегральной и основывается на определении ацетиленов, образующегося в процессе взаимодействия суммы α - и β -люизитов с раствором

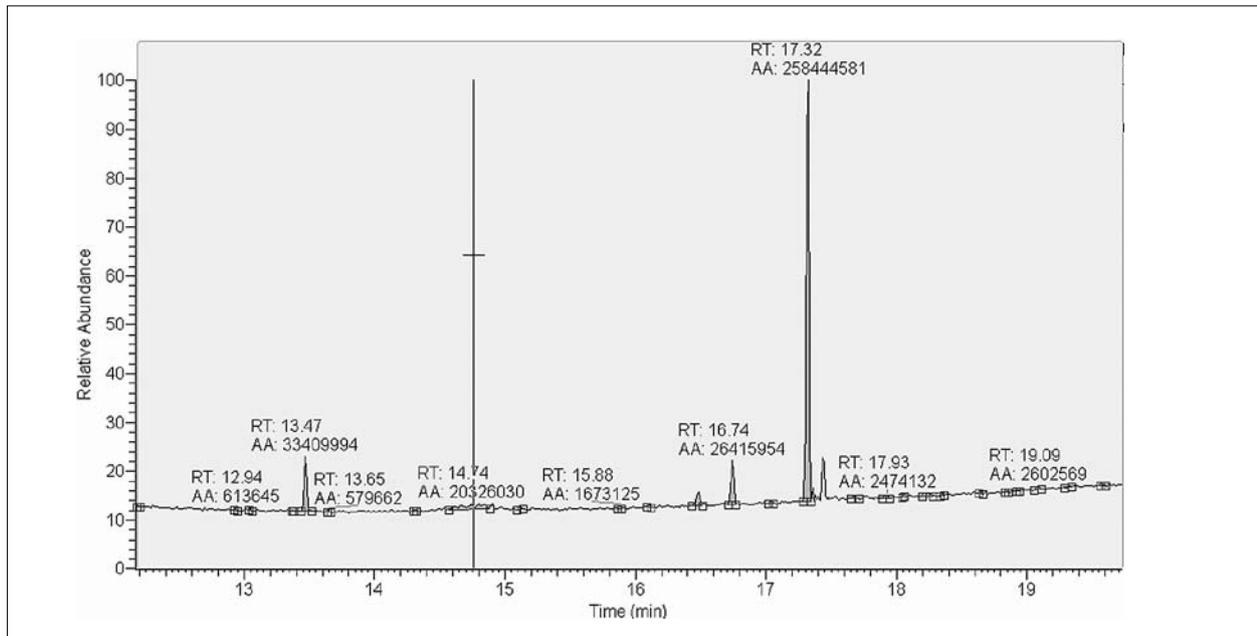


Рис. 1. Хромато-масс-спектрограмма экстракта γ -люизита в CCl_4 из силикатного кирпича, корпус № 317

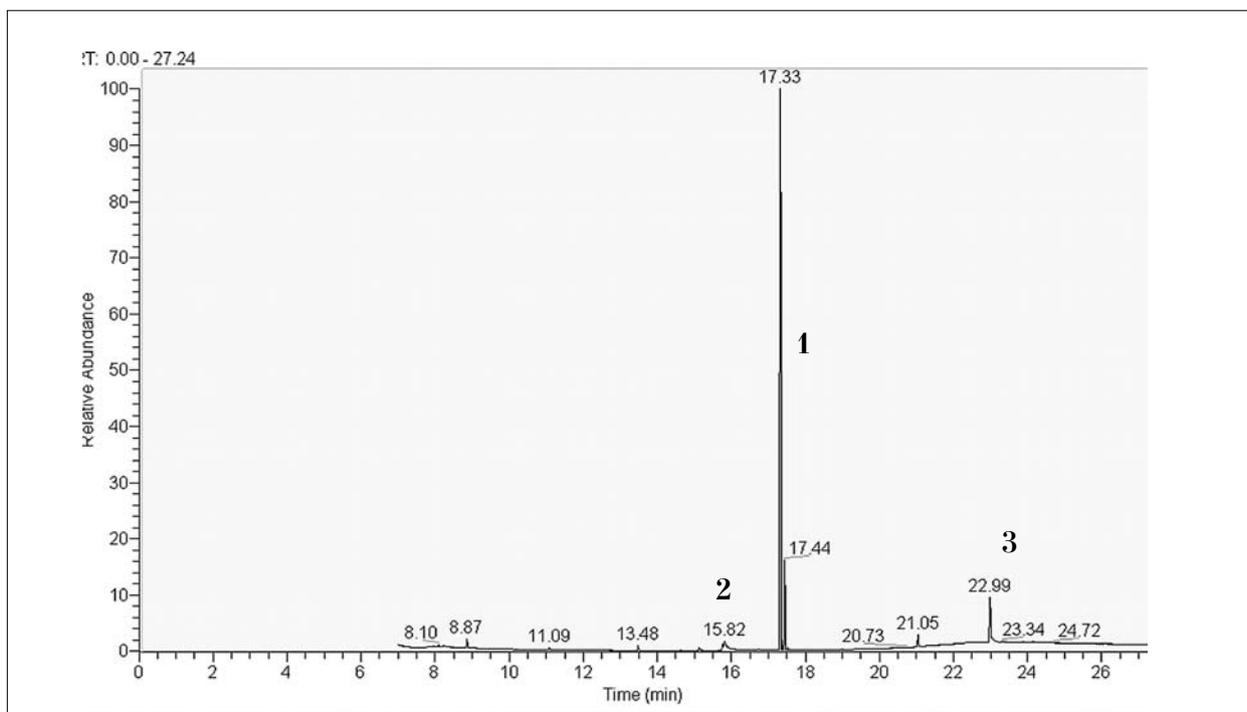


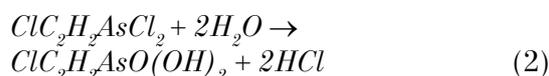
Рис. 2. Хромато-масс-спектрограмма экстракта γ -люизита (1), β -люизита (2) и тетрахлорвинилдиарсина (3) в CCl_4 , грунт, глубина 1 м, корпус № 317

едкого натрия; при этом γ -люизит остаётся неизменным [7-8].

γ -Люизит и тетрахлорвинилдиарсин нами были идентифицированы прямым хромато-масс-спектрометрическим методом (рис. 1 и 2) в экстрактах четыреххлористым углеродом из строительных отходов и грунта. Следует заметить, что присутствие γ -люизита легко обнаруживается органолептически по стойкому неприятному запаху.

Люизит и мышьяк в грунте

Грунт на территории ОАО «Капролактам-Дзержинск» в среднем на 95% состоит из кварцевого песка, в котором продукты трансформации люизита и ТХМ находятся в основном в адсорбированном состоянии. В грунте α -люизит, β -люизит в течение времени гидролизались и окислились с образованием хлорвиниларсоновых кислот (2), а γ -люизит остался в грунте в неизменном виде.



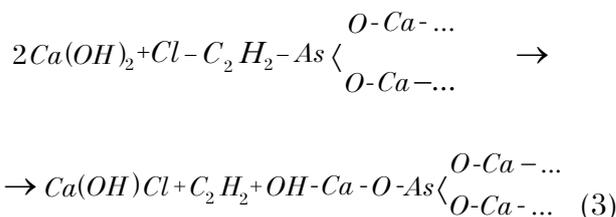
ТХМ в грунте гидролизался и окислился до арсоновой кислоты H_3AsO_4 и её солей M_xAsO_4 .

В таблице 2 приведены структурные формулы соединений мышьяка в отходах строительных материалов и грунте.

Соединения мышьяка в грунте представлены γ -люизитом, тетрахлорвинилдиарсином, солями хлорвиниларсоновой кислоты (продукты окисления и гидролиза α -люизита) и солями арсоновой кислоты (продукты окисления и гидролиза ТХМ). Соединениями мышьяка загрязнены не только верхние слои грунта, но и более глубокие (до нескольких метров).

Исследование взаимодействия люизита и продуктов его деструкции с силикатными материалами и цементным раствором

Цементный раствор, действующим началом которого является гидроокись кальция, с высокой скоростью взаимодействует с хлорвиниларсенитом-кальций-алюмосиликатом с выделением ацетиленом, но без гидролиза силикатной основы (3).



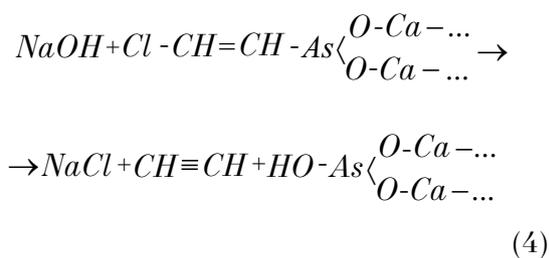
В отличие от гидроокиси кальция, даже разбавленный раствор гидроокиси натрия

Таблица 2

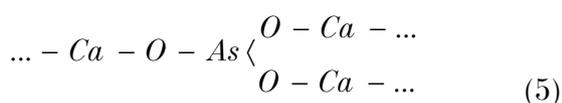
Природа соединений мышьяка в отходах строительных материалов и грунте

Объект	Люизит		Неорганический мышьяк	
Отходы строительных материалов	$Cl-CH=CH$ $\rangle As-CH=CH-Cl$ $Cl-CH=CH$ γ-люизит	$..Ca-O$ $\rangle As-CH=CH-Cl$ $..Ca-O$ Хлорвинилсодержащие соединения мышьяка, связанные со структурой строительных материалов	$..Ca-O$ $\rangle As-O-Ca...$ $..Ca-O$ Арсениты кальция, связанные со структурой строительных материалов	
Грунт	$Cl-CH=CH$ $\rangle As-CH=CH-Cl$ $Cl-CH=CH$ γ-люизит	OH $ $ $OH-As-CH=CH-Cl$ $ $ O Соли хлорвиниларсоновой кислоты	$(Cl-CH=CH)_2 As$ $ $ $(Cl-CH=CH)_2 As$ Тетрахлорвинилдиарсин	$..M-O$ $\rangle As-O-M...$ $..M-O$ $M-металл$ Неорганические соединения мышьяка

не только реагирует с хлорвиниларсенит-кальций-алюмосиликатом по связи мышьяк-углерод с выделением ацетилена, но и разрушает силикатную основу кирпича с образованием растворимых силикатов натрия и гидроокисей алюминия и кальция, а мышьяк при этом переходит в растворимый арсенит натрия (4). По этой причине метод гидролиза люизита едким натром не пригоден для детоксикации строительных материалов и грунта.



С цементным раствором реакция гидролиза хлорвиниларсин-кальций-алюмосиликата завершается образованием нерастворимых кристаллогидратов арсенито-алюмо-силиката кальция (5).



На рисунке 3 приведены кинетические кривые процесса взаимодействия с раствором

гидроокиси кальция двух реальных образцов кирпичей, взятых из стен корпуса синтеза люизита (№ 317) и раздробленных до размеров 40 мм. Уже через час из кирпичей практически прекращается выделение ацетилена.

Исследовалось два варианта осуществления процесса детоксикации и цементирования строительных отходов. По первому варианту строительные материалы обрабатываются раствором гидроокиси кальция или разбавленным

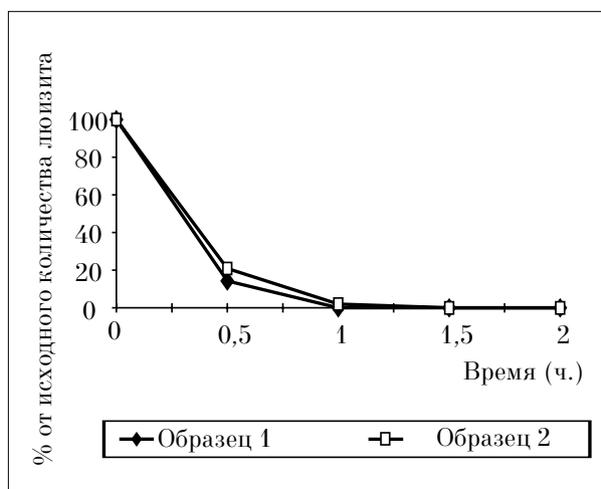


Рис. 3. Степень разложения хлорвиниларсин-кальций-алюмосиликата гидроокисью кальция в силикатном кирпиче корпуса № 317
 Образец № 1. Содержание мышьяка 3000 мг/кг, люизита 100 мг/кг. Кирпич – белый, прочный, без видимых следов воздействия окружающей среды.
 Образец № 2. Содержание мышьяка 10000 мг/кг, люизита 120 мг/кг. Кирпич серого цвета, рыхлый от воздействия окружающей среды.

5% цементным раствором. На этой стадии в течение нескольких часов происходит детоксикация продуктов трансформации люизита. Затем протоксифицированные строительные материалы используются в качестве наполнителя в бетоне. По второму варианту детоксикация строительных материалов осуществлялась непосредственно рабочим цементным раствором, состоящим из воды, песка и цемента состава для приготовления бетона. Отходы строительных материалов и цементный раствор перемешивались в течение 2 часов.

В экспериментах использовался образец кирпича из корпуса № 317. Содержание мышьяка в кирпиче – 10000 мг/кг, продуктов трансформации люизита – 120 мг/кг.

Все образцы бетона через 5 суток анализировались на содержание хлорвиниларсинов «ацетиленовым» методом (табл. 3), а также на вымываемость мышьяка. Для этого бетон размалывался и на сутки помещался в дистиллированную воду. Водная вытяжка анализировалась на содержание мышьяка атомно-абсорбционным методом. Результаты экспериментов приведены в табл. 3.

Из табл. 3 видно, что мышьяк из кирпича уже через час обработки раствором гидроокиси кальция или разбавленным цементным раствором практически не переходит в воду. Через 5 суток в цементном блоке, приготовленном из заражённого кирпича, содержание люизита ниже ПДК люизита в почвах (0,1 мг/кг), а содержание мышьяка в водной вытяжке составляет <0,01 мг/л. Отсутствие хлорвиниларсинов в бетоне является показателем завершения детоксикации (гидролиза) хлорвиниларсин-кальций-алюмосиликата, т. е. разрыва связи мышьяк-хлорвинил с выделением ацетилена, а мышьяка в водной вытяжке – полноты хи-

мического связывания мышьяка в нерастворимые в воде соединения.

Арсенит кальция и арсенито-алюмосиликат кальция практически изоморфны кальциевым силикатам цементов. Поэтому при образовании цементного камня происходит изоморфная кристаллизация кристаллогидратов силиката кальция и кристаллогидратов арсенито-алюмо-силиката кальция. Процесс затвердевания цементного раствора может занимать несколько дней, и в это время, пока присутствует раствор гидроокиси кальция, завершается реакция гидролиза хлорвиниларсин-кальций-алюмосиликата. В итоге происходит химическая фиксация мышьяка в цементе в соединение общей формулы $Ca_x(AsO_3)_y(Al_2O_3)_z(CaO \cdot SiO_2) \cdot 4H_2O$.

Таким образом, при цементировании отходов строительных материалов происходит детоксикация продуктов трансформации люизита до неорганических соединений мышьяка и последующая их химическая фиксация в цементе в нерастворимые комплексы; завершается цепочка химических превращений бывшего люизита в нерастворимые неорганические соединения [6, 10].

Образец бетона, полученный по описанному способу, был подвергнут биологическому тестированию в Лаборатории промышленной токсикологии ННГУ (Аттестат аккредитации № РОСС RU.0001.510104). По результатам экспериментальных водно-миграционных показателей и определения интегральной токсичности методом биотестирования по двум тест-объектам (зоопланктон *Daphnia magna* Straus и водоросли *Chlorella vulgaris* Beijer) образец бетона в соответствии с табл. 4 главы III «Критерии отнесения опасных отходов к классу опасности для окружающей среды»

Таблица 3

Вымываемость мышьяка из кирпича при различных вариантах детоксикации

Компонент	Содержание мышьяка, мг/кг			
	Исходное содержание в кирпиче	Обработка гидроксидом кальция, выдержка 1 час	Обработка разбавленным цементным раствором 2 часа и цементирование, выдержка 5 суток	Прямое цементирование, выдержка 5 суток
Продукты трансформации люизита	120	5,7 (в кирпиче)	< 0,1 (в бетоне)	< 0,1 (в бетоне)
Мышьяк в водной вытяжке, мг/л	10000	0,02	<0,01	<0,01

Таблица 4

Карта загрязнения мышьяком и продуктами трансформации люизита производственных корпусов

№	Наименование строительной конструкции	Номер корпуса.						
		Содержание мышьяка / люизита, мг/кг						
		251	252	305	310	315	316	317
1	Наружная кирпичная кладка	3,5/ <0,01	2,2/ <0,01	7,4/0,5	3,0/ <0,01	23,5/ <0,01	720/ <0,01	32,4/ 0,1
2	Внутренняя кирпичная кладка	6,2/ <0,01	4,1/ <0,01	14,3/ 1,6	5,5/0,9	24,7/ 4,2	673/ <0,01	2417/ 252
3	Плитка	–	–	13,5/–	6,1/–	680/–	–	4832/–
		–	–	–/3,2	–/0,2	–/362	–	–/429
5	Бетонное перекрытие	–	–	–	2200/–	–	–	1907/–
		–	–	–	–/0,4	–	–	–/164
6	Бетонное основание	4,3/ <0,01	5,3/ <0,01	5,5/4,0	24/–	421/ 14,3	225/ <0,01	2315/ 383
7	Подвальное помещение	–	–	6,1/4,2	–	624/ 4,2	–	–

Примечание. Назначение корпусов: № 251 – приемка и проверка корпусов боеприпасов; № 252 – проверка состояния снаряженных боеприпасов и их покраска; № 310 – приготовление смеси иприта с люизитом, наполнение боеприпасов и их дегазация; № 305 – приготовление и хранение смеси иприта с люизитом; № 315 – хранение люизита; № 316 – синтез треххлористого мышьяка (ТХМ) гидрохлорированием оксида мышьяка; № 317 – производство люизита из треххлористого мышьяка и ацетилена.

(утв. Приказом МПР РФ от 15 июня 2001 г. № 511) отнесён к пятому классу токсической опасности отходов для окружающей природной среды [11].

Характеристика загрязнения мышьяком строительных отходов и территории ОАО «Капролактам-Дзержинск»

Уровень загрязнения соединениями мышьяка строительных отходов. По результатам обследования зданий БОПХО и анализа отобранных образцов кирпича, бетонных перекрытий, пола, плитки и т. д. на содержание люизита, продуктов его трансформации, общего мышьяка специалистами международной группы «Tasis», а также ННГУ в 2001–2005 гг. была составлена карта заражённости помещений, связанных с производством ОВ, хранением и снаряжением боеприпасов. Средние значения заражённости корпусов мышьяком и продуктами трансформации люизита приведены в табл. 4.

Как видно из табл. 4, корпуса № 251, 252, 305 можно отнести к слабо загрязненным, а остальные содержат в значительном количестве продукты трансформации люизита и мышьяка. В некоторых местах, особенно в камерах синтеза ТХМ (к. 316) и люизита (к. 317), заражение внутренних стен мышьяком достигает 18116 мг/кг и продуктами

трансформации люизита 2680 мг/кг. Корпуса № 315, 316, 317 по изложенной выше классификации опасности отходов относятся по неорганическому мышьяку ко 2 классу токсической опасности, а по продуктам трансформации люизита к чрезвычайно опасным.

Объём строительных отходов, подлежащих детоксикации. При разборке корпусов производства люизита на ОАО «Капролактам» образовалось около 20000 тонн строительных отходов, подлежащих детоксикации, в том числе: кирпичная кладка – 12504 т; железобетонные перекрытия, балки – 6683,5 т; утеплитель (шлак) – 1029,5 м³; дерево (окна, двери, полы) – 115 м³.

В результате реализации программы детоксикации строительных отходов по «цементной технологии» должно быть получено около 45000 т бетона.

По результатам анализа более 250 образцов грунта на содержание мышьяка, взятых на территории ОАО «Капролактам-Дзержинск» (международная группа «Tasis» [9], НИИ ГТП г. Волгоград, ННГУ), показано, что вся производственная площадка ОАО «Капролактам-Дзержинск» вокруг и между корпусами № 316, 317, 315 имеет высокий уровень загрязнения неорганическими соединениями мышьяка (50–10000 мг/кг), локально солями хлорвиниларсоновой кислоты, а в районе корпуса № 317, кроме того, γ-люизитом (10–4000 мг/кг). Загрязнение грунта продуктами трансформации

Таблица 5

Содержание соединений мышьяка в пробах грунта вокруг корпуса № 317, класс опасности грунта для окружающей природной среды

Проба	Сторона корпуса	Расстояние от корпуса, м	Глубина отбора пробы, м	Содержание соединений мышьяка в пробе, мг/кг			Класс опасности	
				Мышьяк общий	γ-люизит	Хлорвинил-арсоновая кислота	Экспериментальный метод	Расчетный метод
1-2	север	15	0,5	160	–	7,3	5	4
2-2	север	2	0,5	110	–	4,3	5	4
3-2	юг	2	0,5	23930	4703	4900	2	2
3-4	юг	2	2,0	1240	–	770	4	4
4-2	юг	4	0,5	400	36	36	3	4
5-2	юго-восток	2	0,5	68	–	0,66	4	5
6-2	юго-восток	9	0,5	180	–	0,3	4	5

ции люизита и мышьяком в настоящее время простирается на глубину не менее 5 метров.

Результаты определения класса опасности в пробах грунта вокруг корпуса № 317 расчётным и экспериментальными методами для ОПС приведены в табл. 5.

Как видно из табл. 5, данные расчётного и экспериментального методов хорошо согласуются как между собой, так и с данными анализов проб грунта на неорганические и хлорвинилсодержащие соединения мышьяка. Наибольший класс опасности – второй присвоен пробе с наивысшим содержанием

мышьяковых загрязнителей. Пробы с содержанием мышьяка около 100 мг/кг и хлорвиниларсоновых кислот в несколько мг/кг по экспериментальным данным отнесены к пятому классу опасности, что позволяет сделать заключение об иммобилизованном состоянии мышьяка, возможно, за счёт химического взаимодействия с компонентами грунта.

На рис. 4 приведена карта загрязнённости грунта на глубине 0,5 м мышьяком вокруг корпуса № 317 и распределение мышьяка по глубине грунта в одной из точек отбора проб.

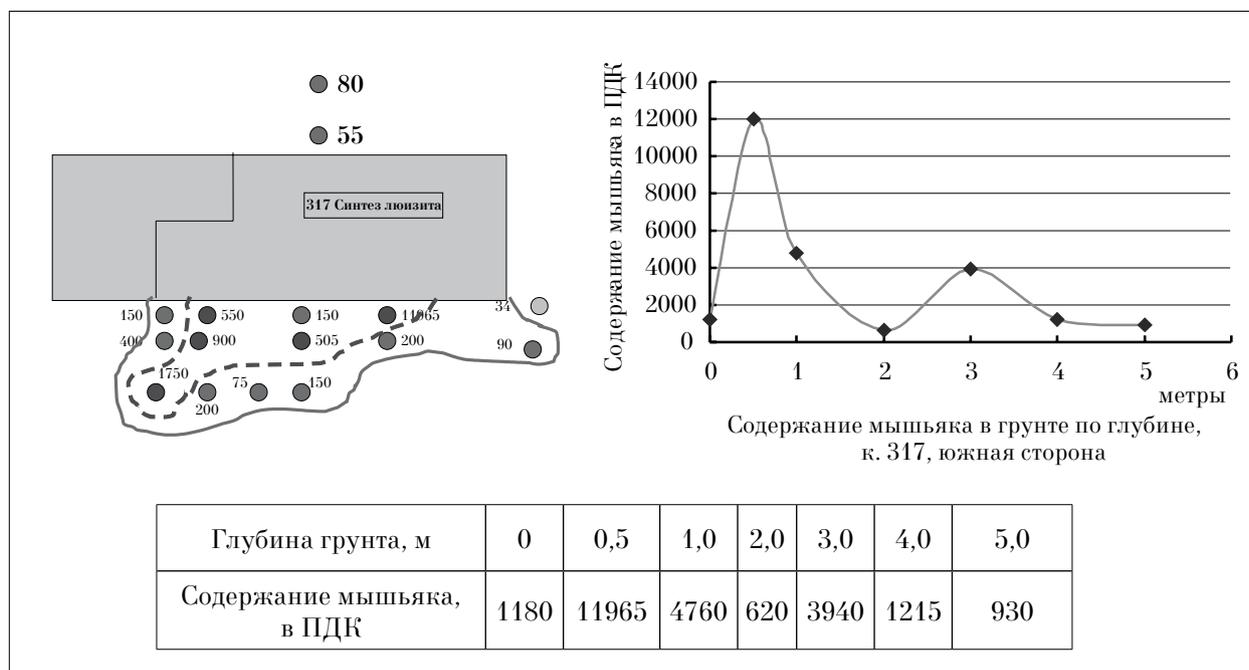


Рис. 4. Карта загрязнения мышьяком грунта на глубине 0,5 м вокруг корпуса № 317. Загрязнение мышьяком грунта по глубине 0,5 м представлено в величинах ПДК и в виде изолиний: сплошная линия – 50–500 ПДК, прерывистая линия – более 500 ПДК.

По результатам расчёта токсиколого-гигиенической опасности образцов грунта территории ОАО «Капролактамы-Дзержинск» установлено, что грунт вокруг корпусов № 317, 316, 315, имеющий наибольшее загрязнение мышьяком и люизитом, относится ко 2 классу опасности, а вокруг корпусов № 305, 310, 251, 252 – к менее загрязненному – (4 и 5 классам опасности).

Реализация процесса детоксикации строительных отходов «цементным раствором»

В 2004 г. специалистами ННГУ разработан процесс детоксикации отходов строительных материалов, образующихся при ликвидации бывших объектов производства химического оружия (БОПХО) на заводе «Капролактамы-Дзержинск», с применением в качестве дегазирующего реагента раствора цемента и выданы исходные данные на проектирование опытно-промышленной установки. На способ детоксикации отходов строительных материалов, загрязнённых мышьяком и люизитом, с применением в качестве дегазирующего реагента раствора цемента нами был получен патент [3]. На основании исходных данных в 2005 г. разработан проект «Ликвидация последствий деятельности бывших объектов по производству химического оружия на ОАО «Капролактамы» г. Дзержинск Нижегородской области, III очередь строительства». В том же году проект получил положительное заключение государственной экспертизы и принят государственным заказчиком к реализации. По «цементной технологии» перерабатываются в бетон не только отходы кирпича, но и железобетонные перекрытия, балки, минеральный утеплитель и деревянные изделия, образующиеся при разборке бывших производственных корпусов.

В 2006–2007 гг. в соответствии с проектом была завершена разборка последних корпусов БОПХО (316 и 317 корпуса), построена установка детоксикации отходов строительных материалов по цементной технологии мощностью 10000 тонн бетона в год. В середине 2007 г. началась промышленная детоксикация отходов строительных материалов с заливкой бетона в карты хранения, под которые использованы специально гидроизолированные подвальные помещения корпусов № 310 и 315. К середине 2009 года на установке переработано около 5000 т строительных отходов и получено более 9000 т бетона.

Стадии процесса детоксикации строительных отходов по цементной технологии (рис. 5–10, см. цветную вкладку).

1. На установке дробления строительных отходов ДРО-703, размещенной в специальном цехе № 3, кирпичи, бетонные перекрытия, балки, плитки и т. д. перерабатываются в щебень размером не более 40 мм в диаметре.

2. С бетонного завода в автобетоносмесителе АБС-7 поступает цементный раствор необходимого состава. В миксер АБС-7 дозируются раздробленные строительные отходы в количестве 45% от массы цементного раствора, и смесь перемешивается в течение 2 часов.

3. Выгрузка бетонной смеси осуществляется в карты хранения (переоборудованные подвальные помещения корпусов № 315 и 305) и проводится отбор усреднённой пробы на анализ.

4. По результатам экспериментальных водно-миграционных показателей и определения интегральной токсичности методом биотестирования по двум тест-объектам выдается заключение на токсичность пробы бетона. По мере наполнения карты хранения по результатам анализов проб формируется паспорт всего хранилища бетона.

Выводы

1. Изучен механизм и кинетика взаимодействия люизита и продуктов его деструкции с силикатными материалами и цементным раствором.

2. Показано, что детоксикация силикатных материалов, загрязнённых продуктами трансформации люизита, эффективно протекает при их обработке цементным раствором. На этой основе предложен и реализован процесс детоксикации цементным раствором загрязнённых люизитом и мышьяком строительных отходов, образующихся при уничтожении корпусов бывшего производства люизита.

Литература

1. Холстов В.И., Кочетков М.А., Фокин Е.А., Логвинова С.В., Петрунин В.А. Ликвидация бывших объектов по производству химического оружия в Российской Федерации и за рубежом // Федеральные и региональные проблемы уничтожения химического оружия. М.: ВИНТИ, 2005. Вып. 6. С. 177–194.

2. Радилов А.С., Нагорный С.В., Рембовский В.Р. и др. Токсиколого-гигиеническая оценка опасности

отходов бывших предприятий по производству и использованию отравляющих веществ // Российский химический журнал. 2007. Т. 51. № 2. С. 77–84.

3. Патент № 2299100 Способ детоксикации фрагментов разрушенных производственных зданий, загрязненных люизитом и продуктами его превращений / Зорин А.Д., Занозина В.Ф., Каратаев Е.Н., Швецов С.М., Корнев В.М., Цариковский И.В. Оpubл. 20.05.2007 Бюл. № 14.

4. Александров В.Н., Емельянов В.И. Отравляющие вещества. М.: Воениздат, 1990. 271 с.

5. Швецов С.М., Занозина В.Ф., Зорин А.Д., Каратаев Е.Н., Горячева Н.М. Определение люизита и продуктов его распада в строительных материалах // Заводская лаборатория. Диагностика материалов. 2006. Т. 72. № 10. С. 9–13.

6. Швецов С.М., Каратаев Е.Н., Занозина В.Ф., Горячева Н.М., Зорин А.Д. Изучение поведения люизита при попадании в силикатный кирпич // Вестник Нижегородского университета. Серия Химия. 2007. Т. 2. С. 112–114.

7. Рекомендация Р 2/6-99. Методика выполнения измерений массовой концентрации люизита в пробах бетонных покрытий газохроматографическим методом. ГосНИИОХТ.

8. Станьков И.Н., Сергеева А.А., Тарасов С.Н. Газохроматографическое определение микроколичеств β-хлорвинилдихлорарсина (люизита) в воде, почве и строительных материалах // Журнал аналитической химии. 2000. Т. 55. №1. С. 75–78.

9. Уничтожение бывших корпусов по производству ХО на ОАО «Капролактама», Дзержинск. 3. Исследования на площадке: Отчет (заключительный). Tasis. М.: 2002.

10. Зорин А.Д., Занозина В.Ф., Каратаев Е.Н., Швецов С.М., Маркова М.Л., Цариковский И.В. Технология детоксикации строительных материалов корпусов бывших производств люизита // Научно-технические аспекты обеспечения безопасности при уничтожении, хранении и транспортировке химического оружия: Матер. III науч.-практ. конф. М.: СВРХБЗ, 2006. С. 41–43.

11. Зорин А.Д., Каратаев Е.Н., Занозина В.Ф., Швецов С.М., Горячева Н.М., Маркова М.Л., Никонов А.А., Катышев А.В., Ошеров С.М. Загрязнение грунта на территории ОАО «Капролактама-Дзержинск» продуктами разложения люизита // Научно-технические аспекты обеспечения безопасности при уничтожении, хранении и транспортировке химического оружия: Тез. докл. IV науч.-практ. конф. М.: НТЦ ФУ БХУХО. С. 52–54.

Применение метода пассивного пробоотбора для мониторинга стойких органических загрязнителей в районах уничтожения химического оружия и военных действий

© 2010. З. К. Амирова¹, д.б.н. зам. директора, Э. А. Круглов¹, к.х.н., директор, И. Я. Шахтамиров², к.с.-х.н., председатель,

¹ГУ Башкирский республиканский научно-исследовательский экологический центр,

²Комитет по экологии при Правительстве Чеченской Республики,

e-mail: ecocnt@ufanet.ru, cleanecology95@mail.ru

Обсуждается возможность применения метода пассивного пробоотбора при мониторинге атмосферного воздуха на наличие следовых количеств стойких органических соединений (СОЗ), включая полихлорированные диоксины, дибензофураны и токсичные полихлорированные бифенилы. Приводятся результаты определения СОЗ в атмосферном воздухе и почве промышленных городов Российской Федерации, полученные в ходе реализации 4 фазы проекта MONET_CEEC RECETOX TOCOEN.

The article shows the possibility of passive sampling method at monitoring atmospheric air in conditions of presence of some trace amounts of persistent organic pollutants (POP) that include polychlorinated dioxins, dibenzofurans and polychlorinated biphenyls. The resulting amount of POP in atmospheric air and soil of the industrial cities in the Russian Federation is presented; these results were got during the 4th stage of the project MONET_CEEC RECETOX TOCOEN.

Ключевые слова: мониторинг, пассивный пробоотбор, диоксины, полихлорированные бифенилы, стойкие органические соединения

Key words: monitoring, passive sampling, dioxins, polychlorinated biphenyls, persistent organic pollutants

Отбор проб имеет большое значение при проведении мониторинга окружающей среды как в плановом режиме, так и в экстремальных случаях, при оценке воздействия при строительстве и эксплуатации опасных химических объектов, таких, как установки сжигания химических соединений, в том числе и компонентов химического оружия и их носителей. Выводы о последствиях экологических инцидентов, например, пожары крупных промышленных предприятий либо масштабные военные действия, также невозможно сделать без результатов мониторинга на наличие в окружающей среде наиболее опасных химических соединений.

Известно, что пробоотбор в значительной мере определяет надёжность и качество получаемых результатов и погрешности, допущенные на этой стадии, во многом обуславливают ошибку количественного определения загрязнителя, регламентируемого на следовом уровне, и делает бессмысленным применение высокоточных методов анализа, таких, как хромато-масс-спектрометрия высокого разрешения. В первую очередь это касается групп стойких органических загрязнителей (СОЗ) – полихлорированные

дибензо-пара-диоксины/дибензофураны (ПХДД/Ф) и полихлорированные бифенилы (ПХБ), входящие в список токсичных соединений ВОЗ.

В России наличие ПХДД/Ф в атмосферном воздухе населённых мест регламентируется как $0,5 \cdot 10^{-12} \text{ г/м}^3$, выраженного в единицах суммарного коэффициента токсичности (ТЕQ). ПДК полихлорированных бифенилов касаются только промышленных смесей (арохлоров) и составляют для суммарных ПХБ – $1,0 \cdot 10^{-6} \text{ г/м}^3$ в воздухе рабочей зоны.

Определение ПХДД/Ф – группы соединений, имеющих замещение хлором водорода в двух бензольных кольцах как минимум в положении 2, 3, 7, 8, производится по методике US EPA 1613 [1], ПХБ-ВОЗ – по методике US EPA 1668 [2] на уровне $1 \cdot 10^{-12}$ – $1 \cdot 10^{-15} \text{ г}$, суммарные ПХБ методом US EPA 8082A на уровне $1 \cdot 10^{-9} \text{ г}$ [3]. Очевидно, что для надёжной идентификации и количественного определения пробоотбор должен обеспечить извлечение из воздушной среды достаточного количества токсикантов. При требуемом уровне определения это составляет от 200 до 400 м³ воздуха.

Отбор проб атмосферного воздуха и выбросов от стационарных источников для определения стойких органических загрязнителей и диоксинов производится в соответствии с методами ТО-9 (атмосферный воздух), стандартами ЕС для измерения концентраций около 0,1 нг ТЕQ (ПХДД/Ф)/м³ в выбросах от стационарных источников: EN 1948-1:1996 (отбор проб), EN 1948-2:1996 (экстракция и очистка проб), EN 1948-3:1996 (идентификация и количественное определение) [4, 5]. Это международные унифицированные методики, основанные на использовании устройств для прокачки воздуха различных конфигураций через пробоотборное устройство, т. е. представляют собой методы периодического «активного пробоотбора».

Аналитическое определение при мониторинге СОЗ в воздухе помимо проблем пробоотбора предполагает длительную предварительную пробоподготовку, что делает невозможным проведение многочисленных анализов.

Кроме того, периодические методы анализа недостаточно эффективны для определения примесей загрязняющих веществ при случайном характере их появления и изменения концентрации в контролируемых объектах, особенно в таких подвижных фазах, как атмосферный воздух, воздух рабочих зон и атмосферные осадки.

Предпочтительнее использование методов, которые позволяют оценивать интегральные показатели загрязнения СОЗ.

Альтернативой периодическим исследованиям загрязнения атмосферного воздуха СОЗ и диоксинами является определение их содержания в снежном покрове за зимний период, что возможно в большинстве районов РФ. Данные такого мониторинга позволяют оценить локальное загрязнение, определить источник, а также оценить трансграничный перенос аэрозолей и загрязнённых взвешенных частиц.

Для мониторинга районов с нестабильным снежным покровом, в летний период, а также во внутренних помещениях можно использовать один из вариантов метода «пассивного» пробоотбора, при котором накопление отбираемого компонента происходит за счёт диффузии молекул в подобранный сорбент-поглотитель под действием градиента концентраций [6].

Поскольку процессы молекулярной диффузии являются медленно протекающими процессами, пробоотборное устройство долж-

но выдерживаться относительно длительное время – от нескольких дней до месяца и более, что позволяет получить усредненные по времени данные по содержанию токсикантов в воздухе и обеспечить обработку необходимого объёма пробы.

Низкая чувствительность к кратковременным изменениям концентрации загрязняющих веществ является основной характеристикой пассивных пробоотборников. Они дают информацию о долговременном загрязнении изучаемой экологической среды (в данном случае – атмосферного воздуха).

В рамках проекта по разработке сети мониторинга СОЗ в Центральной и Восточной Европе предложен метод пассивного пробоотбора и испытан вариант пробоотборника для определения СОЗ в атмосферном воздухе [7].

Воздух свободным потоком обтекает фильтр, мембрану либо сорбент, которые захватывают загрязнители во время периода пассивного пробоотбора воздуха. Для отбора проб стойких органических загрязнителей (СОЗ) можно использовать полиуретановую пену (ПУП).

Соотношение между количеством СОЗ, захваченным ПУП-фильтром, и их концентрацией в воздухе, из которого берется проба, математически не описано, поэтому требуются исследования эмпирически оцененной информации, сопоставление результатов параллельных активных и пассивных измерений.

Пассивный пробоотбор воздуха является дешевым скрининговым методом для сравнения загрязнения различных зон и дополнительным методом для оценки информации, полученной активным пробоотбором.

Пассивный пробоотборник состоит из двух чаш, выполненных из листовой нержавеющей стали X18H10T диаметром 300 мм и 240 мм, расположенных на общей оси, которая также фиксирует ПУП-фильтр в нужном положении, а именно так, что между полусферами остается зазор по диаметру 30 мм (рис.).

Контейнер защищён от осадков, но позволяет циркулировать атмосферному воздуху через фильтр. Контейнер подвешивается в необходимом месте на высоте 1,5 м. В качестве сорбента для пассивного пробоотбора СОЗ используются фильтры из белой, неокрашенной полиуретановой пены (ПУП) плотностью 0,030 г/см² (тип № 3038; изготовитель – Гумотекс Бреклав, Чешская Республика). Фильтры имеют форму круга, толщину 15 мм и диаметр 150 мм.

Перед установкой в пассивный пробоотборник воздуха все фильтры подвергаются очистке (8 часов экстракции в ацетоне и 8 часов в дихлорметане). После экстракции фильтры просушиваются и очищенный сердечник из нержавеющей стали (длиной 15 мм) помещается в середину, чтобы закрепить фильтры на оси пробоотборника. В нижней полусфере имеется шесть отверстий диаметром 30 мм. Предполагается, что за один месяц через фильтр проходит за счёт конвекционных потоков и ветра в среднем 150 м³ воздуха.

ГУ БРЭЦ как участник пилотного проекта MONET_CEEC RESETOX TOSOEN по территории Российской Федерации выполнил исследования по содержанию СОЗ в атмосферном воздухе 5 городов РФ: Уфы, как в индустриальной, так и в фоновой зоне, г. Стерлитамака, г. Чапаевска (промзона и контроль), а также в г. Грозном Чеченской Республики.

В проекте участвовали 10 стран Европы, в каждой стране в среднем было задействовано по 6–7 мест отбора проб. Предметом исследований были группы соединений: 7 индикаторных ПХБ (№ 28, 52, 101, 118, 153, 138, 180), 28 соединений группы ПАУ, изомеры и метаболиты ДДТ, изомеры гексахлорциклогексана, пента- и гексахлорбензол.

В обзоре [7] приводятся данные по содержанию стойких органических загрязнителей на территории Центральной и Восточной Европы, новых членов ЕС, стран бывшей Югославии и РФ. Индустриальные центры РФ по ряду показателей имели максимальные уровни загрязнения. Градиент концентраций по территории Европы значителен, и результаты мониторинга с применением пассивного пробоотбора демонстрируют возможность его применения при исследованиях, в том числе и на фоновом уровне.

Возможность применения метода пассивного пробоотбора в изложенном выше конструктивном варианте для определения по-



Рисунок. Внешний вид пробоотборника для определения СОЗ [7]

лихлорированных дибензо-пара-диоксинов и дибензофуранов, а также токсичных полихлорированных бифенилов была исследована в ГУ БРЭЦ в двух зонах высокого постиндустриального загрязнения диоксинами вследствие производства хлорорганической продукции: г. Уфа (Республика Башкортостан) и г. Чапаевск (Самарская область). Обе эти «горячие точки» диоксинового загрязнения достаточно изучены. Подтвержден экстремально высокий уровень загрязнения почвы, как вблизи предприятий «Химпром», так и в жилых кварталах (табл. 1) [8 – 11].

Диоксино-опасные производства в обоих городах были закрыты более 20 лет назад, однако территория предприятий не подвергалась исследованиям (Чапаевск), на территории обоих предприятий, находящихся в городской черте, не проведена санация загрязнённой почвы, не проводятся медико-эпидемиологические исследования среди населения (Уфа), нет исследований по когорте экспонированных рабочих (Чапаевск).

Исследования загрязнения воздуха СОЗ, включая диоксины, были проведены методом пассивного пробоотбора, в 4 стадии по 28 дней

Таблица 1

Уровни загрязнения ПХДД/Ф в гг. Уфа и Чапаевск

Объект	Уфа	Чапаевск
Почва в районе предприятия, мкг/кг	10–200	–
Почва с территории жилых зон, нг/кг	3–20	28,4–102,4
Грудное молоко, пг/г жира	16–34	42,3
Кровь рабочих	230–900,5 пг/г липидов	412,4 пг/г жира
Кровь населения, пг/г липидов	30–80	24,5–75,2
Жировая ткань населения, пг/г жира	125,2	9,6–53,0

Примечание: – нет данных.

МОНИТОРИНГ АНТРОПОГЕННО НАРУШЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

каждая с апреля по август 2007 года. Анализ фильтров был проведен в лаборатории Регионального центра по СОЗ по Центральной и Восточной Европе, университет Масарика,

г. Брно, Чехия. Результаты определения СОЗ (по данным MONET_CЕЕС [8], полученным методом пассивного пробоотбора) приведены в таблицах 2 и 3.

Таблица 2

Суммарное содержание СОЗ в атмосферном воздухе гг. Уфы и Чапаевска, (май–сентябрь 2007 года), нг/фильтр

Соединение	Уфа		Чапаевск		Фон Европы
	мин.	макс.	мин.	макс.	среднее
ПХБ	10,5	16,7	12,7	27,5	< 10
Гексахлорциклогексан	15,9	18,3	87,7	139,9	< 10
ДДТ	2,6	4,4	12,1	19,9	< 7
Гексахлорбензол	5,5	6,6	7,9	15,6	< 5
16 ПАУ	2434	4606	5066	120568	< 2000

Таблица 3

Содержание индикаторных ПХБ и метаболитов пестицидов в атмосферном воздухе гг. Уфы и Чапаевска (май–сентябрь), нг/фильтр

Соединение	Уфа	Чапаевск	Соединение	Уфа	Чапаевск
ПХБ 28	6,5	5,1	β-ГЦГ	1,0	4,0
ПХБ 52	3,6	6,9	γ-ГЦГ	4,8	35,5
ПХБ 101	2,2	6,7	δ-ГЦГ	<LOQ	9,8
ПХБ 118	1,6	4,0	Сумма ГЦГ	16,0	138,7
ПХБ 153	1,4	2,7	ГХБ	6,4	15,6
ПХБ 138	1,0	1,7	p,p'-ДДЕ	1,8	7,8
ПХБ 180	0,5	0,4	p,p'-ДДД	0,5	0,7
Сумма ПХБ	16,7	27,5	p,p'-ДДТ	0,6	1,0
α-ГЦГ	10,2	89,4	Сумма ДДТ	4,2	12,1

Таблица 4

Содержание ПХДД/Ф в атмосферном воздухе вблизи предприятий-источников эмиссии стойких органических загрязнителей

ПХДД/ПХДФ	Уфа		Чапаевск	
	нг/пробу	нг/м ³	нг/пробу	нг/м ³
2,3,7,8-ТХДД	25,82	0,13	3,93	0,02
1,2,3,7,8-ПнХДД	3,44	0,02	7,15	0,04
1,2,3,4,7,8-ГкХДД	1,98	0,01	3,96	0,02
1,2,3,6,7,8-ГкХДД	3,04	0,02	4,38	0,02
1,2,3,7,8,9-ГкХДД	2,10	0,01	5,94	0,03
1,2,3,4,6,7,8-ГпХДД	15,59	0,08	117,46	0,59
ОХДД	33,57	0,17	66,82	0,33
2,3,7,8-ТХДФ	22,22	0,11	20,70	0,10
1,2,3,7,8-ПнХДФ	6,65	0,03	3,23	0,02
2,3,4,7,8-ПнХДФ	12,6	0,06	17,23	0,09
1,2,3,4,7,8-ГкХДФ	10,76	0,05	19,23	0,10
1,2,3,6,7,8-ГкХДФ	18,53	0,09	30,72	0,15
1,2,3,7,8,9-ГкХДФ	0,53	0,00	0,45	0,00
2,3,4,6,7,8-ГкХДФ	6,29	0,03	8,71	0,04
1,2,3,4,6,7,8-ГпХДФ	18,8	0,09	31,55	0,16
1,2,3,4,7,8,9-ГпХДФ	1,725	0,01	3,44	0,02
ОХДФ	9,25	0,05	10,67	0,05
Сумма ПХДД/Ф	192,87	0,96	355,57	1,78
TEQ-WHO, ПХДД/Ф	42,8	0,21	30,80	0,15

Таблица 5

Сопоставление данных по содержанию ПХДД/Ф в атмосферном воздухе различными методами и в других матрицах вблизи Северной проходной ОАО Химпром, г. Уфа

ПХДД/ПХДФ	Активный пробоотбор (137 м ³ воздуха за 8 часов)	Пассивный пробоотбор, (200 м ³ воздуха за 56 дней)	Снег	Почва	Ручей
	пг/ м ³	пг/ м ³	пг/г сухого остатка	пг/г сухой массы	пг/г сухого остатка
2,3,7,8-ТХДД	0,03	0,13	13,51	20,50	349,73
1,2,3,7,8-ПнХДД	0,01	0,02	6,10	13,60	325,16
1,2,3,4,7,8-ГкХДД	0,00	0,01	2,95	0,00	0,00
1,2,3,6,7,8-ГкХДД	0,01	0,02	0,00	21,00	538,50
1,2,3,7,8,9-ГкХДД	0,02	0,01	0,00	14,00	820,69
1,2,3,4,6,7,8-ГпХДД	0,07	0,08	25,11	38,00	1487,58
ОХДД	0,40	0,17	155,27	220,30	9509,20
2,3,7,8-ТХДФ	0,05	0,11	21,85	100,10	330,98
1,2,3,7,8-ПнХДФ	0,01	0,03	13,20	11,70	96,97
2,3,4,7,8-ПнХДФ	0,00	0,06	21,85	6,00	89,46
1,2,3,4,7,8-ГкХДФ	0,03	0,05	0,00	3,70	266,94
1,2,3,6,7,8-ГкХДФ	0,03	0,09	27,93	5,70	154,75
1,2,3,7,8,9-ГкХДФ	0,00	0,00	0,00	0,00	16,46
2,3,4,6,7,8-ГкХДФ	0,00	0,03	11,44	7,00	78,63
1,2,3,4,6,7,8-ГпХДФ	0,09	0,09	44,26	42,10	996,69
1,2,3,4,7,8,9-ГпХДФ	0,01	0,01	5,27	0,00	117,43
ОХДФ	0,36	0,05	13,51	230,50	5150,38
Сумма ПХДД/Ф	1,13	0,96	380,43	734,20	20369,53
ТЕQ ПХДД/Ф	0,06	0,21	38,48	53,68	972,65

Исследования содержания диоксинов в атмосферном воздухе населённых мест были проведены в Уфе и Чапаевске одновременно с пробоотбором других СОЗ (табл. 4). Период пробоотбора составлял 56 дней в обоих случаях, за этот период (июнь–июль) в каждом случае проведена смена двух фильтров. Концентрация ПХДД/Ф, пересчитанная на объём, рекомендованный в методике (200 м³), составила 0,15 и 0,21 ТЕQ пг/м³ (Чапаевск и Уфа соответственно). Полученные данные свидетельствуют о некотором различии в следовых концентрациях ПХДД/Ф в воздухе и могут быть использованы для сопоставления двух зон повышенного загрязнения. Причиной присутствия ПХДД/Ф в воздухе в обоих случаях является распространение загрязнённых частиц почвы и эрозия материала промышленных зданий.

Установлены различия в изомерном спектре ПХДД/Ф двух зон загрязнения. Так, в пробе воздуха г. Уфы отмечено высокое содержание 2,3,7,8–ТХДД, а в пробе воздуха из г. Чапаевска – содержание высокохлорированных изомеров.

Попытка сопоставить данные активного (по методу ТО-9) и пассивного пробоотбора

была сделана для точки вблизи источника эмиссии ПХДД/Ф (северная проходная ОАО «Химпром», г. Уфа) (табл. 5). Высокий уровень загрязнения выбранного места отбора доказывают исследования снежного покрова, почвы и талых поверхностных вод (ручьев) с территории завода. Причиной загрязнения во всех средах является наличие загрязнённых ПХДД/Ф взвешенных частиц.

Полученные данные позволяют рекомендовать метод пассивного пробоотбора для проведения мониторинга СОЗ в зонах техногенного загрязнения, военных действий, в том числе и мест уничтожения химического оружия, ввиду очевидных достоинств метода – относительной простоты и возможности получения интегральных показателей, нивелирующих мгновенные отклонения от среднего уровня загрязнения ЛОС, ПАУ, СОЗ, в том числе ПХДД/Ф и ПХБ – побочных продуктов процессов сжигания органических соединений.

Литература

1. Method USEPA 1613 B, «Tetra-through Octa-Chlorinated Dioxins and Furans by Isotope Dilution

HRGC/HRMS». EPA number: 821B94005. Oct. 1994. 77 p.

2. Method US EPA 1668B Chlorinated Biphenyl Congeners in water, soil, Sediments, biosolids and tissue de HRGC/HRMS. Nov. 2008.

3. Method US EPA 23. The determination of Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins and Polychlorinated Dibenzofurans from Stationary Sources. 1998. 55 p.

4. Method USEPA TO-9A. Determination of Polychlorinated, Polybrominated and Brominated/ Chlorinated Dibenzo-p-dioxins and Dibenzofurans in Ambient Air. EPA/625/R-96/010b. USEPA. 1997

5. EU Standard EN 1948-1-3:1996. Stationary source emissions.

6. Юшкетова Н.А., Поддубный В.А. Метод пассивного отбора проб для мониторинга химического загрязнения атмосферного воздуха. Теоретические основы (обзор) // Экологические системы и приборы. 2007. № 2. С. 3–9.

7. Application of passive sampler for monitoring of POPs in ambient air. Part 5. Pilot study for development of the monitoring network in Central and Eastern Europe (MONET_CEEC). 2007. Masaryk University. Brno. 2008. 179 p.

8. Amirova Z., Kruglov E. Russian dioxin «hot spot» – Ufa. Comparison with Seveso // Organohal. Comp. 2005. V. 67. P. 2094–2098.

9. Amirova Z., Sergeev O., Valeeva G., Kruglov E., Revich B., Kondulukov N., Zeilert V. Levels of PCDDs, PCDFs and PCBs in human adipose tissues from Ufa and Chapaevsk, two Russian chlorinated pesticides-making centers // Organohal. Comp. 2005. V. 67. P. 1684–1687.

10. Ryan J., Amirova Z., Carrier G. Sex ratios of children of Russian pesticide producers exposed to dioxin // Environ. Health. 2002. V. 110. №. 11. P. 699–701.

11. Revich B., Aysel E., Ushakova T., Ivanova, Zhuchenko N., Kluev N., Brodsky B., Sotskov Y. Dioxin exposure and public health in Chapaevsk, Russia // Chemosphere. 2001. 43 (4-7) P. 162–174.

УДК 535.33:58

Изучение воздействия объекта хранения и уничтожения химического оружия «Марадыковский» Кировской области на природные воды в районе санитарно-защитной зоны и зоны защитных мероприятий

© 2010. Ю. И. Мамаева¹, зав. лабораторией, Т. Я. Ашихмина², д.т.н., зав. лабораторией,

¹Региональный центр государственного экологического контроля и мониторинга по Кировской области,

²Лаборатория биомониторинга Института биологии Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ, e-mail: kirov@sar_ecoinst.org

В статье представлен анализ результатов, полученных при проведении количественного химического и экотоксикологического анализов проб природной (подземной и поверхностной) воды, отобранных в санитарно-защитной зоне и зоне защитных мероприятий 1205 объекта ХУХО «Марадыковский» Кировской области. Проведена оценка по выявлению влияния объекта на загрязнение природных вод.

The article presents the results of quantitative chemical and ecotoxic analysis of natural (ground and surface) water samples taken within the sanitary zone and the protection zone of the plant 1205 «Maradikovsky» in Kirov region. The influence of the plant on natural water pollution was estimated.

Ключевые слова: природные воды, загрязнение природных вод, государственный контроль, экологический мониторинг, предельно допустимые концентрации, отравляющие вещества, продукты деструкции

Key words: natural water, natural water pollution, state control, ecological monitoring, maximum concentration limit, poisonous substances, destruction products

Подземные воды – воды, находящиеся в верхней (до глубины 12–16 км) части земной коры в жидком, твёрдом и парообразном со-

стоянии, полезное ископаемое, особенно ценное своей возобновляемостью в естественных условиях и в процессе эксплуатации.

Пресные подземные воды являются важнейшим полезным ископаемым. 65–70% городов России снабжаются водой за счёт подземных вод. Их роль в водоснабжении возрастает, что обусловлено высоким качеством пресных подземных вод и лучшей защищённостью их от загрязнения по сравнению с поверхностными водами, они менее подвержены сезонным колебаниям и более равномерно распространены по территории. Однако при интенсивном антропогенном воздействии на природную среду подземные воды, наряду с поверхностными, тоже подвергаются загрязнению. Загрязнение подземных вод носит в основном точечный, локальный характер, но проявляется повсеместно [1].

По условиям залегания подземные воды 1205 объекта хранения и уничтожения химического оружия (ХУХО) подразделяются на безнапорные и напорные (межпластовые, артезианские); по степени минерализации – пресные (до 1000 мг/дм³); по температуре подземные воды – холодные (0–20 °С); по характеру использования подземные воды, находящиеся на данной территории, – хозяйственно-питьевые (артезианские скважины и колодцы) и технические (наблюдательные скважины).

Грунтовые воды – безнапорные подземные воды, залегающие на первом водоупорном горизонте ниже верховодки, приуроченные к выдержанному водонепроницаемому пласту и характеризующиеся более или менее постоянным дебитом и накапливающиеся как в рыхлых пористых породах, так и в твёрдых трещиноватых коллекторах. Область питания грунтовых вод совпадает с областью распространения [2].

Уровень грунтовых вод подвержен постоянным колебаниям. На него влияют различные факторы: количество и качество выпавших осадков, климат, рельеф, наличие растительного покрова, хозяйственная деятельность, ведущаяся на данной территории. Под действием силы тяжести эти воды постоянно перемещаются с более высоких участков на пологие. Основные параметры вод (глубина залегания уровня, температура, содержание солей, расход) подвержены систематическим колебаниям – ежесуточным, ежемесячным, а также в течение одного или нескольких лет. Высота стояния грунтовых вод на территории промышленной зоны площадью 22,0 га – 0,5 – 1,0 м.

Исследования грунтовых вод объекта «Марадыковский» проводились на 11 наблюдательных скважинах № 1041/1 – 1041/11, расположенных на промышленной площадке

по периметру 1205 объекта, и 11 наблюдательных скважинах № 1 – 11, находящихся в санитарно-защитной зоне данного объекта, а также отбирались пробы из 6 колодцев, расположенных в четырёх населённых пунктах: д. Новожило – 2 (т. 169, т. 170), д. Марадыково – 2 (т. 171, т. 172), д. Серичи (т. 173), д. Чигили (т. 175). Межпластовые подземные воды исследовались из 17 артезианских (эксплуатационных) скважин, семь из которых находятся в санитарно-защитной зоне 1205 объекта ХУХО, на территории воинской части № 21228, одиннадцать расположены по границе санитарно-защитной зоны и на территории зоны защитных мероприятий, вблизи ряда населённых пунктов: пгт Мирный, д. Быстряги, д. Новожило и в зоне международных инспекторов.

Загрязняющие вещества в подземные воды фильтруются со сточными водами, атмосферными осадками и частью неорганизованного поверхностного ливневого стока, проникают в подземные воды и изменяют их качество – химический и органолептический состав, физические свойства, что является основной причиной загрязнения подземных вод.

Другой важной причиной, приводящей к ухудшению качества подземных вод, является их отбор для целей водоснабжения [1]. В результате отбора происходит внедрение в эксплуатируемый водоносный горизонт и подтягивание к участку водозаборного сооружения минерализованных подземных вод, которые могут содержаться как в самом эксплуатируемом горизонте, так и в смежных водоносных горизонтах. В эксплуатируемый водоносный горизонт могут вторгаться также загрязнённые или природные солёные поверхностные воды.

К загрязнению подземных вод приводят различные строительные работы [1], нарушающие условия гидромеханического гидродинамического равновесия в недрах, защищённость водоносных горизонтов.

Таким образом, планирование территории строительной площадки 1205 объекта ХУХО «Марадыковский», непосредственное проведение строительных работ, эксплуатация производственного комплекса, работа очистных сооружений реально могут оказать воздействие на качество подземных вод.

Целью проведения гидрохимического мониторинга (наблюдения за химическим составом) подземных вод на данной территории является выявление изменений качества подземных вод под влиянием техногенного воздействия, выражающихся в появлении

в подземных водах не свойственных им загрязняющих веществ, специфичных для данного объекта, а также выявление причин повышения минерализации вод, увеличения содержания типичных для них веществ (хлоридов, сульфатов, железа, фторидов), изменение водородного показателя (рН), появление запаха, окраски.

Важной составляющей мониторинга подземных вод являются показатели качества воды в естественных условиях (фоновые показатели) и нормы качества воды, обуславливающие возможность использования подземных вод для тех или иных целей. Поэтому установление фоновых показателей качества подземных вод в связи с изучением загрязнения и оценкой его масштабов является актуальной задачей. Фоновые показатели качества определялись в пробах воды из:

- колодцев по 15 показателям (аммоний, нитриты, нитраты, мышьяк, хлориды, сульфаты, фосфаты, фториды, потребление кислорода химическое, потребление кислорода биохимическое, показатель водородный (рН), жёсткость общая, остаток сухой, окисляемость перманганатная, висмут);
- наблюдательных скважин санитарно-защитной зоны по 20 показателям (вещество типа Vх, изобутанол, мышьяк, хлориды, сульфаты, фосфаты, аммоний, нитриты, нитраты, фториды, жёсткость общая, остаток сухой, окисляемость перманганатная, хром, железо общее, марганец, свинец, цинк, никель, медь);
- эксплуатационных скважин по 26 показателям (запах при 20 °С и 60 °С, цветность, мутность, остаток сухой, сульфаты, фториды, хлориды, окисляемость перманганатная, аммоний, нитриты, нитраты, показатель водородный (рН), медь, железо общее, жёсткость общая, марганец, кремний, щёлочность, кальций, магний, сумма натрия и калия, бикарбонаты, карбонаты, бор).

Большинство исследуемых показателей загрязнения подземных вод являются общими и для других природных сред (атмосферный воздух, поверхностные воды, почвы), промышленных выбросов, поэтому специфические загрязняющие вещества продукты их деградации, а также общепромышленные загрязняющие вещества, определялись во всех средах окружающей среды, промышленных выбросах, ливневых и сточных водах.

Объём и структура отобранных проб за наблюдаемый период колеблется по годам.

Если в 2006 г. пробы атмосферного воздуха составляли 32,36% от общего количества доставленных проб, то в 2009 г. их удельный вес составил 49,15%, проб промышленных выбросов от 1,37% в 2006 г. до 14,5% в 2009 г. (максимальное количество 25,38% проб доставлено в 2008 г.). Несколько возросло и количество отбираемых проб снежного покрова с 5,13% в 2006 г. до 6,66% в 2009 г. Прослеживается постепенная тенденция снижения количества отобранных проб почв с 71,79% в 2006 г. до 12,47% в 2009-м и донных отложений соответственно с 8,97% до 2,66%. Количество исследованных проб природных вод в 2005, 2008, 2009 гг. колеблется незначительно, от 14,1% до 13,68%. Большое внимание изменению динамики качества природных вод пришлось на 2007 и 2008 годы, когда их количество составляло соответственно 23,8% и 26,16%. Чаще всего контролю подвергались пробы природных подземных вод (наблюдательных скважин), где количество отобранных и исследованных проб возросло более чем в 2 раза с 2006 г. к 2008 г.

Аналогичная картина прослеживается и при анализе количества проведённых компонентоопределений во всех объектах окружающей среды и промышленных выбросах: увеличение их количества в атмосферном воздухе с 6,28% в 2006 г. до 11,37% в 2009 г., пробах снежного покрова соответственно с 5,77% до 21,34% и природных вод с 5,77% до 37,87%, причём почти половина всех проведённых компонентоопределений в 2007 г. (49,06%) пришлась на исследование природных вод. В 2009 г. 52,6% составили исследования проб воды природной подземной (наблюдательных скважин), 26,26% – исследования проб вод природных поверхностных, 12,65% и 9,03% – количество проведённых исследований природных подземных вод (эксплуатационных скважин и колодцев). При снижении общего количества доставленных проб снизилось и число проведённых компонентоопределений в пробах почв соответственно с 85,09% в 2006 г. до 21,10% в 2009 г. Статистические данные представлены в таблицах 1, 2.

Результаты экологического мониторинга в значительной степени могут зависеть от объёма и качества исходной информации. Для объективной оценки необходим комплекс показателей, включающий данные о пространственно-временной изменчивости показателей качества воды, биоты, донных

МОНИТОРИНГ АНТРОПОГЕННО НАРУШЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

Таблица 1

Количество отобранных проб и проведенных компонентоопределений природных сред, промышленных выбросов, отходов и сточных вод по годам

№	Наименование анализируемого объекта	Годы					Всего
		2005	2006	2007	2008	2009	
1	Атмосферный воздух	–	241/544	261/420	340/457	406/532	1248/1953
	в т.ч. в местах размещения отходов	–	–	47/47	38/38	89/89	147/147
2	Промышленные выбросы	–	10/10	65/65	216/307	120/135	411/517
3	Почва	168/531	214/3569	224/2606	106/1075	103/987	815/8768
	в т.ч. в местах размещения отходов	–	–	9/42	10/70	24/162	43/274
4	Донные отложения	21/21	11/176	34/360	13/91	22/147	101/795
5	Вода природная	33/36	174/3317	226/4232	121/2266	113/1771	667/11622
	в т.ч. поверхностная	33/36	49/1066	75/928	23/475	29/465	209/2970
	эксплуатационные скважины	–	41/792	57/1140	14/224	16/224	128/2380
	наблюдательные скважины	–	45/828	52/1337	74/1373	58/922	229/4460
	в т.ч. в местах размещения отходов	–	–	5/41	3/56	2/25	10/122
	колодцы	–	33/613	38/756	10/194	10/160	91/1723
	поверхностный ливневый сток	–	6/18	4/71	–	–	10/89
6	Снежный покров	12/36	77/1001	45/781	47/993	55/998	236/3809
7	Хозяйственно-бытовые сточные воды ОС пгт Мирный	–	2/22	3/58	4/75	3/55	12/210
8	Отходы	–	2/22	–	–	–	2/22
9	Ливневые сточные воды перед ЛЮС	–	–	6/104	4/56	4/52	14/212
	Всего	234/624	731/8661	864/8626	851/5320	826/4677	3506/27908

Примечание: в числителе указано количество проб, в знаменателе – количество компонентоопределений.

отложений, учёт подробных сведений о видах и объемах хозяйственной деятельности на водосборах, включая данные об источниках загрязнения. Кроме того, следует опираться на все законодательные акты, связанные с контролем и управлением качеством воды, учитывать финансовые возможности, общую физико-географическую обстановку, основные способы управления качеством воды и другие сведения.

Программа проведения государственного экологического контроля за 1205 объектом ХУХО «Марадыковский» регламентирует для каждого пункта и вида наблюдений перечень изучаемых показателей, частоту и сроки их наблюдения, соотношение химических и биологических показателей для типичных ситуаций. Причем объекты контроля и мониторинга, перечень изучаемых показателей,

частота и сроки их наблюдения изменяются в зависимости от технологических процессов, проходящих на объекте.

Важное значение для проведения мониторинга имеет выбор показателей, по которым характеризуется состояние природных вод. Наличие большого перечня загрязняющих веществ требует выделения из этого перечня приоритетных веществ и показателей загрязнения, в первую очередь подлежащих контролю в национальной системе мониторинга. К таковым можно отнести наиболее распространенные вещества (хлориды, сульфаты, общее железо, нитриты и нитраты и др.). Кроме того, наблюдаются наиболее токсичные вещества, т. е. вещества, строго специфичные для данного объекта и имеющие очень низкие значения предельно допустимых концентраций (ПДК), – вещество

МОНИТОРИНГ АНТРОПОГЕННО НАРУШЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

Таблица 2

Количество компонентоопределений отравляющих веществ и продуктов их деструкции в природных средах и промышленных выбросах за период 2006–2009 гг.

	Наименование анализируемого объекта	Наименование определяемого компонента						
		Вещество типа Vx	Зарин	Зоман	О-изобутилметилфосфонат	Метилфосфоновая кислота	Общий фосфор	N-метил-2-пирролидон
2006 г.	Атмосферный воздух	40	–	–	–	–	–	–
	Промышленные выбросы	14	–	–	3	–	–	–
	Почва	3	–	–	3	5	74	2
	Донные отложения	1	–	–	–	–	22	–
	Вода природная	15	–	–	8	5	–	–
	Итого:	73	–	–	14	10	96	2
2007 г.	Атмосферный воздух	45	2	2	39	–	59	14
	Промышленные выбросы	31	–	–	19	–	–	6
	Снежный покров	41	–	–	40	40	40	21
	Почва	130	–	–	119	80	172	114
	Донные отложения	13	–	–	13	13	20	13
	Вода природная							
	– поверхностная	36	2	2	35	24	36	36
	– поверхностный ливневый сток	10	–	–	10	5	10	10
	– эксплуатационные скважины	22	3	3	19	19	12	7
	– наблюдательные скважины	42	–	–	42	31	42	42
	– колодцы	12	–	–	12	12	12	12
Итого:	382	7	7	348	224	403	275	
2008 г.	Атмосферный воздух	53	–	–	50	–	53	–
	Промышленные выбросы	43	–	–	35	–	–	–
	Снежный покров	51	10	10	51	51	51	–
	Почва	107	–	–	103	103	107	–
	Донные отложения	13	–	–	13	13	13	–
	Вода природная							
	– поверхностная	12	–	–	12	12	12	–
	– поверхностный ливневый сток	4	–	–	4	4	4	–
	– эксплуатационные скважины	74	–	–	74	74	74	–
	– наблюдательные скважины	14	14	14	14	14	13	–
– колодцы	10	–	–	10	10	10	–	
Итого:	381	24	24	366	281	338	–	
2009 г.	Атмосферный воздух	44	17	–	32	–	61	–
	Промышленные выбросы	14	12	–	23	–	–	–
	Снежный покров	46	8	–	52	54	55	–
	Почва	76	26	–	82	87	104	–
	Донные отложения	15	5	–	21	21	21	–
	Вода природная							
	– поверхностная	10	10	2	21	23	23	–
	– поверхностный ливневый сток	36	22	–	58	58	58	–
	– эксплуатационные скважины	16	–	–	16	16	16	–
	– наблюдательные скважины	2	–	–	4	4	4	–
– колодцы	5	5	–	10	10	10	–	
Итого:	264	105	2	319	273	352	–	
Всего:	1100	136	33	1047	788	1189	277	

типа Vx – $2 \cdot 10^{-6}$ мг/дм³ [4], зарин – $5,0 \cdot 10^{-5}$ мг/дм³, зоман – $5,0 \cdot 10^{-6}$ мг/дм³ [7].

При уничтожении вещества типа Vx в природных водах (поверхностных и подземных) проводилось определение непосредственно данного отравляющего вещества, продукта его деструкции – О-изобутилового эфира метилфосфоновой кислоты, конечного продукта деструкции всех фосфорорганических отравляющих веществ – метилфосфоновой кислоты, общего фосфора. Претерпевала изменения и кратность проведения наблюдений – пробы подземных вод наблюдательных скважин как на территории промплощадки, так и в санитарно-защитной зоне, пробы хозяйственно-бытовых сточных вод с очистных сооружений пгт Мирный, а также пробы поверхностных вод р. Погиблицы, как приемника сточных вод на 500 м выше и ниже их спуска отбираются и исследуются ежеквартально.

В наибольшей степени загрязнению подвержены подземные воды, расположенные близко от поверхности земли, представляющие собой наиболее динамичную составляющую геологической среды, индикатор экологического состояния, обладающие особой «чувствительностью» к любым техногенным воздействиям [3], к ним относятся грунтовые воды наблюдательных скважин и колодцев.

На территории промышленной площадки в 2009 г. в пробах воды наблюдательных скважин выявлены превышения фоновых концентраций по химическому потреблению кислорода (ХПК) в 7 скважинах от 1,23 до 7,69 раза; биохимическому потреблению кислорода (БПК₅) в 3 скважинах от 1,33 до 3,0 раза и в одной скважине в 1,25 раза по фосфат-ионам.

На территории санитарно-защитной зоны в этот же период в пробах воды наблюдательных скважин выявлены превышения фоновых концентраций по ХПК от 1,32 до 9,97 раза в 4 скважинах; по БПК₅ от 1,5 до 7,8 раза в четырех скважинах, фосфат-ионов в 1,22–1,44 раза и хлоридов в 1,33 раза в одной скважине.

Определено содержание общего фосфора в воде 7 наблюдательных скважин от 0,02 до 0,16 мг/дм³.

Содержание общего фосфора, фосфат-ионов и хлоридов в пробах воды наблюдательных скважин находится на уровне показателей 2008 г. и значительно ниже ПДК химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования (ГН 2.1.5.1315–03) [8]. Показатели

ХПК и БПК₅ в пробах воды наблюдательных скважин находятся на уровне показателей 2008 г.

Выявленные превышения показателей количественного химического анализа проб воды 17 наблюдательных скважин не оказывают влияния на общую токсикологическую характеристику исследованных проб, которая находится на уровне фоновых значений. Пробы воды 2 наблюдательных скважин по тест-объекту *Chlorella vulgaris* оцениваются как сильнотоксичная и токсичная соответственно (превышен критерий токсичности по стимуляции). Стимуляция роста водоросли *Chlorella vulgaris* в пробах воды указанных скважин, по-видимому, вызвана присутствием в пробе большого количества биогенных элементов. Пробы воды 9 наблюдательных скважин по тест-объекту *Chlorella vulgaris* оцениваются как сильнотоксичная и токсичные (превышен критерий токсичности по подавлению). Подавление роста водоросли *Chlorella vulgaris* в пробах воды указанных скважин, по-видимому, вызвано высоким содержанием железа в пробах и повышенной жёсткостью.

Отравляющее вещество (вещество типа Vx) и продукты деструкции (О-изобутиловый эфир метилфосфоновой кислоты, метилфосфоновая кислота) в пробах воды колодцев не обнаружены. Содержание других определяемых компонентов находится в пределах установленных нормативов СанПиН 2.1.4.1175–02 [6]. Исключение составляют пробы воды колодцев д. Серичи, где содержание нитрат-ионов превышает предельно допустимую концентрацию (ПДК) в 1,78 раза (фоновое значение не превышено), и д. Чигили, где установленный норматив перманганатной окисляемости превышен в 2,73 раза (фоновое значение превышено в 1,83 раза). Колебания содержания указанных показателей вызваны непостоянной эксплуатацией колодцев как источников децентрализованного водоснабжения. Выявленные превышения не оказали существенного влияния на общую токсикологическую характеристику исследованных проб воды колодцев, результаты экотоксикологического анализа находятся на уровне фоновых.

Пресные подземные воды прежде всего используются для хозяйственно-питьевого водоснабжения населения населённых пунктов зоны защитных мероприятий, они являются его источником, поэтому нормами качества пресных подземных вод следует считать нормы качества для питьевых вод, которые определяются СанПиН 2.1.4.1074–01 и должны

быть безвредны по химическому составу и иметь благоприятные органолептические свойства [5].

В пробах воды эксплуатационных скважин за период с 2006-го по 2009 г. отравляющие вещества (вещество типа Vx, зарин) и продукты деструкции (О-изобутиловый эфир метилфосфоновой кислоты, метилфосфоновая кислота) не обнаружены. Содержание других определяемых компонентов стабильно, находится в пределах установленных нормативов, за исключением проб воды эксплуатационной скважины ст. Быстряги содержание фторид-иона в 1,75 раза выше уровня предельно допустимой концентрации [5], что наблюдалось и в предыдущие годы.

Объектами экологического мониторинга являются также поверхностные водные объекты (32 точки) зоны защитных мероприятий. Основная водная артерия – р. Вятка с поймой реки, достигающей 13 км, изрезанной многочисленными старицами и значительно заболоченной. Самый крупный приток р. Вятки – р. Молома (ширина реки до 150 м). Реки Погиблица, Березовка, Бражиха, Б. Холуница, Пыча, Низяна – небольшие, шириной до 50 м и глубиной до 1,5 м. Руслу этих рек извилистые, берега выположены и, как правило, заболочены. Кроме того, в систему мониторинга включены озера Карповые, пруд на р. Погиблице в пгт Мирный.

По характеру назначения эти водоёмы рыбохозяйственного и культурно-бытового назначения. Водоёмы рыбохозяйственного назначения – реки Вятка, Молома, Погиблица, культурно-бытового назначения – реки Бражиха, Берёзовка, Токовица, Пыча, Истобница и др.

В открытых водоёмах уже в силу естественных особенностей их режима физико-химические и биологические свойства воды не могут отличаться постоянством. Ледяной покров, дожди и паводки неизбежно вызывают изменения как количества, так и качества воды.

Реки резко меняют свой режим по временам года. Особенно демонстративно эти изменения проявляются при вскрытии ледового покрова и поступлении в реки массы талых снеговых вод. После вскрытия рек под влиянием талых вод снижаются минерализация и окисляемость воды. В середине лета (июнь) с уменьшением расхода воды в реках концентрация солей возрастает. В декабре состав воды снова становится близким к тому, каким он был в марте, до таяния льда.

Состав воды в реках меняется на отдельных участках, а иногда и на значительном протяжении в результате использования их для различных хозяйственных, технических и промышленных целей: спуск хозяйственно-бытовых сточных вод, массовое купание, внесение удобрений на сельскохозяйственные земли и пашни, расположенные вблизи и на склонах берегов. Наиболее существенна в этом отношении роль сточных вод, которые могут при неупорядоченном выпуске вызывать резкую денатурацию физических и химических свойств и состава вод.

Изучение влияния хозяйственно-бытовых сточных вод с очистных сооружений пгт Мирный, на р. Погиблицу, как приемника сточных вод на 500 м выше и ниже их спуска, проводится на протяжении ряда лет.

Приоритетными загрязняющими веществами, подлежащими контролю в пробах хозяйственно-бытовых сточных вод с очистных сооружений пгт Мирный, являются взвешенные вещества, химическое и биологическое потребление кислорода, нефтепродукты, аммоний-ионы, нитриты, нитраты, хлориды, сульфаты, фосфаты, АПАВ, железо растворённое, остаток сухой.

Превышение нормативов (НДС) загрязняющих веществ установлено по содержанию аммоний-ионов – в 15,35 раза; взвешенных веществ в 1,68–15,89 раза; фосфатов в 1,64–6,67 раза; нитритов в 3,07–5,14 раза; железа растворённого в 2,4–2,9 раза; по БПК₅ – в 6–29 раз, ХПК – в 2,8–12,33 раза. Отмеченные отклонения от нормативов имели место и до начала действия объекта и объясняются неэффективной работой очистных сооружений. Показатели экотоксикологического анализа проб находятся на уровне фоновых.

В пробах воды р. Погиблицы на расстоянии 500 м выше сброса хозяйственно-бытовых сточных вод обнаружено превышение установленного норматива по БПК₅ в 1,5 раза, ПДК_(р.х.) – по содержанию железа растворённого – в 7,7–13,6 раза. На расстоянии 500 м ниже сброса хозяйственно-бытовых сточных вод обнаружено превышение установленных нормативов по содержанию железа растворённого – в 2,7–9,2 раза (рис. 1), по ХПК – в 1,23–1,27 раза (рис. 2), по БПК₅ в 1,5–2,5 раза (рис. 3), ПДК_(р.х.) – по содержанию аммоний-ионов – в 6,0 раза, нитрит-ионов – в 1,5 раза.

Таким образом, при проведении работ по Программе государственного контроля и экологического мониторинга в районе действующей

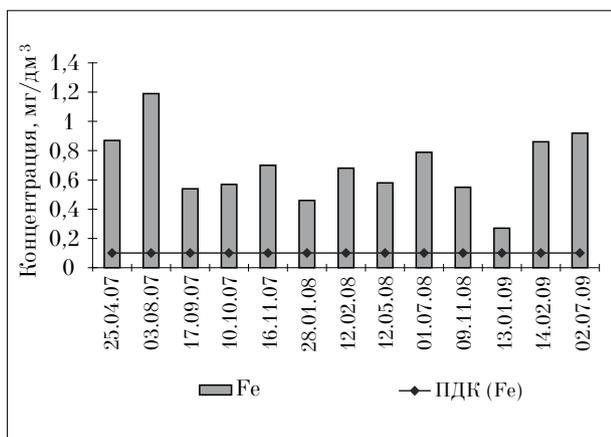


Рис. 1. Динамика содержания растворённого железа в р. Погиблице в 500 м ниже сброса хозяйственно-бытовых сточных вод пгт Мирный

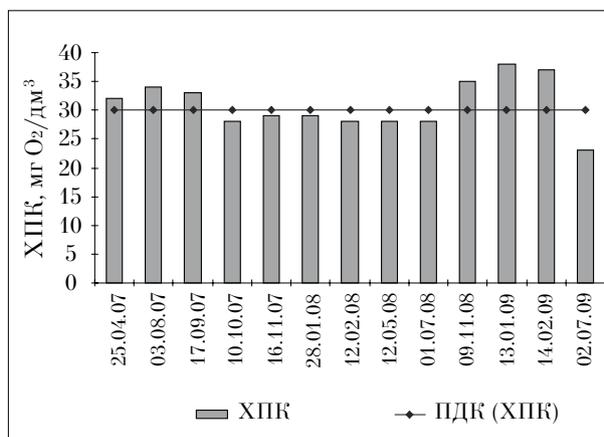


Рис. 2. Динамика значений химического потребления кислорода в р. Погиблице в 500 м ниже сброса хозяйственно-бытовых сточных вод пгт Мирный

щего 1205 объекта ХУХО «Марадыковский» в период с сентября 2005-го по декабрь 2009 г., т. е. за 4 года, не выявлено содержание специфических загрязняющих веществ и продуктов их деструкции в пробах поверхностных и подземных вод. Данный вывод подтверждает, что объект хранения и уничтожения химического оружия функционирует в штатном режиме. Лишь в некоторых пробах природных (подземных) вод наблюдательных скважин обнаруживается присутствие общего фосфора и фосфатов, превышающих значения фоновых показателей, а также в пробах природных (подземных) вод колодцев, эксплуатационных скважин выявлены незначительные превышения показателей по фторид- и нитрат-ионам, перманганатной окисляемости.

В пробах воды природной (поверхностной) р. Погиблицы, её контрольных створов (500 м выше и ниже мест сброса хозяйственно-бытовых сточных вод очистных

сооружений объекта «Марадыковский»), ещё до начала действия данного объекта и по настоящее время обнаруживается повышенное содержание железа растворённого, нитритов, ионов аммония, БПК и ХПК, что свидетельствует о воздействии на данный водоём комплекса техногенных источников, в том числе и населённого пункта пгт Мирный.

Изучение состояния поверхностных и подземных вод в районе действующего объекта уничтожения химического оружия нуждается в корректировке показателей с учётом хранящихся и уничтожаемых отравляющих веществ, постоянном анализе полученных результатов, моделировании процессов возможного загрязнения и их прогнозах. В настоящее время исследования в данном направлении продолжаются.

Литература

1. Гольдберг В.М. Взаимосвязь загрязнения подземных вод и природной среды. Л.: Гидрометеиздат, 1987. 246 с.
2. Марзеев А.Н., Жаботинский В.М. Коммунальная гигиена. М.: Медицина, 1979. 576 с.
3. Савельева Е.И., Зенкевич Е.Г., Кузнецова Т.А., Радилов А.С., Пшеничная Г.В. Исследование продуктов превращений фосфорорганических отравляющих веществ методом газовой хроматографии-масс-спектрометрии // Российский химический журнал. 2002. Т. XLVI. № 6. С. 82–91.
4. ГН 2.1.5.2036–05. Предельно допустимые концентрации (ПДК) *O*-изобутил-β-N-диэтиламиноэтантоилового эфира метилфосфоновой кислоты в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования районов размещения объектов хранения и уничтожения химического оружия.

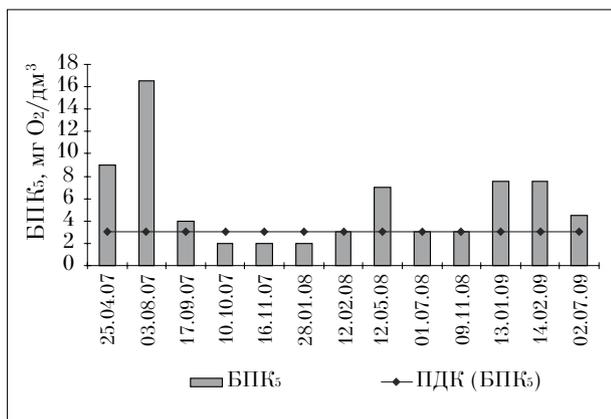


Рис. 3. Динамика значений биохимического потребления кислорода в р. Погиблице 500 м ниже сброса хозяйственно-бытовых сточных вод пгт. Мирный

5. СанПиН 2.1.4.1074–01. Питьевая вода и водоснабжение населенных мест. Гигиенические требования к качеству воды централизованного водоснабжения. Санитарная охрана источников.

6. СанПиН 2.1.4.1175–02. Питьевая вода и водоснабжение населенных мест. Гигиенические требования к качеству воды нецентрализованного водоснабжения. Санитарная охрана источников.

7. ГН 2.1.5.1373–03. Гигиенические нормативы предельно допустимых концентраций (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования в зонах запретных мероприятий объектов хранения и уничтожения химического оружия.

8. ГН 2.1.5.1315–03. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования.

9. Перечень рыбохозяйственных нормативов: предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение.

10. СанПиН 2.1.5.980–00. Водоотведение населенных мест. Санитарная охрана водных объектов. Гигиенические требования к охране поверхностных вод.

Департамент экологии
и природопользования Кировской области
Учреждение Российской академии наук Институт биологии Коми
научного центра Уральского отделения РАН
Вятский государственный гуманитарный университет

УВАЖАЕМЫЕ КОЛЛЕГИ!
ПРИГЛАШАЕМ ВАС ПРИНЯТЬ УЧАСТИЕ

в работе Всероссийской научно-практической конференции
«СОВРЕМЕННЫЕ ПРОБЛЕМЫ БИОМОНИТОРИНГА И БИОИНДИКАЦИИ»

1–2 декабря 2010 г.

Основные направления работы конференции:

- Биологический мониторинг природных сред и объектов
- Методы биоиндикации в оценке качества окружающей среды
- Биотестирование: разработка и апробация новых методик
- Биосенсоры в экологическом мониторинге
- Геоинформационные технологии в биомониторинге
- Мониторинг в условиях техногенного загрязнения
- Экология организмов и механизмы их адаптации к среде обитания
- Динамика популяций в изменяющихся условиях окружающей среды
- Экологическое образование и просвещение

Контактные адреса и телефоны:

610002, г. Киров, ул. Свободы, 122, лаборатория биомониторинга,
телефон/факс (8332) 37-02-77,
e-mail: ecolab2@gmail.com; ecolab@vshu.kirov.ru

Влияние арсенита натрия, нитрата ртути и их смеси на *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg и *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Breb

© 2010. С. А. Мальцева, аспирант, м.н.с.,

Региональный центр государственного экологического контроля
и мониторинга по Кировской области,
e-mail: ecologsveta@yandex.ru

Приводятся результаты опытов по изучению острой и хронической токсичности мышьяка, ртути и их смеси. Обсуждаются особенности воздействия токсикантов на *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Breb и *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg. Дается оценка эффективности использования традиционных биологических тест-объектов в контроле и мониторинге загрязнения гидросферы мышьяком и ртутью.

The results of experiments with acute and chronic toxicity of arsenic, mercury and their mixture are shown. The characteristics of the influence of pollutants on *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Breb and *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg are discussed. The effect of using the traditional biological test objects for the purpose of control and monitoring of hydrosphere pollution with metals is estimated.

Ключевые слова: биотестирование, токсический эффект, острая токсичность, хроническая токсичность, тест-объект

Key words: bioassay, toxic effect, acute toxic effect, chronic toxic effect, test

Ртуть и мышьяк достаточно широко и в значительных объемах используются в производственной деятельности. В результате накопления во внешней среде эти элементы представляют серьезную опасность с точки зрения их биологической активности и токсических свойств. Несмотря на длительную историю изучения свойств соединений мышьяка и ртути, в настоящее время мало данных, которые позволили бы выявить некоторые количественные закономерности «концентрация – эффект». Известно, что арсенит натрия стимулирует рост водорослей, а его концентрация 31 мг/л при 16 ч. экспозиции токсична для *Daphnia magna* Straus [1]. Концентрация хлорида ртути 0,66 мг/л вызывает «утечку» кальция из клеток водорослей и удлинение лаг-фазы роста культуры [2]. Медианная концентрация хлорида ртути при 48 ч. экспозиции для *D. magna* составила 0,005 мг/л [3]. Ртуть неблагоприятно влияет на репродуктивную функцию этих организмов.

Проблема загрязнения водной среды мышьяком и ртутью является актуальной в Кировской области, т. к. на территории области располагается Кильмезский могильник ядохимикатов, где захоронено 590 т ртути- и мышьяксодержащих, хлорорганических и других токсичных соединений. С 2006 года начал работать объект по уничтожению химического оружия «Марадыковский».

Уничтожаются авиационные боеприпасы и боевые части ракет, снаряженные фосфорорганическими отравляющими веществами, а также смесью иприта и люизита (около 7 тыс. т) [4]. Арсенит натрия является продуктом детоксикации люизита.

Возникает вопрос об эффективности использования традиционных тест-объектов в экотоксикологическом контроле и мониторинге загрязнения гидросферы ртутью и мышьяком, а также их смесями. Цель исследования – выявить закономерности токсического эффекта мышьяка и ртути на тест-объекты *Ceriodaphnia affinis* и *Scenedesmus quadricauda*.

Материал и методика исследований

За период 2008–2009 гг. проводились сезонные опыты по установлению острого и хронического токсического действия арсенита натрия в концентрациях, пересчитанных на мышьяк (III) $5,0 \cdot 10^{-4}$, $5,0 \cdot 10^{-3}$, $5,0 \cdot 10^{-2}$, 0,5, 0,6, 0,7, 0,8, 0,9, 1,0, 1,5 мг/л, и нитрата ртути в концентрациях, пересчитанных на ртуть (II) $5,0 \cdot 10^{-8}$, $6,0 \cdot 10^{-7}$, $3,0 \cdot 10^{-6}$, $6,0 \cdot 10^{-6}$, $1,0 \cdot 10^{-5}$, $3,0 \cdot 10^{-5}$, $6,0 \cdot 10^{-5}$ мг/л на *C. affinis* и *S. quadricauda*.

Эксперименты с *C. affinis* осуществлялись по методике, предложенной Н.С. Жмур, основанной на определении смертности

и изменений плодовитости третьего поколения рачков в токсичной среде по сравнению с контрольной выборкой в чистой воде [5]. Опыты проводились в 10 параллельных сериях (10 стаканов) в двух повторностях. Молодь, возраста не более 24 ч., помещалась по одной в 15 мл исследуемой воды. Плотность суспензии водорослей *S. quadricauda*, используемой для ежедневного кормления рачков, составляла 2–3 млн. кл/мл. Тестирование проводилось при температуре 19–24 °С, освещённости 900 лк и световом периоде 16 ч. Для культивирования рачков использовалась питьевая, дехлорированная вода с содержанием кислорода не менее 4 мг/л, рН=7,0–8,5 и общей жёсткостью 2,0–4,0 мг экв./л. Методика обеспечивает получение результатов анализа с погрешностями, не превышающими значений показателя точности – 40%, предела повторяемости – 30%, показателя воспроизводимости – 20%.

При постановке 3-недельных опытов на модельных партеногенетических популяциях исходная плотность посадки молоди третьего поколения составляла 20 особей на 500 мл. Учитывали общую биомассу подопытной популяции рачков.

Методика с применением тест-объекта *S. quadricauda* основана на снижении роста численности водорослей в токсичной среде, по сравнению с контрольной культурой в чистой воде. Биотестирование осуществлялось в климатостате с постоянной температурой 25 °С, освещённостью 8 000 лк и световым периодом 24 ч. для достижения скорости роста контрольной культуры 0,7 сут⁻¹ за 72 ч. [6] или 96 ч. [7]. Использовалась культура, находящаяся в экспоненциальной стадии роста (3–5 сут после пересева), когда все клетки сохраняют высокую физиологическую активность. Опыты проводились в двух повторностях. Плотность исходного инокулята составляла 35 тыс. кл/мл. Число клеток водорослей определялось под микроскопом методом прямого счёта в камере Горяева в четырёхкратной повторности. Методика обеспечивает получение результатов анализа с погрешностями, не превышающими значений показателя точности – 32%, предела повторяемости – 30%, показателя воспроизводимости – 15%.

При статистической обработке данных рассчитывали среднее арифметическое, среднее квадратическое отклонение, ошибку среднего арифметического, показатель достоверности различий двух сравниваемых величин. Рассчитанный показатель достовер-

ности сравнивался с критерием Стьюдента ($P=0,05$).

Результаты исследований и их обсуждение

Мышьяк не оказал острого токсического действия (50% гибель за 48 ч.) на *C. affinis*, в том числе в экспериментах с дополнительной функциональной нагрузкой (отсутствие кормления). Установлена хроническая токсичность мышьяка для рачков в концентрации 0,8; 0,9 и 1,5 мг/л по критерию смертности (20% гибель за 7 сут). Выявлена линейная зависимость «концентрация – эффект».

Определялось отклонение плодовитости рачков по отношению к контролю, для этого ежедневно учитывалось число родившейся молоди и высчитывалось ее среднее значение на одну самку. У контрольных и подопытных рачков половозрелость наступала на 3–4 сутки, а первый вымет молоди – на 5 сутки. Однако в летнем эксперименте вымет молоди у подопытных рачков произошел на 4 сутки, а у контрольных – на 5 сутки. Статистически достоверных отклонений плодовитости по отношению к контролю не выявлено (табл. 1).

По литературным данным, хронические эффекты воздействия токсикантов с наибольшей полнотой и яркостью вырисовываются в ряду поколений гидробионтов с коротким жизненным циклом, с максимумом проявления в 4–5 поколениях [8]. Поэтому определялся хронический эффект воздействия 1,5 мг/л мышьяка на молодь 3–7 поколений рачков. Установлено снижение толерантности молоди *C. affinis* к мышьяку в ряду поколений. Мышьяк оказал влияние в большей степени на плодовитость рачков, чем на выживаемость. Если у молоди третьего поколения половозрелость наступала на 3–4 сутки и статистически достоверных отклонений в плодовитости не выявлено, то в последующих генерациях половозрелость не наступала. Концентрация 1,5 мг/л мышьяка оказала острое токсическое действие на рачков 5–7 поколений (табл. 2).

Таким образом, в ряду поколений максимальный эффект воздействия мышьяка проявился по показателю плодовитости у рачков 4–7 поколений и по показателю смертности – у рачков 5–7 поколений.

Изучался эффект функциональной кумуляции в опытах на генерациях и модельных популяциях рачков. Молодь четвертого поколения, полученную от рачков, выращенных в среде

Таблица 1

Плодовитость самок *C. affinis* в зависимости от концентраций в среде мышьяка

Концентрация мышьяка, мг/л	Среднее число родившейся молоди на одну самку, экз.						
	Время от начала опыта, сут						
	Летний эксперимент				Осенний эксперимент		
	4	5	6	7	5	6	7
0,005	1,06 ± 0,48	1,88 ± 0,40	3,06 ± 0,52	1,35 ± 0,59	0,71 ± 0,36	0,29 ± 0,21	1,73 ± 0,54
0,050	1,00 ± 0,37	1,18 ± 0,31	2,41 ± 0,51	2,81 ± 0,70	1,00 ± 0,42	0,31 ± 0,31	0,87 ± 0,34
0,500	1,22 ± 0,33	1,29 ± 0,30	3,00 ± 0,59	0,69 ± 0,29	2,67 ± 0,27	0,47 ± 0,47	4,37 ± 0,58
0,600	1,00 ± 0,23	1,06 ± 0,35	0,75 ± 0,31	1,19 ± 0,29	2,74 ± 0,29	0,42 ± 0,30	4,58 ± 0,59
0,700	0	0,79 ± 0,22	0,42 ± 0,09	2,00 ± 0,28	2,95 ± 0,37	0,11 ± 0,11	5,68 ± 0,43
0,800	0,24 ± 0,14	0,65 ± 0,24	0,92 ± 0,26	0,92 ± 0,35	2,21 ± 0,38	0	3,58 ± 0,67
0,900	1,00 ± 0,24	0,73 ± 0,25	1,08 ± 0,29	2,25 ± 0,33	1,18 ± 0,34	0,47 ± 0,28	3,71 ± 0,55
1,000	3,56 ± 0,27	0,78 ± 0,53	2,17 ± 0,35	3,29 ± 0,29	1,44 ± 0,30	0,33 ± 0,20	3,89 ± 0,55
1,500	–	–	–	–	1,56 ± 0,33	1,19 ± 0,53	1,50 ± 0,40
0 (контроль)	0	1,10 ± 0,59	2,00 ± 0,5	2,30 ± 0,76	2,33 ± 0,67	1,78 ± 1,12	3,56 ± 1,19

Примечание: – нет данных.

с мышьяком ($5,0 \cdot 10^{-4}$ мг/л), подвергали воздействию 1,5 мг/л мышьяка. Острая токсичность проявилась в пятом и седьмом поколениях, а в шестом поколении наблюдалось снижение показателя смертности (табл. 3).

Статистически достоверных отклонений биомассы подопытных модельных популяций рачков при воздействии сублетальной концентрации мышьяка не установлено.

Мышьяк не оказал острого токсического действия на *S. quadricauda*, но оказал хроническое действие в концентрации 1,5 мг/л (статистически достоверное отклонение коэффициента прироста числа подопытных клеток за 7 сут). Удельная скорость роста водорослей на 4 сут зимнего и весеннего экспериментов составила 0,7 сут⁻¹, контрольной культуры – 0,8–0,9 сут⁻¹. Установлено статистически достоверное отклонение значения биомассы подопытных водорослей при воздействии 1,5 мг/л мышьяка. Выявлена линейная зависимость «концентрация – эффект».

Установлен эффект функциональной кумуляции при воздействии сублетальной кон-

центрации мышьяка в хронических опытах на микроводоросли. Культура микроводоросли *S. quadricauda*, выращенная в среде с мышьяком ($5,0 \cdot 10^{-4}$ мг/л), испытывалась на воздействие 1,5 мг/л токсиканта. На 72 сут эксперимента отмечен острый токсический эффект (50% подавление роста культуры), обусловленный истощением адаптационных свойств микроводоросли (табл. 4).

Концентрации ртути $3,0 \cdot 10^{-5}$ и $6,0 \cdot 10^{-5}$ мг/л оказали на рачков острое токсическое действие за 24 ч. В экспериментах с дополнительной функциональной нагрузкой (отсутствие кормления) острая токсичность ртути проявилась в концентрациях $6,0 \cdot 10^{-6}$ и $1,0 \cdot 10^{-5}$ мг/л за 48 ч. Хроническая токсичность установлена по критерию смертности при воздействии $3,0 \cdot 10^{-6}$, $6,0 \cdot 10^{-6}$ и $1,0 \cdot 10^{-5}$ мг/л ртути. Статистически достоверное отклонение плодовитости рачков как в осеннем, так и в зимнем эксперименте отмечено в концентрации $6,0 \cdot 10^{-6}$ мг/л ртути ($2,50 > 2,05$, $2,1 > 2,05$) (табл. 5). Выявлена линейная зависимость «концентрация – эффект».

Таблица 2

Смертность и плодовитость рачков в ряду поколений при действии мышьяка (1,5 мг/л)

Поколение рачков	Смертность, %	
	2 сут	7 сут
F ₃	10,0 ± 4,0	22,2 ± 8,8
F ₄	28,0 ± 11,2	94,4 ± 37,8
F ₅	100	100
F ₆	100	100
F ₇	90,0 ± 36,0	95,0 ± 38,0

Таблица 3

Смертность и плодовитость рачков в ряду поколений в условиях функциональной кумуляции мышьяка (1,5 мг/л)

Поколение рачков	Смертность, %	
	2 сут	7 сут
F ₄	44,4 ± 17,8	94,4 ± 37,8
F ₅	85,0 ± 34,0	100
F ₆	30,0 ± 12,0	72,2 ± 28,9
F ₇	100	100

Таблица 4

Показатели роста культуры микроводоросли *S. quadricauda* при действии мышьяка (1,5 мг/л)

Условия выращивания культуры <i>S. quadricauda</i>	Значение угнетения роста культуры, %			Коэффициент прироста, раз
	72 ч.	96 ч.	168 ч.	
Культура, выращенная на питательной среде Успенского	21,0	68,0	28,0	155,4±2,1*
Культура, выращенная на питательной среде Успенского с добавлением 5.0·10 ⁻⁴ мг/л мышьяка	54,0	77,0	39,0	131,9±3,3*

Примечание: * – выделены результаты с достоверным отклонением от контроля.

Установлен острый токсический эффект воздействия 6·10⁻⁶ мг/л ртути на молодь пятого и седьмого поколения рачков. В поколениях F₃ – F₅ рачков отмечалось статистически достоверное отклонение плодовитости, в шестом поколении отклонение не достоверно, а в седьмом – половозрелость рачков не наступила (табл. 6).

Таким образом, в ряду поколений наиболее ярко выражен эффект усиления воздействия ртути на плодовитость рачков.

Молодь, выращенная в среде, содержащей 6·10⁻⁸ мг/л ртути, испытывалась на действие концентрации 6·10⁻⁶ мг/л ртути. Отмечено незначительное повышение показателей смертности подопытных рачков. Молодь четвертого и седьмого поколений не достигла стадии поло-

возрелости. У подопытных рачков шестого поколения так же, как и у контрольных, отмечены недостоверные отклонения плодовитости. Статистически достоверных отклонений биомассы подопытных модельных популяций рачков при воздействии сублетальной концентрации ртути (6·10⁻⁸ мг/л) не установлено.

Двухвалентная ртуть оказала острое токсическое действие (50% подавление роста числа клеток за 96 ч.) на *S. quadricauda* в концентрациях 3·10⁻⁵ и 6·10⁻⁵ мг/л. Хроническое токсическое действие установлено в концентрации 1·10⁻⁵ мг/л. Удельная скорость роста подопытных водорослей на 4 сут эксперимента составила 0,8–0,9 сут⁻¹, а контрольной культуры – 0,9 сут⁻¹. Выявлена линейная зависимость «концентрация – эффект».

Таблица 5

Плодовитость самок *C. affinis* в зависимости от концентраций в среде ртути

Концентрация ртути, мг/л	Среднее число родившейся молоди на одну самку, экз.					
	Время от начала опыта, сут					
	Осенний эксперимент			Зимний эксперимент		
	5	6	7	5	6	7
6,0·10 ⁻⁷	1,80 ± 0,53	0,79 ± 0,29	1,84 ± 0,71	1,2 ± 0,43	2,26 ± 0,40	0,74 ± 0,41
3,0·10 ⁻⁶	0,06 ± 0,06	1,80 ± 0,34	0,41 ± 0,10	0,30 ± 0,30	2,44 ± 0,65	0,11 ± 0,11
6,0·10 ⁻⁶	0	0	0,07 ± 0,07	0	0	0,50 ± 0,50
1,0·10 ⁻⁵	0	0	0	0	0	0
3,0·10 ⁻⁵	0	0	0	0	0	0
6,0·10 ⁻⁵	0	0	0	0	0	0
0,0 (контроль)	2,00 ± 0,86	1,70 ± 0,60	1,90 ± 0,75	1,20 ± 0,61	2,50 ± 0,58	0,50 ± 0,50

Таблица 6

Смертность и плодовитость рачков в ряду поколений при действии ртути (6·10⁻⁶ мг/л)

Поколение рачков	Смертность, %		Отклонение плодовитости (f = 28, t _{cr} = 2,05)
	2 сут	7 сут	
F ₃	0	16,7 ± 6,7	достоверно (2,64 > 2,05)
F ₄	0	38,9 ± 15,6	достоверно (4,38 > 2,05)
F ₅	60,0 ± 24,0	81,3 ± 32,5	достоверно (2,60 > 2,05)
F ₆	45,0 ± 18,0	72,2 ± 28,9	не достоверно (0,7 < 2,05)
F ₇	60,0 ± 24,0	95,0 ± 38,0	–

Примечание: – не определялось в связи с высокой смертностью рачков в первые сутки опыта.

Таблица 7

Показатели роста культуры микроводоросли *S. quadricauda* при действии ртути ($6,0 \cdot 10^{-5}$ мг/л)

Условия выращивания микроводоросли <i>S. quadricauda</i>	Значение угнетения роста культуры, %			Коэффициент прироста, раз
	72 ч.	96 ч.	168 ч.	
Культура, выращенная на питательной среде Успенского	35,0	59,7	32,3	145,4±9,8*
Культура, выращенная на питательной среде Успенского с добавлением $6,0 \cdot 10^{-8}$ мг/л ртути	73,0	83,0	41,4	125,8±7,6*

Примечание: * – выделены результаты с достоверным отклонением от контроля.

Культура микроводоросли *S. quadricauda*, выращенная в среде с ртутью ($6,0 \cdot 10^{-8}$ мг/л), испытывалась на воздействие $6,0 \cdot 10^{-5}$ мг/л токсиканта. Установлены более высокие по значению и ранние по времени проявления показатели ингибирования роста *S. quadricauda*, что обусловлено материальной и функциональной кумуляцией ртути (табл. 7).

Определены абсолютно смертельные концентрации (100% гибель за 24 ч.) ртути (II) $3,0 \cdot 10^{-5}$ мг/л, $6,0 \cdot 10^{-5}$ мг/л для *C. affinis*.

Комбинированное действие мышьяка и ртути на рачков проявилось в виде эффекта больше аддитивного. Установлена острая токсичность смеси $5 \cdot 10^{-6}$ мг/л ртути и 0,8 мг/л мышьяка, которые при раздельном воздействии оказывают хроническое токсическое действие.

Методики Н.С. Жмур, Т.Л. Орловой [5–7] предусматривают максимально возможное постоянство условий лабораторного культивирования и проведения токсикологических экспериментов. Тем не менее токсикорезистентность особей одной культуры меняется со временем. По мнению Е.Ф. Исаковой и М.Ю. Юклеевских, существуют определенные циклические изменения в культуре рачков в течение года, которые выражаются в изменениях плодовитости и токсикорезистентности рачков [9]. В настоящей работе отмечена повышенная чувствительность подопытных рачков к мышьяку в летний период, как по показателю смертности, так и по срокам первого вымета молоди. Осенью рачки обладали значительной толерантностью к мышьяку. Весенний эксперимент показал меньшую чувствительность микроводоросли к ртути.

Таким образом, использование *C. affinis* и *S. quadricauda* в контроле и мониторинге загрязнения водных объектов будет эффективно при постановке экспериментов на хроническую

токсичность ртути и мышьяка в ряду поколений и в условиях их функциональной кумуляции.

Литература

1. Методы биоиндикации и биотестирования природных вод. Вып. 2. Л.: Гидромет. изд., 1989. 266 с.
2. Осокина О.Б., Гапочка Л.Д., Зайдова У.Г., Дрожжина Т.С. Токсичность меди и ртути для зеленой водоросли *Scenedesmus quadricauda* // Биол. науки. 1984. № 9. С. 61–64.
3. Biesinger K.E. & Christensen G.M. Effects of various heavy metals on survival, growth, reproduction and metabolism of *Daphnia magna*. // J. Fish Res. Board Can. 29. 1972. P. 1691–1700.
4. Горохов Н.Г. Реализация программы уничтожения химического оружия в Кировской области // Теоретическая и прикладная экология. 2007. № 2. С. 20–23.
5. Жмур Н.С. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости цериодафний (ФР.1.39.2007.03221). М.: АКВАРОС, 2007. 56 с.
6. Жмур Н.С., Орлова Т.Л. Методика определения токсичности вод, водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по изменению уровня флуоресценции хлорофилла и численности клеток водорослей (ФР.1.39.2007.03223). М.: АКВАРОС, 2007. 48 с.
7. Жмур Н.С. Методика определения токсичности вод, водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по изменению уровня флуоресценции хлорофилла и численности клеток водорослей (ФР.1.39.2001.00284.). М.: АКВАРОС, 2001. 42 с.
8. Брагинский Л.П. Некоторые итоги исследований по водной токсикологии в Украине // Актуальные проблемы водной токсикологии. 2004. С. 11–32.
9. Исакова Е.Ф., Юклеевских М.Ю. Сезонные изменения резистентности лабораторной культуры *Daphnia magna* Str. к бихромату калия // Биология внутр. вод. 1998. № 3. С. 76–81.

Альгологический мониторинг пахотных дерново-подзолистых оглеённых почв в оценке эффективности агромелиоративных мероприятий

© 2010. Л. В. Кондакова, к. б. н., зав. кафедрой,
Вятский государственный гуманитарный университет,
e-mail: irinakondakova@mail.ru

Впервые проведён 30-летний мониторинг по изучению влияния осушения и глубокого мелиоративного рыхления на почвенную альгофлору. Выявлены основные закономерности развития водорослей на почвах с естественным водным режимом и в сочетании с агромелиоративными приёмами. Установлено положительное влияние мелиорации и агромелиоративных приёмов на биологические свойства тяжёлых оглеённых почв. Осушение и глубокое мелиоративное рыхление кратковременно переувлажнённых дерново-подзолистых глееватых почв способствует повышению видового разнообразия и численности водорослей, в дерново-перегнойной глеевой почве данный приём приводит к перестройке состава альгофлоры и формированию сообществ водорослей, характерных для окультуренных пахотных почв. Эффективность агромелиоративных приёмов на альгофлору сохраняется на 30-летний период мониторинга.

For the first time a 30-year-long monitoring of the influence of drainage reclamation and deep soil loosening on soil alga flora has been carried out. The laws of algae development were found out in soils with natural watering regime combined with agro-reclamation measures. It is stated that soil development and agro reclamation have a positive influence on biological properties of heavy gleyified soils. Drainage reclamation and deep soil loosening of short-time overmoistened sod-podzol gleyified soils contributes to algae species diversity and quantity. In sod-mull gley soils reclamation leads to change in alga flora and forming algae communities that are characteristic of cultivated plough soil. Positive effect of reclamation on alga flora has been lasting for the 30-year-long monitoring period.

Ключевые слова: водоросли, цианобактерии, мелиорация, глубокое рыхление
Key words: algae, cyanobacteria, reclamation, deep soil loosening

Пахотные почвы коренным образом отличаются от почв целинных. При окультуривании почвы изменяются её биологические свойства: улучшаются условия обитания микроорганизмов, усиливаются биогенность и биологическая активность, повышается плодородие [1, 2]. Окультуривание почв приводит также к изменению сообществ почвенных водорослей [3 – 6].

Э.А. Штина [7], изучая окультуривание дерново-подзолистой почвы, отметила три группы видов водорослей: 1) виды, встречающиеся только в целинных почвах; 2) виды-убиквисты и 3) виды пахотных почв. Отмечено, что группировки водорослей окультуренных почв в сравнении с целинными характеризуются большей динамичностью и своеобразной нивелировкой зональных различий.

В настоящее время имеется немало литературных данных о влиянии отдельных факторов окультуривания на почвенные водоросли: обработка почвы, удобрения, ядохимикаты, мелиорация. Обработка почвы (рыхление и вспашка) не препятствует развитию водорослей [8], однако вызывает перераспреде-

ние водорослей в пахотном слое и временную задержку их роста на поверхности почвы [7, 9].

Установлено, что почвенные водоросли быстро реагируют на минеральные удобрения [4, 10], чувствительны к сельскохозяйственным ядохимикатам [4, 9].

Особое значение для водорослей имеет регулирование водного режима путём оросительной и осушительной мелиорации [11 – 13].

Цель работы: сравнить результаты длительного мониторинга по изучению влияния осушения и глубокого мелиоративного рыхления тяжёлых переувлажнённых минеральных почв на биологические свойства почв, в частности на развитие почвенных водорослей.

Объекты и методы

Работы по изучению эффективности глубокого мелиоративного рыхления в Нечернозёмной зоне РФ были организованы и выполнены кафедрой физики и мелиорации почв Московского университета под руководством профессора Ф.Р. Зайдельмана. В Киров-

ской области исследования выполнялись на территории массивов «Ивакинские пашни» (Котельничский район) и «Горевский массив» (Свечинский район).

Массив «Ивакинские пашни» расположен на первой правобережной надпойменной террасе р. Вятки. Рельеф территории пологовсхолмлённый, расчленён широкими и неглубокими лощинами по направлению с юга на север. Общий уклон поверхности на северо-запад в сторону р. Черняницы. Коренные породы – пермские карбонатные глинистые сланцы. Почвообразующими породами является карбонатный глинистый элювий коренных пермских отложений.

На стационаре «Ивакинские пашни» строительство производственно-экспериментальных полигонов было завершено в 1977 году, в том же году выполнено сплошное глубокое мелиоративное рыхление. В течение ряда лет проводились стационарные работы по изучению эффективности глубокого рыхления на водно-физические свойства тяжёлых почв, изучалась реакция сельскохозяйственных растений на проведённые агрономелиоративные мероприятия.

Экспериментальный участок «Горевский массив» расположен в Свечинском районе Кировской области. Почвы дерново-глееватые. На данном стационаре проведён аналогичный комплекс работ по осушению и глубокому рыхлению. Характерной особенностью, объединяющей почвы обоих стационаров, является тяжёлый механический состав почвообразующих и подстилающих пород. Заболачивание происходит вследствие застаивания поверхностных вод.

Нами проведены длительные стационарные исследования альгофлоры оглеённых почв с естественным водным режимом и дренированных кратковременного и длительного избыточного увлажнения на 2, 3, и 4-й годы после проведения агрономелиоративных мероприятий и через 10, 28 и 30 лет.

Альгоиндикация состояния почвы проводилась общепринятыми в почвенной альгологии методами [4].

Результаты и их обсуждение

Альгофлора неосушенных гидроморфных почв

Для определения характера изменений, происходящих в почвах при осушении и глубоко мелиоративном рыхлении, проведено изучение альгофлоры гидроморфных почв

в их естественном состоянии. Минеральные гидроморфные и мезогидроморфные почвы широко распространены и занимают огромные территории в гумидных ландшафтах РФ и за её пределами [14, 15]. По Ф.Р. Зайдельману [16] «минеральными гидроморфными почвами лесной зоны называются почвы, которые имеют устойчивые признаки заболачивания ... характеризуются периодическим или полным насыщением влагой отдельных горизонтов или всего профиля и формируются в условиях нормального или повышенного увлажнения в результате поступления вод различного происхождения».

На станции «Ивакинские пашни» изучали последовательный ряд пахотных тяжёлых дерново-подзолистых почв разной степени заболоченности, сформированных на пермских глинах. Участки расположены на склоне северо-западной экспозиции с крутизной 3–4° и образуют катену. Заболачивание участков обусловлено поверхностными водами. Под пахотным слоем тяжёлых почв залегает плотный водоупорный иллювиальный грунт, поэтому водный режим верхней 30–40 см толщи отличается быстрыми переходами от сырого к сухому состоянию [16].

Анализируя водорослевые сообщества в почвах разных уровней склона и разной степени заболоченности (оглеения), мы рассматривали следующие черты этих сообществ: таксономический состав альгофлоры и соотношение числа видов разных систематических групп, экологическую структуру (состав жизненных форм), распределение водорослей в профиле почвы, численность водорослей и их сезонную динамику, биомассу водорослей, в том числе биомассу поверхностных разрастаний.

На изученной катене обнаружена богатая альгофлора – 132 вида (табл. 1).

Участки разной степени заболоченности различаются между собой по числу видов и по соотношению разных отделов водорослей. Сверху вниз по склону увеличивается общее видовое разнообразие водорослей. Однако активная альгофлора, выделяемая методом чашечных культур, оказалась наиболее разнообразной в глубокооглеённой (30 видов) и глееватой (35 видов) почвах. Понятия «активная» и «потенциальная» микрофлора ввели А.В. Рыбалкина и Е.В. Кононенко [17]. Активная микрофлора развивается в почве при конкретных условиях, а потенциальная – это микрофлора, зародыши которой находятся в почве в неактивном состоянии. Виды, составляющие активную альгофлору, встречаются

Таблица 1

Число видов водорослей в почвах разной степени оглеения:
1 – число видов; 2 – процент от общего числа видов

Почва	<i>Cyanophyta</i>		<i>Chlorophyta</i>		<i>Xanthophyta</i>		<i>Bacillariophyta</i>		Всего видов	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Дерново-подзолистая неоглеённая	20	28,2	28	39,4	15	21,1	8	11,3	71	100
Дерново-подзолистая глубоко-оглеённая	20	28,6	28	40,0	14	20,0	7	10,0	70*	100
Дерново-подзолистая глееватая	29	32,2	34	38,9	18	20,0	8	8,9	89	100
Дерново-перегнойная глеевая	34	35,8	36	37,9	18	18,9	7	7,4	95	100

Примечание: * встретился один вид из отдела *Euglenophyta*.

при прямом микроскопировании свежевзятой почвы и развиваются в 1-2 недельных культурах.

В глеевой почве при наибольшем общем видовом разнообразии водорослей (95 видов) активная альгофлора была представлена всего 20 видами.

Различия оглеённых почв выражаются и в составе доминирующих видов. Почвы неоглеённая, глубокооглеённая и глееватая в составе доминирующего комплекса имели восемь общих видов, в том числе *Cylindrospermum licheniforme*, *Microcoleus vaginatus*, *Hantzschia amphioxys*, *Luticola mutica* var. *mutica*, *Eustigmatos magnus*, *Chlamydomonas gloeogama* f. *gloeogama*, *Chlorococcum* sp., *Klebsormidium nitens*.

Комплекс доминирующих видов глеевой почвы включал индикаторные виды переувлажнённых почв: *Trichromus variabilis*, *Cylindrospermum stagnale*, *Carteria sphagnicola* и только два общих вида (*Microcoleus vaginatus* и *Hantzschia amphioxys*).

Сопоставление альгофлоры почв разной степени оглеения позволило выявить специфические виды каждого участка. С увеличением оглеения число специфических видов в почвах увеличивается. В глеевой почве из 30 специфических видов 13 относятся к гидрофильным. В то же время на данном участке не встречено 40 видов эдафотрофных водорослей, отмеченных на трёх верхних участках.

Глеевая почва по своим водно-физическим свойствам приближается к болотной почве. Большинство специфических видов, отмеченных для глеевой почвы, характерны для болот-

ных почв: *Synechocystis salina*, *Cylindrospermum stagnale*, *Microchaete tenera* f. *minor*, *Calothrix gracillis*, *Pseudoanabaena galeata*, *Oscillatoria limosa*, *Phormidium inundatum*, *Ph. molle*, *Ph. uncinatum*, *Lyngbya martensiana*, *Characiopsis minima*, *Bumilleria sicula*, *Lobomonas denticulata*, *Carteria pascheri*, *C. sphagnicola*, *Gonium pectorale*, *Pandorina morum*, *Tetraëdron minimum* и др. [18]. Ряд видов – *Phormidium molle*, *Oscillatoria limosa*, *Tetraëdron minimum* – отмечены Е.А. Бусыгиной [11] для почв выработанных торфяников как специфические виды сильного увлажнения.

Для характеристики альгосинузий интерес представляет встречаемость видов. От неоглеённой почвы к глеевой увеличивается встречаемость *Nostoc paludosum*, *Trichromus variabilis*, *Calothrix elenkinii*, *Lyngbya aeruginoso-coerulea*, *Nitzschia palea*, *Botrydiopsis arhiza*, *Characiopsis minuta*, *Chlamydomonas gelatinosa*, *Cosmarium cucurbita* и, наоборот, уменьшается встречаемость *Cylindrospermum licheniforme*, *Phormidium autumnale*, *Bumilleriopsis brevis*.

Экологический анализ альгофлоры показал высокий процент эдафотрофных видов в неоглеённой (94,4%), глубокооглеённой (94,3%) и глееватой (95,5%) почвах и уменьшение их доли в глеевой почве (83,1%). Эдафотрофные сообщества почвенных водорослей являются индикаторами более благоприятного водного режима почв [2].

Изучение распространения водорослей по профилю оглеённых почв показало общую закономерность – уменьшение числа

видов водорослей с глубиной [5, 4, 15, 14, 16]. В профилях почв катены резкое сокращение числа видов водорослей происходит с глубины водоупорного иллювиального горизонта 20 – 40 см. В глубинных горизонтах видовое разнообразие уменьшается от неоглеённой почвы (верх катены) к глеевой (низ).

Показатели численности и биомассы водорослей в почвах динамичны и зависят от многих факторов, главными из которых являются водный режим и наличие света и питательных веществ.

За период исследований численность водорослей в почвах разной степени заболоченности была в пределах 13,5 – 51,6 тыс. клеток/г (неоглеённая), 54,2–86,9 (глееватая) и 9,1–33,3 (глеевая).

Макроскопические разрастания водорослей («цветение» почвы) наблюдали на трёх верхних участках склона. Летом, в благоприятный для развития водорослей период, «цветение» вызывали зелёные (виды родов *Chlamydomonas*, *Chlorococcum*, *Klebsormidium*) и жёлтозелёные (*Pleurochloris*) водоросли. Осенью – преимущественно синезелёные виды родов *Cylindrospermum*, *Phormidium*, *Lyngbya*.

Численность водорослей в плёнках «цветения» достигала в неоглеённой почве 2–3,3 млн. клеток/см², глубокооглеённой – 3,2–3,9 млн. клеток/см², глееватой – 2,2–4,3 млн. клеток/см². На глеевой почве «цветения» не наблюдали.

Эти данные сопоставимы с результатами, полученными другими авторами для пахотных дерново-подзолистых почв. По Э.А. Штиной, [4] численность зелёных водорослей под озимой рожью составляла до 19,6 млн. клеток/см², а численность *Cyanophytu* под клевером (преобладали *Cylindrospermum*, *Nostoc*) – 3,1 млн. клеток/см². Л.С. Балезина [18] указывала, что численность водорослей под клевером достигает 7 млн. клеток/см², а Г.И. Помелова [19] под этой же культурой выявила плотность клеток 3,2–8,6 млн./см².

Таким образом, изучение ряда почв разной степени заболоченности в их естественном состоянии показало, что характер группировок водорослей зависит от их водно-физических свойств.

Влияние осушения и глубокого мелиоративного рыхления на группировки почвенных водорослей

Осушительная мелиорация улучшает водно-физические свойства тяжёлых почв.

Сравнение альгофлоры неосушенной и осушенной глееватых почв показало различия между участками по числу выявленных видов и по соотношению систематических групп (табл. 2).

Из 105 видов водорослей, найденных на обоих участках, 69 являются общими. Коэффициент общности по Жаккару равняется 0,66. Коэффициент флористической связи [27] указывает на слабое сходство сравниваемых флор – $K_m = 0,3$.

Экологический анализ альгофлор участков выявил различия между сравниваемыми почвами. Неосушенная почва имеет большее разнообразие водорослей, относящихся к CF-, Ch-, H- и V-жизненным формам, а осушенная – водорослей P- и X-форм.

Численность водорослей в слое 0–5 см в вегетационный период сухого по количеству осадков 1979 года колебалась в неосушенной почве от 3,1±0,04 тыс. клеток в 1 г абсолютно сухой почвы до 8,2±1,0 тыс. клеток. В осушенной почве изменения численности составляли от 8,7±1,9 тыс. клеток до 11,3±2,1 тыс. клеток.

Максимальную численность водорослей наблюдали во влажном 1980 году в конце сентября, когда после уборки ячменя почва в течение месяца оставалась невспаханной. В этот период, особенно на дренированных участках, создавались благоприятные условия для развития водорослей. На осушенном участке численность водорослей была в 2,2 раза выше, чем на неосушенном, и составляла 149,7+26,9 тыс. клеток в слое 0–5 см. В этот период на обоих участках наблюдалось «цветение» почвы, вызванное в основном видами родов *Cylindrospermum*, *Phormidium*, *Lyngbya*. Численность водорослей в поверхностных разрастаниях составляла на неосушенной почве 2,2–4,3 млн. клеток на 1 см², на осушенной – 2,5–6,4 млн. клеток. Отличия неосушенной и осушенной почв выразились и в общей длине нитей синезелёных водорослей. В осушенной почве длина нитей составляла от 4,69 до 15,75 м на 1 см², в неосушенной – 4,19–10,06 м/см². При этом в плёнке водорослей с неосушенной почвы содержалось больше грибных гиф – от 5,63 до 9,75 м на 1 см² против 1,68–3,81 м/см² в осушенной.

Более значительные изменения сообществ водорослей происходят при осушении длительно переувлажнённых дерново-перегнойных почв. Реакцией на изменение водного режима является увеличение видового разнообразия всех систематических групп водорослей,

Таблица 2

Состав водорослей неосушенных и осушенных оглеённых почв:
1 – число видов; 2 – процент от общего числа видов

Почва	<i>Cyanophyta</i>		<i>Bacillariophyta</i>		<i>Xanthophyta</i>		<i>Chlorophyta</i>		Всего видов	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Неосушенная дерново-подзолистая глееватая	29	32,6	8	9,0	18	20,2	34	38,2	89	100
Осушенная дерново-подзолистая глееватая	28	32,9	6	7,1	16	18,8	35	41,2	85	100
Осушенная рыхлёная дерново-подзолистая глееватая	30	30,9	7	7,3	24	24,7	36	37,1	95	100
Неосушенная рыхлёная дерново-подзолистая глееватая	25	29,1	9	10,5	18	20,9	33	38,3	86*	100
Неосушенная дерново-перегнойная глеевая	20	38,5	4	7,7	8	15,3	20	38,5	52	100
Осушенная дерново-перегнойная глеевая	22	33,3	4	6,1	15	22,7	25	37,9	66	100
Осушенная рыхлёная дерново-перегнойная глеевая	21	27,6	4	5,3	17	22,4	32	42,1	76**	1000

Примечание: * – встретился один вид из отдела *Chrysophyta*; ** – встречено два вида из отделов *Phyrrhophyta* и *Euglenophyta*.

особенно отдела *Xanthophyta* (табл. 2). Коэффициент флористической связи Малышева указывает на слабое различие альгофлор неосушенной и осушенной глеевой почв ($K_m = 0,1$).

Специфическими видами неосушенной глеевой почвы являются гидрофильные виды: *Oscillatoria limosa*, *Chlorocloster simplex*, *Cosmarium cucurbita*. В состав специфических видов осушенной почвы входят эдафотрофные виды: *Anabaena cylindrica f. hollerbachiana*, *Cylindrospermum licheniforme*, *C. muscicola*. В осушенной глеевой почве формируются группировки водорослей окультуренных пахотных почв. Вопрос о влиянии осушения на группировки почвенных водорослей достаточно подробно изучен на примере торфяно-болотных [13] и болотных [20, 12] почв. Установлено положительное влияние осушительной мелиорации на развитие почвенных водорослей. Имеются данные [21, 22], что при

осушении пойменных почв Башкирии происходит перестройка сообществ водорослей: увеличивается число диатомовых водорослей и азотфиксирующих синезелёных водорослей. При последующем окультуривании осушенных пойменных почв формируются сообщества водорослей пахотных почв.

Эффективность осушения тяжёлых переувлажнённых минеральных почв значительно повышается при использовании специального агротехнического приёма – глубокого мелиоративного рыхления. Глубокое мелиоративное рыхление позволяет принципиально изменить неблагоприятные физические свойства и гидрологический режим подпахотных горизонтов и создать глубокоокультуренный корнеобитаемый горизонт [8]. На стационаре «Ивакинские пашни» влияние глубокого мелиоративного рыхления изучали на фоне дренажа (при этом контролем служила дренированная нерыхлёная почва)

и естественного водного режима (неосушенная нерыхлёная почва). На дренированных рыхлённых глееватых почвах, по сравнению с дренированными нерыхлёными, обнаружена более разнообразная альгофлора (табл. 2). В рыхлённой дерново-подзолистой глееватой почве выявлено 97 видов водорослей, а дренированной нерыхлённой – 85. Главное отличие рыхлённой почвы состоит в увеличении видового разнообразия жёлтозелёных водорослей. Сравнительный анализ альгофлоры показал, что из 106 видов водорослей, обнаруженных в почвах, 76 видов являются общими. Коэффициент общности флор по Жаккару равен 0,72. Коэффициент флористической связи Малышева равен 0,43 (умеренное сходство сравниваемых альгофлор). На дерново-перегнойной глеевой почве этого стационара в варианте с глубоким мелиоративным рыхлением отмечена более разнообразная альгофлора (табл. 2).

На стационаре «Горевский массив» осушение и глубокое мелиоративное рыхление также оказало положительное влияние на развитие альгофлоры. В рыхлённой дерново-глееватой почве найдено 87 видов водорослей, в том числе синезелёных – 35, зелёных – 28, жёлтозелёных – 16, диатомовых – 7, других отделов – 1. В нерыхлённой почве – 74 вида, из них синезелёных – 33, зелёных – 24, жёлтозелёных – 10, диатомовых – 7. Как и на стационаре «Ивакинские пашни», увеличение видового разнообразия в осушенной рыхлённой почве происходит в основном за счёт жёлтозелёных водорослей. Их в рыхлённой почве больше в 1,6 раза.

Таким образом, в родственных по генезису почвах разных стационаров один и тот же агротехнический приём – глубокое мелиоративное рыхление – через изменение водно-физических свойств почв вызвал положительную реакцию водорослей, проявившуюся в увеличении их видового разнообразия. Под влиянием глубокого рыхления в осушенной почве в 2–3 раза увеличилась численность и биомасса водорослей. При осеннем «цветении» почвы, вызванном макроскопическими разрастаниями цианобактерий из родов *Nostoc*, *Anabaena*, *Cylindrospermum*, *Phormidium*, на рыхлённом участке численность водорослей достигала 8,1–16,1 млн. клеток на 1 см². При этом общая длина трихомов водорослей составляла от 18,2 до 47,9 м на 1 см². В нерыхлённой почве численность водорослей в плёнках цветения колебалась от 2,6–6,4 млн. клеток на 1 см², а длина трихомов от 4,7 до 15,7 м/см².

Более значительные изменения сообществ почвенных водорослей происходят при осушении в сочетании с глубоким мелиоративным рыхлением дерново-перегнойных глеевых почв (табл. 2). Увеличивается видовое разнообразие, в основном за счёт зелёных и жёлтозелёных водорослей, изменяется состав доминирующих видов, возрастает процент эдафотрофных видов (88,2% – осушенная рыхлённая почва и 80,8% – неосушенная).

Как отмечает Ф.Р. Зайдельман [23], на почвах, приуроченных к пермским почвообразующим породам, глубокое рыхление оказывает длительное (до 12–14 лет) воздействие, если при обработке почвы не используется тяжёлая сельхозтехника.

Через 10 лет после проведения агро-мелиоративных мероприятий (в августе 1987 г.) на дренированном рыхлённом участке с дерново-подзолистой глееватой почвой стационара «Ивакинские пашни» наблюдали обильное «цветение» почвы (50–80% поверхности): *Cylindrospermum licheniforme*, *Anabaena sphaerica* f. *sphaerica*, *Phormidium autumnale*, *Ph. aerugineo-coeruleum*. На неосушенной почве развивалась протонема мхов, из водорослей отмечены *Cylindrospermum licheniforme*, *Phormidium aerugineo-coeruleum*, *Microcoleus vaginatus* и указывающий на большее увлажнение почвы *Calothrix elenkinii*. На осушенной рыхлённой дерново-перегнойной глеевой почве «цветение» вызывали эдафотрофные виды: *Cylindrospermum muscicola*, *C. licheniforme*, *Phormidium autumnale*, *Microcoleus vaginatus*. На неосушенном участке поверхностных разрастаний не наблюдали.

В октябре 2005 г. макроскопические разрастания водорослей на осушенном рыхлённом участке с дерново-подзолистой глееватой почвой были представлены типично почвенными видами: *Cylindrospermum licheniforme*, *Phormidium formosum*, *Microcoleus vaginatus*, *Leptolyngbya foveolarum*, *Hantzschia amphioxys*. На неосушенном участке почва не обрабатывалась и зарастала мхом, на поверхности которого развивались *Cylindrocystis crassa* v. *crassa* и *C. brebissonii*, а также отмечены *Microcoleus vaginatus*, *Hantzschia amphioxys*. В дерново-перегнойной глеевой почве на дренированном рыхлённом участке слабое «цветение» было вызвано мхом и водорослями: *Nostoc punctiforme*, *Microcoleus vaginatus*, *Hantzschia amphioxys*. Участок был использован под кормовые травы, которые при высокой плотности травостоя препятствовали развитию водорослей, полностью затеняя почву.

Таблица 3

Активная альгофлора дерново-подзолистых глееватых почв (пробы от 06.09.2007)

Почва	Количество видов водорослей				Всего видов
	<i>Cyanophyta</i>	<i>Bacillariophyta</i>	<i>Xanthophyta</i>	<i>Chlorophyta</i>	
Осушенная рыхлая	7	3	3	3	16
Осушенная нерыхлая	4	2	–	3	9

Таблица 4

Состав водорослей осушенных рыхлых глееватой и глеевой почв: 1 – число видов; 2 – процент от общего числа видов

Почва	<i>Cyanophyta</i>		<i>Bacillariophyta</i>		<i>Xanthophyta</i>		<i>Chlorophyta</i>		Всего видов	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
	Дерново-подзолистая глееватая	16	51,6	3	9,7	3	9,7	9	19,0	31
Дерново-перегнойная глеевая	15	48,3	3	9,7	2	6,5	11	35,5	31	100

Через 30 лет эксперимента состав активной альгофлоры нерыхлых и рыхлых осушенных участков имел различия (табл. 3). Более богатое видовое разнообразие водорослей отмечено в осушенной рыхлой почве.

В пробах на осушенных рыхлых участках с глееватой и глеевой почвой выявлено по 31 виду водорослей (табл. 4).

Сравнение видового состава альгофлоры осушенных рыхлых участков с дерново-подзолистой глееватой и дерново-перегнойной глеевой почвой показало, что за период наблюдений коэффициент сходства их флористического состава увеличился с 0,49 до 0,8, что указывает на окультуривание дерново-перегнойных глеевых почв и коренную перестройку состава альгофлоры. В осушенных рыхлых почвах наибольшее развитие получают азотофиксаторы (виды родов *Anabaena*, *Cylindrospermum*).

Исследования, проведенные на стационаре «Ивакинские пашни», показали, что по реакции почвенных водорослей положительный эффект глубокого мелиоративного рыхления наблюдается и через 30 лет после проведенных мероприятий.

Заключение

Длительный мониторинг альгофлоры на почвах стационаров «Ивакинские пашни» и «Горевский массив» показал положительное

влияние осушения и глубокого мелиоративного рыхления тяжёлых оглеённых почв на развитие почвенных водорослей. Известно, что реакция водорослей отражает условия почвенной среды, благоприятные для высших растений.

В осушенных рыхлых почвах увеличивается видовое разнообразие и численность водорослей, происходит перестройка комплекса видов доминантов, формируется сообщество водорослей окультуренных пахотных почв. Эффективность агро-мелиоративных приёмов на альгофлору сохраняется на 30-летний период наблюдений.

Литература

1. Голлербах М.М., Штина Э.А. Почвенные водоросли. Л.: Наука, 1969. 228 с.
2. Штина Э.А., Голлербах М.М. Экология почвенных водорослей. М.: Наука, 1976. 144 с.
3. Домрачева Л.И. «Цветение» почвы и закономерности его развития. Сыктывкар. 2005. 336 с.
4. Штина Э.А. Водоросли дерново-подзолистых почв Кировской области // Тр. Ботан. ин-та АН СССР. 1959. Сер. 2. Вып. 2. С. 36–141.
5. Bristol – Roach B.M. On the algal or some normal English soils. J. Agr. Sci. 1927. V. 17. Pt. 1. P. 563–588.
6. Metting. The systematic end ecology of soil algae. The Bot. zezview. 1981. V. 47. № 2. P. 195–312.
7. Некрасова К.А. Численность водорослей как показатель плодородия почвы и динамики почвенных про-

цессов // Проблемы и методы биологической диагностики и индикации почв. Изд-во. Моск. ун-та. 1980. С. 85–91.

8. Зайдельман Ф.Р. Подзоло- и глееобразование. М.: Наука, 1974. 207 с.

9. Зайдельман Ф.Р. Режим и условия мелиорации заболоченных почв. М.: Наука, 1975. 319 с.

10. Зайдельман Ф.Р. Мелиорация почв. М.: Изд-во МГУ, 2003. 448 с.

11. Рыбалкина А.В., Кононенко Е.В. Активная микрофлора почв. 1957. С. 174–247с.

12. Штина Э.А., Антипина Г.С., Козловская Л.С. Альгофлора болот Карелии и ее динамика. Л.: Наука, 1981. 272 с.

13. Бусыгина Е. А. Развитие почвенных водорослей на мелиорированных выработанных торфяниках в зависимости от их водного режима: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Л. 1976. 19 с.

14. Носкова Т.С. Определение численности почвенных водорослей в связи с их распределением в профиле почвы // Методы изучения и практики исследования почвенных водорослей. Киров. 1972. С. 53–58.

15. Носкова Т.С. Сообщества водорослей некоторых почв Кировской области. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Горький. 1968. 19 с.

16. Кондакова Л.В. Изменение сообществ почвенных водорослей при мелиорации дерново-под-золистых почв: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Л. 1984. 16 с.

17. Кузяхметов. Альгофлора выщелоченного чернозема Башкирии и влияние на нее различных приемов агротехники: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Уфа: Башк. гос. унив., 1972. 21 с.

18. Балезина. Влияние удобрений и гербицидов на развитие почвенных водорослей: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Горький: ГСХИ, 1970. 21 с.

19. Помелова Г.И. Динамика почвенных водорослей в севообороте: Автореф. дис. ... канд. биол. наук, Пермь: Перм. ун-т, 1971. 81 с.

20. Антипина Г.С. Альгофлора болот Карелии и ее изменение под влиянием мелиорации: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Л. 1979. 22 с.

21. Кабиров Р.Р. Влияние осушения на альгофлору подземных почв // Почвообразовательные процессы в осушениях и подземных землях Башкирии. Уфа. 1982а. С. 168–173.

22. Кабиров Р.Р. Изменение альгофлоры в процессе окультуривания пойменных почв // Формирование животного и микробного населения агроценозов: Тез. докл. Всес. совещ. Пуцзино. 1982. С. 15–16.

23. Эколого-гидрологические основы глубокого мелиоративного рыхления почв / Под ред. Ф.Р. Зайдельмана. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1986. 200 с.

24. Кондакова Л.В., Домрачева Л.И. Флора Вятского края. Часть 2. Водоросли (Видовой состав, специфика водных и почвенных биоценозов). Киров. 2007. 192 с.

25. Мишустин Е.Н. Микроорганизмы и плодородие почвы. М. 1956.

26. Мишустин Е.Н. Развитие учения о ценозах почвенных микроорганизмов // Проблемы почвоведения. М. 1982. С. 62–66.

27. Малышев Л.И. Флористические спектры Советского Союза // История флоры и растительности Евразии. Л. 1972. С. 17–40.

Министерство сельского хозяйства Российской Федерации
ФГОУ ВПО «Вятская государственная сельскохозяйственная академия»

УВАЖАЕМЫЕ КОЛЛЕГИ!

приглашаем вас принять участие
в работе Всероссийской научно-практической конференции
с международным участием,
посвященной 100-летию со дня рождения профессора Э.А. Штиной

**«ВОДОРΟΣЛИ И ЦИАНОБАКТЕРИИ В ПРИРОДНЫХ
И СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ЭКОСИСТЕМАХ»**

11–15 октября 2010 г.

Основные направления работы конференции:

- Роль водорослей и цианобактерий в биоценозах и агроценозах
- Флора водорослей
- Физиология, биохимия и экология водорослей
- Изучение взаимодействия водорослей и цианобактерий с другими организмами
- Использование фототрофных микроорганизмов в биомониторинге окружающей среды
- Практическое использование водорослей и цианобактерий

Контактные адреса и телефоны:

610017, г. Киров. Октябрьский проспект. 133, Вятская ГСХА,
кафедра ботаники, физиологии растений и микробиологии им. Э.А. Штиной
телефон/факс (8332) 57-43-14, e-mail: nm-flora@rambler.ru

Испытание эндофитного штамма *Bacillus subtilis* 11 PH против фузариоза колоса яровой пшеницы

© 2010. Д. Р. Кутлубердина, аспирант, Р. М. Хайруллин, д.б.н., зав. лабораторией, Научно-образовательный центр Башкирского государственного аграрного университета, e-mail: di2412@yandex.ru

Изучена антифузариозная активность препарата на основе высокоантагонистичного штамма *Bacillus subtilis* 11PH в полевых условиях. Показано, что эндофитный антагонист *B. subtilis* 11PH более эффективен в снижении распространённости фузариоза зерна, нежели известные системные фунгициды. Установлено, что эффективность защиты колоса яровой пшеницы от фузариозной инфекции повышается при совокупной обработке семян и колоса. Выявлено, что при обработке фунгицидом и биопрепаратами зерна, значительно зараженного фузариозом, наблюдается тенденция к преобладанию видов, преимущественно встречающихся в исследуемой природно-сельскохозяйственной зоне.

The effect of the preparation on bases of *Bacillus subtilis* 11PH strain with high antagonistic activity against *Fusarium fungi* has been researched in field conditions. It has been shown that endophytic antagonist *B. subtilis* 11PH is more effective in decreasing grain head blight prevalence than well-known systemic fungicides. It has been established that efficacy of *Fusarium* infection protection of spring wheat ear increases when seeds and ears are treated in an aggregate. It has been revealed while treating grain with fungicides and biopreparations that there is a tendency to predominance of the species the most representative in the searching natural agricultural zone.

Ключевые слова: фузариоз, эндофит, фузариевые грибы, токсинообразующие виды, токсичность, фитопатоген, фузариозная инфекция

Key words: fusariosis, endophyte, *Fusarium* fungi, toxin producing species, toxicity, phytopathogen, *Fusarium* infection

Для получения экологически безопасной продукции растениеводства следует обращать особое внимание на видовое разнообразие и распространённость микроорганизмов, влияющих на здоровье человека. Интерес к изучению токсиногенных видов рода *Fusarium* связан, в первую очередь, с тем, что многие виды этого рода распространены повсюду и занимают различные экологические ниши. Обладая изменчивостью и высокой адаптивностью, фузариин трудноискоренимы, несмотря на применение химических средств борьбы с ними. В частности, фузариоз колоса – заболевание, распространённое во всем мире, где выращиваются зерновые культуры. Его негативные последствия оцениваются как в форме прямых потерь урожая («трухлявость» и щуплость зёрен), так и косвенных – снижение продуктивности, развитие корневых гнилей, белоколосость и другие патологии роста и развития растений. Кроме того, фузариоз зерна, как известно, не только ухудшает хлебопекарные свойства, но и приводит к загрязнению зерна вторичными метаболитами – микотоксинами, которые в свою очередь вызывают тяжёлые заболевания и сельскохозяйственных животных, и человека.

В 1990-х годах заражённость семян пшеницы фузариозом в Республике Башкортостан колебалась от 0,4% до 6,0% [1]. По нашим данным [2], в последние годы существенно увеличилась (в 2 и более раза) заражённость семян яровой пшеницы фузариевыми грибами. В целом среди патогенов преобладали *F. sporotrichioides* и *F. poae* [2], которые относятся к особо опасным токсинообразующим грибам и вызывают скрытую форму заражения семян [3]. Вторую по частоте встречаемости группу возбудителей фузариоза составили *F. avenaceum*, *F. graminearum*, *F. culmorum*, вызывающие явную форму проявления болезни колоса. Встречались также виды *F. oxysporum*, *F. tricinctum*, *F. acuminatum*, *F. equiseti*. Так, по сравнению с данными, полученными в 1990-х годах, где явная заражённость фузариозом не превышала 1–2% [4], наметилась тенденция к возрастанию типичных форм проявления болезни на колосе, так же, как и смена видового доминирования грибов этого рода, поражающих семена яровой пшеницы.

В настоящее время протравливание рассматривается как обязательный технологический приём [5]. Показана необходимость

предпосевной обработки семян для активизации борьбы с фузариозом колоса [6]. Протравливание семян снижало обилие фузариевых грибов как в ризосфере, так и в ризоплане. Такая тенденция сохранялась в течение всего вегетационного периода. Многие исследователи также отмечают эффективность предпосевной обработки семян в борьбе с патогенными микроорганизмами, в том числе и с грибами рода *Fusarium*.

Но, к сожалению, снижение развития фузариоза зерна пока не может достаточно эффективно обеспечиваться использованием фунгицидов в силу побочного действия препаратов на возбудителей фузариоза колоса [7 – 9]. Кроме того, подавление химическими методами фузариозов, как и других вызываемых грибами заболеваний, имеет ряд ограничений, связанных с появлением суперустойчивых штаммов, а также с неблагоприятными экологическими последствиями применения пестицидов в посевах. Поэтому актуальна разработка биологических методов защиты растений и повышение супрессивности почв в отношении грибных фитопатогенов [10, 11]. Особо перспективны в качестве потенциального биологического агента спорообразующие бактерии рода *Bacillus*, не токсичные для теплокровных и обладающие широким спектром фитозащитного и ростстимулирующего действия [12, 13]. Показано [14], что массовое заселение растений этими бактериями происходит с фазы всходов. По мере установления в растении высокого уровня эндобактерий снижается распространенность различных заболеваний.

В задачу нашей работы входило изучение антифузариозной активности препарата на основе высокоантагонистичного штамма *Bacillus subtilis* 11PH в полевых условиях, который может быть применён для контроля популяций фитопатогенных грибов р. *Fusarium*.

Материалы и методы исследований

При проведении исследований использованы семена яровой пшеницы с высокой степенью заражения фузариозом. Фитоэкспертиза семян на фузариозную инфекцию проводилась согласно методу Дж. Темпе [15]. Видовая принадлежность грибов устанавливалась в соответствии с таксономической системой В. Герлаха [16].

Так, в экспериментах 2008 г. семена сортов Казахстанская 10 и Башкирская 26 обрабатывали химическим фунгицидом

раксил (Bayer, Германия) – одним из самых известных системных фунгицидов [5], из расчёта 0,4 л/т, биопрепаратом бинорам (Алсико-Агропром, Россия), содержащим клетки *Pseudomonas fluorescens* 7Г, 7Г2К, 17-2 (75 мл/т). Их действие на развитие фузариоза и состав фитопатогенного комплекса сравнивали с действием опытного образца биофунгицида на основе штамма *B. subtilis* 11PH, высокоантагонистичного против грибов рода *Fusarium*. Экспериментальный образец препарата нарабатывали с помощью лабораторного газо-вихревого биореактора «БИОК» (ЗАО «Саяны», Новосибирск). Получали аналог препарата фитоспорин с титром спор 1 млрд. колониеобразующих единиц (КОЕ) в 1 мл. Обработку семян проводили вручную за неделю до посева по рекомендациям фирм изготовителей. В случае экспериментального препарата его расход составил 1 л и рабочей жидкости 10 л на тонну семян. Контрольные семена обрабатывали водой. Пшеницу высевали в трёх природно-климатических зонах (Северная, Южная лесостепи, Предуральская степь).

В 2009 г. предпосевную обработку семян сортов Омская 35 и Омская 36 проводили химическим фунгицидом террасил (Bayer) – аналог раксилы, а также биофунгицидом *B. subtilis* 11PH. Контрольные семена обрабатывали водой. В фазу колошения одну часть посевов опрыскивали химическим препаратом фоликур – фунгицидом, используемым для защиты колоса [17], другую часть – биофунгицидом, оставшуюся – водой. Опыты проводили в двух природно-климатических зонах (Северная лесостепь и Предуральская степь) Республики Башкортостан.

Опыты закладывали в апреле 2008 и 2009 гг. Посев одной повторности (всего 3) каждого варианта проводили на делянках площадью 1 м² вручную.

Результаты и обсуждение

Эндофитный штамм *Bacillus subtilis* 11PH был выбран нами из 22 других штаммов коллекции Башкирского ГАУ в качестве основы экспериментального биофунгицида в связи с его высокой антагонистической активностью (табл. 1). По площади полного подавления зоны роста мицелия гриба он превосходил штамм-прототип *Bacillus subtilis* 26D (основа препарата фитоспорин) примерно в 2 раза.

При анализе полученных образцов семян с сортоиспытательных участков заражённость фузариозной инфекцией сортов Казахстан-

Таблица 1

Антагонистическая активность штаммов *B. subtilis* против грибов *Fusarium*

Штаммы	Зона подавления роста культур фитопатогенных грибов, мм				Среднее значение
	<i>F. sporotrichioides</i>	<i>F. poae</i>	<i>F. graminearum</i>	<i>F. avenaceum</i>	
26D	18x18	13x14	17x18	25x27	18x19
11PH	23x24	18x18	22x24	40x40	26x27

ская 10 и Башкирская 26 в 2007 г. составляла 18% и 16% соответственно. В 2008 г. эти семена были инфицированы в среднем на 12% (табл. 2), что, вероятно, связано с климатическими условиями 2008-го года, более сухого, нежели 2007-й. Общеизвестно, что для развития грибов р. *Fusarium* на зерне пшеницы наиболее благоприятны условия повышенной влажности.

Заражённость фузариозной инфекцией зерна сортов Омская 35 и Омская 36 в 2008 г. составляла 26%. В условиях же 2009 г. этот показатель снизился в среднем в 2 раза (табл. 3).

По данным 2008 и 2009 гг. наибольшая заражённость фузариозом наблюдалась в более прохладной и влажной зоне Северной лесостепи. По мере продвижения на юг республики к зоне с засушливым климатом (Предуральская степь) общая заражённость семян фузариозом заметно уменьшалась.

Обработка семян препаратом раксил в среднем снижала распространение фузарио-

за зерна (табл. 2), существеннее в Предуральской зоне (в 2 раза). Эффективность применения фунгицидов была показана и в опытах следующего года. Так, из табл. 3 видно, что обработка семян препаратом террасил снижала распространение фузариоза зерна в обеих природно-сельскохозяйственных зонах.

Кроме того, по суммарным данным обоих сортов существенной разницы между предпосевной обработкой семян и опрыскиванием колосьев (табл. 3) не наблюдалось, что, в свою очередь, подтверждает значимость протравливания семенного материала перед посевом данными системными фунгицидами.

Многие исследователи в опытах с использованием тебуконазола – основы фунгицидов раксил и террасил выявляли снижение распространённости фузариозной болезни на семенах яровой пшеницы [18, 19]. Этот препарат оказался наиболее эффективным и в борьбе с фузариозом колоса ячменя в условиях Чехии [20].

Таблица 2

Среднее значение зараженности фузариозом семян исследованных сортов (%) в 2008 г.

Зоны	Контроль	Препарат для обработки семян			В среднем
		Раксил	Бинорам	<i>B. subtilis</i> 11PH	
Северная лесостепь	12	9	16	7	12
Южная лесостепь	14	11	8	7	10
Предуральская степь	10	5	12	7	9
В среднем	12	8	12	7	–

Таблица 3

Среднее значение зараженности фузариозом семян исследованных сортов (%) в 2009 г.

Зоны	Контроль		Препарат для обработки семян				В среднем
	Вода	Вода+вода (колос)	Террасил	Террасил+фоликур (колос)	<i>B. subtilis</i> 11PH	<i>B. subtilis</i> 1PH+ <i>B. subtilis</i> 11PH (колос)	
Северная лесостепь	20	21	15	14	11	10	15
Предуральская степь	5,5	7	4	3,5	4	3,5	4,6
В среднем	13	14	9,5	9	7,5	7	–

Обработка бинорамом снижала распространение фузариоза в Южной лесостепной зоне (табл. 2). Однако в среднем по суммарным данным опытов в трёх зонах была не эффективной. Следовательно, в опытах 2009 г. необходимости обработки семян данным биофунгицидом не возникло.

Обработка семян спорами штамма *B. subtilis* 11РН снижала заражённость яровой пшеницы обоих сортов во всех зонах в 1,7 раза (табл. 2). Эндоефитный антагонист *B. subtilis* 11РН оказался наиболее активным в снижении распространённости фузариоза зерна в сравнении с химическим фунгицидом и био-препаратом бинорам. В опытах 2009 г. данный биофунгицид также эффективно снижал заражённость пшеницы в обеих зонах примерно в одинаковой степени. При фитозэкспертизе семян на фузариозную инфекцию в образцах выделялось в 2 раза меньше грибов *Fusarium*, чем в контроле (табл. 3). Из этого можно сделать вывод о перспективности применения данного биопрепарата для контроля популяций фитопатогенных фузариевых грибов.

Многими авторами [13, 14, 21, 22] также было показано, что именно эндоефитные бактерии рода *Bacillus* эффективны в способности подавлять микофлору фитопатогенных грибов рода *Fusarium*.

В имеющихся литературных источниках на сегодняшний день нет единого мнения о мерах борьбы с фузариозом колоса. Многие считают, что именно протравливание семян

обуславливает надёжную защиту растению в период роста и созревания, другие – придерживаются мнения о необходимости защиты посевов путём опрыскивания колосьев в период активного формирования колоса.

Согласно нашим исследованиям (табл. 4), при обработке посевов в фазу колошения препаратом фоликур не во всех образцах наблюдался спад заражённости фузариевыми грибами по сравнению с образцами протравленных семян. Но по суммарным значениям в обеих природно-сельскохозяйственных зонах эффективность опрыскивания растений у сорта Омская 35 достигала 31%, а у сорта Омская 36 – до 47%, в то время как при протравливании семян эта эффективность составляла 28% и 23% соответственно. Так, наши данные согласуются с данными других авторов [6, 18] о том, что эффективность защиты пшеницы от фузариоза повышается при опрыскивании колоса противофузариозными фунгицидами.

Как было показано выше, обработка семян спорами *B. subtilis* 11РН снижала заражённость колоса фузариевыми грибами в среднем в 2 раза. При обработке колоса этим же биофунгицидом число фитопатогенных грибов р. *Fusarium* закономерно снижается (табл. 4) на семенах обоих сортов.

Так, средняя эффективность составляла 55%, что почти в 2 раза превышает среднее значение эффективности отдельного протравливания семян и в 1,5 раза – при опрыскивании препаратом фоликур. Вследствие

Таблица 4

Эффективность действия предпосевной и посевной обработок против фузариозной семенной инфекции

Зоны	Сорт	Препарат, способ обработки							
		Террасил		Террасил+фоликур		<i>B. subtilis</i> 11РН		<i>B. subtilis</i> 11РН+ <i>B. subtilis</i> 11РН	
		Заражённость, %	Эффективность, %	Заражённость, %	Эффективность, %	Заражённость, %	Эффективность, %	Заражённость, %	Эффективность, %
Северная лесостепь	Омская 36	71	29	80	20	60	40	43	57
	Омская 35	83	17	55	45	83	17	36	64
Предуральская степь	Омская 36	83	17	25	75	83	17	50	50
	Омская 35	60	40	83	17	60	40	50	50
Среднее		74	26	61	39	71	29	45	55

Таблица 5

Влияние обработки семян на встречаемость видов р. *Fusarium* в зерновках пшеницы (%)

Виды	Контроль		Препарат для обработки семян							
			Раксил		Бинорам		<i>B. subtilis</i> 11PH		Среднее значение	
	Б-26*	К-10**	Б-26	К-10	Б-26	К-10	Б-26	К-10	Б-26	К-10
Доминирующие	58	51	67	50	75	84	70	73	70	69
Другие	42	49	33	50	25	16	30	27	30	31

Примечание: * – Башкирская 26, ** – Казахстанская 10.

этого мы можем сделать вывод о том, что препарат на основе эндофитного антагониста *B. subtilis* 11PH более эффективен в снижении распространённости фузариоза зерна, нежели исследованные системные фунгициды.

Выявленные в зерновках пшеницы виды грибов *Fusarium* мы разделили на две группы: доминирующие (*F. roae* и *F. sporotrichioides*), наиболее стабильные по частоте встречаемости и доминированию в структуре патогенных комплексов на территории Республики Башкортостан, и другие виды (реже встречающиеся – *F. avenaceum*, *F. graminearum*, *F. culmorum*, *F. oxysporum*, *F. tricinctum*).

Как видно, в контрольных образцах зерна пшеницы исследуемых сортов соотношение двух условно разделенных групп грибов было примерно 1:1 (табл. 5). В образцах зерна, полученного из семян, обработанных препаратами, численность грибов *F. roae* и *F. sporotrichioides* заметно увеличивалась, за исключением семян пшеницы сорта Казахстанская 10, обработанных фунгицидом раксил. Количество видов, условно отнесённых нами в группу «другие», после обработки семян закономерно уменьшалось в сравнении с контрольными образцами семян.

По данным опытов 2009 г. установлено, что в семенах обоих сортов пшеницы, убранных с контрольных делянок, частота встречаемости доминирующих видов составляла в среднем 55%. При обработке семян фунгицидами (химическим или на основе спор эндофитного штамма) она увеличилась до 85%. Число же других видов фузариевых грибов также уменьшалось. При обработке семян и колоса встречаемость доминирующих видов достигала у обоих сортов 100%, тогда как у контрольных зерновок составляла 71%.

На рисунке приведены данные анализа образцов семян сорта Омская 36, репродуцированных в Северной лесостепи, где отчетливо видно увеличение количества грибов *F. sporotrichioides* и *F. roae* на колосе при обработке последнего фунгицидами.

Исходя из результатов, воспроизводимых в течение двух лет, мы полагаем, что при обработке фунгицидом и биопрепаратами зерна, значительно заражённого фузариозом, наблюдается тенденция к преобладанию видов, преимущественно встречающихся в данной природно-сельскохозяйственной зоне (*F. roae* и *F. sporotrichioides*). Другие виды после обработок обнаруживаются в ми-

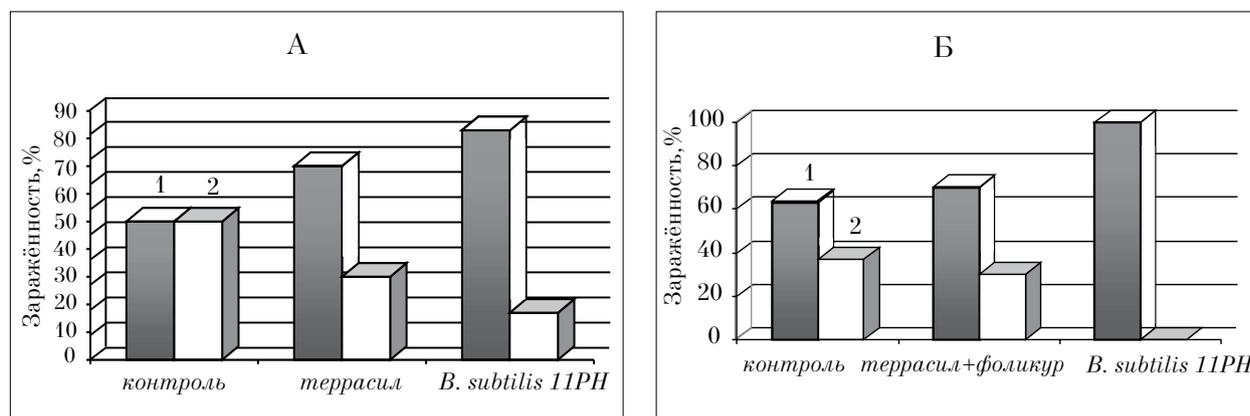


Рисунок. Влияние фунгицидов на встречаемость видов р. *Fusarium* в семенах пшеницы сорта Омская 36, репродуцированных в Северной лесостепи (%): А – предпосевная обработка семян, Б – то же + опрыскивание колосьев.

Примечание: 1 – доминирующие виды; 2 – другие виды.

нимальном количестве, что, в свою очередь, приводит к нарушению определённого баланса между видами. Такая особенность этих фитопатогенов может позволить им при обработке семян фунгицидами активно колонизировать вегетирующие растения, в том числе и колос, что вновь усилит доминирующими видами фон семенной инфекции.

По данным литературы известно, что *F. sporotrichioides* и *F. poae* образуют микро- и макроконидии, в отличие от грибов *F. graminearum* и *F. avenaceum*, формирующих только макроконидии и вызывающих явное проявление болезни [16, 23]. Микроконидии отличаются более высокой скоростью продуцирования, а также большим количеством. Вероятно, к моменту проявления эндофитными фунгистатических свойств к патогенам вышеуказанные грибы за счёт быстрого и в большом объёме распространения микроконидий успевают заселить значительную часть всего растения, в отличие от других видов р. *Fusarium*, макроконидии которых продуцируются позже и в меньшем объёме.

С другой стороны, в природе при конидиальном спороношении происходит дифференциация фитопатогена на клоны с различным характером биохимических взаимодействий с окружающей средой. Это приводит к появлению целого спектра возможных приспособительных механизмов для противостояния неблагоприятным условиям, например, воздействию фунгицидов. Какой из этих механизмов окажется доминирующим и будет определять в конечном итоге поражённость растений и уровень загрязнения зерна микотоксинами, зависит как от соотношения характерных биотипов в популяции, так и от конкретных условий развития патогена. Подобная многофакторная вариабельность биохимического «поведения» фитопатогена объясняет, вероятно, некоторую долю пессимизма, присутствующую при оценке перспектив использования фунгицидов для борьбы с фузариозом колоса [24]. Кроме того, по результатам исследований [25] показано, что применение фунгицидов не освобождает от необходимости контроля за наличием фузариотоксинов в зерне, даже в случае значительного снижения поражённости растений.

Не исключено, что изначальные различия в токсичности фунгицидов для разных видов грибов также приводят к различию в распространении последних. Кроме того, известно, что многие фунгициды, как правило, высокотоксичны для определённых видов грибов, что

приводит к возникновению селектирующего эффекта в популяциях.

Этими причинами можно объяснить снижение разнообразия видов фузариев при использовании химических и биологических препаратов.

Эти, а также, возможно, и другие факторы заставляют всё больше обращать внимание на разработку средств и способов не борьбы, а эффективной регуляции численности и видового состава фузариозных грибов, поражающих зерно пшеницы.

Заключение

Таким образом, эндофитный антагонист *B. subtilis* 11РН оказался наиболее активным в снижении распространённости фузариоза зерна и может быть рекомендован в качестве основы для создания экологически чистого препарата для контроля популяций фитопатогенных грибов р. *Fusarium*.

Для борьбы с фузариозом колоса наиболее оптимальна комплексная обработка, включающая обязательное предпосевное протравливание семян, а в фазу активного формирования колоса (сразу после окончания цветения) – дополнительное опрыскивание посевов.

Все исследуемые фунгициды при обработке ими семян и колосьев приводят к нарушению определённого баланса между видами.

Учитывая возможность массового прорастания фузариев из семян в проростки в послевсходовый период, предполагается создание препаратов системного действия с продолжительным периодом защитного эффекта. Возможность обеспечения защиты в период между становлением проростка и развитием взрослого растения позволила бы предотвратить (или уменьшить) частоту возникновения патологий роста и развития.

Литература

1. Иващенко В.Г., Шипилова Н.П. Грибы рода *Fusarium* на семенах хлебных злаков в основных зерновых регионах России. С.-Пб. Пушкин: ВИЗР, 2004. 20 с.
2. Кутлубердина Д.Р., Хайруллин Р.М. Видовой состав и заражённость разных фракций зерна пшеницы грибами рода *Fusarium* в Южной лесостепи Республики Башкортостан // Вестник КГУ. 2008. № 4 (10) С. 90–95.
3. Гагкаева Т.Ю., Гаврилова О.П., Левитин М.М. Современное состояние таксономии грибов рода *Fusarium* секции *Sporotrichiella* // Микология и фитопатология. 2008. Т. 42. С. 201–216.

4. Пирязева Е.А. Санитарно-микотоксикологическая характеристика зернофуража Уральского и Западно-Сибирского регионов: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М. 2001. 18 с.
5. Тютюрев С.Л. Обработка семян фунгицидами и другими средствами оптимизации жизни растений. С.-Пб. 2006. 248 с.
6. Шешегова Т.К., Широких И.Г. Для активизации борьбы с фузариозом колоса // Защита и карантин растений. 2004. № 4. С. 22–23.
7. Kukedi E. A bura agrotechnica es a *Fusarium korti* karsolatrol (Irodalmi összefoglaló) // Novenytermeles. 1977. V. 26. P. 207–212.
8. Zwatz B. Ahrenfusariose an Weizen- Bumerkungen und untersuchungen // Forderungsolienst. V. 35. № 11. 1987. P. 331–333.
9. Иващенко В.Г., Шипилова Н.П., Назаровская Л.А. Фузариоз колоса хлебных злаков. С.-Пб. Пушкин: ВИЗР, 2004. 164 с.
10. Cook R.J., Thomashow L.S., Weller D.M., Fujimoto D., Mazzola M., Bangera G., Kim D.S. Molecular mechanism of defense by rhizobacteria against root disease // Proc. Natl. Acad. Sci. USA. 1995. V. 92. P. 4197–4201.
11. Han J.S., Cheng J.H., Yoon T.M., Song J., Rajkarnikar A., Kim W.G., Yoo I.D. Biological control agent of common scab disease by antagonistic strain *Bacillus* sp. sunhua // J. Appl. Microbiol. 2005. V. 99. P. 213–221.
12. Stockwell C.A., Luz W.C. da Bergstrom G.C. Biocontrol of wheat scab with microbial antagonists // Phytopathology. 1997. № 87. P. 94.
13. Коломиец Э.И., Романовская Т.В., Здор Н.А. Биологические препараты – на смену химическим // Защита и карантин растений. 2006. №10. С. 18–20.
14. Сахибгареев А.А., Менликиев М.Я. Эндофитные бактерии // Вестник РАСХН. 2008. № 3. С. 60–62.
15. De Tempe J. International Seed-testing Association. Handbook of seed health-testing. Wagenengen, 1961. S1.
16. Gerlach W., Nirenberg H. The Genus *Fusarium* – a pictorial atlas-mitteilungen aus der biologischen bundesanstalt für land- und forstwirtschaft. Berlin: Springer-Verlag, 1982. Heft 209. 406 s.
17. Рекомендации по комплексной защите сельскохозяйственных культур от вредителей, болезней и сорной растительности в Краснодарском крае на 1994–1999 гг. // Департамент сельского хозяйства и продовольствия администрации Краснодарского края. Краснодар. 1994. 132 с.
18. McMullen M.P., Schatz B., Stover R., Gregoire T. Studies of fungicide efficacy, application timing and application technologies to reduce *Fusarium* head blight and deoxynivalenol // 5-th European Fusarium Seminar. Szeged, Hungary. 1997. Cereal Res. Comm. 25. 3/2. 1999. P. 779–780
19. Jones R.K. Assesments of *Fusarium* head blight of wheat and barley in response to fungicide treatment // Plant Dis. 2000. V. 84. № 9. P. 1021–1030.
20. Hysek J., Vanova M., Hajslova J., Radova Z., Koutecka J., Tvaruzek L.: Fusarioses of barley with emphasis on the content of tri-chothecenes // Plant Protection 1999. V. 35. P. 96
21. Leifert C., Li H., Chidburee S., Hampson S., Workman S., Sigeo D., Epton H.A., Harbour A. Antibiotic production and biocontrol activity by *Bacillus subtilis* CL27 and *Bacillus pumilus* CL45 // Appl. Bacteriol. 1995. V. 78. P. 97–108.
22. Whipps J.M. Microbial interactions and biocontrol in the rhizosphere // J. Exp. Bot. 2001. V. 52. P. 487–511.
23. Шипилова Н.П., Иващенко В.Г. Систематика и диагностика грибов рода *Fusarium* на зерновых культурах. С.-Пб. 2008. 84 с.
24. Milus E.A., Parsons C.E. Evaluation of foliar fungicides for controlling *Fusarium* head blight of wheat // Plant Dis. 1994. V. 78. № 7. P. 697–699.
25. Соколова Г.Д., Девяткина Г.А., Павлова В.В., Дорофеева Л.Л., Кожуховская В.А. Гетерогенность изолятов *Fusarium graminearum* по характеру токсиногенных реакций на воздействие фунгицидов // Микология и фитопатология. Т. 35. Вып. 2. 2008. С. 53–57.

Работа выполнена при поддержке Фонда содействия развитию малых предприятий в научно-технической сфере (программа «Старт-07», проект №7290, программа «УМНИК», проект №7971).

Эволюция представлений о восстановлении земель.

Часть I.

Древний мир

© 2010. И. В. Конышев^{1,2}, начальник управления, ответственный секретарь совета,
А. Г. Назаров^{2,3}, д.б.н., директор центра, зам. председателя совета,

¹Госкорпорация «Росатом»,

²Общественный Совет Госкорпорации «Росатом»,

³Экологический центр Института истории естествознания
и техники им. С.И. Вавилова РАН,

e-mail: igorcon@yandex.ru, anaz@yandex.ru

В статье рассматриваются вопросы эволюции представлений о восстановлении земель на ранних этапах развития человеческого общества. Показано преимущественно экстенсивное освоение природных экосистем в Древнем мире, попытки восстановления «силы земли», её плодородия.

The article considers evolution of ideas of soil reconstruction at early periods of human society development. It shows mostly the extensive way of natural ecosystems' management in ancient time, as well as attempts to reconstruct «the soil power» and its fertility.

Ключевые слова: эволюция, восстановление земель, первобытно-общинный строй, экология, Древний мир

Key words: evolution, soil reconstruction, primitive society, ecology, Ancient Time

Сложное собирательное понятие «восстановление земель» – предшественник экологического, по сути, понятия «биологическая реабилитация земель» – насчитывает несколько тысячелетий своего развития. Представления о разных аспектах восстановления земель эволюционировали вместе с развитием человеческой цивилизации, начиная от примитивных зачатков земледелия и скотоводства в доисторическое время до формирования индустриального и постиндустриального обществ в XIX – XX вв. Историко-научный анализ понятия «восстановление земель» позволяет выявить его содержательный *социокультурный, биологический и экологический* смыслы, наметить вехи периодизации, определить в исторической ретроспективе основные составляющие понятия, методические приемы и способы восстановления земли как непреходящей ценности человека. Сложность представлений о восстановлении земель состоит в том, что они в разных частях света и в различных странах были асинхронны во времени и существенно отличались в пространственно удаленных природных районах отдельных континентов. В связи с этим трудно, а может быть, и невозможно установить единую периодизацию эволюции

понятия «восстановление земель», поскольку сам процесс восстановления и обустройства земель неотделим от процесса формирования обществ, стоявших на разных ступенях развития цивилизации. Нами выделены следующие обобщенные периоды эволюции представлений о восстановлении земель:

I период – *Становление человеческого рода и первобытно-общинный уклад жизни* – от двух-полтора миллионов лет тому назад до конца II тысячелетия до нашей эры.

II период – *Античный* – I тыс. до н. э. – V век н. э.

III период – *Средневековый* – V–XV вв. н. э.

IV период – *Новое время. Развитие крупного ремесленного и мелкого промышленного производства* – XVI – XVIII вв.

V период – *Формирование капиталистических отношений, развитой промышленности и транспорта* – XIX в.

VI период – *Современный* – XX – начало XXI вв.

Выделенные по хронологическому признаку основные периоды развития представлений о восстановлении земель носят, в известной мере, условный характер. Это вызвано как неполнотой сведений по исследуемой проблеме, небольшим числом либо отсутствием докумен-

тированных источников, особенно по первым трём периодам, так и целым рядом причин, свойственных проблеме историко-научной периодизации в целом. В подавляющем большинстве случаев выделяемые периоды (а внутри них – этапы) эволюции представлений о восстановлении земель не являются рядоположенными. Временные границы между ними, как правило, размыты, последующие периоды зарождаются в недрах предшествующих, они как бы вложены друг в друга и проходят своеобразный «инкубационный период» совместного развития до их относительного обособления. Каждый новый период несёт в себе черты и свойства предыдущего. Лишь после осмысления прошлого опыта, накопления новых наблюдений за процессами в природе и достижения новых ступеней общественного и хозяйственного развития формируются новые знания. Вместе с ними – правила и навыки пользования землей, представления о способах её восстановления и повышения плодородия. Именно длительным путём эволюции представлений о «силе земли» как прародительнице жизни объясняются такие трудно совместимые способы рекультивации, как выкорчёвка «сорной» растительности, деревьев и кустарников или огневой пал, дошедшие до современности из глубины тысячелетий.

Большую часть *первого* периода численность «людского стада», по В.И. Вернадскому, была мала, человек был «встроен» в природу и не наносил ей ощутимого урона. Переломный рубеж в воздействии первобытных людей на природу связан с *этапом последнего материкового оледенения Земли*. К разгару оледенения относится становление современного человека разумного *Homo sapiens*. В.И. Вернадский подчёркивал, что многие природные катаклизмы, сознательно пережитые человеком, – наводнения, засухи, пожары – отложились в памяти первобытного людского стада, но особенно большое значение для расселения человека имело именно последнее оледенение, когда первобытные люди осваивали новые природные пространства вслед за отступающим ледником [1]. Малочисленные человеческие племена, рассеянные по широким пространствам Земли, занимались собирательством, рыболовством и охотой на диких животных. О степени освоённости природных ресурсов свидетельствуют дошедшие до нас источники – наскальные рисунки первобытного человека, изображающие сцены охоты, рыболовства, собирательства, а также различных животных.

В *верхнем палеолите*, который продолжался до конца ледниковой эпохи (40–10 тыс. л. н.), произошло качественно новое событие в структуре первобытных людских обществ: людское «стадо» постепенно трансформировалось в *родовую общину*. Но самым важным фактором для верхнепалеолитического человека явилось *овладение огнём*. Безусловно, древние люди каменного века ещё на уровне «стада» многократно наблюдали пожары в лесу и в степи от ударов молний и грозных разрядов. Но овладеть огнём, уметь сознательно его применять для приготовления новой, ранее несъедобной пищи и как грозное оружие в охоте на крупного зверя люди верхнего палеолита смогли на более высоком уровне организации с переходом от стадного образа жизни к родовым общинам.

К концу ледникового периода и эпохи верхнего палеолита, с наступлением голоценового времени (12–6 тыс. л. н.) относится широкое применение *огневого пала* не только для целей охоты, но и для очистки территории от леса и кустарников. При этом первобытные племена не могли не заметить благотворное, с их точки зрения, воздействие пала на повышение урожайности природных угодий, особенно степного разнотравья. Широкое распространение безлесных пространств в зоне лесостепи в верхнем палеолите подтверждается данными палинологии, в частности, в центре Русской равнины. Это позволило учёным – биогеографам, зоологам и геоботаникам прийти к выводу о развитии пастбищного скотоводства на многих территориях раньше, чем земледелия [2].

Как в учебной, так и в научной литературе сложилось несколько одностороннее представление о применении огневого пала родоплеменными общинами древних людей начиная с эпохи верхнего палеолита. Несмотря на очевидный, казалось бы, вред огневого смерча, наносимый живой природе, его биологическая сущность долгое время оставалась невыясненной, как и поразительная «живучесть» применения пала в течение десяти тысячелетий. Э.А. Эверсман, предпринявший в 1840 г. попытку научного изучения палов и их воздействия на природные экосистемы, в своём труде [3], получившем высокую оценку академика К.М. Бэра, даёт объективную оценку влияния степных палов на биогеоценозы: «в палах есть хорошее, есть и дурное, и вред, и польза» [2, с. 21]. Палы, по Эверсману, уничтожают зимнюю ветошь, способствуя прорастанию зелёных всходов, а органоминеральный

пепел – прекрасное удобрение, повышающее урожайность растений, их кормовую ценность. Но палы обедняют почву влагой: лишённая «войлока», почва весной быстро сохнет. От палов гибнут и крупные животные, и многие почвенные беспозвоночные. Но основная беда от огненных палов в том, что они уничтожают деревья и кустарники. Все разнотравные степи лесостепной зоны, включая южнорусские степи, существовавшие до распашки, обязаны своим происхождением палам.

Оценивая широкое распространение и роль палов в эволюции природных комплексов начиная с верхнего палеолита, попытаемся рассмотреть их глазами первобытного человека времён конца палеолита – начала неолита. Если вначале палы применялись лишь для охоты на животных и попадали под современную категорию «нарушенных земель», то с развитием скотоводства и земледелия палы в глазах человека родовой общины выступали как средство эффективного и быстрого улучшения пастбищ для скота и подготовки целинных земель к их последующей распашке. Следовательно, в исторической ретроспективе их можно рассматривать в качестве родоначальника более позднего понятия «восстановление земель», понимая этот термин расширительно, в смысле обустройства земель и улучшения их плодородия в жизненном цикле первобытного человека.

Отрицательные стороны палов проявлялись не сразу, с течением длительного времени, и, по-видимому, не воспринимались первобытными людьми как угроза их жизни и окружающей живой природе. На первый план выходила очевидная польза для племенной общины такого способа «улучшения земель». Скотоводческие племена в Африке многие столетия использовали палы для улучшения травостоя, в результате это привело к формированию влажных саванн с хорошо развитым высокотравьем [4]. Однако огонь не щадил деревьев, и подавляющая часть их в тропических странах погибала. Под воздействием палов площадь гилей (тропических лесов) неуклонно сокращалась. В Африке, Юго-Восточной Азии, в Южной Америке они вытесняются саваннами, а разбросанные по ним одиночные деревья принадлежат к огнестойким видам: стволы их «укутаны» толстой корой. В горных районах лесные пожары приводили к выгоранию растительности и маломощной почвы; зольные остатки не накапливались, а смывались дождями. Нередко возникали необратимые каменистые пустоши. Заболоченные мари

равнин – следствие частых палов, древними людьми бросались и не использовались.

Несмотря на указанные недостатки, сами палы и природные пожары с неизбежными после них «пирогенными ландшафтами» служили неотъемлемой частью общего развития экосистем в период выхода Homo sapiens на историческую арену. Палы – ступень эволюции представлений древних людей о возможности улучшения земель, их обновления, придания земле «силы» путём непрерывной смены растительности и формирования новых, природно-антропогенных, систем. Хотя пал и нельзя рассматривать только как разрушительную мощь огня, сметающего всё на своём пути, но, по словам историка Д.И. Багалея, палы были «ужасным оружием» в руках степняков при освоении русскими лесостепи и степи Русской равнины [5].

Как ядро формировавшейся в неолите подсечно-огневой системы земледелия, пал – далёкий отзвук будущей биологической реабилитации земель – в представлении людей родоплеменной формации нёс с собой созидательные, «восстанавливающие» биологические функции земли. В завершение верхнепалеолитического этапа внутри описываемого периода отметим формирование первых «нарушенных земель» – мест стоянок верхнепалеолитических родовых общин. Раскопки показали, что растительность и почва около стоянок сильно изменены. Здесь найдены в изобилии кости мамонта и шерстистого носорога, которые свидетельствуют об истреблении крупных животных человеком, а не об их вымирании от природных катастроф после ледникового периода [6].

Следующий крупный этап воздействия человека на природные экосистемы и формирования новых типов природно-антропогенных образований относится к *неолиту и бронзовому веку*. Собирачество и охота постепенно сменяются выращиванием культурных растений и разведением одомашненных животных. Вокруг поселений формируется синантропная флора и фауна. Значительное увеличение пищевых ресурсов, их доступность и качество привели к возрастанию численности людей. В свою очередь резкое увеличение численности населения и интенсивное земледелие вели к замене естественных систем антропогенными. Длительные периоды экстенсивной эксплуатации земель, и в первую очередь почв (интенсивный выпас скота, несовершенные системы ирригации, сведение лесов, уничтожение степной растительности при

подсечно-огневым земледелии и др.), привели к их деградации, вторичному засолению почв, в конечном счёте – к опустыниванию территорий.

Один из крупнейших почвоведов мира В.А. Ковда высказывает подкреплённую фактами мысль о том, что некогда процветающие древние культуры оазисов Средней Азии, Месопотамии и Ближнего Востока пришли в упадок, а оазисы превратились в пустыню не из-за непрерывных опустошительных войн (они не исключаются в истории цивилизаций), а в результате низкой культуры поливного земледелия и неизбежного следствия – вторичного засоления почв. Смывались почвы, заиливались реки. На месте пойменных болот возникали глинистые пустыни, такыры, солончаки. Большая плотность населения на ограниченных территориях вела к загрязнению водоёмов, ухудшению качества питьевой воды. Этапы экологической деградации и общего опустынивания земель оазисов, отмечает В.А. Ковда, прочитываются в истории формирования ныне погребённого почвенного профиля (признаки гипсования, наличие солевых горизонтов, осолонцевание, слитость почвенной массы и др.). Всё это требовало совершенствования приёмов землепользования, восстановления почвенного плодородия [7].

Одни из первых рекомендаций по борьбе с засолением почв, по посадке деревьев для закрепления песков даны в «Земледельческом календаре», созданном шумерами во II тыс. до н. э. Например, на одной из табличек, найденных в Нишпуре (XVIII в. до н. э.), имеются обширные агрономические сведения по искусственному орошению, обработке земли, посеву, жатве и веянию. На одном из водоёмов был создан древнейший заповедник для охраны рыб [8]. На рассматриваемом этапе времени масштабы воздействия человека на природу возросли многократно. Основным типом хозяйства становятся земледелие и скотоводство. По мнению крупного отечественного биогеографа Ф.Н. Милькова, в неолите и бронзовом веке возникли все те типы антропогенных ландшафтов, которые нам известны сейчас [9]. И хотя правильнее, с нашей точки зрения, говорить о нарушенных *природно-антропогенных комплексах*, на месте девственных природных экосистем в ряде районов мира возникали автохтонные очаги земледелия – сельскохозяйственные агробиocenозы (полевые, садовые, пастбищные).

Начало процесса экстенсивного земледелия около десяти тысячелетий тому назад было

положено в Передней Азии, в Междуречье Тигра и Евфрата и прилегающих районах. На полях произрастали окультуренные пшеница, рожь, ячмень, овощные культуры, в садах – виноград, алыча, груша, черешня, другие фруктовые и ягодные. Появились и другие очаги: Средиземноморский, Среднеазиатский, Индийский, Китайский, Эфиопский и Западносуданский в Африке, Мексиканский, Перуанский. Они отличались набором возделываемых культур и агротехническими приёмами обработки, просуществовали долго благодаря систематическим мероприятиям по восстановлению земель: вспашке, рыхлению, удобрению органикой животных и зелёной биомассой, орошению. И если не все из них выжили, причина понятна: в те далёкие времена ещё не были выработаны научные основы биологии почв и функционирования природных и агробиосистем [10 – 13].

Другим мощным фактором изменения естественных экосистем в аридных районах явилась ирригация – восстановление засушливых земель древними земледельцами с целью повышения их плодородия и получения нескольких урожаев за сезон. Применение аэрофотосъёмки в аридных районах Средней Азии и расшифровка спектрональных космических снимков позволили установить время строительства древних оросительных систем Амударьи и Сырдарьи, Южного Приаралья, Южного Ирака – они относятся к третьему и даже ко второй половине четвёртого тысячелетия до н. э. [14]. Было бы односторонним и, по существу, неправильным анализировать эволюцию представлений о восстановлении земель без учёта динамики планетарных изменений климата и природных условий, неоднократно в прошлом менявших облик ландшафтов засушливых областей от полноводных заселённых пространств до безжизненных пустынь. В определённой связи с природными флуктуациями на заре человечества складывались и развивались древнейшие культуры. Состояние природных условий, определяющих наличие продовольственных ресурсов, питьевой воды, ёмкости пастбищ, возможности как неорошаемого, так и орошаемого земледелия, было то залогом экологического и материального благополучия, то причиной крушения ряда цивилизаций и массовой миграции населения в другие более благоприятные районы [15].

Колебания климата носили циклический характер. В период климатического оптимума голоцена (8–5 тыс. л. н.) в Нижней Месопотамии

тамии отмечен максимум выпадения осадков, вызывавший регулярные паводки. В долинах Тигра и Евфрата паводки перерастали в катастрофические наводнения, уничтожавшие посевы на полях и смывавшие плодородный горизонт почвы. Чтобы предотвратить дальнейшее развитие экологической катастрофы, необходимо было провести комплекс осушительных мероприятий. В своей «Географии» Страбон ссылается на Поликлета и указывает на чрезвычайно важный факт о том, что начало ирригационного земледелия в этом регионе было связано с дренированием местности, со сбросом паводковых вод и отводом их по построенным ирригационным каналам, арыкам, и естественным речным руслам и ложбинам стока. На смену хаотическим катастрофическим природным явлениям постепенно приходило сознательно регулируемое управление водными ресурсами и тем самым земельными ресурсами, полеводческими и пастбищными. Это пример подлинного «восстановления земли», сохранения её от катастрофических бедствий, перевода плодородия земель в результате регулируемого орошения на более высокий уровень биологической продуктивности.

В VI–V тыс. до н. э. в низовьях Тигра и Евфрата сложилась культура осёдлых земледельцев, называемая в археологии убейдской. Тяжёлая борьба с природными катастрофами и стихийными бедствиями, развитие орошаемого земледелия и дальнейшее восстановление биологической продуктивности используемых земель и плодородия почв привели к осознанию необходимости перехода на более высокие ступени социокультурной и хозяйственной организации. Постепенно отдельные общины объединялись в своеобразные «водные союзы» [16, с. 73–81]. Именно на базе этих союзов, как подчёркивает Б.В. Андрианов, и возникли на рубеже IV–III тыс. до н. э. первые города-государства Шумера – Киш, Лагаш, Урук и др. К концу периода Урук появляется письменность на глиняных плитках. Она содержала ряд понятий, связанных с ирригационной техникой и использованием земли («поле», «каналы», «бассейны» и др.) Другие авторы приводят более раннюю датировку образования городов: «Усложнились в неолите ландшафты населённых мест. К временным стоянкам охотников и рыболовов присоединились села с устойчивым земледельческим населением и города. Первые небольшие города возникли в Междуречье и других древних центрах цивилизации 6–5 тыс. лет до н. э.» [2, с. 23].

Во второй половине III тыс. до н. э. в переднеазиатском хозяйственно-культурном оазисе начались процессы общей аридизации климата. Сократилось среднегодовое и среднемесячное количество осадков, участились засухи на орошаемых землях, активно стали проявляться процессы вторичного засоления почв. Опустынивание развивалось несколькими волнами и привело к резкому ухудшению водно-физических свойств и биологического состояния орошаемых земель Месопотамии. В Междуречье Тигра и Евфрата на месте орошаемых массивов формировались площади песчаных пустынь. Опустыниванию ирригационных территорий благоприятствовала миграция основного русла Евфрата из центра аллювиальной низменности к её западной оконечности.

Но, как мы уже говорили выше, было бы ошибкой считать причиной упадка древних цивилизаций Передней Азии лишь стихийные бедствия, обрушившиеся «в историческое одночасье» на этот регион. Вот что по этому поводу пишут авторы монографического исследования [14]: «Но не только природные факторы стали причиной экологических бедствий. Расцвет речных цивилизаций в Древнем Египте и Месопотамии сопровождался созданием крупного водного хозяйства и усложнением аппарата управления, что нередко приводило как к социально-политическим, так и к экологическим кризисам. Система управления водным хозяйством соединялась органически с системой использования природных водно-земельных ресурсов и формировалась более широкая система с прямой и обратной связью: социально-политические кризисы (войны, восстания) рождали кризисы экологические, и, наоборот, экологические кризисы нередко приводили к социальным потрясениям и переустройству общества» [14, с. 22].

Кризисные явления в сложившейся громоздкой системе управления водным хозяйством Средней Азии отмечал в своём известном исследовании Н.Ф. Глазовский [17]. Социально-культурные предпосылки упадка цивилизации взаимосвязаны с природно-экологическими и биологическими, и вместе они создают вектор развития, направленный либо к разрушению, либо к дальнейшему развитию. Изучение исторической динамики освоения орошаемых массивов пойменных земель в Южном Ираке, древнейшем центре ирригации, позволило выявить цикличность сельскохозяйственного освоения земель и ирригационного опустынивания орошаемых

площадей [18]. Начало цикла было связано с экстенсивным освоением пойменно-аллювиальных земель и увеличением антропогенной нагрузки на пойменные экосистемы. Это неизбежно привело к экологическому дисбалансу в функционировании неустойчивых в аридной зоне природных комплексов. Кризисные тенденции в процессе освоения земель усиливались, а действенные практические меры по восстановлению и защите земель от разрушения (водной и ветровой эрозии, вторичного засоления почв, заболачивания и др.) либо не предпринимались в процессе экстенсивного освоения территории, либо принимаемые меры были явно недостаточны. Урожайность сельскохозяйственных угодий резко падала, не восстанавливаемое биологическое плодородие почв столь же резко убывало. В результате экономическая эффективность сельскохозяйственного использования земель, высокая на первых стадиях экстенсивного освоения орошаемых площадей, значительно ухудшилась. Культурные оазисы приходили в запустение, некогда водообеспеченные ирригационные системы погребались песками, аллювиальными и глинистыми наносами и переставали функционировать («иригационное опустынивание»). По данным А.Ю. Мроста, описанных выше «волнообразных» циклов было несколько, причём проявлялись схожие на разных территориях общие закономерности цикличности.

Главная из них заключалась в увеличении продолжительности каждого из последующих циклов опустынивания. При этом интенсивно развивались процессы вторичного засоления и заболачивания обширных площадей земель. Исходная биогеоценотическая и ландшафтная структура на территории Южного Ирака так и не восстановилась. Проходя за тысячелетия стадии солончаковых, глинистых и песчаных пустынь, ранее орошаемые сельскохозяйственные массивы земель полностью утратили способность к самовосстановлению плодородного слоя почвы. В настоящее время здесь распространилась обширная антропогенная пустыня [18].

Рассмотренные примеры основаны на результатах многолетних комплексных исследований и дистанционного зондирования. При изучении древних оазисов земледелия в Средней Азии и Приаралье, сопредельных территорий Междуречья, Месопотамии и других областей Передней Азии использованы десятки тысяч контактных аэро- и космоснимков. Были разработаны особые

приемы дешифрирования плановых снимков, установлены прямые и косвенные признаки обнаружения древних природных, природно-антропогенных и антропогенных объектов. Все это даёт основание считать результаты многолетних комплексных исследований территорий достоверными и вполне достаточными для выявления основных тенденций в эволюции представлений о путях и способах восстановления используемых человеком земель в преанатическое время.

Основной вывод, который следует из изложенного выше, состоит в том, что в исследуемый период верхнего палеолита-неолита и эпохи бронзы представления первобытных людей о направлениях и способах восстановления антропогенно измененных земель были в начальной стадии формирования: расплывчатые, туманные, отягощены мифическими понятиями о Земле как прародительнице всего живого, об истощении сил земли в старости и т. п. В собирательное понятие «восстановление земель» входили те приёмы и способы обработки земель, которые, на взгляд ранних земледельцев и скотоводов, должны были дать быструю и эффективную отдачу, повысить «силу земли». К ним относятся: отвод паводковых вод с массивов орошения и посевных земель, сброс избытка воды по арыкам и каналам ирригационной сети и др. Однако в большинстве районов сухого земледелия господствовала система экстенсивного ведения хозяйства. Археологические и палеоботанические исследования показывают, что в Средней Европе в неолите удобные для распашки плодородные земли – пойменные. Земли пологих склонов и выположенных водоразделов уже были освоены, а на месте девственной лесостепи были распространены сельскохозяйственные поля и лугово-пастбищные, значительно нарушенные земли, используемые для выпаса скота [2, 7, 15].

Сведение лесов при подсечном земледелии, изменение растительности, почв и гидрогеологического режима при поливном земледелии, потрава лугов при скотоводстве, освоение залежных земель, с одной стороны, и разрушение естественных биогеоценозов и эрозия почв при интенсивных, но нерациональных формах сельского хозяйства, с другой – вот примерный перечень того, как создавались культурные ландшафты в древности. Это приводило ко всё более полному освоению природных ресурсов с целью удовлетворения общественных потребностей развивающегося человечества, но вместе

с тем вело к накоплению массивов нарушенных земель. Весьма широкое распространение нарушенных земель в разных регионах, пригодных для земледелия, свидетельствует о том, что для сельскохозяйственного использования выбирались наиболее плодородные земли. По мере их хозяйственного освоения и убывания естественного плодородия прежние участки оставались, выбирались новые, пригодные для земледелия и пастбищного скотоводства, ареалы экстенсивного использования земель всё более расширялись по мере миграции земледельцев и скотоводов. Возможно, попытки интенсивного улучшения и повышения биологической продуктивности земель предпринимались, но следы их затерялись в общей картине экстенсивной системы хозяйства и нарушения человеком естественных природных экосистем.

Для того чтобы изменить вектор использования земель с существенно экстенсивного на экстенсивно-интенсивный и тем самым ввести понятие «восстановление земель» в круг обязательных знаний земледельца, необходимо было, с нашей точки зрения, выполнение трех основных условий:

- формирование устойчивых осёдлых центров земледелия как хозяйственно-культурных центров, что могло стать возможным лишь с возникновением достаточно крупных городских поселений;
- постепенное накопление практического опыта работы с землей для последующего перехода от мифологической к научной парадигме возможности восстановления земель;
- разработка системы правовых отношений между хозяином земли и землей как объектом собственности и имущественных отношений.

Предпосылки выполнения первого и, в зачаточной степени, второго условий были заложены в рассматриваемом периоде эволюции представлений о восстановлении земель. Но полное выполнение всех трёх условий могло быть реализовано лишь на более высоком уровне развития общественных отношений, соответствующем следующему историческому периоду развития человеческой цивилизации – Античности.

Литература

1. Вернадский В.И. Избранные труды по истории науки. М.: Наука, 1981.

2. Мильков Ф.Н. Рукотворные ландшафты (Рассказ об антропогенных комплексах). М.: Мысль, 1978. 86 с.

3. Эверсман Э.А. Естественная история Оренбургского края. В 3-х томах. 1840.

4. Уиттекер Р. Сообщества и экосистемы. М.: Прогресс, 1980. 326 с.

5. Багалеи Д.И. Очерки по истории колонизации и быта степной окраины Московского государства. Харьков. 1887.

6. Алексеев В.П. Палеоантропология Земного шара и формирование человеческих рас. Палеолит. М.: Наука, 1978. 282 с.

7. Ковда В.А. Основы учения о почвах. В 2-х книгах. М.: Наука, 1973.

8. Клима И. Общество и культура древнего Двуречья. Прага: Academia, 1974.

9. Мильков Ф.Н. Человек и ландшафты: Очерки антропогенного ландшафтоведения. М. 1973. 222 с.

10. Назаров А.Г. О принципе историзма в познании экосистем биосферы // Экология и земледелие. М.: Наука, 1978. С. 40–43.

11. Назаров А.Г., Кобышев И.В. Экологическая реабилитация территорий как предмет историко-научных исследований // Материалы годичной научной конференции Института истории естествознания и техники им. С.И. Вавилова РАН. 2006. М.: Анонс Медиа, 2006. С. 511–513.

12. Кобышев И.В. К периодизации представлений о восстановлении земель // Материалы годичной научной конференции Института истории естествознания и техники им. С.И. Вавилова РАН. 2008. М.: ИДЭЛ, 2009. С. 447–450.

13. Кобышев И.В., Назаров А.Г. К истокам научной мысли Античности о восстановлении земель // Материалы годичной научной конференции Института истории естествознания и техники им. С.И. Вавилова РАН. 2008. М.: ИДЭЛ, 2009. С. 450–452.

14. Аральский кризис (историко-географическая ретроспектива) / Под ред. Б.В. Андрианова, Н.Ф. Глазовского. М. 1991. 309 с.

15. Алексеев В.П. Становление человечества. М.: Политиздат, 1984. 462 с.

16. Андрианов Б.В. Древние оросительные системы Приаралья (в связи с историей возникновения и развития орошаемого земледелия). М. 1969.

17. Глазовский Н.Ф. Аральский кризис. Причины возникновения и пути выхода. М. 1990.

18. Мрост А.Ю. Древнее и современное опустынивание в Ираке // Проблемы освоения пустынь. 1984. № 2.

19. Назаров А.Г. Биогеохимическая цикличность. Историко-экологические аспекты. Владивосток: ДВО АН СССР, 1992. 257 с.

Natura 2000 and Tourism Development

© 2010. G. Georgiev, Assoc. Professor, M. Vasileva, PhD Student,
South West University of Neofit Rilski, Bulgaria,
e-mail: glgeorgiev@abv.bg; mv_swutourism@yahoo.com

В статье обобщен опыт внедрения в Болгарии европейской экологической сети NATURA 2000. Приведен перечень экологических проблем, которые возникают в ходе освоения туристических ресурсов страны. Даны рекомендации странам Балканского региона в связи с будущим присоединением к Европейскому Союзу.

This paper analyses the achieved results of the establishment of NATURA 2000 in Bulgaria, as well as the problems arising from the connection of the network with the tourism resources in the country. Some recommendations are made intended for the countries of the Balkan peninsula in regard with their future accession to the European Union.

Ключевые слова: NATURA 2000, Директивы о птицах и Директивы о местообитании, экологическая сеть EMERALD, Берлинская конвенция

Key words: NATURA 2000, Birds Directive, Habitats Directive, EMERALD ecological network, Bern Convention

NATURA 2000 is an ecological network of protection areas. It is an instrument of the European Community aiming at conservation of natural habitats and species that is of great importance for the EU. The establishment of this ecological network is an obligation of each member-state, implemented in conformity with the Birds and Habitat Directives.

The contribution of NATURA 2000 in the process of biodiversity conservation is achieved through measures, leading to minimization and prevention of degradation, fragmentation and destruction of natural and semi-natural habitats, as well as habitats of rare and endangered species. As an ecological network NATURA ensures a free geographical dissemination of species, genetic exchange and migration.

Through it the establishment of the other ecological network called EMERALD takes part in the European Union, it is set up in conformity with the Bern convention. The latter encompasses the territory of the whole European continent and several North African countries.

The Birds Directive was adopted 02.04.1979 and came into force in 1981. It is designed with the aim to undertake measures, preserving populations of wild birds in the European Union member-states as well as to conserve valuable species and habitats. This objective is to be achieved through establishment of special protection areas, effective management of habitats within the boundaries of these areas,

restoration of affected and damaged biotopes as well as establishment of new ones. Rare, vulnerable and endangered species (the ones, enlisted in Appendix 1 of the Birds Directive) and all migratory species are subject to special nature conservation measures in terms of their habitats. This results in an obligation to set up Special Protection Areas (SPAs), where measures against pollution and habitat deterioration are taken.

The activities, concerning the migratory birds are aiming at protection of their nesting beds, wintering places and migration along their migratory routes. The wetlands of international importance (the Ramsar sites) are also of importance. Similar measures are intended to be undertaken for those of the migratory species, which are not enlisted in Appendix 1. Special protection areas are set up for the periods of their nesting and migration.

Directive 92/43 of the European Union for the Conservation of natural habitats and of wild flora and fauna was adopted 25.05.1992. The member-states have the obligation to implement all necessary activities aiming at transposing the directive requisites in their national legislations. The main objective of this international initiative is to contribute to preservation of biodiversity, recognizing local economic, cultural and regional characteristics. It is considered that this directive contributes to the implementation of the concept for sustainable development.

The essence of the directive represents its part, concerning conservation of natural habitats of species. There are six supplementary appendices to the directive. The first one contains information on all natural habitats of the Community interest, conservation of which requires an establishment of Special Protection Areas (SPAs).

Appendix 2 and Appendix 4 include lists of plant and animal species, protection of these species requires creation of territories of special protection regime.

Appendix 3 comprises the selection criteria of these areas, which meet the requirements for special regime of protection. They are divided in two sections – of national and of the Community importance.

Appendix 6 contains information on the methods and tools for wild bird hunting and killing as well as prohibited means of transportation.

Subject of protection in the scope of both directives comprises over 140 natural habitats and over 600 plant and animal species important for the Community. The member-states, as well as the acceding countries have the obligation to determine the locations of their natural habitats together with the species subject to protection.

NATURA 2000 preliminary process comprises the following obligations, which are to be implemented by each candidate state until the date of accession in the European Union:

- Compliance of the national legislation in harmony with that of the European Union, in particular the Birds and the Habitat directives.

This activity resulted in adoption of the Law on biodiversity protection in Bulgaria. In accordance with the law, ecological network, consisting of protection zones and protection areas is to be established.

- A comprehensive list of all proposed areas important for the Community, in conformity with Appendix 3 of the Habitat directive. All applying data is to be presented to the European commission.

- Selection of Special protection areas, with the information on their status of protection and with the data applying to the National list of Special Protection Areas in the European Community.

The average cover of the protection zones and habitats in the European Union is 12% of the overall territory of the member-states. The cover percentage complying with the Birds directive is 9,6%.

In Bulgaria 114 areas for wild birds protection are adopted, covering 20,3% of the country, as well as 228 zones for natural habitats protection, covering 29,5% of the country. Their proclamation as protection areas is done with the decision of the Council of ministers. Up to date the total number of the protection zones under NATURA 2000 in the country is 332, covering 33,89% of the area of its overall territory. Ten of all the areas have common boundaries. The proclamation of the protection areas according to the Birds directive was initiated with the promulgation of the list in Bulgarian State Gazette, while habitat adoption is possible only after the list of sites is reviewed and approved by the European Commission. For this purpose special biogeographical seminars are organized.

It must be taken into consideration that there is a big discrepancy between the existing protected areas in the country (1998) and the protection sites, designated according to the Law on biodiversity protection (2002). Despite the directive regulation on the establishment of the European ecological network NATURA 2000, designation of such zones (protection areas according to the national legislation of Bulgaria) in member-states is to be done on the basis of relevant scientific data as well as the information, included in Appendix 3 of the directive (article 7 of the Law on the protection of biodiversity). The network NATURA 2000 does not aim at just creating strict natural reserves, where any forms of human activities are prohibited. The emphasis is placed on the ecological, economic and socially sustainable management of these territories in the future which complies with the conservation purposes of the protection areas. In lots of cases the existence or revival of traditional activities and ones, having positive influence is of essential importance for biodiversity preservation, especially in agricultural regions and forestry enterprises.

In accordance with the regulations of the Law on protection of biodiversity, the orders for protection zones proclamation are subject to mandatory public discussions before being officially adopted. The Ministry of the Environment and Water is obliged to ensure access to all the information of public interest.

All plans, programmes, and investment projects dealing with NATURA 2000 protection areas require special assessment in terms of their relevance to the subject and purpose of conservation, the latter serving as a basis for decision-making. In the process of evaluation, complying with the directive regulation on habitats some

exclusions are permitted concerning projects and investment proposals. The latter is possible even if there are proofs that their implementation will lead to significant deterioration of the subject of protection. The key precondition for their acceptance is the existence of reasonable grounds of first public importance and lack of alternative solutions.

The regulation of NATURA areas will be an obligation of the owners and land-users in Bulgaria in conformity with plans specially developed for the purpose Management for each protection area. Their management will be coordinated and controlled by the Ministry of Environment and Water. The long-term conservation of significant habitats and species in the areas will be encouraged by agricultural, recreational and forestry practices, which protect or keep habitat types and species in good condition. Activities, connected with NATURA 2000 will be funded by the Operative program «Environment». Under this programme development of Management plans, intended for NATURA 2000 areas will be funded, as well as different activities designated for implementation, ecological-investment projects, information campaigns, tuitions and etc.

It is important to emphasize that at the initial stage of selection of NATURA 2000 protection areas within the territory of Bulgaria, very negative public reactions arised on behalf of economic organizations including tourism businesses. The reasons for the escalation resulted from the fact that the territories which are parts of Pirin National Park, Rila National Park, Central Balkan National Park, Pomiric lake, Ropotamo complex and many others areas, which are subject to investment interests, were included into NATURA 2000. The latter are the subject to massive overbuilding on some of their territories where high-rated resort complexes are erected.

According to wide spread public speculations any kind of building and economic activities will be minimized in such areas. The fact that sustainability is one of the basic principles concerning the assimilation of NATURA 2000 protection sites, including all tourism activities, is totally neglected. This means that all the activities planned, development of tourist infrastructure, its functionality and marketing value have to be considered from ecological, social, cultural and economic view as for the criteria for sustainability.

In terms of the tourism sector the aim of sustainable ecological, economic and social de-

velopment of the protection areas, included in NATURA 2000 could be achieved by means of balanced management of different tourist activities within the boundaries of these zones. The latter implies strategic planning and management of any tourism activities in the established eight tourism regions in Bulgaria.

In conformity with the plan of tourism regions establishment within the country, the following eight tourism regions are to be created – Danube region, Region of Stara Planina, Sofia region, Region of Rila and Pirin, Rhodope region, Old Bulgarian capitals, Thrace region and Black Sea region. Within their territories subregions, microregions and tourism centres are to be established. The latter will represent the main structural units for tourism planning and management of the regions.

Despite their tourism product profile, each region and special protection area on their territory, as well as all activities aiming at natural habitats and /or animal species conservation, require that the level of tourism activity should be measured according to ecological standards and their long-term sustainability. In particular this means that tourist centers' design and establishment in the regions and the key tourism destinations within their boundaries and visit places have to be located outside the special protection areas. It is of key importance in accordance with the fact that tourism centres and destinations are subject to massive building tourism complexes and special super- and infrastructure. Furthermore they are usually places of highest tourist concentration and feature intensified level of tourism activity.

The intensity of recreational and tourism exploitation is to be in designated limits within the framework of the special protection areas. In accordance with this fact, it is strongly recommended to take into consideration in the process of Management plans preparation (fig.). The map includes all the special protection areas, located within the boundaries of the eight tourist regions.

On the basis of the above analysis, the following conclusions could be made:

- 1) Development of alternative tourism forms is one of the most effective ways for assimilation of the most significant natural tourism resources as for their natural scientific value. The special protection areas are very appropriate for this purpose, they combine the opportunities for economic and conservation activities;
- 2) Any tourism activities can be implemented within the boundaries of the special protected

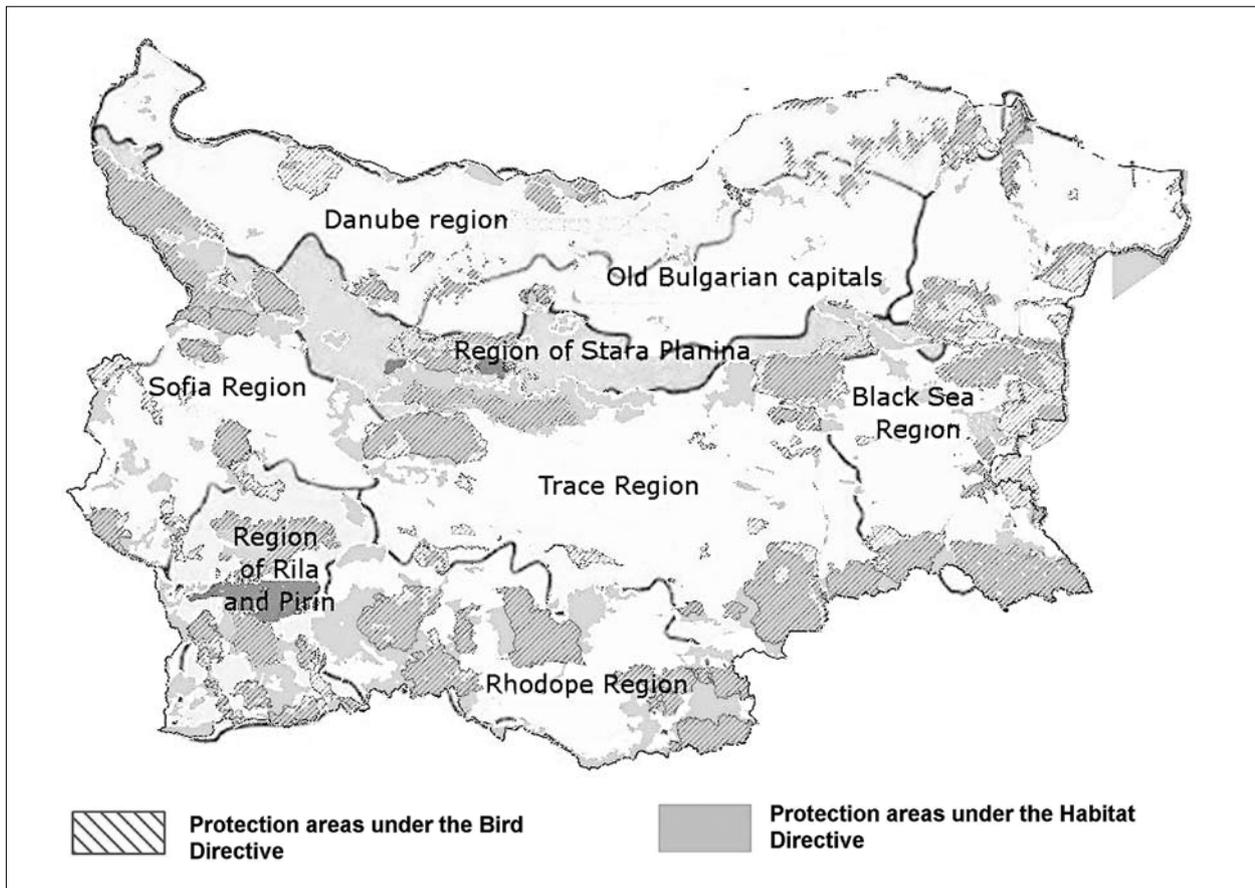


Figure. NATURA 2000 Special Protection Zones located within the territory of the eight tourism regions in Bulgaria

areas on condition that their scale and level of impact meet the sustainability standards;

3) In order to ensure higher level of management effectiveness there is a need to undertake activities aiming at harmonization of different categories of protected areas in conformity with the IUCN classification (1994). This is valid for the countries in the Black Sea region;

4) Dissemination of good practices in the process of planning and establishment of systems of protection areas is also needed. They should draw the attention of the countries joining the European Union in the future. Bulgaria and Romania could exemplify the process of establishing NATURA 2000 and EMERALD protection sites.

5) It is also required to establish an inter-governmental controlling body for biodiversity protection of in the countries of the Black Sea region. It should be responsible for abiding Management plan requisites;

6) Universities and research institutes are to be involved in NATURA 2000 activities through development of specially designed programs for exchange of academic lectures, participation in joint projects and partnerships with the controlling bodies under this international initiative.

References

1. Georgiev G. National and Nature Parks and Reserves in Bulgaria. Sofia: Publishing House Geya Libris, 2004. P. 294
2. Law on the biodiversity. Promulgated in State Gazette issue.77 /09.08.2002
3. NATURA 2000 (GIS calculated values). 2008. http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/db_gis/pdf/area_calc.pdf.
4. Sites of Community importance. 2009. http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/barometer/docs/SCI_EU27.pdf.
5. Special Protection areas. 2009. http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/barometer/docs/SPA_EU27.pdf.

Особенности оценки условий проживания на Российском Севере (природно-социальные аспекты)

© 2010. М. М. Шац, к.г.н., в.н.с.,

Институт мерзлотоведения им. П. И. Мельникова СО РАН,

e-mail: shatz@mpi.ysn.ru

Освещены основные специфические моменты, обуславливающие условия жизни на Севере. Обоснована необходимость при их оценке учета мерзлотных условий. Предложения реализованы в виде картографических и табличных материалов, раскрывающих специфику условий проживания в отдельных регионах России.

The article describes some basic aspects which influence the conditions of living in the North. The necessity of controlling permafrost conditions in estimating is explained. The suggestions are carried out in cartograph and chart form which shows the specificity of living conditions in some regions of Russia.

Ключевые слова: мерзлотные условия, условия проживания, Российский Север

Key words: permafrost conditions, living conditions, North of Russia

Во второй половине XX и начале XXI веков Российский Север рассматривался в качестве одного из основных, а в обозримой перспективе и основного сырьевого центра обеспечения экономического развития страны. В его пределах разведаны и активно разрабатываются крупнейшие в Российской Федерации месторождения алмазов, драгоценных, цветных и чёрных металлов, углеводородов и т. д., для освоения которых созданы крупные городские промышленные комплексы с транспортными, гидротехническими, производственными и другими объектами.

Весь период освоения Российского Севера, охватывающий несколько веков, можно разделить на три этапа. Первый из них следует назвать первопроходческим, условно это начало XVI – конец XIX веков. Второй (XX век) – индустриальный с акцентом на добывающее производство. Сейчас Север находится на пороге третьего этапа, когда освоение северных пространств должно осуществляться на базе новых подходов к использованию природных ресурсов и с оценкой условий жизни населения.

При этом, природные условия, а следовательно, и условия проживания в отдельных районах Севера существенно отличаются, поэтому при их оценке возникает ряд специфических аспектов.

К сожалению, используемые в настоящее время модели оценки жизни на Севере являются механическим повторением подходов,

существующих в центральных областях страны. В результате предложенные и успешно используемые для территорий с иными, принципиально отличными природными и экономическими условиями технологии чрезвычайно ресурсоёмки и в большинстве случаев не обеспечивают на Севере должного уровня жизни населения.

Поэтому в последние годы широко обсуждается проблема оценки условий проживания для отдельных регионов России. Ещё в 2006 г. в соответствии с поручением Президента РФ В.В. Путина Государственной Думой были созданы региональные группы по подготовке тематических критериев, с учётом которых должны быть оценены условия жизни населения на Севере. Сотрудники Института мерзлотоведения им. П.И. Мельникова СО РАН, вошедшие в одну из подобных групп, предложили включить в число этих критериев многолетнемёрзлые горные породы (ММП).

Многолетнемёрзлые породы являются одним из уникальных природных явлений северных и высокогорных регионов Земли. Занимая почти 25% поверхности суши нашей планеты, а в России – около 65 % территории, ММП служат естественным интегральным показателем природно-климатической обстановки и условий жизнедеятельности на территории их развития.

ММП характеризуют не только суровость природных условий, но и значительно влия-

ют на степень дискомфорта проживания населения в социально-экономическом и медико-биологическом отношениях. Так, практически вся территория их развития относится к области сложного жилищного, промышленного, трубопроводного и транспортного строительства, рискованного земледелия и т. д.

Наличие в многолетнемёрзлых породах подземного льда и развитие различных негативных экзогенных, в т. ч. криогенных, процессов создают большие трудности при строительстве и эксплуатации зданий и различных инженерных сооружений. Строительство зданий различного назначения на Севере, в подавляющем большинстве случаев, осуществляется на свайных фундаментах (рис. 1), так же в Якутске устанавливаются и бытовые трубопроводы (рис. 2). Состояние дорог из-за их частых пучин и провалов, также связанных с ММП, часто приводит к авариям.

Чрезвычайно сложными в области развития ММП являются вопросы организации водоснабжения населённых пунктов качественной питьевой водой. В связи с глубоким промерзанием водоносных горизонтов подземное питание рек и озёр является незначительным. Это вызывает обеднение поверхностных вод необходимыми для организма человека микрокомпонентами и развитие у людей болезней, связанных с дефицитом в питьевых водах йода, фтора, брома, калия и других элементов [1].

Таким образом, область распространения ММП в целом является неблагоприятной средой для проживания и жизнедеятельности человека. Однако и сама по себе, по мерзлотным условиям эта территория весьма неоднородна. В её пределах выделяются, например, районы с островным, прерывистым

и сплошным характером распространения многолетнемёрзлых пород. Мощность мёрзлой толщи горных пород в одних районах может составлять первые десятки метров, а в других достигать 1–1,5 км. Содержание подземного льда в мёрзлых породах колеблется от десятых долей до 50 и более процентов. Весьма неоднородным является и вертикальный разрез мёрзлых толщ.

Всё это указывает на то, что для правильной оценки степени дискомфорта проживания и жизнедеятельности человека в области ММП необходимо оценить неоднородности мерзлотных условий, и лучше всего сделать это картографически.

Следует отметить, что в разработанных ранее схемах и методиках районирования Севера РФ по качеству природной среды жизнедеятельности человека мерзлотный фактор практически не учитывался. В связи с этим нами были разработаны следующие критерии учёта этого фактора и составлена схема районирования территории РФ по степени сложности мерзлотных условий.

Из всего достаточно широкого комплекса геокриологических показателей были выбраны следующие.

1. Характер распространения многолетнемёрзлых пород

Это интегральный показатель, отображающий, с одной стороны, комплекс природных факторов (климат, рельеф, почвенно-растительный покров и др.), совместно формирующих мерзлотную ситуацию, с другой – определяемое ими мёрзлое или немёрзлое состояние толщ горных пород. Из многих вариаций градаций характера распространения ММП были выбраны следующие основные: ММП сплошного, прерывистого, островного,



Рис. 1. Свайные фундаменты в г. Якутске.
Фото С.И. Серикова



Рис. 2. Бытовые трубопроводы в г. Якутске

Исходные характеристики оценки условий проживания населения РФ

№	Административно-территориальное деление	Метеостанции	Бальность по суммам отриц. температур воздуха	Преобладающие характеристики многолетнемерзлых пород баллы				Средний балл дисконфортности
				Характер развития	Мощность, м	Температуры на глубине 10-15м, °С	Льдистость грунтов	
1	Архангельская область	Рудольфа, остров	4	сплош. 6	20-200 5	-5÷-7 5	6	5
2		Маточкин шар	3	сплош. 6	250-300 5	-3÷-5 5	1	4
3	Ненецкий национальный округ	Амдерма	3	сплош. 6	150-300 4	-3÷-5 5	1	4
4		Нарьян-Мар	2	сплош. 6	300-500 4	-2÷-5 5	2	4
5	Республика Коми	Воркута	3	островн. 4	100 4	0÷-1 3	2	3
6		Полярный Урал	3	прерыв. 5	200 5	-2÷-4 4	1	4
7		Печора	2	сез. пром. 1	- 1	3÷5 1	1	1
8	Тюменская область	Марре-Сале	3	сплош. 6	200 5	-3÷-5 5	5	5
9		Новый порт	4	прерыв. 5	150-200 5	-1,5÷-2 4	5	5
10		Салехард-аэропорт	3	островн. 4	50-100 4	-3÷-5 4	3	4
11		Таз	4	прерыв. 5	50-200 5	+2÷-0,5 3	3	4
12		Березово	3	прерыв. 5	50-100 5	2÷-0,5 3	3	4
13	Таймырский национальный округ	Челюскин, мыс	5	сплош. 6	50-200 4	-5÷-7 6	2	5
14		Прончищевой, бухта	5	сплош. 6	100-200 5	-4÷-7 5	2	5
15		Хатанга	5	сплош. 6	>500 6	-9÷-11 6	3	5
16	Эвенкийский нац. округ	Тура	4	сплош. 6	50-150 5	-1÷-3 4	1	4
17	Красноярский край	Курейка	4	сплош. 6	100->500 6	-5÷-7 6	1	5
18		Туруханск	4	сплош. 6	100->500 6	-5÷-7 6	1	5
19	Республика Саха (Якутия)	Оймякон	6	сплошн. 6	300-500 6	-7÷-9 6	1	6
20		Теплый Ключ	5	сплошн. 6	>500 6	-4÷-6 5	1	5
21		Сунтар-Хаята	5	сплошн. 6	200-400 5	-7÷-9 6	1	5
22		Мирный	4	сплошн. 6	200-400 6	-2÷-4 4	1	4
23		Бердигестях	5	сплошн. 6	250-300 6	-3÷-5 5	1	5
24		Якутск	5	сплошн. 6	200-400 6	-3÷-8 5	1	5
25		Чурапча	5	сплошн. 6	>500 6	-3÷-5 5	5	5
26	Охотский Перевоз	5	сплошн. 6	200-400 6	-5÷-7 6	1	5	
27	Магаданская область	Гастелло, прииск	5	прерыв. 5	100-300 5	-2÷-4 4	1	4
28		Магадан, аэропорт	3	островн. 4	10-100 5	-0,5÷-2 4	1	4

Таблица 2
Оценка балльности территории РФ по основным климатогеокриологическим характеристикам

Суммы средних суточных отрицательных температур воздуха, °С	Балл
<1250	1
1251-2500	2
2501-3750	3
3751-5000	4
5001-6250	5
6251-7700	6
Характер распространения ММП	
Отсутствуют (сезонное промерзание)	1-2
Редкоостровной	3
Островной	4
Прерывистый	5
Сплошной	6
Температура горных пород, °С	
>0	1-2
-0,1÷-2,0	3
-2,1÷-4,0	4
-4,1÷-6,0	5
<-6,1	6
Мощность ММП, м	
Отсутствуют	1-2
до 15	3
до 50	4
до 200	5
>200	6

редко островного распространения и сезонно-мёрзлые породы.

2. Мощностъ многолетнемёрзлой толщи горных пород

Этот показатель, отображая морфологию мёрзлых толщ, как и предыдущий, отражает комплекс природных характеристик, участвующих в формировании геокриологических условий на той или иной территории.

3. Температура горных пород

Характеризует теплофизическое состояние горных пород. Обычно в мерзлотоведении оперируют температурой на глубине 10–15 м, поскольку она является результирующей верхних и нижних граничных условий и, что наиболее важно при наших построениях, наиболее устойчива во времени.

4. Лёдистость мёрзлой толщи горных пород

Именно наличие подземных льдов, их форма, размеры, т. е. криогенное строение мёрз-

лых толщ, определяют в целом инженерно-геологические свойства горных пород.

Таким образом, нами были выбраны четыре геокриологических параметра, в комплексе достаточно полно отражающие условия формирования мёрзлых толщ и их современное состояние.

Исходя из известного положения, гласящего, что климат является одним из важнейших факторов, определяющих геокриологическую обстановку, в число учитываемых показателей были внесены данные о годовой сумме отрицательных температур воздуха, систематизированные для территории РФ сотрудником ИМЗ СО РАН С.И. Заболотником [1]. По нашему мнению, эта характеристика также отображает степень суровости природных условий, а значит, должна учитываться.

Перечисленные геокриологические и климатические показатели сведены в единую систему, в комплексе отображающую многообразие мерзлотных условий. При этом использовались имеющиеся обзорные монографические и картографические работы [2 – 9].

С целью проведения сравнительных построений вся информация представлена в таблице 1.

Для более чёткого отражения суровости геокриологических показателей и возможности их объективного сопоставления для отдельных административных образований РФ использована система балльных показателей (табл. 2).

Все вышеприведённые градации климато-геокриологических показателей, дополненные информацией о пространственной дифференциации лёдистости многолетнемёрзлых пород, предоставленной сотрудником ИМЗ СО РАН В.В. Куницким, систематизированы и отражены в табл. 3 и на рис. 3 (см. цветную вкладку). На карте отображены районы с постоянно проживающим населением, а границы зон с различными условиями проживания проведены по отдельным административным образованиям.

Приведённые материалы свидетельствуют о чёткой пространственной дифференциации природных комплексов, отражающих условия проживания населения РФ с учётом геокриологических условий, и показанные на рис. 3. (см. цветную вкладку). Регионы с весьма комфортными и комфортными условиями проживания (баллы соответственно 1 и 2) приурочены к Европейской части России, исключая её север и северо-восток. По направлению к северо-востоку страны

Экстремальная и средняя балльность климатогеокриологических показателей
в отдельных административных образованиях РФ

Административный таксон	Баллы		Административный таксон	Баллы	
	Экстремальные	Средние		Экстремальные	Средние
Магаданская область	4-5	5	Респ. Хакасия	2-4	2
Республика Саха	3-6	5	Рязанская обл.	1-2	2
Чукотский АО	5	5	Сахалинская обл.	2-3	2
Амурская область	3-5	4	Свердловская обл.	1-2	2
Архангельская область	3-5	4	Ставропольский край	1-3	2
Камчатская область	3-5	4	Томская обл.	1-2	2
Красноярский край	2-6	4	Челябинская обл.	2-3	2
Ненецкий АО	4	4	Чеченская Респ.	1-3	2
Таймырский АО	3-4	4	Чувашская Респ.	1-2	2
Тюменская область	3-5	4	Астраханская обл.	1	1
Эвенкийская АО	4	4	Белгородская обл.	1-2	1
Агинский Бурятский АО	2-4	3	Владимирская обл.	1-2	1
Иркутская область	3-4	3	Волгоградская обл.	1-2	1
Кемеровская обл.	2-4	3	Вологодская обл.	1-2	1
Приморский край	2-4	3	Воронежская обл.	1-2	1
Республика Алтай	2-5	3	Ивановская обл.	1-2	1
Республика Бурятия	3-4	3	Калининградская обл.	1-2	1
Республика Коми	1-4	3	Калужская обл.	1-2	1
Республика Тува	3-4	3	Костромская обл.	1-2	1
Усть-Ордынский Бурятский АО	2-4	3	Курская обл.	1-2	1
Хабаровский край	3-4	3	Ленинградская обл.	1-2	1
Читинская область	2-4	3	Липецкая обл.	1-2	1
Алтайский край	1-3	2	Московская обл.	1-2	1
Балкарская Респ.	1-2	2	Нижегородская обл.	1-2	1
Еврейская авт. обл.	1-3	2	Новгородская обл.	1-2	1
Кабардино-Балкарская Респ.	1-3	2	Оренбургская обл.	1-2	1
Карачаево-Черкесская Респ.	1-2	2	Орловская обл.	1-2	1
Кировская обл.	1-2	2	Пензенская обл.	1-2	1
Краснодарский край	1-3	2	Псковская обл.	1-2	1
Коми-Пермяцкий АО	2-3	2	Респ. Марий Эл	1-2	1
Курганская обл.	1-2	2	Респ. Мордовия	1-2	1
Новосибирская обл.	1-3	2	Ростовская обл.	1-2	1
Омская обл.	1-2	2	Самарская обл.	1-2	1
Пермская обл.	2-3	2	Саратовская обл.	1-2	1
Респ. Адыгея	2-3	2	Смоленская обл.	1-2	1
Респ. Башкортостан	2-4	2	Тамбовская обл.	1-2	1
Респ. Дагестан	2-3	2	Тверская обл.	1-2	1
Респ. Ингушетия	1-3	2	Тульская обл.	1-2	1
Респ. Калмыкия	1-2	2	Удмуртская обл.	1-2	1
Респ. Карелия	1-2	2	Ульяновская обл.	1-2	1
Респ. Северная Осетия-Алания	1-3	2	Ярославская обл.	1-2	1
Респ. Татарстан	1-2	2			

климатогеофизиологические условия проживания населения становятся всё более дискомфортными, достигая экстремальных значений – абсолютно и исключительно дискомфортные (соответственно 5 и 6 баллов) в основном в пределах приполярных и континентальных областей Якутии, Магаданской области и Чукотки.

Используя предложенный методический подход, можно провести дифференцированную оценку степени дискомфорта проживания населения и в отдельных субъектах РФ.

Кратко охарактеризуем выделенные по мерзлотным критериям зоны с точки зрения их климатогеофизиологической обстановки и условий проживания.

АБСОЛЮТНО ДИСКОМФОРТНАЯ ЗОНА охватывает околополярные области с островами и северо-восточные горные районы Якутии.

Природные условия абсолютно затрудняют условия жизни. Полярные ночь, когда в течение нескольких месяцев солнце не появляется из-за горизонта, и день, когда оно тот же период не заходит, серьёзно нарушают естественные физиологические процессы организма. Этому же способствуют резкие колебания температур воздуха, достигающие 25–30 градусов за один день, а также постоянные и очень сильные ветра. Уникальным природным явлением этой зоны является полярное сияние (рис. 4, см. цветную вкладку).

Минимальные среднемесячные температуры воздуха составляют около -40°C , а экстремальные понижаются до -65°C . Соответственно максимальные среднемесячные температуры воздуха составляют около 15°C , а экстремальные достигают 35°C . Длительность периода с отрицательными температурами воздуха достигают 320 дней и более. На период без отопления приходится не более 1,5 месяца в середине лета, заморозки возможны в любое время.

Сезонное протаивание грунтов не превышает 10–20 см, характер распространения ММП – сплошной, их мощность обычно более 500 м.

Постоянное население ограничено и проживает в небольших посёлках, чаще с автономными системами жизнеобеспечения, требования к надёжности которых чрезвычайно высоки. Практически ежегодно даже крупные населённые пункты (пос. Депутатский, Тикси и др.), в каждом из которых ещё недавно проживало более 10 000 чел., из-за серьёзных аварий систем энерго- и теплообеспечения бываю

ИСКЛЮЧИТЕЛЬНО ДИСКОМФОРТНАЯ ЗОНА охватывает территории с несколько менее суровыми, но всё же очень суровыми природными условиями на большей части Якутии, а также всю Чукотку и Магаданскую область. Полярные ночь и день выражены менее отчётливо, но оказывают существенное негативное воздействие на организм жителей. Часты депрессивные нервные состояния, процент суицидов, в т. ч. среди молодёжи, и даже детей, один из самых высоких в стране. Суточные колебания температур воздуха остаются большими, так же как и ветра особенно сильными в переходные периоды.

Средние месячные температуры воздуха самого холодного месяца января опускаются до -40°C , а минимальные – до -60°C . Это требует специальной одежды и соблюдения правил безопасности при пребывании на открытом воздухе. Максимальные среднемесячные температуры воздуха составляют около $15\text{--}20^{\circ}\text{C}$, а экстремальные достигают 36°C . Длительность периода с отрицательными температурами воздуха достигают 300 дней и более. На период без отопления приходится 3–3,5 месяца, заморозки возможны в любое время, кроме середины лета.

Сезонное протаивание грунтов изменяется от 0,5 до 3 м. Характер распространения ММП в основном сплошной и прерывистый, редко на юге – островной, их мощность соответственно от 1 500 м в Западной и до 50–100 м в Южной Якутии.

В этой зоне созданы крупные населённые пункты: города Якутск, Нерюнгри, Мирный, Магадан, Анадырь, в каждом из которых проживает более 80 тыс., а в Якутске – около 250 тыс. человек. В охарактеризованных экстремальных условиях очень высоки требования к надёжности систем жизнеобеспечения. Нарушение этого положения может привести к ситуациям, подобным тому, что произошло в Якутске 17 декабря 2002 г. Тогда при температуре -47°C в городе вышли из строя все источники электроэнергии, и Якутск в течение пяти часов был на грани замерзания. Только героические усилия ремонтных служб предотвратили одну из крупнейших техногенных катастроф на Российском Севере.

ВЕСЬМА ДИСКОМФОРТНАЯ ЗОНА включает Архангельскую область, Ямало-Ненецкий, Таймырский, Эвенкийский и Корякский национальные округа, Красноярский край, Амурскую и Камчатскую

области. Природные условия в их пределах значительно мягче, переходные периоды продолжительнее, колебания температур воздуха как в суточном, так и годовом выражении гораздо меньше.

Средние месячные температуры воздуха самого холодного месяца (январь) опускаются до -40°C , а минимальные – до -55°C . В то же время максимальные среднемесячные температуры воздуха составляют около $15-20^{\circ}\text{C}$, а экстремальные достигают 35°C . Длительность периода с отрицательными температурами воздуха достигают 200–250 дней и более. На период без отопления приходится 4–4,5 месяца, заморозки возможны в мае и конце сентября.

Сезонное протаивание грунтов изменяется от 1,0 до 3,5 м, характер распространения ММП от прерывистого на севере, до редко островного на юге, мощность их соответственно от 500 м в Западной Сибири до 25 м в Амурской области.

В этой зоне функционируют крупные города, в т. ч. Красноярск с населением значительно больше 1 000 000 человек. В охарактеризованных условиях, хотя и существенно менее суровых по сравнению с предыдущими зонами, продолжают оставаться очень высокими требования к надёжности систем жизнеобеспечения. Особенно это относится к зиме, когда в последние годы зафиксированы двухнедельные периоды с температурами воздуха -50°C и ниже. На фоне катастрофы на Саяно-Шушенской ГЭС становится очевидной вся серьёзность возможных последствий.

ДИСКОМФОРТНАЯ ЗОНА охватывает территории Мурманской области, Республики Коми, Ханты-Мансийского автономного округа, Иркутской и Читинской областей, Республики Бурятия, Хабаровского и Приморского краёв. Природные условия этой территории ещё более мягкие по сравнению с предыдущими.

Средние январские температуры воздуха понижаются от -12°C в Мурманской обл. до -30°C на севере Иркутской обл. и в Бурятии, а экстремальные достигают в тех же восточных регионах -50°C . Количество дней с отрицательными температурами воздуха от 180 на западе до 240 на востоке, а отопительный период достигает семи месяцев. В летнее время максимальные температуры воздуха достигают $35-37^{\circ}\text{C}$ при средней месячной около $15-18^{\circ}\text{C}$.

Глубины сезонного протаивания грунтов достигают 4,0–4,5 м. Мощность ММП меняется

в широких пределах – от 50 до 350 м, преобладающий характер развития прерывистый и островной. На участках, где ММП отсутствуют, зафиксировано сезонное промерзание грунтов на глубину, в зависимости от местных условий, от 0,5 до 4,0 м.

Таким образом, эта зона является промежуточной между территориями с комфортными и дискомфортными условиями жизни, занимающими соответственно 30 и 70% страны. Напомним, что в РФ многолетнемерзлые породы занимают около 65% площади, в пространственном отношении соответствуя зонам с абсолютно, исключительно, весьма и дискомфортными условиями жизни. Это еще раз подтверждает тезис, что ММП являются интегральным показателем условий и состояния природной среды, сочетание которых и определяет условия жизни на Севере.

В данной статье не рассматриваются вполне комфортная и дискомфортная зоны, включающие всю оставшуюся часть России, где в соответствии с названием в целом благоприятные условия проживания.

Информация о геокриологических условиях в сочетании с комплексом общепринятых критериев оценки позволит более объективно выявить и оценить пространственные неоднородности условий проживания населения.

Литература

1. Шепелев В.В., Куницкий В.В., Заболотник С.И., Шац М.М. Мерзлотные факторы районирования Севера РФ // Районирование [зонирование] Севера РФ. Якутск, 2007. С. 14–27.
2. Гаврилова М.К. Районирование (зонирование) Севера РФ // Районирование [зонирование] Севера РФ. Якутск, 2007. С. 64–98.
3. Геокриология СССР. Европейская часть СССР. М.: Недра, 1988. 355 с.
4. Геокриология СССР. Восточная Сибирь и Дальний Восток. М.: Недра, 1989. 515 с.
5. Геокриология СССР. Средняя Сибирь. М.: Недра, 1989. 414 с.
6. Геокриология СССР. Горные страны юга СССР. М.: Недра, 1989. 359 с.
7. Геокриология СССР. Западная Сибирь. М.: Недра, 1989. 454 с.
8. Мерзлотно-ландшафтная карта Якутской АССР. М-6 1:2 500000 КГК СССР. М, 1991. 2 л.
9. Мерзлотные ландшафты Якутии. Новосибирск: ГУГК, 1989, 170 с.

Проблемы сохранения и восстановления водных биологических ресурсов рек Центрального Тимана

© 2010. А. Б. Захаров, к.б.н., зав. лабораторией, А. И. Таскаев, к.б.н., директор, Учреждение Российской академии наук Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, e-mail: zaharov@ib.komisc.ru

Приводятся сведения о составе и обилии рыбного населения рек, истоки которых расположены в единой географической провинции Центрального Тимана. Дается современная оценка состояния водных биологических ресурсов водотоков, факторов определяющих численность и благополучие популяций рыб. Обсуждаются вопросы сохранения и восстановления запасов ценных и коммерчески привлекательных видов рыб тиманских рек в среднесрочной перспективе, их среды обитания и прогноз изменения локальных ихтиофаун в районах добычи и транспортировки минеральных ресурсов в ближайшие десятилетия.

The article presents information on composition and number of fish population of the rivers with the sources situated in the united geographical province of Central Timan. It gives the up-to-date estimation of the condition of water biological resources of waterways and the factors determining fish populations' number and well-being. It also discusses the problems of keeping and reconstructing the stores of valuable and profitable fish species of the rivers of Timan in medium-term perspective, as well as their natural environment, and the forecast of changes in local ichthyic faunas within the areas of mining and transporting mineral resources in the nearest time.

Ключевые слова: рыбы, прогноз, реки Тимана, антропогенное влияние

Key words: fish, forecast, the rivers of Timan, anthropogenic influence

К числу природных богатств Республики Коми, несомненно, относятся и водотоки, истоки которых расположены в центральной части Тиманского кряжа. Это такие реки, как Пижма, Цильма, Мезень, Нерица, Вымь, Ворыква, Елва Вымская и Елва Мезенская, Кедва, Сюзью, Ухта с многочисленными притоками, сохранившие до настоящего времени своеобразие и первозданную чистоту. Большая часть территории их водосборов расположена в едином географическом пространстве Центрального Тимана, однако водосток распределён по бассейнам трёх крупных северо-европейских рек Печора, Мезень и Северная Двина. Геоморфологические и экологические условия тиманских рек во многом предопределили состав и структуру их рыбного населения, где обитают от 12 до 20 видов рыб. Генезис локальных ихтиофаун связан с последним ледниковым периодом, а формирование их в последующие тысячелетия во многом зависит от принадлежности к базовой реке. Несмотря на то, что внутривидовые группировки и популяции рыб в регионе имеют симпатрический характер, влияние сибирских ихтиофаун на рыбное население тиманских водотоков минимальное. Многие из аборигенных видов рыб отнесены к коммерчески важным, например, стерлядь, сиг, европейский хариус, пелядь, чир

и даже щука. Два представителя ихтиофауны (нельма и обыкновенный подкаменщик) включены в Красную книгу Российской Федерации и Республики Коми [1, 2]. Жемчужиной рыбного населения по праву считается атлантический лосось, мигрирующий на нерест практически во все относительно крупные и средние тиманские реки. С целью повышения эффективности охраны рыбных запасов на семужье-нерестовых реках введены серьёзные ограничения на любительский и промышленный лов рыбы.

Уникальность и эстетическая ценность природных ландшафтов, а также стратегическая значимость водных биологических ресурсов тиманских водотоков по достоинству оценены еще во второй половине XX-го века. По рекомендации специалистов Коми филиала АН СССР, Постановлениями Совета Министров Коми АССР (постановления № 90, 246, 415 и 193) в бассейнах рек Пижма, Кедва, Сюзью, Крохаль, Чуть, Вымь и Верхняя Мезень были учреждены особо охраняемые природные территории [3]. В недавнем прошлом состояние численности многих популяций промысловых видов рыб, обитающих в тиманских реках, считалось вполне удовлетворительным. Еще в 70–80-х годах прошлого века в печорских притоках, стекающих с Цент-

рального Тимана, нерестилось до 17% общего количества зашедших в Печору производителей атлантического лосося. На контрольных нерестовых участках р. Пижма насчитывалось до 2,5 тыс. нерестовых бугров. В вымском притоке р. Ворыква (бассейн р. Северная Двина), по данным ФГУ «Комирыбвод», нерестилось до 500 самок семги. Промышленный лов семги на р. Мезень во многом обеспечивали популяции, нерестившиеся в верховьях этой реки и её притоках (Елва Мезенская, Пузла и др.). Благополучие популяций европейского хариуса, доминирующего по численности и биомассе во всех тиманских реках, не вызывало никаких опасений, а его запасы оценивались на промысловом уровне, что позволяло долгие годы удовлетворять потребительские запросы немногочисленных местных жителей.

Несмотря на высокий природоохранный статус многих рек Центрального Тимана, в последние два десятилетия ситуация изменилась. Численность анадромных мигрантов – семги во всех тиманских реках резко снизилась. В настоящее время количество производителей этого вида на нерестилищах повсеместно упало в 10 и более раз. Например, по материалам наших исследований, в р. Ворыква в 2002–2005 годах нерестилось лишь около 20–30 самок семги, вместо 500, как упоминалось ранее. На многих малых реках Тимана численность производителей семги приобрела флуктуирующий характер, а нерест в разные годы проходил нерегулярно. Сегодня ряд малых водотоков, таких, как реки Сюзью, Тобысь, Ухта с притоками, очевидно, уже выпали из ареала воспроизводства атлантического лосося. По причине низкой эффективности естественного воспроизводства объёмы промысла семги в устье Мезени в 90-е годы XX-го столетия упали в 30–40 раз, а затем промышленный лов ввиду его нерентабельности был закрыт. В связи с этим проблемы сохранения ресурсной значимости вида, генетической структуры и генофонда атлантического лосося в крупных реках европейского Северо-Востока России стали очевидными и перешли из разряда теоретических в практическую плоскость. Состояние популяций других промысловых видов рыб в тиманских реках также вызывает серьёзную озабоченность. В промысловой ихтиологии для оценки состояния природных популяций и стад рыб приняты такие основные показатели, как численность, биомасса, возрастная и половая структура, линейно-весовые значения и доля в контрольных уловах молоди и рыб старшего предельного

возраста. Согласно этим критериям, а также материалам наших исследований, проведённых на 20 тиманских водотоках (притоки рек Пижма, Цильма, Вымь и Мезень), состояние популяции европейского хариуса имеет право быть признано хорошим лишь для группировки, обитающей в бассейне верхнего течения р. Цильма. Выборка рыб здесь представлена преимущественно 6–9-летними особями. Для многих рек, таких, как Пижма, Кедва, Мыла, Вымь (верхнее течение), Елва Мезенская и Елва Вымская (верхнее течение), верхнее течение р. Мезень, численность европейского хариуса может быть охарактеризована как удовлетворительная, хотя в контрольных уловах преобладали неполовозрелые рыбы возрастом 2–4 года. В реках Сюзью, Ухта с притоками Тобысь, Чуть, Крохаль, верхнем течении р. Ворыква, нижнем и среднем течении р. Елва Вымская запасы европейского хариуса и других промысловых рыб подорваны, а состояние их популяций расценивается как плохое. В настоящее время промышленный лов рыбы в тиманских реках осуществляется только в системе Косминских озёр, расположенных в бассейне среднего течения р. Цильма и её левобережном притоке р. Тобыш.

Причины деградации численности промысловых видов в бассейнах тиманских рек более чем очевидны. В первую очередь это иррациональный по сути, незаконный лов рыбы, который обусловлен ещё и развитием транспортных коммуникаций на территории Центрального Тимана, что резко повысило доступность водотоков. Сюда же можно отнести появление большого количества обеспеченных городских жителей, вооружённых современной техникой (лодки с импортными моторами, снегоходы, вездеходы и т. д.) и обладающих неформальными связями с контролирующими органами. Не менее важным представляется другой решающий фактор – правовой нигилизм всего местного населения – явление, получившее развитие в начале 90-х годов прошлого века, в период экономических и социальных преобразований на всей территории Российской Федерации. Последнее обстоятельство постоянно подкрепляется высокой инерционностью социально-психологических категорий (мышления), отсутствием экологического воспитания, нормативно-юридической путаницей и низкой эффективностью органов исполнительной власти.

В концепции Министерства природных ресурсов и охраны окружающей среды Республики Коми «Развитие, сохранение

и использование природного рекреационного потенциала особо охраняемых природных территорий (ООПТ) Республики Коми до 2015 г.» совершенно верно предусмотрено расширение возможностей использования гражданами потенциала водных биологических ресурсов акваторий, расположенных на ООПТ республиканского значения. Однако опыт организации специализированных хозяйств с уставной деятельностью, предусматривающей развитие рыболовного туризма и спортивно-любительского лова рыбы, не даёт повода для оптимизма. Большая часть таких хозяйств, за некоторым исключением, создаётся для организации некой закрытой территории с целью удовлетворения личных запросов в части рыбной ловли и охоты, но не для массового развития рекреационного рыболовства. Этому есть свои причины, однако их анализ не входит в задачи данной публикации.

Важнейшим фактором, определяющим структурно-функциональную организацию рыбного населения водоёмов и лимитирующим численность популяций рыб, является техногенная деятельность. До настоящего времени большинство тиманских водотоков напрямую не затронуто промышленной деятельностью. К сожалению, практически неизученным остаётся влияние массовых рубок леса на рыбное население акваторий. Современная индустриализация Центрального Тимана связана с добычей и транспортировкой бокситов, которые вот уже 10 лет добываются карьерным способом на водосборе верхнего течения р. Ворыква. Перспективы развития Средне-Тиманского бокситового рудника (СТБР) связаны с увеличением объёмов добычи бокситовой руды и расширением зоны техногенного воздействия на природную среду. Нетрудно предугадать, что территория прямого и опосредованного техногенного влияния на животный мир увеличится и будет затрагивать уже пограничные водосборы верхнего течения р. Вымь, рек Вежаю и Щугор. В последнее десятилетие р. Ворыква является модельной, здесь проводится постоянный гидробиологический мониторинг, а накопленные материалы позволяют прогнозировать изменения, ожидаемые при расширении деятельности СТБР. На примере р. Ворыква мы предпримем попытку дать прогноз изменения водных биологических ресурсов многих тиманских рек, поскольку залежи бокситов простираются на обширной территории, которая захватывает водосборы рек Пижда, Цильма и верхнего течения р. Мезень. Кроме этого, в ближайшей

перспективе ожидается разработка титанового месторождения в бассейне среднего течения р. Пижда и реанимация добычи золота и алмазов в бассейне её притока – р. Умба.

Технологии добычи бокситов, титана и золота, конечно, отличаются, но биологические последствия с большой долей вероятности будут сходными. Предлагаемый прогноз разработан для фирмы «Шанеко», которая сопровождает комплексные экологические исследования, осуществляемые в составе холдинга «Русский алюминий».

Согласно материалам проекта расширения эксплуатации Центральной залежи Вежаю-Ворыквинского месторождения предполагаются мероприятия по осушению карьеров СТБР путём карьерного и дренажного водоотлива. При карьерном водоотливе воды будут проходить очистку, включая реагентную обработку и отстаивание. В условиях нормального режима функционирования очистных сооружений негативного воздействия на ихтиофауну не ожидается.

Дренажный водоотлив, предотвращающий обводнение карьеров, осуществляется кустом скважин. При этом обустройство и эксплуатация дренажного узла будут осуществляться поэтапно (с 2010 г.), по мере развития горных работ. Производительность дренажного узла начиная с 2010 г. в соответствии с проектом водопонижения возрастает с 2 500 до 6 250 м³ /ч.

Представленный прогноз гидрологов и гидрохимиков, осуществлённый на основе имеющихся материалов, не предполагает значительных изменений параметров стока и качества поверхностных вод р. Ворыква даже с учётом максимального сброса дренажных вод:

- режим уровней воды в р. Ворыква и скорости течения воды в русле реки практически не изменятся;
- геохимический тип подземных вод и вод р. Ворыква отличается лишь в период паводка, а превышения по ПДК микрокомпонентов марганца, алюминия и железа носят природный или естественный характер, то есть влияние сброса на гидрохимический состав воды р. Ворыква не ожидается;
- загрязняющие вещества локализуются в пределах контура карьеров, а техногенная нагрузка на водоносные горизонты в районе влияния карьеров незначительна по площади, не провоцирует загрязнения в водоносном горизонте и не представляет угрозу загрязнения вод р. Ворыква.

Таким образом, основным техногенным фактором, влияющим на воды р. Ворыквя, согласно материалам проекта, является температура дренажных вод. Из анализа данных следует, что с вероятностью 80% температура воды в р. Ворыквя будет «меньше 10 °С». Согласно этому, температура воды в летний период будет находиться преимущественно в пределах 5–10 градусов, в среднем составляя 7 °С. Градиент температур в летний период по прогнозу ожидается на участке реки протяженностью 10–15-километров от точки сброса. Проводя анализ техногенного влияния на водное сообщество, в данном проекте эксперты основное внимание сосредотачивают на ожидаемом изменении температурного режима водотока. Однако скрытую угрозу представляет то обстоятельство, что подземные воды, накапливающиеся в карьерах и сбрасываемые на местность, имеют очень низкие концентрации растворенного в воде кислорода.

Вполне очевидно, техногенное влияние на рыбное население и фауну водных беспозвоночных в части изменения температурного режима реки Ворыквя следует также ожидать на 10–15-километровом участке, расположенном ниже точки сброса дренажных вод.

Температура считается одним из основных экологических факторов в жизни водных животных и растений. Она оказывает влияние на рост, развитие, размножение, обмен веществ, биологические циклы и другие стороны жизнедеятельности обитателей водоёмов.

По мере снижения температуры воды до некоторой пороговой величины ряд видов беспозвоночных (прежде всего теплолюбивых, а также и части холодолюбивых, оказавшихся за пределами своей экологической валентности) выпадет из состава водного сообщества. В реке, в зоне влияния подземных вод, останутся лишь виды аборигенных гидробионтов, адаптации которых позволяют им существовать в изменившихся условиях внешней среды. Таких видов здесь останется немного. По экспертному заключению д.б.н. В.Н. Шубиной, вследствие низких температур произойдёт обеднение разнообразия фауны водных беспозвоночных за счёт элиминации некоторых видов, температурный оптимум обитания которых не совпадает с вновь созданными условиями. В бентосе р. Ворыквя в период летней межени останутся в основном те же группы беспозвоночных, которые здесь обитают и сегодня: Nematoda, Oligochaeta, Mollusca, Ostracoda, Copepoda, Hydracarina, Ephemeroptera, Plecoptera, Coleoptera, Trichoptera, Diptera,

в том числе Chironomidae. Однако видовой состав всех групп беспозвоночных резко сократится.

Для гидробионтов характерны простейшие поведенческие механизмы: уход от опасности, активное перемещение особей в более благоприятные условия в водоёме, катастрофический дрейф беспозвоночных, то есть будут включены определённые видовые механизмы, обеспечивающие выживание в неблагоприятных условиях. Произойдёт гибель части особей, менее приспособленных к новым параметрам окружающей среды. Уменьшится численность всех обитателей дна и прежде всего доминирующих – хирономид. В летний период в зоне влияния стоков подземных вод в р. Ворыквя сократится численность (до 5 тыс. экз./м²) и биомасса (до 2 г/м²) общего бентоса, что почти в три раза меньше в сравнении с современными количественными показателями донного населения в этом районе. Будут задержки в развитии и вылете амфибиотических насекомых, составляющих основу бентоса.

Доминантами по численности останутся личинки хирономид (п/сем. Orthoclaadiinae), в общей биомассе бентоса возрастет роль моллюсков (представители родов *Lymnaea* и *Ancylus*), но сократится значение ручейников (останутся виды *Rhyacophila nubila*, *Silopallipes*), поденок (*Baetis*), веснянок (*Arcynopteryx compacta*). Абсолютные показатели численности и биомассы этих беспозвоночных будут невысокими. Указанные группы бентоса характерны для сообществ чистых вод нативных экосистем. Поэтому, даже если экологическое состояние р. Ворыквя в 15-километровой зоне после впадения руч. Чёрный, где планируется точка сброса карьерных вод, останется удовлетворительным, бентос реки как кормовая база рыб будет обеднённым в качественном и количественном отношении.

Ихтиофауна р. Ворыквя на участке верхнего течения представлена восемью видами рыб: европейский хариус, сиг, щука, голянь, окунь, обыкновенный подкаменщик, елец и, возможно, атлантический лосось. Елец не является типичным обитателем рассматриваемой акватории. За весь 10-летний период наблюдений два экземпляра этого вида были зарегистрированы в уловах лишь в 2006 г. Сиг, щука и окунь в контрольных уловах встречаются единично. Обыкновенный подкаменщик – обычный вид для реки, но занесён в Красную книгу Российской Федерации и Республики Коми [1, 2] по категории как вид, нуждающийся в надзоре. Из промысловой

части ихтиофауны доминирующим по численности и биомассе видом является европейский хариус, доля которого в уловах в зависимости от геоморфологического характера участка реки Ворыкwa достигает 95%. Обыкновенный голян в верхнем течении реки обитает повсеместно, образует стайки до 500 экземпляров и предпочитает мелководные биотопы прибрежной части реки, отдавая предпочтение участкам с быстрым течением. За весь период мониторинга нами не были зафиксированы ни молодь, ни анадромные мигранты атлантического лосося в верхнем течении р. Ворыкwa, однако геологи, долгое время работающие в данном районе, упоминают случаи миграции взрослых рыб в самые верховья реки. Распространение и значение отдельных видов в рыбной части сообщества неодинаковы и обусловлены геоморфологическими, гидрологическими особенностями местообитаний и экологической пластичностью самих видов рыб.

Учитывая облик ихтиофауны р. Ворыкwa, где по численности явно преобладают европейский хариус и обыкновенный голян, прогноз техногенного влияния на ихтиофауну реки будет строиться с учётом биологических особенностей этих видов.

Биотопы, занимаемые разными лососеобразными рыбами, а также речным голянem, имеют сходные черты, но в то же время отличаются по ряду абиотических параметров. Безусловно, многие виды рыб обитают не только в условиях экологического оптимума условий среды, экологическая толерантность их гораздо выше и позволяет осваивать менее предпочтительные участки реки, где биотопическое распределение и численность их имеют дискретный характер. Нерестилища аборигенных лососеобразных рыб тиманских рек практически не перекрываются и не используются разными видами. При этом их изоляция обусловлена не только геоморфологическими и географическими особенностями, а непосредственно нерест разных видов рыб разнесен по времени. По срокам

нереста европейский хариус и речной голян относятся к весенне-нерестующим рыбам, сиг и атлантический лосось откладывают икру в осенний период.

Европейский хариус в нагульный или зимовальный период – неперенный спутник молоди атлантического лосося или сига, но массово всё-таки держится на «своих» площадках. Речной голян встречается практически повсеместно, но тяготеет к участкам реки с ровным быстрым течением.

Многолетние наблюдения показали, что как в зимний, так и в летний периоды имеются участки рек, где обитают практически все представители рыбного населения водотоков. Это чаще всего быстрые неглубокие плёсы, дно которых сложено из гальки, песка и гравия. В контрольных уловах здесь встречаются как европейский хариус и голян, так и молодь семги и сига.

Лососеобразные рыбы, в том числе и европейский хариус, предъявляют достаточно жесткие требования к качеству воды, но в то же время благодаря их адаптивной пластичности гидрохимические параметры среды обитания для них находятся в широком диапазоне. Считается, что для лососевых рек характерна низкая минерализация (до 30 ед.). В тиманских реках, напротив, очень высокая минерализация (до 200 и 300 ед.), и тем не менее лососевые рыбы здесь прекрасно живут и воспроизводятся (табл.).

Качество воды в р. Ворыкwa до настоящего времени высокое и сопоставимо с таковым уральских притоков Печоры. Прозрачность воды, содержание кислорода и кислотность среды соответствуют требованиям, предъявляемым к качеству воды для лососевых рек, которые, как известно, в рыбохозяйственном отношении являются наиболее жёсткими (табл.). Особое значение имеет уровень развития эрозионных процессов в пойме рек или в их руслах. Содержание взвешенных веществ в водотоке зачастую определяет благополучие фауны рыб и водных беспозвоночных в целом и отдельных её популяций в частных случаях.

Таблица

Средние абиотические показатели рек Ворыкwa и Вымь в июле 2000–2004 гг.

Водоток	Прозрачность, м	Реакция среды (pH)	Температура, °C	Содержание кислорода, мг/л	Концентрация взвешенных веществ, мг/л
Ворыкwa	более 2	7,46	17,2	9,2–13,09	1,9
Вымь	более 2	7,72	22,3	9,43–10,9	0,6–0,9
Руч. Чёрный	около 2	6,9	23,4	7,8–10,5	0,6–1,1

Исследования, проведенные нами в районах разработок россыпных месторождений золота (бассейн р. Кожим) и на водотоках, подверженных влиянию эрозий береговых склонов (газопроводы и вдоль трассовые проезды, пересекающие водотоки), показали резкую деградацию водной биоты в зоне влияния высоких концентраций механических взвесей [4]. Содержание взвешенных веществ в летний меженьный период в ручье Чёрный, непосредственно стекающем с территории бокситового рудника, и в р. Ворыква в период мониторинга в этом районе было невысоким – 0,6–1,9 г/м³ (табл.). Грунты русла водотоков также не носили следов оседания или шлейфов взвешенных частиц, а каменистые или валунистые субстраты были в значительной мере покрыты моховыми обрастаниями, что для биотопов, подверженных эрозиям, не характерно.

Ключевые этапы, обеспечивающие жизнедеятельность разных видов рыб, жёстко привязаны к сезонным изменениям температуры воды в водоёме. Биологические ритмы, сформировавшиеся в ходе эволюции, адаптированы как к сезонным, так и межгодовым колебаниям температуры. В силу сложившихся особенностей каждый вид рыб существует в определённых температурных рамках, резкое изменение которых приводит к гибели большинства особей или их уходу с акваторий с изменившимся температурным режимом. В специальной литературе имеется немало примеров, когда температурное загрязнение водоёмов (акватории в районе сброса вод ТЭЦ и т. д.) приводит к гибели местных видов рыб или резким изменениям структуры рыбной части сообщества [5–7]. Нерест и нагул рыб осуществляются в достаточно узком температурном диапазоне. В первом случае это обусловлено тонкими биохимическими процессами эмбриогенеза и начальных стадий постнатального онтогенеза, которые обеспечивают эффективность воспроизводства и выживаемость нового поколения рыб. Нагул рыб в условиях короткого вегетационного периода в северных широтах должен быть успешным и обеспечивать высокий темп роста особей, а также накопление ими энергетических субстанций, необходимых для долгого зимнего периода.

Согласно гидрологическим и гидрохимическим расчётам, температура воды в р. Ворыква на 10–15-километровом участке ниже точки сброса дренажных вод в летний период будет составлять лишь 5–7 °С. Как уже упоминалось, на данном участке реки по численности доминируют европейский хариус

и голяян. Реакция этих видов на изменения температурного режима реки будет отличаться. Нерест обыкновенного голяяна, проходящий при температуре 8–12 °С, прекратится, а численность его за два-три года снизится до минимума. Кроме того, на фоне прекращения нереста нагул данного вида, температурный оптимум которого 12–20 °С, не будет успешным. В конечном итоге на участке термального воздействия дренажных вод локальная группировка голяяна исчезнет.

Европейский хариус как представитель бореального предгорного ихтиофаунистического комплекса более устойчив к понижению температуры. В этом контексте низкие температуры в зоне сброса дренажных вод не будут препятствовать сезонным нерестовым и нагульным миграциям вида, которые проходят при естественных температурах воды 2–6 °С. Допускается даже нормальный ход нереста. Однако инкубационный и личиночный периоды будут растянуты. Для молоди, и особенно сеголетков, хариуса суммарного запаса градусо-дней, необходимых для роста и подготовки к зимовке, при температуре воды 7 °С будет недостаточно, что приведет к элиминации большей части группировки еще на ювенальной стадии онтогенеза. Взрослые рыбы как активные мигранты, скорее всего, покинут акватории с неблагоприятной средой обитания. Долговременный прогноз изменения численности европейского хариуса в зоне сброса дренажных вод также будет негативным, особенно если учесть снижение численности и биомассы зообентоса, или деградацию кормовой базы рыб. Реакция местной группировки европейского хариуса на изменения температурного режима по времени будет более растянута, чем у голяяна, но конечный результат ожидается сходный. Аналогичный прогноз можно предложить и для других обитателей р. Ворыква, численность которых относительно низкая, – это щука, окунь, обыкновенный подкаменщик. В то же время эти виды также чувствительны к изменениям температурного режима, так как часть их онтогенеза проходит при температурах воды значительно выше 7–10 °С.

Другим ключевым фактором, обуславливающим жизнедеятельность водных сообществ, является содержание растворённого в воде кислорода. Согласно проектным материалам, концентрация кислорода в подземных водах не определялась, однако отсутствие сезонных колебаний содержания растворённого в поверхностных водах кислорода даёт

основание гидрохимикам говорить о возможной сопоставимости его концентраций в подземных и поверхностных водах либо о быстрой насыщаемости кислородом поверхностных вод р. Ворыква. При этом считается, что даже в зимний период снижения концентраций кислорода в воде не произойдет.

Данное утверждение имеет спорный характер. Исследования, проведенные нами в 2005 г., показали, что в зимний период, по сравнению с летним, наблюдается понижение содержания кислорода в водах р. Ворыква (в среднем с 11 до 8–9 ед.), при этом на участках реки свободных от льда концентрация его выше, нежели на участках реки с устойчивым ледовым покрытием.

В любом случае, если содержание кислорода в дренажных водах сопоставимо с этим же показателем в русле реки, это не приведет к видимым биологическим последствиям. Однако если концентрация кислорода в подземных водах минимальная и не достигает даже 2–3 мг/л, то это обстоятельство во многом и негативно будет определять условия обитания водного населения на участке р. Ворыква в зоне влияния сброса дренажных вод.

Содержание кислорода в воде достаточно жесткий фактор, под влиянием которого происходит формирование состава и структуры фауны рыб и водных беспозвоночных, ряд видов которых успешно существовать может лишь в узких экологических рамках. Европейский хариус и сиг, впрочем, как и такие систематические группы беспозвоночных, как ручейники, веснянки и поденки, относятся к оксиреофильным животным и предъявляют высокие требования к качеству среды, в том числе и содержанию кислорода в воде. Оптимум концентрации кислорода в воде находится в пределах 7,5–11,5 мг/л. Незначительные изменения в ту или иную сторону приводят к угнетению дыхания водных животных с последующими негативными последствиями, уровень которых зависит от стадии жизненного цикла, или онтогенеза, на котором находятся беспозвоночные или рыбы. В этом смысле понижение содержания растворенного в воде кислорода для водного населения гораздо более опасно, нежели снижение температуры, и вызывает мгновенную реакцию беспозвоночных и рыб. Снижение содержания растворенного кислорода в воде до 5 мг/л вызывает угнетение дыхания и других жизненно важных функций, а при снижении до 4 мг/л, пороговой концентрации для оксиреофилов, и ниже наиболее вероятен летальный исход. Рассматри-

вая различные варианты воздействия сброса слабо насыщенных кислородом подземных вод в р. Ворыква на животный мир, необходимо представлять уровень влияния таких вод на поведенческие реакции водных животных и в особенности рыб. При пессимистическом прогнозе рыбы всех видов без исключения покинут участок реки с пониженным или дискомфортным содержанием кислорода в воде. Более того, участок реки с низким содержанием растворенного в воде кислорода, даже не большой по протяженности, полностью заблокирует миграции рыб, в частности европейского хариуса. В результате верховья р. Ворыква, расположенные выше точки сброса дренажных вод, окажутся изолированными и выпадут из системы водотоков, обеспечивающих воспроизводство верхне-ворыквинских популяций рыб.

Таким образом, учитывая ожидаемую реакцию рыбной части сообщества на изменения температурного режима, можно прогнозировать выпадение участка реки Ворыква в зоне сброса дренажных вод из ареала воспроизводства аборигенных рыб и потерю данным участком своей рыбохозяйственной значимости. Сброс в р. Ворыква слабо насыщенных кислородом подземных вод и снижение содержания растворенного в речной воде кислорода до 5–6 мг/л (и особенно ниже указанных параметров) вызовут угнетение рыбного населения и водных беспозвоночных и покидание ими зоны дискомфорта. При этом будут заблокированы миграционные пути рыб. Участок р. Ворыква, расположенный в зоне техногенного воздействия и выше, также потеряет свое рыбохозяйственное значение.

Составляя прогнозы влияния расширения добычи бокситов на природную среду в среднесрочной перспективе, мы не затрагивали такие важные моменты, как ожидаемые изменения режима (и уровня) грунтовых и подземных вод в районе месторождения. Вопросы прогноза изменения водоносного горизонта и питания малых водотоков в долговременном аспекте остаются слабо изученными. От этого во многом зависит судьба многих тиманских рек, поскольку территория месторождения бокситов на Центральном Тимане обширна и охватывает водосборы истоков Мезени, Выми, Пижмы и Цильмы.

Не внушает оптимизма реализация в ближайшее десятилетие проекта добычи и транспортировки титановой руды в бассейне р. Пижма. Несмотря на заверения участников проекта об экологической чистоте

и отсутствии угроз для животного и растительного мира, тем не менее за всю долготелю практику исследований в импактных зонах мы не располагаем сведениями, которые бы свидетельствовали о сохранении разнообразия и ресурсного значения рыбного населения в районах размещения и эксплуатации промышленных объектов. Уже на стадии инженерно-экологических изысканий и начальных этапах обустройства (развитие инфраструктуры) любых месторождений в водоёмах отмечается в той или иной степени, выраженная деградация рыбных запасов. В истории с «титановым» проектом решающее значение для благополучия пижемской популяции лосося будет иметь то обстоятельство, что центральное месторождение титановой руды расположено в районе местечка Яранский мег. Именно на этом участке среднего течения р. Пижма сосредоточены основные нерестово-выростные площади атлантического лосося. Любой прогноз, учитывающий реальности современного природопользования, будет предусматривать угасание пижемской популяции сёмги – разрушение её генетической структуры и деградацию численности.

Снижение ресурсной значимости ожидает и другие виды рыб, формирующие ядро локальных ихтиофаун, такие, как европейский хариус, сиг и щука. При этом гидрологические и гидрохимические особенности тиманских рек, включая Пижму, их полугорный характер, таковы, что замещение лососеобразных рыб, доминирующих в рыбной части сообществ, другими промысловыми видами (язь, лещ, плотва и окунь) не произойдёт.

Отсутствие реальных перспектив сохранения водных биологических ресурсов в ближайшие два–три десятка лет относится не только к крупным тиманским рекам, на водосборах которых добываются или планируются к добыче металлические руды. Очевидную угрозу для рыбного населения представляют разные по масштабам рубки леса. При этом процессы изменения первичных биотопов и структурно-функциональной организации гидробионтов остаются слабо изученными. Известно лишь, что даже локальные выруб-ки лесных угодий вызывают осветлённость пойм и русла рек, усиливают поступление эрозионного материала в водотоки, влияют на перераспределение годового стока и в конечном итоге изменяют естественный гидрологический и гидробиологический режим [8]. Лесозаготовительная деятельность в той или иной степени осуществляется в бассейнах

многих центрально-тиманских рек, при этом зачастую в пределах их водоохранных зон.

Таким образом, расширение промышленного освоения территории Центрального Тимана и связанное с этим несанкционированное рыболовство ставят под сомнение стратегическое значение тиманских притоков Печоры, Мезени и Северной Двины для сохранения и воспроизводства рыбных ресурсов в этих крупных речных системах в ближайшей перспективе. В настоящее время, в отличие от водоёмов, расположенных в районах добычи и транспортировки нефти, реки Тимана не испытывают сильного техногенного загрязнения. Нагульные акватории, миграционные пути и нерестилища рыб сохранили первозданную чистоту и потенциальную роль в воспроизводстве, хотя вследствие низкой численности аборигенных популяций во многих водотоках они остаются невостребованными. Однако деградация численности рыбного населения не имеет необратимый характер, а сохранение и восстановление ресурсной значимости многих водотоков вполне возможно. Меры и пути достижения обилия водных биологических ресурсов хорошо известны и не требуют принятия радикальных или пионерных управленческих решений. Это в первую очередь исполнение природоохранного законодательства, эффективная рыбоохрана, экологическое воспитание всех возрастных групп населения и, в случае необходимости, использование технологий искусственного воспроизводства, которые в Республике Коми хорошо отработаны для нескольких видов промысловых рыб (европейский хариус, сиг, пелядь, щука), которые в основном определяют облик локальных ихтиофаун тиманских рек.

Работа выполнена при поддержке Программы Отделения биологических наук РАН «Биологические ресурсы России. Фундаментальные основы рационального использования биологических ресурсов» проекта «Ресурсы лососевых рыб в крупных реках европейского Северо-Востока».

Литература

1. Красная книга Российской Федерации: Животные. М. 2001. 860 с.
2. Красная книга Республики Коми. Редкие и находящиеся под угрозой исчезновения виды растений и животных / Под ред. А.И. Таскаева. М. 1999. 528 с.
3. Кадастр охраняемых природных территорий Республики Коми / Отв. ред. А.И. Таскаев, Н.И. Тимонин. Сыктывкар. 1993. 190 с.

4. Сидоров Г.П., Братцев А.А., Захаров А.Б. Влияние техногенной эрозии долины на рыб р. Кожим // Биология атлантического лосося на европейском Севере СССР. Сыктывкар. 1990. С. 134–144. (Тр. Коми НЦ УрО РАН СССР; № 114).

5. Лукьяненко В.И. Экологические аспекты ихтиотоксикологии. М. 1987. 240 с.

6. Мордохай-Болтовской Ф.Д. Исследования Института биологии внутренних вод АН СССР по влиянию теплоэлектростанций на биологию водоемов // Водные ресурсы. 1975. № 6. С. 88–105.

7. Никаноров Ю.И. Влияние сбросных вод тепловых электростанций на ихтиофауну и рыбное хозяйство водоемов-охладителей // Биологический режим водоемов-охладителей ТЭЦ и влияние температуры на гидробионтов. М. 1977. Т. 21. С. 135–156.

8. Гор Д.А. Механизмы заселения и улучшения условий обитания донных беспозвоночных в восстанавливаемых руслах рек // Восстановление и охрана малых рек: Теория и практика. М. 1989. С. 100–122.

УДК 575.22; 502.4

Анализ жизнеспособности популяций особо охраняемых видов на примере *Helix pomatia* L. (*Mollusca, Gastropoda, Pulmonata*)

© 2010. Э. А. Снегин, к.б.н., доцент, зав. лабораторией, Белгородский государственный университет, e-mail: snegin@bsu.edu.ru

На основе анализа морфологической и генетической изменчивости, выявляемой методом гель-электрофореза белков, изучено состояние генофондов трёх популяций особо охраняемого вида *Helix pomatia* L. (виноградной улитки) в условиях юга лесостепи Среднерусской возвышенности. Рассматриваются генетико-автоматические процессы в популяциях и определяются векторы естественного отбора под влиянием как естественных, так и антропогенных факторов. Выдвигается гипотеза происхождения изучаемых популяций в районе исследования. На основе расчёта эффективной численности дается прогноз времени существования популяций.

The state of genofunds of three populations of the specially protected species *Helix pomatia* L. (edible snail) in conditions of southern forest-steppe of Mid-Russia Hills was investigated on the basis of the analysis of morphological and genetic changeability determined by the method of proteins' gelelectroforez. Genetic-automatic processes are considered in the populations and the vectors of natural selection under the influence of both natural and anthropogenic factors are determined. The hypothesis of the origin of the populations studied within the area in question is put forward. On basis of effective number calculation the lifetime of populations is forecasted.

Ключевые слова: особо охраняемый вид, наземный моллюск, популяционные генофонды, лесостепной ландшафт

Key words: specially protected species, land snail, population genofunds, forest-steppe landscape

Введение

В настоящее время, на фоне негативного воздействия человека на свое окружение, всё большее число диких видов сокращает свою численность, а порой целиком исчезает с лица планеты. Исчезновение любого вида начинается с исчезновения его отдельных популяций, в результате значительно сокращается ареал, уменьшается генетическое разнообразие и, как следствие, происходят потеря устойчивости и вымирание. По этой причине сейчас соз-

даются региональные Красные книги, нацеленные в первую очередь на сохранение различных внутривидовых группировок, в том числе и популяций. Часто бывает так, что вид, занесённый в региональную Красную книгу, в целом широко распространён, в отдельных частях ареала достигает большой численности и соответственно не нуждается в охране. Однако в ряде мест (например, на границах ареала или в каких-то полуизолированных территориях) такой вид или, вернее сказать, популяции этого вида могут находиться

в депрессивном состоянии. Изучая и сохраняя эти группировки, мы сохраняем уникальный генофонд этого вида и тем самым способствуем более длительному его существованию в пространстве и во времени.

Таким видом является виноградная улитка (*Helix pomatia* L.), занесённая в Красную книгу Белгородской области [1]. Сохранение популяций виноградной улитки на территории России необходимо не только для сохранения вида в целом как важного компонента экосистем, а также в связи с тем, что этот моллюск имеет важное эстетическое значение, а в ряде регионов рассматривается как перспективный пищевой объект.

Одно из основных положений популяционной генетики состоит в том, что если в изолированной популяции в течение нескольких поколений сохраняется лишь небольшое число особей, то генетическая изменчивость такой популяции уменьшается из-за увеличения инбридинга и потери части генофонда. А уровень генетической изменчивости, как известно, влияет на вероятность выживания популяций в течение длительного времени, поскольку является предпосылкой эволюционных адаптаций к меняющимся условиям среды. Поэтому центральное место в проектах долговременного контроля за состоянием популяций, включая популяции уязвимых

видов, должно быть отведено анализу их численности и генетической изменчивости [2].

Исходя из этих представлений, была сформулирована основная цель работы, которая заключается в оценке жизнеспособности популяций виноградной улитки на юге Среднерусской возвышенности на основе конхиологических и биохимических маркеров, а также на основе анализа эффективной численности.

Методика

Материалом для исследования послужили коллекционные сборы моллюсков из трёх пунктов, проведённые в течение последних восьми лет (рис. 1). Улитки собирались вручную в сырую погоду со стеблей и листьев растений, часто в подстилке. В каждом биотопе делалось четыре выборки на участках площадью 2 м² каждый. Собранные раковины *H. pomatia* использовались для морфометрического анализа конхиологических признаков. Анализу подвергались только взрослые особи, образовавшие отворот устья. Схема промеров раковины показана на рисунке 2.

Все параметры измерялись в миллиметрах с точностью до десятых долей штангенциркулем. Всего было изучено 253 экземпляра раковин этого моллюска.



Рис. 1. Карта района исследования: 1 – колония «Харьков», 2 – колония «Белгород», 3 – колония «Майский»

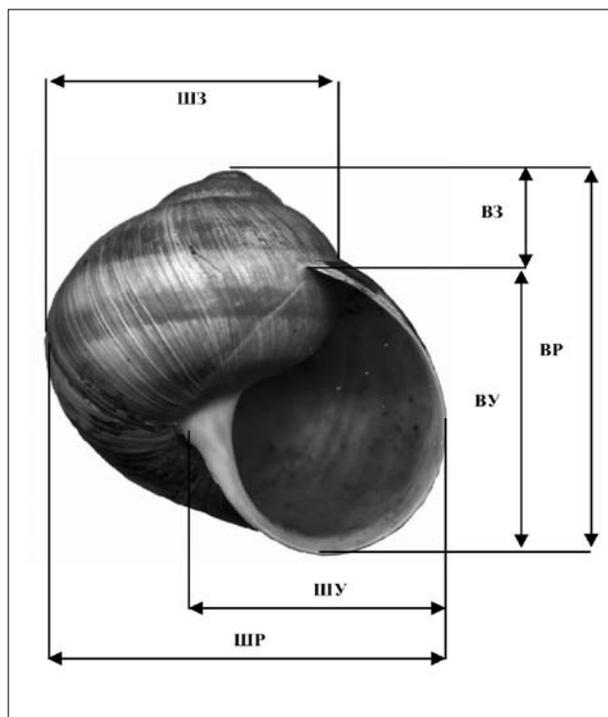


Рис. 2. Схема промеров раковины: ВР – высота раковины, ШП – ширина раковины, ВЗ – высота завитка, ШЗ – ширина завитка, ВУ – высота устья, ШУ – ширина устья

Исследование генетической структуры трёх изучаемых популяций было проведено с помощью метода электрофореза белков в полиакриламидном геле. Образцы тканей были взяты из криобанка научно-исследовательской лаборатории популяционной генетики и гентоксикологии Белгородского государственного университета. Для анализа был использован локус димерной неспецифической эстеразы Est4 с тремя аллелями. Наследование данного локуса идёт по кодоминантному типу, в результате на электрофореграммах можно выделить шесть фенотипических комбинаций (рис. 3). Всего было исследовано 345 особей.

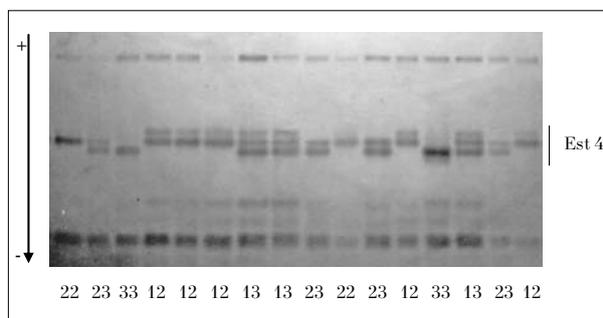


Рис. 3. Фрагмент электрофореграммы неспецифических эстераз *H. pomatia* из колонии «Белгород» (внизу представлены генотипы локуса Est 4, на рисунке отсутствует генотип 11)

Электрофоретический анализ. Экстракцию водорастворимых белков проводили из небольшого фрагмента ноги моллюсков¹, путём замораживания при -80 °С с последующим оттаиванием и механическим измельчением тefлоновым гомогенизатором в 0,05 М трис-НСl-буфере (рН 6,7). Электрофорез изоферментов проводился в 10 % полиакриламидном геле в камере VE-3 («Helicon»). Гелевый трис-НСl-буфер (концентрирующий гель рН 6,7, разделяющий гель рН 8,9); электродный трис-глициновый-буфер (рН 8,3). Окрашивание блоков на выявление неспецифических эстераз проводилось в субстратной смеси: трис-НСl (рН 7,4), α-нафтилацетат, прочный красный TR. Обработка полученных данных проводилась с использованием программы GenAlEx [3].

Результаты и обсуждение

Одними из важных показателей, по которым можно судить о состоянии популяций наземных моллюсков, являются различные признаки раковины, которые могут чутко реагировать на изменения окружающей обстановки. Согласно полученным данным, приведённым в таблице 1, достоверно наибольшие показатели конхиологических признаков имеют представители из группы «Майский». Здесь особи обитают на границе агроландшафта, вдали от источников воды. Вероятно, это

способствовало отбору в направлении более крупных улиток, способных сохранять влагу в условиях летних длительных засух, которые ежегодно наблюдаются в районе исследования. Две другие группы обитали во влажных поймах, особенно популяция «Белгород», для которой отмечены наименьшие показатели по большинству промеров. Эта группа населяет заросли пойменной растительности в десяти метрах от уреза воды. Формированию меньших размеров особей в этой колонии, возможно, способствовала, кроме того, значительная рекреационная нагрузка (места обитания улиток часто посещаются людьми), в результате которой улитки с более крупными раковинами чаще гибли под ногами посетителей. Различия колоний по морфометрическим показателям, очевидно, обусловлены и особенностями генофондов сравниваемых групп.

Согласно представленным в таблице 2 данным, во всех трёх популяциях улиток с наибольшей частотой встречается аллель Est4-2. На втором месте по частоте встречаемости в популяциях «Харьков» и «Белгород» стоит аллель Est4-1, в популяции «Майский» – аллель Est4-3.

Что касается количества реализованных фенотипических комбинаций, то наибольший показатель индекса Шеннона зафиксирован в колонии «Белгород», немного уступают ей

Таблица 1

Значения морфометрических признаков раковины в популяциях *H. pomatia*

Популяция	N	ВЗ	ШЗ	ВР	ШР	ВУ	ШУ
«Харьков»	71	9,8±0,9	23,9±0,8	33,9±1,1	34,2±0,9	24,1±0,8	18,4±0,7
«Белгород»	115	11,2±0,9	23,6±0,9	31,4±1,2	30,7±0,9	20,2±0,7	18,9±0,7
«Майский»	67	11,3±0,7	26,2±0,8	37,4±1,1	36,0±0,9	26,0±0,9	22,9±1,4

Примечание: N – количество промеренных раковин. Обозначение морфометрических признаков как на рис. 2.

¹ Во время сборов у каждого живого моллюска отщипывался небольшой фрагмент ноги (40 мг). Такой способ позволял избавиться от умерщвления животного и не наносить ущерб исследуемым популяциям.

Таблица 2

Частоты аллелей и показатели генетического разнообразия популяций *H. pomatia*

Колонии	N	Частоты аллелей Est4	A_e	I	H_o	H_e	F
«Харьков»	57	1 - 0,202 2 - 0,746 3 - 0,053	1,7	0,697	0,421	0,401	-0,051
«Белгород»	171	1 - 0,202 2 - 0,637 3 - 0,161	2,1	0,904	0,561	0,527	-0,065
«Майский»	117	1 - 0,021 2 - 0,637 3 - 0,342	1,9	0,737	0,308	0,477	0,355

Примечание: A_e – эффективное число аллелей на локус; I – индекс Шеннона; H_o – наблюдаемая гетерозиготность; H_e – ожидаемая гетерозиготность, F – коэффициент инбридинга.

колонии «Майский» и «Харьков». Об этом же говорят такие показатели, как эффективное число аллелей (A_e), которое отражает долю участия аллелей в формировании гетерозигот и уровень гетерозиготности (H_o). Согласно расчётам, наибольший уровень гетерозиготности (0,561) и наибольшее эффективное число аллелей (2,1) отмечены в популяции «Белгород».

Второе и третье места разделили популяции «Харьков» и «Майский», соответственно. Однако стоит отметить, что значения коэффициента инбридинга, рассчитанные на основе сопоставления наблюдаемой и ожидаемой гетерозиготности (по закону Харди-Вайнберга), демонстрируют нам явный дефицит гетерози-

готных фенотипов в популяции «Майский». Две другие популяции стоят ближе к точке равновесия по этому показателю.

Из представленных данных видно, что колонии «Харьков» и «Белгород» более сходны как по соотношению частот аллелей и фенотипов эстераз, так и по большинству конхиологических признаков. Этот вывод подтверждают результаты кластерного анализа, проведённого по морфометрическим данным, а также значения генетического расстояния, вычисленные по Ней [7] на основе частот аллелей эстераз (рис. 4). Такая корреляция демонстрирует, что метрические параметры раковины определяются как факторами среды, так и генетической конституцией животных.

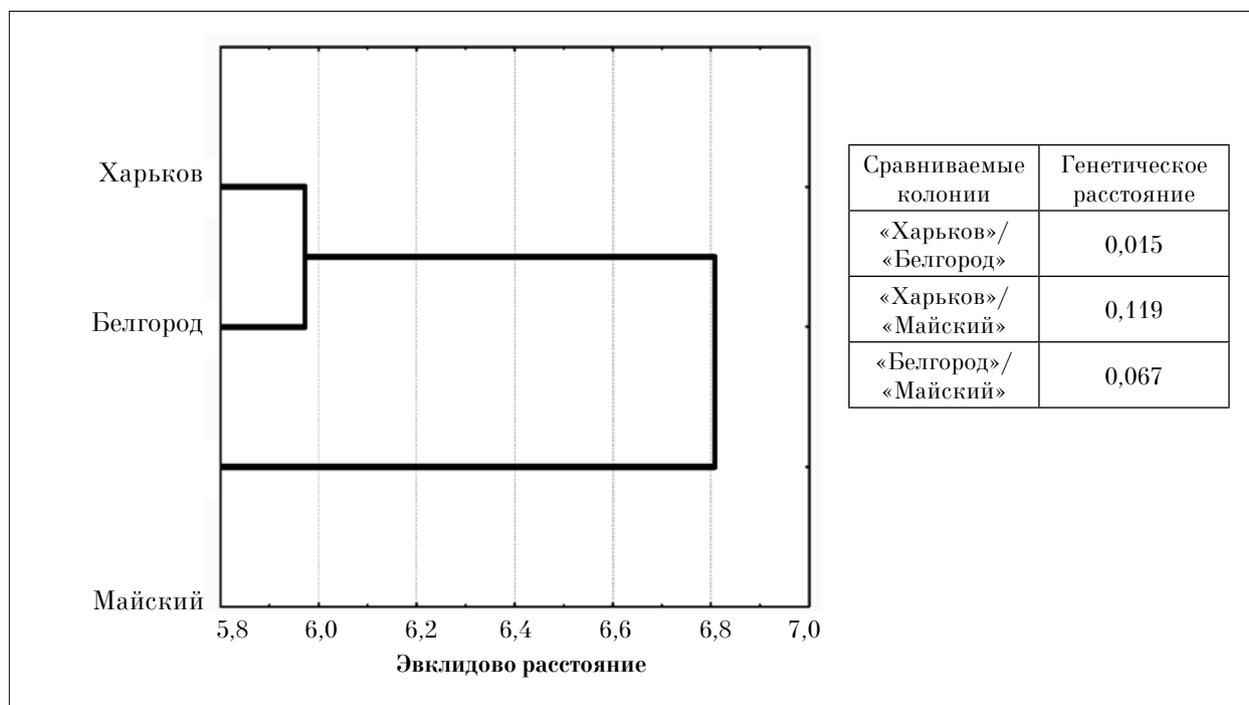


Рис. 4. Дендрограмма эвклидова расстояния, вычисленного на основе сопоставления конхиологических признаков и значения генетического расстояния по Ней [7]

Ранее нами была выдвинута гипотеза, что колонии «Майский» и «Белгород» являются результатом интродукции, поскольку эти группы виноградных улиток были обнаружены нами сравнительно недавно (первые находки датируются 2000 г.), причем в густо населённых и часто посещаемых людьми районах. Кроме того, в фаунистических сводках прошлых лет виноградная улитка на территории Белгородской области отмечалась только в Валуйском районе [4], где в настоящее время нами были найдены только пустые раковины давно погибших моллюсков¹. Популяция же из города Харькова известна малакологам с конца девятнадцатого – начала двадцатого века [5]. Результаты сравнения дают основание предполагать, что популяция «Белгород» является родственной и такой же старой, как и популяция «Харьков», но существовала она, вероятно, на каких-то смежных территориях и поэтому не была замечена исследователями. Популяция же «Майский», скорее всего, имеет иное происхождение. Судя по малым значениям уровня гетерозиготности и высокому показателю коэффициента инбридинга, генофонд этой группы находится в разбалансированном состоянии, что является следствием либо эффекта основателя [6], либо результатом изоляции. Немаловажным, на наш взгляд, является и тот факт, что эта популяция обитает в лесополосе на границе сельскохозяйственных полей с частым применением пестицидов. Вероятно, такой химический прессинг вызывает существенные колебания численности моллюсков, что находит отражение в соотношении частот аллелей и фенотипов.

На основе полученных результатов был сделан прогноз длительности существования изучаемых колоний виноградной улитки на исследуемых территориях с учётом эффективной численности популяций (N_e), которая в нашем случае была рассчитана на основе

изменчивости индивидуальной плодовитости для животных гермафродитов [8]:

$$N_e = \frac{4N-2}{2V+2} \quad V = \frac{\sum(k_i - k)^2}{N},$$

где N – численность половозрелых особей в популяции, V – дисперсия индивидуальной плодовитости, k_i – плодовитость отдельной особи, k – средняя плодовитость.

Расчёты по восемнадцати кладкам показывают, что количество яиц в одной кладке *H. pomatia* в среднем составляет $50,5 \pm 12$, $V=23,5$. Общее количество половозрелых улиток в популяциях рассчитывалось с учётом применяемой методики сбора. Расчёт времени существования изучаемых популяций проводился с использованием формулы [9]:

$$t = 1,5N_e,$$

где t – количество поколений.

Процесс убыли гетерозиготности за t поколений рассчитывался по формуле [8]:

$$H_t = \left(1 - \frac{1}{2N_e}\right)^t H_0,$$

где H_0 – уровень гетерозиготности в начальной точке.

Учитывая, что продолжительность жизни одного поколения составляет в среднем восемь лет [10], был проведён расчёт общей продолжительности жизни изучаемых популяций в годах. Данные расчетов приведены в таблице 3.

Безусловно, полученный прогноз осуществим только при естественном существовании популяций, без продолжающегося давления на них со стороны человека. Учитывая, что изучаемые популяции находятся в крайне уязвимом географическом положении (на территории населённых пунктов), время существования их, вероятно, будет сокращено.

Таблица 3

Прогноз времени существования исследуемых популяций *H. pomatia*

Популяции	Общая численность половозрелых особей	Эффективная численность (N_e)	Время существования в поколениях	Время существования в годах	Уровень гетерозиготности в конце срока существования
«Харьков»	1500	118	177	1416	0,207
«Белгород»	750	59	88,5	708	0,225
«Майский»	240	19	28,5	228	0,145

¹ Две пустые раковины были найдены на территории санатория «Красная поляна», и еще десять раковин у подножия памятника природы «Лисья гора» возле поселка Яблоново.

На основании выше изложенного материала можно заключить, что две популяции виноградной улитки («Харьков» и «Белгород») находятся в удовлетворительном состоянии. Опасение вызывает популяция «Майский». Довольно высокий коэффициент инбридинга и низкая эффективная численность свидетельствуют о депрессивном состоянии этой группы улиток.

Литература

1. Красная книга Белгородской области. Редкие и исчезающие растения, грибы, лишайники и животные. Официальное издание/ Под ред. Присного А.В. Белгород: 2004. 532 с.
2. Динамика популяционных генофондов при антропогенным воздействиях / Под. ред. Алтухова Ю.П. М.: Наука. 2004. 618 с.
3. Peakall R., Smouse P.E. GenAlEx V5: Genetic Analysis in Excel. Population genetic software for teaching and reseach. Australion National University, Canberra, Australia. 2001. <http://www.anu.edu.au/BoZo/GenAlEx/>.

4. Величковский В.А. Моллюски. Очерк фауны Валуйского уезда Воронежской губернии. Харьков: 1910. Вып. 6. 111 с.

5. Белецкий П. Материалы к познанию фауны моллюсков России. Моллюски кл. Gastropoda Харьковской губернии // Тр. Харьковск. общ. испыт. прир. Харьков: 1918. № 49. С. 31–42.

6. Майр Э. Зоологический вид и эволюция. М.: Мир. 1968. 398 с.

7. Nei M. Estimation of average heterozygosity and genetic distance from a small numba of individuals // Genetics. 1978. V. 89. P. 583–590.

8. Crow J.F., Kimura M. An introduction to population genetics theory. N.Y.: Harpers and Row. 1970. 591 pp.

9. Soule M.E. What is conservation biology? // Bioscience. 1985. № 35. P. 727–734.

10. Румянцева Е.Г. Эколого-биологические особенности и пути рационального использования виноградной улитки *Helix pomatia* L. в Калининградской области: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Калининград: РГУ им. И. Канта. 2006. 25 с.

Работа выполнена при финансовой поддержке программы РНПВШ № 2.2.3.1/3723, РФФИ № 09-04-97513 р_центр_а.

**НАУЧНО-ПРАКТИЧЕСКАЯ КОНФЕРЕНЦИЯ
СОВРЕМЕННАЯ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОБСТАНОВКА В КИРОВСКОЙ ОБЛАСТИ.
ОБЪЕКТНЫЙ МОНИТОРИНГ СОСТОЯНИЯ НЕДР И ЕГО РОЛЬ В РЕШЕНИИ
ПРАКТИЧЕСКИХ ЗАДАЧ ГОСКОРПОРАЦИИ «РОСАТОМ» ПО РЕАБИЛИТАЦИИ
РАДИАЦИОННО ОПАСНЫХ ОБЪЕКТОВ ФГУП «РОСРАО»**

10–11 декабря 2009 года в городе Кирове впервые состоялась научно-практическая конференция на тему «Современная радиоэкологическая обстановка в Кировской области. Объектный мониторинг состояния недр и его роль в решении практических задач Госкорпорации «Росатом» по реабилитации радиационно опасных объектов ФГУП «РосРАО».

Организаторами данной конференции выступили Департамент по работе с регионами и общественными организациями Госкорпорации Росатом, ФГУП «Гидроспецгеология», правительство Кировской области и Вятский государственный гуманитарный университет.

Участниками конференции являлись представители Госкорпорации Росатом, ФГУП «РосРАО», Кирово-Чепецкого отделения филиала «Приволжский территориальный округ» ФГУП «РосРАО», руководители федеральных органов контроля и надзора по Кировской области, природоохранных служб и ведомств региона, учёные, журналисты средств массовой информации, члены общественных организаций. В конференции приняли участие зам. председателя правительства Кировской области С.С. Карнаухов, президент межрегиональной общественной организации «Зелёный Крест», д.т.н., профессор, зам. председателя Общественного совета Госкорпорации «Росатом» С.И. Барановский, директор Экологического центра ИИЕТ РАН, д.б.н., зам. председателя Общественного совета Госкорпорации «Росатом» А.Г. Назаров, член-корреспондент РАН, д.т.н., профессор, президент Московского государственного университета геодезии и картографии, летчик-космонавт, дважды Герой СССР В.П. Савиных.

Конференцию открыл И.В. Конышев – директор Департамента по работе с регионами и общественными организациями Госкорпорации «Росатом», он зачитал приветственное слово заместителя руководителя Госкорпорации «Росатом» Е.В. Евстратова и отметил в своём выступлении, что создание безопасной ядерной энергетики, решающей проблемы нераспространения ядерного оружия, обладающей высокой степенью безопасности производства энергии и практически исключая образование радиоактивных отходов, должно стать приоритетом развития атомной отрасли в нашей стране. В решении проблемы ядерной и радиационной безопасности конструктивный диалог государства и общества позволит не толь-

ко консолидировать российскую экологическую общественность, но и повысить экологическую культуру населения.

Участников конференции поприветствовал зам. председателя правительства Кировской области С.С. Карнаухов. В своём выступлении он обозначил ряд серьёзных экологических проблем региона, требующих незамедлительного решения, в том числе обеспечение населения областного центра чистой питьевой водой, создание системы экологической безопасности на территории объектов хранения радиоактивных отходов Кирово-Чепецкого отделения филиала «Приволжский территориальный округ» ФГУП «РосРАО». С приветствием к участникам конференции выступил сопредседатель оргкомитета конференции, проректор по научной работе ВятГГУ, доктор исторических наук, профессор В.Т. Юнгблюд, отметивший роль науки, важность научных разработок, делового сотрудничества науки и производства в решении вопросов по обеспечению экологической безопасности радиационно-загрязнённых территорий.

Первое пленарное заседание «Сотрудничество и партнёрство по обеспечению радиационной безопасности населения» 10 декабря открыл С.И. Барановский, доктор технических наук, профессор, президент межрегиональной общественной организации «Зелёный Крест». На пленарном заседании выступили: Н.Г. Бобров, – главный специалист лаборатории информационно-аналитической поддержки задач ядерной и радиационной безопасности ИБРАЭ РАН, с докладом «Реализация ФЦП «Обеспечение ядерной и радиационной безопасности на 2008 г. и на период до 2015 г.» – практическая основа экологической политики Госкорпорации «Росатом» по снижению и ликвидации последствий первого атомного проекта»; В.Н. Сиротинин, и.о. генерального директора ФГУП «РосРАО», по теме «Задачи ФГУП «РосРАО» по реализации ФЦП «Обеспечение ядерной и радиационной безопасности на 2008 г. и на период до 2015 г.» на площадке Кирово-Чепецкого отделения филиала «Приволжский территориальный округ» ФГУП «РосРАО»; М.Г. Манин, начальник управления конвенциональных проблем администрации правительства Кировской области, – «Опыт решения экологических проблем на территории Кировской области. Организация взаимодействия по вопросам обеспечения радиационной безопасности радиационно-загрязнённых объектов Кирово-

Чепецкого отделения филиала «Приволжский территориальный округ» ФГУП «РосРАО».

К докладчикам поступило большое количество вопросов, касающихся проведения работ и их финансирования в 2010 году по обеспечению радиационной безопасности радиационно-загрязнённых объектов Кирово-Чепецкого отделения филиала «Приволжский территориальный округ» ФГУП «РосРАО», организации радиоэкологического контроля и мониторинга, проведения общественных слушаний. На все поступившие вопросы докладчики дали исчерпывающие ответы.

В перерыве конференции состоялся брифинг для журналистов, которые интересовались вопросами информационного обеспечения населения достоверными, оперативными материалами о состоянии окружающей природной среды в районе размещения хранилищ радиоактивных отходов, насколько опасна ситуация на данной территории, кто её отслеживает и контролирует.

Второе пленарное заседание «Обеспечение радиационной безопасности населения в Кирово-Чепецком районе» вступительным словом начал А.Г. Назаров – директор Экологического центра (ИИЕТ РАН), д.б.н., зам. председателя Общественного совета Госкорпорации «Росатом». С докладами выступили: М.Л. Глинский, к.т.н., первый заместитель генерального директора ФГУП «Гидроспецгеология», – «Роль объектного мониторинга состояния недр по обеспечению радиоэкологической безопасности населения Кирово-Чепецкого района», А.В. Глаголев, директор Центра МСНР ФГУП «Гидроспецгеология», – «Результаты полевого обследования состояния недр в районе расположения объектов Кирово-Чепецкого отделения филиала «Приволжский федеральный округ» ФГУП «РосРАО» в 2009 г. – выводы и предложения», Т.Я. Ашихмина, д.т.н, профессор, зав. лабораторией биомониторинга Института биологии Коми НЦ УрО РАН, – «Комплексное обследование территории в районе хранения радиоактивных отходов Кирово-Чепецкого отделения филиала «Приволжский федеральный округ» ФГУП «РосРАО», С.В. Святовец, главный геолог Центра МСНР ФГУП «Гидроспецгеология», – «Разведочная модель переноса загрязняющих веществ подземными водами в районе площадки объектов «РосРАО» и прилегающей территории».

На продолжающемся пленарном заседании под председательством д.т.н., профессора Т.Я. Ашихминой были обсуждены вопросы радиационного и радиоэкологического состояния территории Кировской области. С докладами выступили Г.Н. Грухина – руководитель управления Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека по Ки-

ровской области; Л.П. Абросимова – главный врач ФГУ здравоохранения «Центр гигиены и эпидемиологии в Кировской области»; М.О. Френкель – начальник государственного учреждения «Кировский областной центр по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды», д.г.н., профессор; А.А. Крестинин – к.г.-м.н., ОАО «ГСПИ», г. Москва; Т.А. Мусихина – к.г.н, консультант Законодательного собрания Кировской области; З.Л. Баскин – д.т.н., профессор ВятГГУ. Активные дискуссии вызвали доклады, касающиеся конкретных экологических проблем региона, и в особенности состояния природного комплекса в районе хранения радиоактивных отходов, здоровья населения, проживающего вблизи промышленной площадки предприятий ОАО «Кирово-Чепецкий химический комбинат».

11 декабря пленарное заседание открыл В.П. Савиных – д.т.н., профессор, лётчик-космонавт, дважды герой СССР. На заседании активно обсуждались основные направления и результаты исследований на территории в районе радиационно-загрязнённых объектов Кирово-Чепецкого отделения филиала «Приволжский территориальный округ» ФГУП «РосРАО» и прилегающей территории. В выступлениях приняли участие: А.Н. Хуснутдинов – зам. директора ФГУП «РосРАО», А.Н. Чеканов – глава муниципального образования г. Кирово-Чепецка, А.С. Тиманов – начальник отдела водных ресурсов по Кировской области Камского бассейнового водного управления Федерального агентства водных ресурсов, В.И. Медведков – депутат Законодательного собрания Кировской области, председатель Комиссии по экологии, В.Н. Туруло – президент некоммерческого партнёрства «Биотехнологический кластер Кировской области», и многие другие участники конференции. Выступающие отметили ряд серьёзных проблем, которые требуют обязательного решения. В частности, о реабилитации источников загрязнения первой очереди, выявлении других источников загрязнения, об отчуждении загрязнённых земель, используемых в хозяйственной деятельности, об усилении работы в рамках информационного взаимодействия с населением, о проведении на загрязнённых территориях экологического мониторинга. В заключение конференции выступил и ответил на многочисленные вопросы А.Г. Назаров – д.б.н., зам. председателя Общественного совета Госкорпорации «Росатом», директор Экологического центра ИИЕТ РАН, который обратил внимание участников конференции на то, что радиационно-загрязнённые объекты Кирово-Чепецкого отделения филиала «Приволжский территориальный округ» ФГУП «РосРАО» – это наследие холодной

войны. Правительством России поставлена задача реабилитации данных территорий в рамках ФЦП «Обеспечение ядерной и радиационной безопасности на 2008 г. и на период до 2015 года». Заниматься этим серьёзным делом поручено Госкорпорации «Росатом», однако без активного участия самих регионов эту задачу трудно будет решать. Необходимо проведение комплексных исследований по выявлению источников вторичного загрязнения, по изучению влияния техногенного загрязнения на медико-биологические показатели. Докладчик отметил, что в 2010 году по материалам комплексного обследования территории запланировано проведение общественных слушаний. Участниками конференции было предложено поступившие на конференции предложения передать в Управление конвенциональных проблем правительства Кировской области, обсудить на заседании Общественной палаты Кировской области, а вопросы, которые

требуют федерального решения, направить в Общественную палату РФ.

Участники конференции в своих выступлениях большие надежды возлагали на принятую Правительством РФ от 13 июля 2007 г. федеральную целевую программу «Обеспечение ядерной и радиационной безопасности на 2008 год и на период до 2015 года», реализация которой позволит снять серьёзные проблемы в регионе по реабилитации загрязнённых территорий.

Конструктивный диалог государства и общества в решении такой сложной и многофакторной проблемы крайне необходим, и данная конференция является реальным практическим шагом в этом направлении.

*Т.Я. Ашихмина, д.т.н., профессор,
лаборатория биомониторинга Института биологии Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ*

ЛЕКАРСТВЕННЫЕ ГРИБЫ В ТРАДИЦИОННОЙ КИТАЙСКОЙ МЕДИЦИНЕ И СОВРЕМЕННЫХ BIOTEХНОЛОГИЯХ

/Ли Юй, Тулигуэл, Бао Хайин, А.А. Широких, И.Г. Широких, Т.Л. Егошина, Д.В. Кириллов;

[под общей редакцией академика Россельхозакадемии В.А. Сысуева] –

Киров: О-Краткое, 2009. – 320 с.

В конце 2009 г. вышла из печати уникальная книга – совместный труд китайских и российских учёных, – посвящённая использованию грибов в традиционной китайской медицине, а также анализу возможностей использования этой группы организмов как объектов современной биотехнологии.

Среди живых организмов планеты грибы, как их микроскопические, так и макроскопические формы, привлекают внимание исследователей различных специальностей, а не только микологов, как с точки зрения практического использования, так и в качестве необычных организмов, систематика, физиология, биохимия, экология которых содержат ещё очень много непознанного и неизученного. Поэтому практически любая книга о грибах вызывает большой интерес.

В предисловии редактора к данной книге подчёркивается, что интерес к традиционной китайской медицине и её неотъемлемой части – фунготерапии (лечению с помощью грибов) – во всём мире чрезвычайно высок. В.А. Сысуев (редактор издания, инициатор создания этой монографии) отмечает, что цель данного издания заключается в том, чтобы ознакомить российского читателя с результатами изучения лекарственных свойств

грибов «из первых рук». В книге обобщены результаты исследований лекарственных грибов Китая и других стран Тихоокеанского региона, выполненных ведущими китайскими микологами.

Поскольку книга предназначена не только для специалистов, но и для широкого круга читателей, она начинается с Введения, написанного И.Г. Широких. В доступной и популярной форме автор объясняет, что грибы по своим специфическим особенностям занимают промежуточное положение между растениями и животными, обладая признаками тех и других организмов. Их разнообразие, по оценкам разных авторов, может достигать 1,5 млн. видов. Подчёркивается, что, обладая способностью к усвоению разнообразных соединений, грибы в процессе обмена веществ способны вырабатывать биологически активные соединения. При этом грибные метаболиты составляют на сегодняшний день более половины от вновь открываемых физиологически активных соединений.

Далее автор Введения приводит краткое обобщение исторического опыта использования грибов в восточной и западной медицине. В Китае история изучения грибов насчитывает более 2000 лет. В Европе таких давних традиций нет, хотя в России очень давно знали о целебных свойствах грибов

и применяли их для лечения разных заболеваний наряду с лекарственными растениями ещё до XVIII века. В странах Западной Европы интерес к целебным свойствам грибов стал наблюдаться только в последние десятилетия.

Основой использования грибов для фармакологических целей является их способность синтезировать биологически активные вещества оригинальной структуры, перечень которых насчитывает несколько тысяч наименований. Среди них отмечены полисахариды, терпены и сесквитерпены, липиды, азотсодержащие соединения: амины, алкалоиды, ядовитые полипептиды, антибиотики и т. д.

Таким образом, автор Введения готовит читателя к восприятию основной части работы – главы «Лекарственные грибы Китая», которую написали три автора: Ли Юй, Тулигуэл и Бао Хайин. В данной главе даётся характеристика 51 виду грибов, выстроенная по следующему плану: латинское название, русское название, китайское название. Далее указывается таксономическое положение гриба и какая часть организма используется как лекарственное сырьё. Для каждого вида даётся описание морфологических особенностей, экологии и распространения, химического состава, фармакологических свойств. Приводится библиографический список работ по описываемому грибу. Среди характеризуемых грибов многие виды встречаются и в России, например, рядовка скученная, трутовик берёзовый, зимний опёнок, навозник лохматый, мокруха пурпуровая, рыжик сосновый, лисичка обыкновенная и др. Среди лечебных свойств грибов выделяются такие, как противосаркомное действие, иммуностимулирующее, антиоксидантное. Китайскими учёными доказана эффективность применения грибов при лечении СПИДа, заболеваний печени и почек, мочеполовой и дыхательной систем, вирусных заболеваний и т.д. Описание каждого вида проиллюстрировано прекрасными фотографиями, выполненными Тулигуэлом и А.А. Широких.

В главе «Грибы как объект современной биотехнологии», написанной А.А. Широких и И.Г. Широких, грибы рассматриваются как один из наиболее используемых и перспективных организмов-продуцентов в биотехнологии. Глава начинается с раздела антибиотиков. Авторы отмечают, что с микроскопическими грибами связаны две революции в медицине и фармакологии нового времени – открытие пенициллина, который спас от смерти огромное количество людей, и благодаря открытию грибного антибиотика из группы циклоспоринов стала практически возможной приживаемость

трансплантированных органов. Отмечается, что с помощью грибов на биотехнологических предприятиях получают такие вещества, как каротиноиды, полисахариды, хитин и хитозан, ферменты, меланины и др. В разделе этой главы «Биотехнологические проблемы создания лекарственных препаратов на основе базидиальных грибов» указывается, что промышленное производство препаратов на основе грибов осложняется проблемой стандартизации лекарственного сырья. Природное сырьё является скоропортящимся, а его консервация с помощью высушивания или замораживания снижает содержание фармакологически ценных веществ. Ухудшение экологической обстановки приводит к тому, что в плодовых телах грибов могут накапливаться вредные соединения, что исключает использование дикорастущих грибов многих регионов в качестве лекарственного сырья. Поэтому мицелиальную биомассу можно получать путём культивирования на жидких средах, а для получения экзометаболитов используется не только грибная биомасса, но и культуральная жидкость.

В главе подчёркивается, что развитие грибной биотехнологии возможно только при наличии надёжной коллекционной базы, содержащей промышленно значимые штаммы грибов. Поэтому поддержание микологических коллекций чистых культур грибов – один из наиболее надёжных методов сохранения и изучения микологических ресурсов планеты.

Приложением к книге является глава «Лекарственные грибы России», написанная Т.Л. Егошиной и Д.В. Кирилловым, в которой приведена характеристика 7 видов грибов, включая мухомор красный, саркосому шаровидную, сморчок съедобный, белый гриб и др., не описанные китайскими микологами.

В целом новая книга интересна не только по содержанию, она выпущена в оформлении, которое обычно рассматривается как подарочное: цветные иллюстрации, яркий твёрдый переплёт, мелованная бумага.

Необходимо отметить большой труд не только китайских исследователей, авторов первичного материала. Издание полностью адаптировано для русского читателя, в чём, безусловно, огромная заслуга главного редактора В. А. Сысуева и литературного редактора перевода И.Г. Широких.

*Л.И. Домрачева, д.б.н., профессор,
каф. ботаники, физиологии растений
и микробиологии им. Э.А. Штиной
Вятской ГСХА*