



*Теоретическая
и прикладная*

ЭКОЛОГИЯ

№ 1

ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ
ПРОБЛЕМЫ
ЭКОЛОГИИ

МЕТОДОЛОГИЯ
И МЕТОДЫ
ИССЛЕДОВАНИЯ.
МОДЕЛИ
И ПРОГНОЗЫ

МОНИТОРИНГ
АНТРОПОГЕННО
НАРУШЕННЫХ
ТЕРРИТОРИЙ

ХИМИЯ
ПРИРОДНЫХ СРЕД
И ОБЪЕКТОВ

ЭКОТОКСИКОЛОГИЯ

ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ
РИСК И
ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ
БЕЗОПАСНОСТЬ

АГРОЭКОЛОГИЯ

ПОПУЛЯЦИОННАЯ
ЭКОЛОГИЯ

ПРОБЛЕМЫ
ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЯ

ОБЩЕСТВЕННО-НАУЧНЫЙ ЖУРНАЛ

ХРОНИКА

Уважаемые авторы и читатели журнала!

От коллектива редакционной коллегии общественно-научного журнала «Теоретическая и прикладная экология» поздравляю Вас с наступившим Новым 2008 годом!

Выражаю признательность за творческое сотрудничество в издании журнала. Искренне надеюсь, что наш журнал является важным и полезным изданием, освещающим актуальные экологические проблемы России, современные технологии их решения, новые теоретические и методологические подходы, а также объединяет научный потенциал ученых разных профилей, специалистов различных регионов России в области охраны окружающей среды и природопользования.

Думаю, и в дальнейшем в рамках конструктивного научного сотрудничества журнал позволит расширить пути взаимодействия науки и практики в области развития наук о земле, обрести новых научных партнеров, привлечь молодых исследователей НИИ, вузов России к решению экологических проблем по сохранению и улучшению окружающей природной среды.

В 2008 году у коллектива редакции журнала много планов и задач. Планируется наряду с текущими ежеквартальными выпусками издание спецвыпусков журнала, посвященных организации систем государственного экологического контроля и



мониторинга на российских объектах уничтожения химического оружия, а также проблемам организации экологического образования и просвещения в интересах устойчивого развития.

От выпуска к выпуску нас ждут новые встречи с авторами и читателями журнала.

С уважением
главный редактор журнала
Т.Я. Ашихмина

A handwritten signature in black ink, which appears to read 'Т.Я. Ашихмина'.



Теоретическая и прикладная ЭКОЛОГИЯ

№ 1, 2008

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, к.б.н., научный сотрудник Института биологии Коми НЦ УрО РАН

Журнал издаётся при поддержке
ОАО «Научно-исследовательский проектно-исследовательский институт «Кировпроект»,
ФГУ Государственный научно-исследовательский институт промышленной экологии,
Института биологии Коми НЦ УрО РАН,
Вятского государственного гуманитарного университета

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** 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,
Gilyarovsky St., JSC «MK-Periodica»

Журнал поступает в Государственную думу Федерального
собрания, Правительство РФ, аппарат администрации субъектов
Федерации, ряд управлений Министерства обороны РФ и в
другие государственные службы, министерства и ведомства

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

Подготовлен к печати в издательстве ООО «О-Краткое»
610020 г. Киров, ул. Советская, 51а
Тел./факс (8332) 36-61-44. E-mail: okrat@okrat.ru

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

Подписано в печать 04.01.2008 Формат 60x84/1. Печать офс.
Бумага офс. Усл.п.л. 12,5. Тираж 1150 экз. Заказ № 2856

Отпечатано в полном соответствии с качеством предоставленных
материалов в Куменском филиале
ОАО «Кировская областная типография»
613400, Кировская обл., п. Кумены, ул. Лесная, 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 комитета Госдумы РФ по экологии
и окружающей среде

В.И. Холстов

д.х.н., заместитель руководителя Федерального
агентства по промышленности

В.Н. Чупис

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

В.Г. Ильницкий

к.э.н., директор ОАО «Научно-исследовательский
проектно-исследовательский институт «Кировпроект»

К.Б. Пуликовский

руководитель Федеральной службы по экологи-
ческому, технологическому и атомному надзору РФ

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, зам. председателя
общественного совета Росатом, президент РЭК

Г.А. Баталова

д.с.-х.н., член-корреспондент РАСХН, 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, проректор по науке 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 промэкологии

Г.М. Зенова

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

В.И. Измалков

д.т.н., профессор Военной академии Генштаба РХБЗ
к.т.н., научный сотрудник лаборатории

Г.Я. Кантор

биомониторинга 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 государ-
ственного университета имени 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
Цзилинского аграрного университета, иностранный
член РАСХН (КНР)

В.А. Малинников

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

А.Г. Назаров

д.б.н., директор Экологического центра (ИИЕТ РАН),
председатель отделения проблем изучения
биосферы РАЕН

Ю.Г. Пузаченко

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

В.П. Савиных

д.т.н., член-корреспондент РАН, профессор
Московского государственного университета
геодезии и картографии

В.А. Сысуев

д.т.н., академик РАСХН, 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 имени М.В. Ломоносова

А.И. Юнак

к.ф.-м.н., генерал-лейтенант экологической
безопасности Вооружённых сил МО РФ

В.Т. Юнгблюд

д.и.н., проректор по научной работе 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: ecolab@vshu.kirov.ru; ecolab2@gmail.com

119017, г. Москва, Старомонетный пер., 29

Тел./факс: (495) 129-28-31. E-mail: info@ecoregion.ru

СОДЕРЖАНИЕ

ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ ЭКОЛОГИИ

- А.И. Фокина, Л.И. Домрачева, И.Г. Широких, Л.В. Кондакова, С.Ю. Огородникова* Микробная детоксикация тяжёлых металлов (обзор) 4
- А.В. Садов* Теоретические подходы к изучению и оценке состояния окружающей среды 11

МЕТОДОЛОГИЯ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ. МОДЕЛИ И ПРОГНОЗЫ

- А.Д. Урсул* На пути к праву устойчивого развития: концептуально методологические аспекты 20
- А.Б. Поваковский, С.В. Дёгтева* Эколого-ценоотические группы видов в фитоценозах ландшафтов Северного и Приполярного Урала и Приуралья 32

МОНИТОРИНГ АНТРОПОГЕННО НАРУШЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

- Н.Е. Раткин, А.В. Шаблова* Количественная оценка аэрогенного загрязнения территории Мурманской области (часть 1) 38

ХИМИЯ ПРИРОДНЫХ СРЕД И ОБЪЕКТОВ

- А.Н. Шизовцев, В.А. Безносиков, Б.М. Кондратёнок, Е.Д. Лодыгин* Фоновое содержание ртути в почвах таёжной зоны Республики Коми 45

ЭКОТОКСИКОЛОГИЯ

- Р.В. Галиулин, Р.А. Галиуллина* Стойкие хлорорганические пестициды в системе почва – поверхностная вода: концептуальный подход 51
- Е.В. Яковлева, В.А. Безносиков, Б.М. Кондратёнок, Д.Н. Габов* Полициклические ароматические углеводороды в системе почва – растения 57

ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ РИСК И ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ

- М.С. Хвостова* Эколого-географические аспекты Чернобыльской катастрофы (историко-научный обзор) 65

АГРОЭКОЛОГИЯ

- А.З. Брандорф* Видовое разнообразие опылителей клевера лугового в агробиоценозах 72

СОЦИАЛЬНАЯ ЭКОЛОГИЯ

- Б.А. Рудой* Пищевые волокна и их использование для профилактики неблагоприятных воздействий химических загрязняющих веществ 74

ПОПУЛЯЦИОННАЯ ЭКОЛОГИЯ

- А. Александров, Д. Пандева* Лесные генетические ресурсы Европы, их сохранение и использование 80

ПРОБЛЕМЫ ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЯ

- В.В. Гапонов* Состояние лесных экосистем и задачи охотничьего хозяйства (на примере Приморского края) 85
- А.В. Евсеев, Т.М. Красовская* Природопользование Севера России 91

ХРОНИКА

- Т.Я. Ашихмина* Проблемы региональной экологии в условиях устойчивого развития. VI Всероссийская научная школа 97
- Памяти Э.А. Штиной 98

CONTENTS

THEORETICAL PROBLEMS of ECOLOGY

- A.I. Phockina, L.I. Domracheva, I.G. Shirokikh, L.V. Kondakova, S.Y. Ogorgdnickova* Microbe Detoxication of Heavy Metals (survey) 4
- A.V. Sadov* Theoretical Approach to Investigation and Evaluation of Environmental State 11

METHODOLOGY And METHODS of RESEARCH. MODELS And FORECASTS

- A.D. Ursul* Heading toward the Right for Stable Development: Conceptual-methodological Aspects 20
- A.B. Novackovsky, S.V. Degteva* Ecology-cenosis Species Groups in Phyto-cenoses of Landscapes in the North and Pre-Arctic Ural and in the Near-Ural Zone 32

MONITORING OF ANTHROPOGENICALLY DAMAGED TERRITORIES

- N.E. Ratkin, A.V. Shablova* Quantitative Evaluation of Aerogenic Pollution on the Territory of Murmansk Region 38

CHEMISTRY of NATURAL ENVIRONMENT And OBJECTS

- A.N. Nisovtsev, V.A. Besnosickov, B.M. Kondatjonock, E.D. Lodigin* Background Mercury Content in Taiga Zone Soils of Komi Republic 45

ECOTOXICOLOGY

- R.V. Galiulin, R.A. Galiulina* Persistent Chlorine-organic Pesticides in the System of Soil - Surface Water: Conceptual Approach 51
- E.V. Yackovleva, V.A. Beznosikov, B.M. Kondratjonock, D.N. Gabov* Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the System «Soil – Plants» 57

ECOLOGICAL RISK And ECOLOGICAL SAFETY

- M. S. Khvostova* Ecologic-geographic Aspects of Chernobyl Catastrophe (historical scientific survey) 65

AGRICULTURAL ECOLOGY

- A.Z. Brandorf* Species Diversity of Clover Pollinators in Agrobiocenoses 72

SOCIAL ECOLOGY

- B.A. Rudoy* Dietary Fibers and Their Use in Prevention of Unfavorable Impact of Chemical Contaminants 74

POPULATION ECOLOGY

- A.A. Alexandrov, D. Pandeva* Forest Genetic Resources of Europe, their Preservation and Use 80

PROBLEMS of NATURE MANAGEMENT

- V.V. Gaponov* The State of Forest Ecosystems and the Objectives of Hunting Economy (by the example of Prymorsky Region) 85
- A.V. Evsjeev, T.M. Krasovskaya* Nature Management in the North of Russia 90

INFORMATION

- T.Y. Ashikhmina* VI All-Russian Scientific School «The Problems of Regional Ecology under Conditions of Steady Development» 97
- In memory of E.A. Shtina 99

Микробная детоксикация тяжёлых металлов (обзор)

© 2008. А.И. Фокина, Л.И. Домрачева, И.Г. Широких, Л.В. Кондакова, С.Ю. Огородникова
Институт биологии Коми научного центра УрО РАН

Обзор обобщает современные данные о физико-химических и метаболически-зависимых механизмах детоксикации микроорганизмами тяжёлых металлов, попадающих в окружающую природную среду при антропогенных загрязнениях. Продемонстрировано таксономическое и физиолого-биохимическое разнообразие микроорганизмов, способных к обезвреживанию токсикантов.

In the survey the up-to-date information of physic-chemical and metabolic-dependent mechanisms of microorganism detoxication of heavy metals is considered. The metals get into environment together with anthropogenic pollutions. Taxonomic and physiologic-biochemical diversity of microorganisms that contribute to toxicants neutralization is shown.

В ходе эволюции у живых организмов сформирована система адаптаций к естественным концентрациям химических элементов в среде. Техногенное загрязнение стало существенным фактором дестабилизации естественных и искусственных экологических сообществ. В ряде регионов России содержание токсических химических веществ значительно превышает безопасные пределы. Более 250 тыс. га сельскохозяйственных угодий нашей страны имеет уровень загрязнения в 10-100 раз выше фонового. Тяжёлые металлы (ТМ) в высоких концентрациях обнаруживаются на обширных площадях, подвергшихся обработке пестицидами и удобрениями, отработанными илами. Загрязнение окружающей среды происходит также в результате рассеивания промышленных выбросов через атмосферу, в виде твёрдых отходов и загрязнённых промышленных вод. Площадь загрязнения тяжёлыми металлами почвенного покрова оценивается в 3,6 млн. га [1]. Наибольшую опасность ТМ представляют для человека, находящегося на вершине цепи питания. Поэтому ремедиация загрязнённых ТМ территорий относится к числу жизненно важных экологических задач.

Существуют два основных подхода к очистке загрязнённых почв и грунтов – обработка на месте (*in situ*) и экскавация, т. е. вывоз и обработка на специальных территориях (*ex situ*) [2]. Одними из основных агентов биоремедиации *in situ*, наряду с растениями, являются микроорганизмы (аборигенные или (ре-)интродуцированные формы.

Известно, что металлы необходимы для жизнедеятельности микроорганизмов в качестве микроэлементов. Многие микроорганизмы (бактерии, включая актиномицеты; цианобактерии, грибы, дрожжи) могут эффективно противостоять токсическому действию и удалять тяжёлые металлы и радионуклиды из окружающей среды.

При действии поллютантов происходит изменение структуры микробоценоза за счёт отбора резистентных штаммов. На первый план по численности выходят группы микроорганизмов, способные тем или иным образом включать поллютанты в процесс своего метаболизма или переводить их в инертную форму. На примере длительного внесения в почву таких поллютантов, как свинец и медь, показано, что под влиянием ТМ происходит резкая смена видового и группового состава микроорганизмов [3 – 5]. Появляются новые доминанты, процветающие в экстремальных условиях. Тем самым микробы выступают в роли своеобразных природных «пылесосов», выводя нежелательные элементы на определённое время из биогенного круговорота и снижая опасность проникновения ТМ в высшие растения и организмы животных. Поэтому принципиально важно при разработке биоремедиационных мероприятий иметь информацию о тех микроорганизмах, которые становятся замыкающим звеном в трансформации и миграции ТМ.

Имеются данные о снижении в растениях концентрации цезия, стронция, свинца, кадмия, марганца, кобальта, меди, цинка и

молибдена в результате обработки бактериальными препаратами и ассоциативными ризобактериями [6, 7].

Возможность микроорганизмов успешно существовать и размножаться при повышенной концентрации ТМ в среде обитания имеет в своей основе как физико-химические, так и метаболически зависимые механизмы. Возможны варианты вне- и внутриклеточно связывания ТМ микроорганизмами.

Удаление микроорганизмами токсичных ионов металлов из внешней среды может осуществляться, по крайней мере, тремя путями: биосорбция, биоаккумуляция и связывание побочными продуктами метаболизма [8, 9]. Гены, ответственные за устойчивость бактерий к токсичным металлам (Cu, Pb, Cd, Hg, Ni), локализируются в плазмидной ДНК и могут передаваться близкородственным видам бактерий [10,11].

Внеклеточное связывание поллютантов

Метаболизм-зависимая биосорбция. Известна способность бактерий сорбировать катионы металлов из окружающей среды на клеточной стенке, белковых S-слоях и капсулах. Эти процессы являются широко распространёнными и низкоспецифичными [12,13].

Компоненты клеточной стенки грамположительных бактерий являются эффективными хелатирующими агентами в отношении многих тяжёлых металлов. Это пептидогликан, тейхоевые и тейхуроновые кислоты, экзоцеллюлярные полисахариды. У грамотрицательных бактерий наружная периплазматическая мембрана избирательно пропускает ионы тяжёлых металлов в периплазматическое пространство клетки, где они также связываются с пептидогликаном [14].

В анаэробных условиях *Clostridium spp.* способен изменять степень окисления ионов Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn и стабилизировать их в неактивном состоянии с помощью экзополисахаридов клеточной стенки.

Исследованиями Т.А. Аристовской и Л.В. Зыкиной [15] было показано, что такие микроорганизмы, как *Pedomicrobium*, *Metallogenium*, *Seliberia*, *Gallionella*, обитающие в кислых дерново-подзолистых почвах, способны сорбировать на поверхности своих клеток ионы железа, марганца, алюминия и создавать в профиле почвы очаги и прослойки, обогащённые этими

элементами. *Metallogenium* развивается на поверхности грибных гиф и является микотрофным симбионтом.

Связывать металлы способны некоторые почвенные микроскопические грибы [16, 17]. У грибов эта способность обусловлена повышенным синтезом органических кислот, которые выступают в качестве хелатирующих агентов, т. е. происходит косвенное связывание металла. Этот механизм зависит только от физиологии микроорганизма и не связан с присутствием ионов металла в среде.

Экстрацеллюлярная преципитация осуществляется вне клетки благодаря синтезу особых связывающих железо молекул – сидерофоров. Сидерофоры могут образовывать комплексы не только с железом, но и с тяжёлыми металлами Ga, Ni, U, Th, Cu [18]. Продуцирование некоторыми микроорганизмами сероводорода ведёт к образованию сульфидов с тяжёлыми металлами и осаждение их на поверхности клеток.

Некоторые продукты метаболизма бактерий являются потенциальными биосорбирующими агентами. Это маннаны, глюкозаны, металлсвязывающие протеины, хитин, хитозан и меланин. Установлено, что фосфорилированные производные хитина и хитозана являются более эффективными биосорбирующими агентами, чем не фосфорилированные [18].

Наиболее известным способом связывания поллютантов является биосорбция ионов металлов слизью или иными поверхностными покровами микробной клетки. Активное выделение экзометаболитов – явление, характерное для большинства микроорганизмов. В зависимости от вида микробов, их возраста, физиологического состояния, условий внешней среды экскреция органических соединений составляет от 1 до 89% продуктов фотосинтеза для водных и почвенных форм микроводорослей и цианобактерий [19 – 22].

У сапротрофных микроорганизмов диаметр слизистых капсул может значительно превосходить диаметр самой клетки [23]. Среди выделяемых веществ обнаружены такие классы органических соединений, как сахара и полисахариды, органические кислоты, аминокислоты, амиды, липиды, их производные, изотерпеноиды, углеводороды, фенолы [24 – 28]. Значительная часть подобных соединений ещё не идентифицирована. Внеклеточные соединения микроор-

ганизмов в настоящее время рассматриваются как внеклеточные факторы адаптации (ВФА) к неблагоприятным условиям среды. По механизму действия ВФА делят на несколько групп, в том числе: протекторы (стабилизаторы); вещества сигнальной природы, являющиеся индукторами защитных механизмов клетки; «противоядия» и нейтрализующего действия [29].

Большую роль во внеклеточной детоксикации исследователи отводят экзополисахаридам [30 – 32]. Эти биополимеры выполняют ряд важных функций. Гидрофильные полисахариды, входящие в состав слизистых чехлов, содержат полярные OH-, COOH-, SO₃H-группы. Наличие в составе экзополисахаридов анионных групп определяет одну из их функций – способность связывать ионы металлов как в искусственно созданных условиях, так и в естественных экосистемах. Подобные выделения способны к значительному связыванию металлов, устраняя их токсическое действие на клетки [33, 34]. При этом изучение роли слизи в детоксикации Cu у цианобактерий (ЦБ) *Anabaena spiroides*, *Microcystis aeruginosa* и *Anabaena cylindrica* выявило, что чем больше выделяется слизи, тем полнее связывание меди из раствора [35]. В последнее время установлено, что ТМ индуцируют усиление экскреции полисахаридов микробными клетками, состав которых отличается от такового в отсутствие токсиканта. Например, ЦБ *Nostoc muscorum* экскретит сахариды, среди которых доминирующим становится азотсодержащий моносахарид глюкозамин, который легко присоединяет кадмий [36]. У этой же ЦБ обнаружено образование кристаллитов сульфида кадмия в слизистой оболочке [37]. В образовании этой соли принимают участие и бактерии-спутники, выделяющие сероводород в процессе своего метаболизма [38, 36]. При инкубировании ностока с ионами кадмия содержание экзополисахаридов увеличивалось в несколько раз. Кинетика накопления полисахаридов и их концентрация зависели от содержания кадмия в среде [39]. Более того, система защиты ностока от кадмия включает не только связывание металла слизистой оболочкой, но и дистанционную детоксикацию, которая осуществляется экзополисахаридами в культуральной среде. Cd индуцирует активацию защитной функции слизистой оболочки путём изменения её состава и скорости обновления. Для обес-

печения дистанционной защиты *N. muscorum* усиливает экскрецию полисахаридов измененной первичной структуры.

Сорбционная активность некоторых экзогликанов дрожжей (*Cryptococcus laurentii*, *Sporobolomyces alborubencens*) по отношению к катионам меди и свинца отмечена в работе [40].

Наличие в составе выделений определённых аминокислот у диатомовых водорослей и ЦБ рода *Phormidium* способствует образованию металлотионеинов, которые блокируют токсическое действие ТМ [41]. Металлотионеины – белки, богатые сульфгидрильными группами, низкомолекулярные у ЦБ и высокомолекулярные у кишечной палочки. Их синтез у бактерий регулируется на уровне транскрипции и индуцируется ионами ТМ. Добавление к среде ТМ в определённых пределах концентраций приводит к задержке роста бактерий, который возобновляется после начала синтеза металлотионеинов. Рост культуры становится возможным в результате связывания металла этими белками [42]. Образуются стабильные комплексы с различными металлами, металлотионеины защищают жизненно важные внутриклеточные структуры и биохимические системы от повреждений.

Связывать и инактивировать ионы тяжёлых металлов в своей клеточной массе могут: *Bacillus subtilis* – сайтами связывания выступают карбоксильные группы пептидогликана клеточной стенки; *Bacillus licheniformis* – тейхоевые кислоты клеточной стенки, *Streptomyces longwoodensis* – способен к биосорбции радионуклидов [18].

Большую роль отводят механизмам связывания ТМ на клеточных стенках активными химическими группами клеточной стенки. Основными связывающими группами являются: карбоксильная, амино-, сульфгидрильная группы и сульфатная. ТМ могут связываться в результате хелатирования, ионного обмена. Например, катионы свинца демонстрируют высокое сродство к водорослевой биомассе. Механизм связывания включает комбинацию ионного обмена, хелатирование, иногда восстановительные реакции, сопровождаемые осаждением металлического Pb на материале клеточных стенок. Полагают, что в ходе ионообменных процессов катионы Ca, Mg, H, Na, K в материале клеточных стенок замещаются на ТМ [43]. Клетки пивных дрожжей *Saccharomyces cerevisiae* при действии на них ТМ способны выделять неорганический фосфат, который

переводит поллютант в недоступную для клеток форму [44]. Механизм связывания ТМ дрожжами предусматривает прямое биосорбционное взаимодействие с биомассой путём ионного обмена или осаждения при освобождении фосфата из биомассы [45, 46].

Некоторые микроскопические грибы сорбируют ТМ преимущественно клеточной стенкой [47]. Её строение определяет механизмы протекания сорбции [48]. Выделены два этапа связывания такого ТМ, как свинец, микромицетами: быстрый процесс биосорбции компонентами клеточной стенки и медленный процесс отложения и трансформации металлов на клетках и во внутриклеточном пространстве. Свинец в виде рыхлых агрегатов накапливается на поверхности клетки и мицелия и в межгифельном пространстве [49].

Механизмы внутриклеточной детоксикации поллютантов

В детоксикации ТМ может быть задействована и цитоплазматическая мембрана. В частности, показано, что к биохимическим механизмам устойчивости бактериальных штаммов к металлам относится АТФазная активность их плазматических мембран. Используя определённые штаммы *Pseudomonas fluorescens*, *P. aeruginosa*, *Bacillus subtilis* и *Aicalligenes eutrophus* для культивирования их в среде с мышьяком, обнаружили существование зависимости между степенью устойчивости этих бактерий к мышьяку и величиной их АТФазной активности: повышение интенсивности гидролиза АТФ способствует трансформации арсенитов в менее токсичные арсенаты, которые могут функционировать как аналог фосфатов в клеточном метаболизме [50].

Некоторые представители бацилл (*B. megaterium*, *B. subtilis*, *B. cereus*) в железодефицитных условиях способны образовывать сидерофоры, которые кроме железа хелатируют алюминий и некоторые другие металлы и накапливают его в клетках [51]. Такие процессы биоаккумуляции зависят не только от физиологии микроорганизмов, но определяются устойчивостью или чувствительностью живых клеток к растворённому металлу.

Доказана роль глутатиона в связывании ТМ в клетках ЦБ и микроводорослей. Предполагается, что глутатионовая система может служить первой линией обороны в системе защиты клеток от ТМ в период, пред-

шествующий формированию такого важного инструмента защиты, как металлсвязывающие белки [52].

У некоторых ЦБ при загрязнении окружающей среды ТМ наблюдается увеличение внутриклеточного количества гликогена, образование полифосфатных гранул, содержащих Fe, Zn, Cu. Например, для *Synechocystis aquatilis* показано, что захват ТМ полифосфатными гранулами является эффективным механизмом детоксикации ТМ, что способствует выживанию этой ЦБ в загрязнённой среде [53]. Показано, что ТМ могут включаться в состав липофильных соединений ЦБ [54].

Значительно более редки, чем связывание токсичных катионов во внутриклеточных гранулах полифосфатов, внутриклеточные структурированные отложения металлов. Данные о возможности аккумуляции в клетках бактерий *Pseudomonas*, *Brevibacterium*, *Rhodopseudomonas* и *Lactococcus* Co- или Cr-содержащих магнитных включений представлены в работе [55].

У микроскопических грибов чётко прослеживается взаимосвязь между встречаемостью в почве грибов, содержащих меланиновые пигменты, и уровнем загрязнения среды. В почве с высоким содержанием ТМ увеличивается доля меланиносодержащих микромицетов [56 – 60]. Тёмноокрашенные микромицеты в загрязнённых экосистемах могут составлять более 50% от общего количества видов [61]. Одной из причин преобладания тёмноокрашенных грибов в эконишах техногенного происхождения является способность меланиновых пигментов связывать ТМ [62, 63]. Меланиновые пигменты отличаются большим разнообразием функциональных групп. Имея полифенольную природу, ароматические ядра могут непосредственно связывать ионы ТМ. В связывании ТМ меланинами также принимают участие карбоксильные и некоторые другие функциональные группы [63].

Для микроскопических грибов была показана способность как к закреплению металлов внутри, так и на поверхности мицелия [64], а также и к выщелачиванию металлов из твёрдых субстратов [65]. Необходимо отметить, что большинство исследований процессов трансформации металлов микроорганизмами выполнено не в природных условиях, а на искусственных питательных средах с чистыми культурами. Проблема же взаимодействия микроорганизмов с соединениями металлов непосредственно

в почве практически не изучена. До сих пор не ясно, насколько активно и в каких условиях такие процессы могут протекать в природной среде. В отдельных работах было показано, что деятельность микроорганизмов может как понизить, так и повысить поступление ТМ в растение. Сообщалось, что жизнедеятельность грибов *Mucor hiemalis* и *Trichoderma viride* способствует повышению подвижности меди, никеля и цинка непосредственно в загрязнённых металлами почвах [58].

В почвах, содержащих минерал геотит, клостридиум способствовал освобождению ассоциированных с геотитом металлов в результате ферментативной редукции ионов железа, что повышало подвижность металлов и способствовало их вымыванию из почвы осадками [66].

Под действием микоризы одни авторы установили большее поглощение и аккумуляцию ТМ и радиоактивных элементов, другие отметили меньшее содержание тяжёлых металлов в растениях, имеющих микоризу [67].

Эти факты говорят о том, что деятельность микроорганизмов по трансформации ТМ в почвах двояко направлена: она может как повышать, так и понижать поступление поллютантов в растение.

Таким образом, способность представителей различных групп микроорганизмов изменять подвижность ТМ и, следовательно, доступность их для растений показана во многих исследованиях. Уменьшение выноса металлов из почвы растениями происходит из-за аккумуляции поллютантов микроорганизмами, сорбции ионов на клеточной стенке, образования нерастворимых соединений. Действие микроорганизмов на поступление ТМ в растения зависит от очень многих факторов: типа загрязнителя и его концентрации в среде, вида микроорганизмов и растений, почвенных условий. Это направление работ активно развивается в связи с возможностью использования микроорганизмов для удаления металлов из жидких и твёрдых субстратов, то есть для решения проблем очистки природной среды.

Литература

1. Алексахин Р.М. Методика оценки экологических последствий техногенного загрязнения экосистем. М.: Россельхозакадемия, 2004. 87 с.
2. Кожевин П.А. Экология почвенных микроорганизмов // Экология микроорганизмов. М.: Издательский центр «Академия», 2004. С. 71-94.

3. Левин С.В., Гузев В.С., Асеева И.В., Бабьева И.П., Марфенина О.Е., Умаров М.М. Тяжёлые металлы как фактор антропогенного воздействия на почвенную микробиоту // Микроорганизмы и охрана почв. М.: Изд-во МГУ, 1989. С. 5-46.

4. Звягинцев Д.Г., Кураков А.В., Умаров М.М., Филипп З. Микробиологические и биохимические показатели загрязнения свинцом дерново-подзолистой почвы // Почвоведение. 1997. № 9. С. 1124-1131.

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

6. Belimov A.A., Runacova A.M., Vasilyeva N.D., Kovatcheva T.S., Dritchko V.F., Kuzovatov S.N., Trushkina I.R., Alekseyev Yu.V. Accumulation of radionuclides by associative bacteria and the uptake of ¹³⁴Cs by the inoculated barley plants // Nitrogen Fixation with Non-Legumes / K.A. Malik et al. (eds.). Kluwer Academic Publishers. 1995. P. 275-280.

7. Пищик В.Н., Воробьёв Н.И., Проворов Н.А. Экспериментальное и математическое моделирование популяционной динамики ризосферных бактерий в условиях кадмиевого стресса // Микробиология. 2005. Т. 74. № 6. С. 845-851.

8. Remacle J. The removal of dissolved toxic metals by microorganisms/ 8th Int. Biotechnol. Symp. Paris 1988. V. 2. P. 1187-1197.

9. Gadd G.M. Heavy metal accumulation by bacteria and other microorganisms // Experientia. 1990. V. 46. P. 834-840.

10. Брода П. Плазмиды. М.: Мир, 1981. 153 с.

11. Сиунова Т.В., Кочетков В.В., Валидов Ш.З., Сузина Н.Е., Боронин А.М. Продукция феназиновых антибиотиков у штамма *Pseudomonas aureofaciens*, содержащего плазмиду резистентности к кобальту и никелю // Микробиология. 2002. Т. 71. № 6. С. 778-785.

12. Konhauser K.O. Bacterial iron biomineralization in nature // FEMS Microbiol. Rev. 1997. V. 20. P. 315-325.

13. Schultze-Lam S., Fortin D., Davis B.S., Beveridge T.J. Mineralization of bacterial surfaces // Chem. Geol. 1996. V. 132. P. 171-181.

14. Beveridge T.J. Role cellular design in bacterial metal accumulation and mineralization // Ann. Rev. Microbiol. 1989. V. 43. P. 147-171.

15. Аристовская Т.В., Зыкина Л.В. О возможности биогенного образования минералов гидроокиси алюминия в почвах влажных субтропиков // Тез. докл. 4-го делегатского съезда Всесоюз. общ-ва почвоведов. Кн. 2. Тбилиси: Изд-во АН СССР, 1981. С. 138.

16. Мирчинк Т.Г. Почвенная микология. М.: МГУ, 1988. 205 с.

17. Salinas E., Acosta I.R., Villegas O., Segovia R. Bioaccumulation of aluminum by *Aspergillus niger* isolated from aluminosilicate: 22 Reun. cien. annual. Soc. biol. San Luis, 1994 // Comun. biol. 1994. V. 12. № 3. P. 298.

18. Gadd G.M. Metals and microorganisms: a problem of definition // *FEMS Microbiol. Lett.* 1992. V. 100. P. 197-204.
19. Дауда Т.А. Экспериментальное изучение конкуренции за пищу между фитопланктонными организмами: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 1974. 27 с.
20. Клайн Н.П., Уморин П.П. О механизме выделения водорослями органических экзометаболитов // *Биол. науки.* 1990. № 7. С. 52-58.
21. Саут Р., Уиттик А. Основы альгологии. М.: Мир. 1990. 597 с.
22. Френкель О.А., Садчиков А.П. Прижизненные выделения органического вещества фитопланктоном – один из показателей состояния экосистемы // *Методы экологического нормирования.* Харьков, 1990. С. 70.
23. Гусев М.В., Минеева Л.А. Микробиология. М.: Изд. Центр «Академия», 2003. 464 с.
24. Сакевич А.И. Экзометаболиты пресноводных водорослей. Киев: Наукова думка, 1985. 199 с.
25. Сиренко Л.А., Козицкая В.Н. Биологически активные вещества водорослей и качество воды. Киев: Наукова думка, 1988. 256 с.
26. Андреюк Е.И., Коптева Ж.П., Занина В.В. Цианобактерии. Киев: Наукова думка, 1990. 200 с.
27. Лябушева О.А. Накопление элементов (В, Мо, Se, Zn) клетками цианобактерий: Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. М.: МГУ, 2004. 21 с.
28. Орлеанский В.К., Герасименко Л.М., Михолик О.С., Зеленков В.С. Термофильные цианобактерии – перспективный источник нетрадиционного сырья // *Актуальные проблемы инноваций с нетрадиционными природными ресурсами и создание функциональных продуктов: 3-я Российская научно-практическая конференция.* М., 2005. С. 20-22.
29. Николаев Ю.А. Внеклеточные факторы адаптации бактерий к неблагоприятным условиям среды // *Прикл. биохимия и микробиол.* 2004. Т. 40. № 4. С. 387-397.
30. Шнюкова Е.И. Аккумуляция ионов металлов экзополисахаридами *Nostoc linckia (Roth) Born. et Fack. (Cyanophyta)* // *Альгология.* 2005. Т. 15. № 2. С. 172-180.
31. Parker D.L., Michalick J.E., Plude J.L., Plude M. J. Clark T.P., Egan L., Flom j.j., Rau L.C., Kumar H.D. Sorption of metals by extracellular polymers from the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* f.flos-aquae strain C3-40 // *J. Appl. Phycol.* 2000. V. 12. № 3. P. 219-224.
32. Quintelas C., Tavares T. Lead (II) and iron (III) removal from aqueous solution: biosorption by a bacterial biofilm supported on granular activated carbon // *Resour. and Environ. Biotechnol.* 2002. V. 3. № 4. P. 193-202.
33. Жилин О.В. Биосорбция и трансформация золота в присутствующих тяжёлых металлов микромицетами: Автореф. ... канд. биол. наук. Владивосток, 2003. 24 с.
34. Mandal L.B., Vlek P.L.G., Mandal L.N. Beneficial effects of blue-green algae and *Azolla*, excluding supplying nitrogen, on wetland rice fields: a review // *Biol. fertil soils.* 1999. V. 28(4). P. 329-342.
35. Tien Chien-Jund, Sigeo D.C., White K.N. Copper adsorption kinetics of cultured algae cells freshwater phytoplankton with emphasis on cell surface characteristics // *J. Appl. Phycol.* 2005. V. 17. № 5. P. 379-389.
36. Бреховских А.А. Защитные механизмы автотрофной цианобактерии *Nostoc muscorum* от токсического воздействия ионов кадмия: Автореф. ... дисс. канд. биол. наук. М., 2006. 26 с.
37. Бекасова О.Д., Орлеанский В.К., Никандров В.В. Аккумуляция кадмия, титана и алюминия цианобактерий *Nostoc muscorum* // *Микробиология.* 1999. Т. 68. С. 851-859.
38. Москвина М.И., Бреховских А.А., Никандров В.В. Роль гетеротрофных спутников цианобактерии *Nostoc muscorum* в синтезе сульфида кадмия // *Микробиология.* 2003. Т. 72. № 2. С. 284-285.
39. Бекасова О.Д., Бреховских А.А., Москвина М.И. О механизме детоксикации ионов кадмия цианобактерией *Nostoc muscorum* при участии её внеклеточных полисахаридов // *Биофизика.* 2002. Т. 47. № 3. С. 515-523.
40. Елинов Н.П., Ананьева Е.П., Яскович Г.А. Сорбционная активность экзогликанов по отношению к ионам тяжёлых металлов // *Прикл. биохим. и микроб.* 1999. Т. 35. № 2. С. 190-193.
41. Gautret P., De Wit R., Camoin G., Golobic S. Are environmental conditions recorded by the organic matrices associated with precipitated calcium carbonate in cyanobacterial microbialites? // *Geobiology.* 2006. V. 4. № 2. P. 93-107.
42. Громов Б.В., Павленко Г.В. Экология бактерий. Л.: Изд-во Ленинградского ун-та, 1989. 248 с.
43. Raize O., Argaman Y., Yannai S. Mechanisms of biosorption of different heavy metals by brown marine macroalgae // *Biotechnol. and Bioeng.* 2004. V. 87. № 4. P. 451-458.
44. Soares E.V., Durate A.P., Boaventura R.A., Soares H.M. Viability and release of complexing compounds during accumulation of heavy metals by a brewers yeast // *Appl. Microbiol. and Biotechnol.* 2002. V. 58. № 6. P. 836-841.
45. Лозовая О.Г., Касаткина Т.П., Подгорский В.С. Поиск биосорбентов тяжёлых металлов среди дрожжей различных таксономических групп // *Микробиол. журнал.* 2004. Т. 66. № 2. С. 92-101.
46. Cho Dae Haeng, Kim Eui Yong Characterization of Pb²⁺ biosorption from aqueous solution by *Rhodotorula glutinis* // *Bioprocess and Biosyst. Eng.* 2003. № 5. P. 271-277.
47. Bhattachacharya S., Pal Taran K., Basumajumdar A., Banik A.K. Biosorption of heavy metals by *Rhizopus arrhizus* and *Aspergillus niger* // *J. Indian Chem. Soc.* 2002. V. 79. № 9. P. 747-750.

48. Подгорский В. С., Касаткина Т. П., Лозовая О. Г. Дрожжи – биосорбенты тяжёлых металлов // Микробиол. журнал. 2004. Т. 66. № 1. С. 91-103.
49. Евдокимова Г.А., Мозгова Н.П. Аккумуляция меди и никеля почвенными грибами // Микробиология. 1991. Т. 60. № 5. С. 801-807.
50. Подольская В.И., Грузина Т.Г., Ульберт Э.Р., Соколовская А.С., Грищенко Н.И. Особенности влияния мышьяка на рост бактерий и АТФазную активность плазматических мембран // Прикл. биохимия и микробиология. 2002. Т. 38. № 1. С. 57-62.
51. Hu Xicheng, Boyer Gregory L. Siderophore-mediated aluminum uptake by *Bacillus megaterium* // Appl. and Environ. Microbiol. 1996. V. 62. №11. P. 4044-4048.
52. Саванина Я.В., Лебедева А.Ф., Барский Е.Л. Значение глутатионовой системы в накоплении и детоксикации тяжёлых металлов в клетках цианобактерий и микроводорослей // Вестн. МГУ. Сер. 16. 2003. № 3. С. 29-37.
53. Andrade L., Keim C. N., Farina M., Pfeiffer W.C. Zinc detoxification by a cyanobacterium from a metal contaminated site in Brazil // Braz. Arch. Biol. and Technol. 2004. V. 47. № 1. P. 147-152.
54. Попова В.В. Влияние селена и цинка на рост *Spirulina platensis* и оптимизация внутриклеточного накопления этих элементов. Дисс. ... канд. биол. наук. Москва. 2004. 91 с.
55. Арискина Е.В., Вацурина А.В., Сузина Н.Е., Гавриш Е.Ю. Кобальт- и хромсодержащие включения в клетках бактерий // Микробиология. 2004. Т. 73. № 2. С. 199-203.
56. Кулько А.Б., Марфенина О.Е. Распространение микроскопических грибов в придорожных зонах городских автомагистралей // Микробиология. 2001. Т. 70. № 5. С. 709-713.
57. Свистова И.Д., Корецкая И.И., Щербаков А.П. Стрессовая реакция мицелиальных микроорганизмов чернозёма на автотранспортное загрязнение // 4-е Научные чтения памяти профессора В.В. Стачинского. Смоленск, 2004. С. 756-760.
58. Марфенина О.Е. Антропогенная экология почвенных грибов. М.: Медицина для всех, 2005. 196 с.
59. Талалайко Н.Н. Микробиологическая индикация урбанозёмов города Воронежа: Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Воронеж. 2005. 23 с.
60. Domracheva L.I., Dabakh E.V., Kondakova L.V., Varaksina A.I. Algal-mycological complexes in soils upon their chemical pollution // Eurasian Soil Science. 2006. V. 39. P. 91-97.
61. Иванова А.М., Кирцидели И.Ю., Мельник В.А. Микромицеты в антропогенно-загрязнённой среде Санкт-Петербурга // Проблемы лесной фитопатологии и микологии. Матер. 6-й Международной конференции. Москва-Петрозаводск. 2005. С. 158-162.
62. Гончаров И.А., Ровбель Н.М., Бабицкая В.Г., Соколова Т.В., Пехтерева В.С. Влияние кислотности растворов на сорбцию меди меланинсинтезирующими грибами // Микробиология и биотехнология на рубеже XXI столетия. Матер. междунар. конф. Минск, 2000. С. 38-40.
63. Ровбель Н.М., Гончарова И.А., Томсон А.Э., Пармон С.В. Связывание ионов меди грибами меланинами // Микробиология и биотехнология на рубеже XXI столетия. Матер. междунар. конф. Минск, 2000. С. 79-80.
64. Gardeatorresdey J.L., Canoaguilera I., Webb R., Gutierrezcorona F. Enhanced copper adsorption and morphological alterations of cells of copper-stressed *Mucor roxii* // Environmental toxicology and chemistry. 1997. V. 16. № 3. P. 435-441.
65. White C., Sayer J.A., Gadd G.M. Microbial solubilization and immobilization of toxic metals: Key biogeochemical processes for treatment of contamination // FEMS Microbiology Reviews. 1997. V. 20. P. 503-514.
66. Francis A.J. Microbial transformations of radioactive wastes and environmental restoration through bioremediation // J. of Alloys and Compounds. 1994. № 213/214. P. 226-231.
67. Назаров А.В., Илларионов С.А. Потенциал использования микробно-растительного взаимодействия для биоремедиации // Биотехнология. 2005. № 5. С. 54-62.

Теоретические подходы к изучению и оценке состояния окружающей среды

© 2008. А.В. Садов

Московский государственный университет геодезии и картографии

В статье обсуждаются вопросы изучения антропосферы как оболочки Земли, где естественная природная среда находится под воздействием человеческой деятельности. В результате такого взаимодействия образуются сложные природно-техногенные и геотехнические системы, рассматриваемые как комплексы взаимосвязанных природных компонентов с искусственными инженерными сооружениями и технологическими процессами. Такие системы являются открытыми, динамическими и подвержены влиянию как природных (внешних – климат, озоновый слой, солнечная радиация, космическое излучение, атмосферные процессы и внутренних глубинных – неотектонические подвижки земной коры, внутреннее тепло Земли, вулканическая деятельность), так и техногенных (физические, механические, радиационные, химические воздействия) факторов.

The article deals with investigation of anthrop sphere as the Earth cover. In anthrop sphere the natural environment is under the influence of human activity. As a result of such an interaction there appear complex nature-technogenical and geo-technogenical systems that are considered as complexes consisting of interrelated natural components, artificial engineering installations and technological processes. These systems are open, dynamic and they are subjects to the influence of natural factors (outward factors: climate, ozone layer, sole radiation, cosmic radiation, atmosphere processes, inward deep factors: neo-tectonic advancements of the Earth cover, inner heat of the Earth, volcano activity) and technogenic factors (physical, mechanical, radiation, chemical impact).

В результате сложного взаимодействия разнообразных факторов на *природную среду* происходит её преобразование, приводящее к появлению *полуприродных, природно-техногенных и техногенных систем*, характеризующихся степенью их техногенного изменения, величиной и характером техногенных воздействий, способностью к восстановлению, устойчивостью к антропогенным нагрузкам.

В *природных геосистемах антропосферы* сохраняется естественное равновесие между её компонентами без вмешательства человеческой деятельности.

В *полуприродных геосистемах антропосферы* техногенные факторы оказывают воздействие на малые глубины (до 1 м), касаются приповерхностных изменений растительности и почв. В таких системах произошло нарушение одного или двух природных компонентов. При снятии или ослаблении техногенного воздействия система способна к самоочищению и самовосстановлению. Примеры таких воздействий – рекреация, лесостроительство, земледелие и др.

Природно-техногенные геосистемы антропосферы оказывают влияние на глубину от 1 до 3-5 м, приводят к изменению не только растительного и почвенного покрова, но и горных пород, а также водного режима в зоне аэрации. В этих системах про-

исходит техногенное изменение одного или нескольких компонентов природной среды. При ослаблении воздействия система обладает некоторым природным потенциалом к восстановлению, но с учётом жёсткого режима природопользования и сохранения ресурсного потенциала территории. Примеры воздействий – агроценозы, пригородное хозяйство, мелиорация и др.

К *техногенным геосистемам антропосферы* принадлежат системы, где ощущается влияние практически всех видов техногенных воздействий, носящих комплексный характер, с нарушением массива горных пород в зоне полного водонасыщения от 5 до 10 м и более. В системах происходят изменения практически всех природных компонентов. Восстановление и самоочищение систем практически невозможно, существует необходимость в поддержании устойчивого равновесия при сбалансированной политике природопользования. Пример воздействий – крупные городские агломерации, промышленные зоны и др.

Изменения антропосферы могут рассматриваться на различных иерархических уровнях. Наиболее полно эти изменения антропосферы изучены на глобальном уровне (изменение климата, парниковый эффект, уменьшение биоразнообразия и др.). Автор считает, что целесообразно исследовать

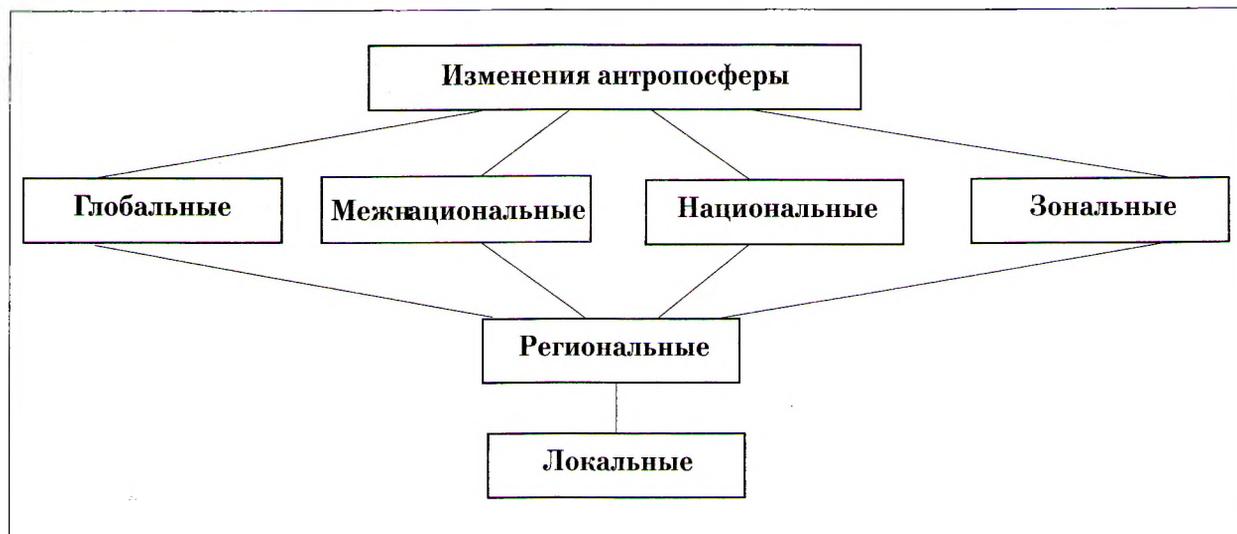


Рис. 1. Различные иерархические уровни антропосферы

межнациональные, национальные, региональные и локальные уровни антропосферы (рис. 1).

Структура антропосферы включает компоненты и элементы.

Структура антропосферы и факторы, воздействующие на неё, схематично показаны на рисунке 2.

Компоненты антропосферы – горные породы, климат, рельеф, растительность и т. д. – образуют взаимосвязанное и взаимообусловленное единство; изменение одного из этих компонентов влияет на изменение антропосферы в целом.

Антропосфера обладает рядом свойств, такими как: устойчивость (гомеостатичность, стабильность, резистентность), эластичность, природное равновесие, инерция, ёмкость, допустимые пределы изменений.

Устойчивость антропосферы – это её способность самосохранения и саморегулирования в пределах, не превышающих определённые критические величины – допустимые пределы изменений.

Эластичность антропосферы – способность геосистемы в некоторых пределах менять своё состояние под влиянием внешних факторов без изменения своего состояния.

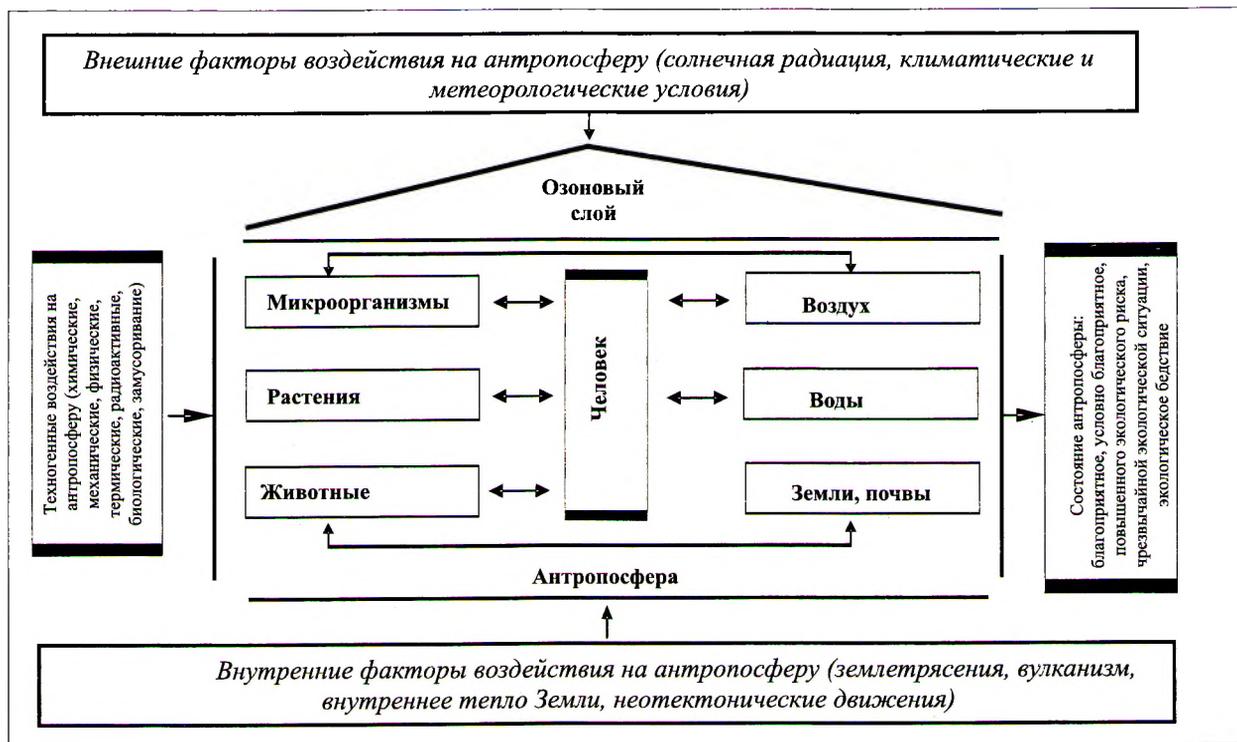


Рис. 2. Структура антропосферы

Инерция антропосферы – способность в некоторых пределах противостоять действию внешних факторов без изменения своего состояния.

Природное равновесие – свойство природной *антропосферы* сохранять на определенном уровне типичное состояние, режимы и характерные связи между природными компонентами. При нарушении природного равновесия происходит превышение уровня состояния природной системы выше допустимого предела, наступает деградация её элементов, потеря ими основных выполняемых функций. Природные *антропосферы* могут сохранять природное равновесие, если в них не нарушено функционирование компонентов и элементов техногенными воздействиями. Такие системы обладают свойством естественного саморегулирования, которое обеспечивает самоорганизацию и устойчивость *антропосферы*.

Ёмкость антропосферы – способность абсорбировать без изменения своего состояния чужеродные воздействия внешних факторов (посторонние вещества, избыточную энергию и т. п.).

Допустимые пределы изменений антропосферы – минимальные и максимальные критические величины параметров состояния среды, внутри которых она обладает устойчивостью и не разрушается.

По степени устойчивости компоненты антропосферы образуют ряд, начиная с самых устойчивых: геологическое строение – литология – рельеф – климат – воды – почвы – растительность – животный мир. В пределах гидrolитосферы, как компонент антропосферы, существуют ряды элементов по возрастанию (убыванию) их устойчивости к объектам и явлениям воздействия. Половина членов ряда может изменяться в зависимости от характера взаимодействия. Придавая меньшее значение изучению техногенного воздействия механического характера как сугубо локального, основное внимание следует уделять изучению химического, радиоактивного и теплового воздействия на элементы антропосферы. Устойчивость горных пород к механическим нагрузкам изучается соответствующими разделами инженерной геологии. Значительно меньше изучена устойчивость пород к другим типам воздействий.

В пределах антропосферы исходящий ряд элементов по устойчивости к нагрузкам химического характера в общем случае име-

ет вид: кристаллические породы – метаморфические породы – пески – глины – суглинки – супеси карбонатные породы – подземные воды – почва. Внутри этих элементов и литологических разностей по степени устойчивости могут быть дифференцированы породы по минералогическому и гранулометрическому составам, содержанию гумуса, например:

- 1) пески: кварцевые – пылеватые – глинистые – карбонатные;
- 2) суглинки: ожелезненные – карбонатные – гумусированные;
- 3) почвы: солоды – солонцы – солончаки – подзол – дерново-подзолистые – каштановые – чернозём.

Следует согласиться с существованием принципа множественности рядов как на уровне элементов антропосферы, так и внутри каждого элемента по отношению к реакции элементов и их составляющих на воздействие чрезвычайного разнообразия загрязняющих веществ.

Начальный этап экологических исследований предусматривает в основном построение рядов первого уровня, т. е. рядов элементов антропосферы по их устойчивости к наиболее агрессивным агентам химического воздействия, имеющих место в изучаемом районе. Изучение рядов и связей на более высоких уровнях следует осуществлять в процессе проведения мониторинга окружающей среды. Особое внимание необходимо уделять изучению подвижных элементов антропосферы – подземным водам и их составляющим – инфильтрационным водам, – осуществляющим одновременно и связь между статическими элементами антропосферы. Ряд подвижных элементов по их устойчивости к восприятию нагрузки можно составлять по признаку их социально-экономической значимости: рассолы – промышленные воды – бальнеологические – слабоминерализованные – технические – хозяйственно-питьевые. В этом аспекте наибольшее внимание уделяется верхним элементам антропосферы: почва – зона аэрации, поверхностные и грунтовые воды, являющиеся защитным экраном загрязнения антропосферы и воспринимающие прямо техногенные нагрузки объектов и явлений воздействия.

Представляется необходимым составление рядов элементов антропосферы по их способности к самоочищению, т. е. способности растворять, адсорбировать, разлагать или выводить за свои пределы загрязняю-

щие вещества после прекращения воздействия на них техногенной нагрузки. Весьма важным является определение рядов элементов антропосферы по их защитной роли по отношению к различным загрязняющим веществам. Одновременно составляются ряды агентов воздействия химического, радиационного и теплового характера по принципу токсичного влияния на живые организмы и степени изменения свойств. При этом важно учитывать время полного разложения начальных продуктов загрязнения, потерю токсичности в результате их разложения и получаемый набор конечных продуктов разложения.

В антропосфере выделяют статические и динамические элементы. Взаимосвязь между статическими элементами антропосферы – массивами, пластами, комплексами пород – характеризуется в принципе существующими силовыми полями: гравитационным, электромагнитным, магнитным. Изменения этих полей, происходящие под влиянием техногенеза, по существу, ещё не достаточно изучены и не являются объектами рассмотрения данной работы. Более пристального внимания заслуживают вопросы изучения связей между динамическими элементами: между подземными водами различных горизонтов и связей взаимодействия между статическими и динамическими элементами антропосферы: порода – вода – газ.

Состояние антропосферы обобщённо можно характеризовать рядом показателей, связанных с её реакцией на воздействие внешних факторов, включая человеческую деятельность: возмущения в среде, загрязнение среды и аномалии в среде.

Возмущения в антропосфере – временные (случайные) или периодические (циклические) – обратимые изменения параметров состояния окружающей среды, не приводящие к изменению её состояния (эволюции, разрушению). Исторический кумулятивный эффект накопления регулярных возмущений может привести к изменению среды и переходу её в иное состояние или появление в ней аномалий.

Загрязнение антропосферы – накопление в окружающей среде посторонних (поступающих извне или генерируемое самой средой – самозагрязнение) примесей (веществ, энергии, явлений) в количествах, превышающих природную (врождённую) способность среды к самоочищению от при-

месей (ассимиляции или инактивации их). В частном случае техногенного загрязнения окружающей среды под загрязнением понимается такое антропогенное поступление в антропосферу различных веществ и соединений, при котором превышаются пороговые концентрации, а, следовательно, и ёмкость антропосферы; иными словами, загрязнение определяется как совокупность процессов в антропосфере при изменении в ней нормального фона концентрации веществ и соединений. В ещё более узком смысле под загрязнением обычно понимают антропогенное поступление в среду различных веществ, имеющих вредное воздействие на человека или другие организмы, а также на здания, конструкции и материалы, производимые и потребляемые человеком. Первое из приведённых определений представляется наиболее полным и универсальным, охватывающим все случаи как природного, так и антропогенного загрязнения, и потому наиболее пригодным с точки зрения управления окружающей средой.

Аномалии окружающей среды – локальные устойчивые количественные отклонения от фоновых параметров состояния окружающей среды, связанные с местными особенностями той или иной области антропосферы.

В совокупности все перечисленные категории (параметры состояния, свойства, показатели) характеризуют реакцию окружающей среды на воздействия человека. Полнота их учёта в практической деятельности определяет успех или неуспех управления окружающей средой, поддержания её благоприятного для человека состояния или целенаправленного улучшения. Зная качественно и количественно пороговые значения, допустимые пределы изменений среды, человек получает в своё распоряжение действенный инструмент управления средой своего обитания, приспособления её, преобразования и улучшения согласно своим потребностям. При этом, конечно, нужно иметь в виду всю сложность и многокомпонентность окружающей среды, познание которой, с точки зрения описанных категорий, является не простым делом. Если для окружающей среды эти категории более или менее ясны в теоретическом плане, то для социальных условий их приложимость должна быть специально исследована.

Одной из основных задач экологических исследований является разработка принци-

пов определения количественного выражения связей между отдельными элементами, что позволит перейти в дальнейшем от общих, довольно неопределённых оценок экологической обстановки антропосферы к более точным, приближающимся к методам прогноза. По типу воздействия между объектами техногенеза и элементами антропосферы выделяют прямые связи (предприятие – атмосфера, поле фильтрации – породы зоны аэрации), обратные (почва – атмосфера) и косвенные (атмосферные осадки – почва – зона аэрации – грунтовые воды). По времени воздействия связи могут быть непрерывными, периодическими и разовыми; поэтому все связи и их интенсивность должны определяться с учётом фактора времени. Сила воздействия связи обычно выражается в качественной и количественной форме: связи между статистическими элементами антропосферы слабые; динамическими и статистическими – слабые и средние; между динамическими – слабые, средние, сильные. По направленности воздействия связи подразделяются на вертикальные и горизонтальные; эти типы связей используются нами как основные характеристики процессов, протекающих в элементах антропосферы.

Термин «связь» имеет множественное понятие, определяет степень взаимодействия между соседними элементами и по отношению к различным типам воздействия или протекающих в них или между ними процессами отражает, по существу, интенсивность происшедших изменений каких-либо параметров или явлений.

В качестве индикаторов – показателей связи – можно использовать любой показатель или параметр свойств и состояния окружающей среды: химический элемент, параметр состояния горной породы и т. д. В природной обстановке, не нарушенной тех-

ногенезом, когда все процессы, протекающие в гидrolитосфере, объединены установившимися процессами саморегуляции, величина связи имеет довольно стабильный характер.

Связи между объектами воздействия и элементами антропосферы могут рассматриваться в виде «цепей связей». При сравнении их состояния возможно рассмотрение цепи вертикальных связей между элементами: воздух, почва – породы зоны аэрации – грунтовые воды – напорные воды.

Цепь связей и их величину можно представить и в виде цепи пропорций индикатора, причём за основу пропорции принимается содержание индикатора в первом звене цепи (табл. 1).

Протяжённость цепи вертикальных связей может быть различной и определяется детальностью изучения и целевым назначением исследований: атмосферный воздух может быть опробован на различных высотах, почва и породы зоны аэрации опробованы на различных глубинах и т. д. Начальное и конечное звенья цепи связей определяются задачей исследований.

Следует отметить, что изменение начального звена цепи связей (т. е. начальной точки отсчёта) в той же совокупности элементов антропосферы неизбежно приводит к изменению абсолютных значений связей. Например, в случае изучения цепи «почва – породы зоны аэрации – грунтовые воды – напорные воды», при тех же содержаниях индикатора, абсолютные величины связей приобретают иной вид. В таблице 2 величина вертикальной связи показывает, какая доля индикатора, содержащегося в начальном звене цепи, поступает в данных природных условиях в последующие звенья цепи. Таким образом, зная содержание любого загрязняющего вещества в почвенном покрове и величину связи, можно с достаточ-

Таблица 1

Цепь связей элементов антропосферы и их величина

Элементы антропоферы	Воздух	Почва	Породы зоны аэрации	Грунтовые воды	Напорные воды
Содержание индикатора	0,001	4,0	0,2	0,01	0,002
Пропорции	0,001/0,001	4/0,001	0,2/0,001	0,01/0,001	0,002/0,001
Величина связей	1	4000	200	10	2
Единица измерения	мг/м ³	мг/100 г	мг/100 г	мг/л	мг/л

Изменение абсолютных значений связей элементов антропосферы

Элементы антропосферы	Почва	Породы зоны аэрации	Грунтовые воды	Напорные воды
Содержание индикатора	4,0	0,2	0,01	0,002
Пропорции	4/4	0,2/4	0,01/4	0,002/4
Величина вертикальных связей	1	0,05	0,0025	0,0005

Примечание: единицы измерения те же, что и в табл. 1

ной уверенностью предсказать возможное содержание этого загрязняющего вещества в водоносном горизонте. В рассмотренном случае в грунтовые и напорные воды поступает соответственно 0,0025 и 0,0005% от содержания загрязняющего вещества – индикатора в почвенном слое.

Почвенный слой, наиболее полно принимающий техногенное загрязнение, является загрязняющим объектом по отношению к нижезалегающим элементам геосферы и в дальнейшем принимается нами за начальное звено цепи вертикальных связей.

Горизонтальные связи сложны и многообразны и определяются многочисленными факторами: скоростью и направлением ветра, особенностями рельефа (уклоны, крутизна склонов и др.), составом и свойствами почв и горных пород (гранулометрический состав, коэффициент фильтрации, адсорбция, напор подземных вод, глубина их залегания и др.), естественными экологическими барьерами.

Экологические связи, выражаемые через параметры статических элементов и содержания загрязняющего вещества, учитывают суммарное влияние процессов адсорбции распада химических соединений и поэтому могут воспользоваться как обобщенный показатель при прогнозе изменений режима функционирования антропосферы.

Принятые ранее общие показатели техногенных нагрузок – коэффициенты распределения и интенсивности нагрузки, коэффициент густоты транспортной сети, величины техногенной нагрузки – не дают представления об истинных нагрузках на элементы антропосферы, поскольку соотносятся либо с площадью территории съёмки (одного или нескольких листов карты), либо с площадями административных единиц.

Поэтому нами предлагаются иные понятия показателей техногенных нагрузок, отражающих локальный и региональный характер их воздействия и базирующихся на закономерностях миграции и рассеяния вещества в подземных водах.

Общая техногенная нагрузка – отношение массы вещества или отдельного элемента (пыль, химическое соединение, микроэлемент и т. д.), сбрасываемых в год одним или группой воздействия к единице площади рассеяния веществ:

$$T = \frac{M_1}{S}, \quad (1)$$

где: T – техногенная нагрузка, общая или определённого компонента, т/км²; M_1 – масса вещества, поступающего в год от одного или нескольких объектов (по одному или сумме химических объединений) в окружающую среду, тонн; S – площадь поверхности геосферы, воспринимающая антропогенное воздействие от этих же объектов, км².

Прямые экологические связи (I) между объектами воздействия и элементами антропосферы, находящимися на поверхности земли (почва, горная порода), численно равны отношению массы загрязняющего вещества, попадающего на поверхность земли, к общей массе загрязняющих веществ, поступающих в окружающую среду от техногенных объектов:

$$I = \frac{M_1}{M_0}, \text{ доли единицы,} \quad (2)$$

где: M_1 – масса загрязняющего вещества, выпадающего в течение года на поверхность земли, тонн; M_0 – общая масса загрязняющих веществ, поступающих в окружающую среду от техногенных объектов в течение года, тонн.

Определение величины общей техногенной нагрузки на геосферу весьма затруднено в связи с невозможностью точного количественного учёта всего набора загрязняю-

ших веществ, поступающего в окружающую среду, и определения площади рассеяния вредных веществ, тем более, что техногенная нагрузка (T) является величиной переменной, зависящей от множества сочетаний факторов переноса. Этот параметр отражает лишь общую характеристику влияния техногенеза. На поверхности антропосферы происходит непрерывный процесс массопереноса и химических превращений. Попадающие на поверхность вредные вещества вымываются поверхностным стоком, проникают вглубь и сорбируются почвой и породами зоны аэрации, выносятся из почвы в результате испарения и потребления растениями и др. Поэтому несомненный интерес представляет изучение баланса загрязняющего вещества в геосфере, определение долей распределения их и величин связей поступления вредных веществ по всей цепи «объект техногенеза – организм человека».

Содержание загрязняющего вещества в поверхностном слое геосферы непрерывно изменяется в течение года: в сухой период происходит накопление веществ; в период дождей, особенно кислых, содержание их может значительно изменяться. Для получения более объективных значений техногенной нагрузки необходимо проводить опробование поверхностного слоя по опорным пунктам наблюдений. Поэтому нами предлагается понятие об относительной техногенной нагрузке (T), численно равной сумме загрязняющих веществ приоритетного ряда (либо одного загрязняющего вещества), содержащихся в пробах поверхностного слоя мощностью 10 см, отнесённых к единице площади и к определённому периоду года:

$$T = \sum t_i; \text{ мг/100 г на } 1 \text{ м}^2 (\text{км}^2), \quad (3)$$

где: t_i – содержание химического элемента или соединения.

Пример определения величины T показан на рисунке 3.

Экологическая обстановка антропосферы может классифицироваться по степени экологического благополучия (неблагополучия) территории. Выделяются следующие обстановки: *благоприятная*; *условно благоприятная*; *удовлетворительная*; *напряжённая*; *критическая*; *кризисная*; *катастрофическая* (табл. 3).

Благоприятная обстановка характеризуется полным отсутствием каких-либо источников загрязнения природной среды и естественным состоянием экосистем.

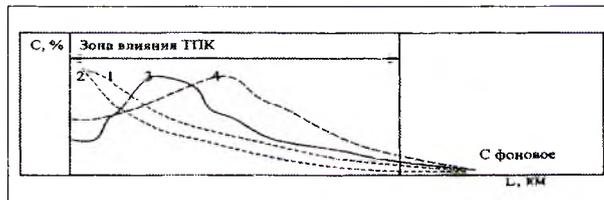


Рис. 3. Характер изменения техногенной нагрузки T от источника загрязнения к внешней границе зоны его влияния. 1, 2, 3, 4 – химические элементы

Условно благоприятная обстановка характеризуется отсутствием крупных очагов химического загрязнения природной среды (в пределах ПДК), допустимым уровнем техногенных нагрузок, наличием естественных (неизменённых) природных систем, благоприятными медико-социальными показателями.

Удовлетворительная обстановка обусловлена наличием незначительных очагов химического загрязнения 1-2 природных сред (до 1-2 ПДК), повышенным уровнем антропогенных нагрузок, появлением проблем, связанных с восполнением и восстановлением природных ресурсов, повышенным уровнем заболеваемости и смертности людей.

Напряжённая обстановка может быть охарактеризована наличием крупных, в ряде случаев ареальных очагов химического загрязнения нескольких природных сред (до 3-10 ПДК), высоким уровнем техногенных нагрузок на природные компоненты, нарастанием проблем дефицита пресной воды, истощением плодородия почв, деградацией растительности, исчезновением животных, высоким уровнем заболеваемости и смертности населения.

Критическая обстановка характеризуется наличием крупных и опасных очагов химического загрязнения нескольких природных сред ареального распространения (от 10 до 100 ПДК), недопустимым уровнем техногенных нагрузок, способствующих процессам деградации и разрушения природных экосистем, истощением запасов воды, воздуха, растительности и животных, резким увеличением заболеваемости и смертности населения, превышающим во много раз средние показатели.

При *катастрофической обстановке* существуют повсеместные, чрезвычайно опасные для здоровья людей и окружающей среды ареалы загрязнения всех природных систем (свыше 100 ПДК), наличие катастрофических техногенных нагрузок, способствующих полному, необратимому разрушению естественных эко-

Таблица 3

Интегральная типология экологического состояния природной среды

Экологическое состояние антропоферы	Показатели состояния антропоферы					Экономические	Социально-демографические
	Природно-ресурсные	Экологические			Частота загрязнений		
		Превышение ПДК	Сфера загрязнения	Характер распространения загрязнений			
Благоприятное	Естественные (неизменённые) экосистемы	Отсутствует	Отсутствует	Не встречается	Допустимые техногенные нагрузки	Допустимый уровень заболеваемости и смертности	
Условно благоприятное	Проблемы, связанные с восстановлением и восполнением природных ресурсов	В пределах ПДК	Локаль-зона	Точечный	Низкий уровень техногенной нагрузки (до 10% изменения природных систем)	Средний уровень заболеваемости и смертности населения	
Удовлетворительное	Нарастание проблем дефицита пресной воды, истощения почв, деградации растительности, исчезновения животных	До 1-2 ПДК	По отдельным средам	Локальный	Средний уровень техногенной нагрузки (от 10-20% изменения природных сред)	Повышенный уровень заболеваемости и смертности	
Напряжённое	Активизация процессов, связанных с истощением и деградацией природных ресурсов	От 5-10 ПДК	По нескольким средам	Ареальный	Высокий уровень техногенной нагрузки (от 20-60% изменения природных сред)	Высокий уровень заболеваемости и смертности населения	
Критическое	Кризисное состояние многих природных компонентов, начало процесса разрушения природных систем	От 10-100 ПДК	По всем или нескольким средам	Широкое ареальное распространение	Часто и регулярно повторяющиеся	Резкое повсеместное ухудшение здоровья населения, рост детской смертности	
Катастрофическое	Полное и необратимое разрушение природных экосистем	Свыше 100 ПДК	По всем средам	Повсеместный	Очень часто повторяющиеся	Начало процесса вымирания населения	

систем с полным отсутствием процессов восстановления и восстановления, отмечается начало процесса вымирания населения.

Изложенные в настоящей публикации концептуальные положения по изучению и оценке состояния окружающей среды слу-

жат основой для разработки методики и мероприятий, направленных на улучшение экологической обстановки и управления природопользованием, и показывают перспективность геосистемного подхода к изучению и объективной оценке состояния окру-

жающей среды. В качестве антропосферы можно представить как весь Земной шар, так и отдельные его части различной иерархии (вплоть до одиночных садовых выделов), так как антропосферы высших уровней включают в себя антропосферы более низких уровней. Такой подход можно считать универсальным, потому что антропосфера любого уровня включает внешние и внутренние воздействия, единую структуру составляющих её компонентов, их взаимосвязи, а также оценочные критерии и показатели. Различия между антропосферами заключаются, преимущественно, лишь в наборе показателей и прочности взаимосвязей её компонентов.

Литература

1. Базилевич Н.И., Гребенщиков О.С., Тишков А.А. Географические закономерности структуры и функционирования природных экосистем. М.: Наука, 1986. 298 с.
2. Виноградов Б.В. Преобразованная Земля. Аэрокосмические исследования. М.: Мысль, 1981. 63 с.
3. Одум Ю. Экология: в 2-х т. Т.1. М.: Мир, 1986. 328 с.
4. Охрана окружающей среды в Мурманской области / Госкомстат РФ по статистике. Мурманский областной комитет гос. статистики. Мурманск. 2002. 38 с.
5. Ревзон А.Л. Космическая фотосъёмка в транспортном строительстве. М.: Транспорт, 1993. 272 с.
6. Реймерс Н.Ф. Экология (теории, законы, правила, принципы и гипотеза) // Россия молодая. 1994. С. 185-200.
7. Садов А.В. Современные достижения аэрокосмических методов в гидрогеологии и инженерной геологии. М.: Институт повышения квалификации руководящих работников и специалистов Министерства геологии СССР, 1990. 63 с.
8. Садов А.В., Ревзон А.Л. Аэрокосмические методы в гидрогеологии. М.: Недра, 1979. 19 с.
9. Социально-экономические показатели регионов северо-западного федерального округа России в 1995-2001 гг. Статистический сборник. Госкомстат РФ. Карелия. 2002.
10. Федоренко Н.П., Реймерс Н.Ф. Природные ресурсы: системная классификация, учёт и общие принципы управления // Системные исследования природы: Сб. науч. статей. М.: Мысль, 1977. С. 179-195.

На пути к праву устойчивого развития: концептуально-методологические аспекты

© 2008. А.Д. Урсул

Российская академия государственной службы при Президенте РФ

Анализируется проблема формирования права устойчивого развития как нового этапа правосознания, соответствующего устойчивому будущему третьего тысячелетия, основное внимание уделяется методологическим и концептуальным аспектам.

The problem of forming the right for the steady development as a new legal awareness stage corresponding with stable future of the third millennium is analyzed. Special attention is paid to methodological and conceptual aspects.

Согласно решениям Всемирного саммита по устойчивому развитию, состоявшегося в 2002 г. в Йоханнесбурге, в период с декабря 2005 г. по 2014 г. начинается переход мирового сообщества к устойчивому развитию (УР). Каждая страна, в соответствии с Планом выполнения решений этого саммита, должна на национальном уровне «содействовать достижению устойчивого развития посредством, в частности, принятия и обеспечения соблюдения чётких и эффективных законов в поддержку устойчивого развития», а также осуществлять другие меры по укреплению институциональной базы УР [1, с.186].

Такой переход возможен только в том случае, если он обретёт международно-глобальный характер, ибо переход к УР в принципе невозможен в одной отдельно взятой стране либо какой-то их группе. Глобальный характер перехода к новой цивилизационной парадигме требует формирования новых международных отношений, которые руководствовались бы новыми нормами и принципами, составляющими новую систему (форму) права – право устойчивого развития. Именно глобальный характер УР свидетельствует о приоритетности международно-правового регулирования по сравнению с регулированием национального (государственного) права (хотя приоритет международного права признаётся и в модели неустойчивого развития). Эта достаточно очевидная особенность права УР проявляется в том, что основные рекомендательные акты, составляющие в настоящее время концептуально-ориентационную основу права УР, были приняты в рамках ООН на её различных форумах.

В связи с указанными решениями Всемирного саммита представляется актуальным

и перспективным исследование правовых аспектов перехода к УР, причём в более широком плане, чем это обычно делалось в рамках экологического права [2]. В ходе работы Государственной думы Федерального собрания Российской Федерации над законопроектами по проблемам УР была сформулирована идея о выделении нового направления юридической науки и правовой деятельности – права УР. Рассмотрим далее некоторые проблемы, связанные с возможной реализацией этой новой для современного права идеи.

Современное понимание устойчивого развития: от проблем экологии к обеспечению безопасности. Функции мягкого права УР

Понятие УР проходит этап осмысления, причём в последние годы происходят существенные трансформации в интерпретации этого понятия. В докладе Брундланд было дано определение понятия УР как развития, «которое удовлетворяет потребности настоящего времени, но не ставит под угрозу способность будущих поколений удовлетворять свои собственные потребности» [3, с. 50]. В дальнейшем были предложены и другие определения, которых в настоящее время насчитывается не один десяток.

Так или иначе многие авторы акцентируют внимание на связи социально-экономического развития с вопросами экологии, прежде всего с охраной окружающей среды, или несколько шире – с обеспечением экологической безопасности. Так, одно из последних определений этого понятия – это «форма социоприродного развития, которая обеспечивает выживание и непрерывный прогресс об-

шества и не разрушает окружающую природную среду (особенно биосферу)» [4, с.4]. Подобная «традиция» связи понятия УР с экологией (главным образом с экологической безопасностью) имеет свои основания, и очень редко можно встретить иную точку зрения.

Сейчас стало понятным, что будущее УР будет состоять как минимум из трёх своих составляющих: социальное устойчивое развитие, экономическое устойчивое развитие и экологически устойчивое развитие [5, с. 23]. Все эти три составляющие единого устойчивого социоприродного развития становятся именно устойчивыми типами развития, если на них накладываются определённые ограничения и все они увязываются в единую систему, которая отличается от экономоцентрического неустойчивого развития, характеризуемого в основном экономической эффективностью [6].

Наряду с таким, назовём его «системно-концептуальным» пониманием УР, в последнее время стало развиваться представление об УР как в той или иной степени безопасном развитии [7]. В самом деле выявление связи УР с проблемой экологической безопасности, как оказалось, свелось к определению тех ограничений, которые выражают предельно допустимую (несущую) ёмкость экосистем и биосферы в целом. Согласно К.С. Лосеву, «несущая ёмкость экосистем – предельно допустимое возмущение локальной или глобальной экосистемы (биосферы) хозяйственной деятельностью человека, после превышения которого она прекращает функционировать как регулятор и стабилизатор окружающей среды, переходит в неустойчивое состояние и со временем может полностью необратимо деградировать» [8, с. 692]. УР оказывается таким типом развития, которое происходит в пределах несущей ёмкости экосистем. Впрочем, подобное понимание выражает в основном экологический аспект УР и позиционируется как экологобезопасное развитие.

Однако если рассматривать не только экологически безопасное, но и другие формы и виды безопасного развития, то можно определить границы (пределы) безопасного в том или ином отношении развития. Это касается экономически безопасного развития, социального, информационного, технического и всех других форм и видов развития и соответствующих им форм обеспечения безопасности. Развитие системы в целом оказывается устойчивым, если оно происходит в рамках соответствующего «коридора безопасности», т. е. той или иной «несущей ёмкости» антропогенной деятельности.

В этом смысле экологическая безопасность не отличается от других видов безопасности, но важно то, что понятие УР впервые было сформулировано лишь в связи с экологией. И до осознания связи понятий «развитие и окружающая среда» изучались и другие виды безопасности наряду с экологической, но концепция УР была создана на пути экологического осмысления развития. Лишь позже стало понятным, что наряду с экологической безопасностью важно включить и другие характеристики реального процесса развития – т. е. экономическое его измерение, социальное и т. д. Правда, при таком системном синтезе не очень понятно, почему мы должны включать лишь те характеристики, которые связаны с соответствующим видом безопасности – экономической, социальной и т. д.

То, что необходимо обеспечивать все виды безопасности – и, прежде всего, экономическую и социальную, достаточно очевидно, ибо иначе развитие как целостная характеристика систем не обретёт необходимую системную устойчивость. Однако обеспечение безопасности во всех необходимых аспектах ещё не гарантирует того, что развитие будет устойчивым. Для феномена УР важно, чтобы наряду с обеспечением безопасности, т. е. возможностью развития в определённом коридоре, происходило бы не просто развитие, а именно – прогрессивное развитие, что создаёт возможность непрерывного прогрессивного развития на главной его магистрали, которая получила наименование супермагистрали универсальной эволюции [9].

При обеспечении безопасности прогрессивно эволюционирующих, т. е. самоорганизующихся систем, реализуется тот тип развития, к которому мы сейчас стремимся, потому что он даёт возможность выживания и дальнейшего неопределённо долгого (перманентного) прогрессивного развития человеческого рода. Таким образом, УР состоит из двух взаимосвязанных форм социальной деятельности – прогрессивного развития субъекта (цивилизации) социоприродной системы и обеспечения её безопасности во всех возможных направлениях. Эта взаимосвязь прогресса и безопасности «работает» на будущее, позволяя удовлетворять жизненно важные интересы и потребности не только нынешним, но и будущим поколениям в условиях сохранения природных условий как естественного фундамента существования человечества.

В принципе концепция УР могла появиться и не в «экологоцентрической» фор-

ме, если бы было осознано, что необходимо менять курс развития всего мирового сообщества в силу иных обстоятельств. И хотя исторически это впервые получилось благодаря экологии, всё же нельзя УР связывать только с реализацией экологических императивов. УР – это все-таки безопасный тип развития во всех отношениях, который реализуется в достаточно узком эволюционном коридоре (в рамках несущей ёмкости экосистем). Поэтому на определённом уровне осознания сути УР важно констатировать, что этот тип социоприродного развития характеризуется глобальностью, системностью, непрерывностью, безопасностью и принятием опережающих решений.

И поэтому осмысление УР не обязательно должно идти только «через экологию». Можно УР интерпретировать и «через безопасность», и через другие, входящие в его систему направления развития (и обеспечения безопасности), ранее изучающиеся как относительно автономные формы человеческой деятельности.

В широком смысле УР трактуется как процесс, обозначающий новый тип существования и развития мировой цивилизации, основанный на радикальных изменениях исторически сложившихся ориентиров во всех, практически, параметрах бытия: экономических, социальных, экологических, культурологических и др. При таком понимании УР речь идёт об оптимальном управлении не только природно-ресурсным потенциалом, но и всей социокультурной сферой (экономикой, культурой, государственно-правовыми институтами и т. д.).

Переход к УР невозможен без использования государственно-правовых институтов, которые при этом сами должны претерпеть существенные изменения. Принципы и императивы УР требуют новых форм правосознания, новых правовых норм, новой системы управления. Индивидуальное, групповое, общественное правосознание должны отойти от стандартов узко-индивидуального, группового и даже национального эгоизма. Большинство людей не осознает, что при существующих методах хозяйствования и построения межгосударственных отношений их потомков ожидает экологическая катастрофа (или иные глобальные катаклизмы), предотвратить которую невозможно иначе, чем объединёнными усилиями всего человечества. Объединение таких усилий требует новой концепции государственной власти и государственного суверенитета, которая выхо-

дит за пределы корпоративных и классовых интересов и в ряде случаев даже собственно государственных интересов. Из основных форм властных отношений на первый план во всем мире выходят ныне наиболее разумные формы демократии и управления, особенно ненасильственно-консенсусные, информационно-коэволюционные.

Смысл перехода к УР, таким образом, состоит в существенном уменьшении негативных явлений и опасностей, угрожающих цивилизации. Причём такой переход неизбежно влечёт за собой необходимость повышения качества жизни, прежде всего в бедных странах, совершенствования форм хозяйствования, управления, демократии. Важно отметить также, что в модели УР безопасность личности, общества и государства обеспечивается не только через защиту и противодействие возникающим угрозам, а в основном путём предотвращения возникновения самих угроз.

В отличие от нормообразования на основе обычаев (обычной нормы) как сложившейся практики поведения людей, которая складывается длительное время, в процессе «всеобщих», единообразных и повторяющихся действий субъектов права, право УР не может формироваться на этой основе. Уже в модели неустойчивого развития становление обычных норм не успевало за потребностями правового регулирования, и поэтому на смену кодификационной деятельности пришло формулирование новых правил поведения, которые не установились в качестве обычая, т. е. речь идёт о прогрессивном действии права, в частности, становлении норм в области охраны окружающей среды. Особое значение приобретают рекомендательные акты, к которым относятся декларации, резолюции, заявления, доктрины, концепции, планы, программы, особенно в международном праве (что относят к так называемому «мягкому праву»). Примером может служить Декларация тысячелетия, принятая ООН в 2005 г., в которой предложено восемь целей, являющихся, по сути дела, важнейшими задачами перехода цивилизации к УР. К такого рода декларациям относятся и декларации, принятые на Стокгольмской конференции ООН по окружающей среде 1972 г., на ЮНСЕД и ВСУР, резолюция Специальной сессии Генеральной Ассамблеи ООН «Рио+5» и т. д. Упомянутые и другие рекомендательные акты способствуют выявлению норм международного права, предваряют формирование обычных и дого-

ворных норм и играют важную роль в формировании общих принципов и концептуального аппарата права УР. Как показывает практика нормотворчества, так или иначе основные идеи и положения рекомендательных актов как производных источников международного права (особенно предложенных на форумах ООН) находят своё дальнейшее воплощение в принятых законах и международных конвенциях.

Право УР будет формироваться в основном как реакция на предварительные рекомендательные акты, принимаемые на форумах ООН и других аналогичных международных совещаниях, где заранее достигаются в ходе согласительных процедур и предложений правила дальнейших действий субъектов мирового сообщества. Согласительный характер международных рекомендательных актов предваряет заключение будущих двух- и многосторонних договоров, регулирующих поведение субъектов международно-правовых отношений, включающих в себя соответствующие нормы. Эти рекомендательные акты выполняют также моделирующую функцию, формируя концептуальную установку в области перехода к УР на глобальном, региональном, национальном и местном уровнях.

Именно так были сформулированы официальные документы по переходу к УР во многих странах, которые взяли для себя в качестве образца-модели Рио-де-Жанейрскую декларацию по окружающей среде и развитию и особенно – Повестку дня на XXI век, адаптируя их содержание к своим странам.

Уже принятые национальные концепции, стратегии, программы и им подобные официальные прогнозные документы, а также принятые всеми странами ООН (179 – в Рио-де-Жанейро и 191 – в Йоханнесбурге) рекомендательные документы выполняют координирующую функцию, поскольку и в национальных рекомендательных актах отражаются уже согласованные на международном уровне общеприемлемые императивы и действия в тех или иных областях, признанных в качестве приоритетных при переходе к УР.

Координирующая функция принятых ООН рекомендательных актов, вполне естественно, дополняется ориентационно-объяснительной функцией, которая в случае заключения международных договоров или принятия национальных законов трансформируется в основную – регулирующую функцию права устойчивого развития в созидании нашего общего будущего. Без этого будет

невозможен согласованный переход к УР всех субъектов мирового сообщества и их составляющих (в случае союзов, федераций и т. д.).

Международные рекомендательные акты по УР имеют также информационно-коммуникативную функцию для всех коллективных и индивидуальных субъектов, поскольку ознакомление с ними, а тем более их реализация означает получение новой информации и свершения коммуникативных действий по формированию ноосферного сознания и миропонимания.

Формирующееся право УР в отличие от ныне действующего права будет иметь опережающий характер и тем самым будет выполнять упреждающе-прогностическую функцию. Ведь УР представляет собой нормативный прогноз, который может реализоваться лишь в случае создания и реализации права УР, причём создание «устойчивого будущего» должно идти благодаря действиям современных поколений людей.

Если ранее, т. е. в модели неустойчивого развития, формирование правовых норм, в особенности обычных норм, требовало продолжительного периода времени (до ста и более лет), то в праве УР нормы должны носить императивно-опережающий характер. Это даёт основание в известном смысле считать право УР «опережающим правом» в отличие от ныне действующего международного и национально-государственного права, которое можно в этом ракурсе считать «отстающим правом».

От экологического права к праву устойчивого развития – два направления законотворческого процесса

В том, что необходимы законы, в которых присутствуют идеи УР, сейчас уже мало кто сомневается, хотя это не казалось очевидным более десяти лет тому назад [10]. Однако первые попытки законотворчества в этом направлении в России и других странах показывают, что они были преимущественно связаны с проблемами экологии и, соответственно, с экологическим правом. Подобная «экологическая» тенденция в законодательстве об УР в какой-то мере была оправданной лишь на раннем этапе развития этого направления правовой деятельности, поскольку об УР, как уже отмечалось, впервые заговорили в связи с решением проблем экологии.

Экологическое право, как известно, существует всего лишь несколько десятилетий; его

международно-глобальным стимулятором стала Стокгольмская конференция ООН по окружающей среде (1972 г.). Следующая конференция ООН по окружающей среде и развитию (Рио-де-Жанейро, июнь 1992 г. – ЮНСЕД) жёстко «связала» экологию и УР, что нашло отражение в ряде национальных нормативно-правовых актов, созданных на основе её рекомендаций. Примером может служить «Закон об устойчивом развитии», принятый 22 февраля 1995 г. в Эстонии, в котором УР рассматривалось исключительно сквозь призму экологического видения будущего и фактически отождествлялось с обеспечением экологической безопасности. Названный закон устанавливал основы национальной стратегии УР, но в основном в плане бережного использования окружающей природной среды и природных ресурсов. Это был не закон об УР в его системном видении, а, по сути дела, некое «продолжение» экологического права, получившее новое модное наименование. Аналогом подобного закона в нашей стране стал Закон РСФСР «Об охране окружающей природной среды» (1991 г.), в котором, однако, понятие УР отсутствует.

1 апреля 1996 г. Указом Президента Российской Федерации была утверждена Концепция перехода Российской Федерации к УР. В ней намечены задачи, направления и условия перехода к УР, изложены критерии принятия решений и показатели этого типа социоприродного развития. Концепция исходила из широкого понимания УР и должна была стать стимулом для формирования соответствующей законодательно-правовой базы. В этом отношении она уже сыграла немалую роль. Появились законы, цели которых, как указано в них, реализуются на основе принципа УР. И здесь уместно обратить внимание, что проникновение идей УР в законодательный и многие другие социальные процессы происходит в двух направлениях (формах). Исторически первичной является та форма, которая предполагает использование идеи УР во вновь создаваемых законах, какими, например, являются Водный либо Лесной кодексы и т. д. Сейчас происходит рост числа подобных законов, и если бы идеи УР были бы связаны только с экологией, то эту тенденцию можно было характеризовать как экологизацию законодательной деятельности.

Однако подобная тенденция носит более системный, содержательный и широкий характер. Это и внедрение в законы идей обеспечения безопасности, и системной взаимосвязи

экологии с экономикой и социальной сферой и т. д. Можно подобную тенденцию именовать ноосферизацией, поскольку согласно упомянутой выше Концепции перехода РФ к УР конечной целью этого перехода является становление ноосферы (сферы разума).

И хотя становление права УР исторически идёт через экологическое право, но его становление теоретически возможно и через другие отрасли, фрагменты и направления развития правового сознания и деятельности. Не исключён вариант развития права УР через формирование «безопасного» законодательства, юридической экспликации идей об обеспечении безопасности во всех возможных направлениях. Мыслимы и многие другие пути вхождения на «территорию» права УР, а не только через экологическое право. Современный «экологический» нарождающегося права УР обусловлен исторически преходящими обстоятельствами, но он уже зафиксирован в современной литературе по экологическому праву и праву УР [2].

Второе направление развития законодательной деятельности в области УР состоит в формировании специального закона (законов, кодексов) об УР, возможное влияние которого на развитие права трудно переоценить. Специальный закон об УР в нашей стране пока не принят, хотя в планах Государственной думы, начиная со второго её созыва, значилась разработка законопроекта «О государственной политике по обеспечению устойчивого развития Российской Федерации». В этот же период под эгидой Комитета по экологии Госдумы ФС РФ стала проводиться работа по формированию концепции проекта закона об УР. Участие в этой работе приняли представители и других комитетов Государственной думы. Кроме того, по названному вопросу проходили парламентские слушания в обеих палатах Федерального собрания РФ.

В результате многолетней работы, которая, на мой взгляд, велась всё же недостаточно активно, так и не была выработана концепция названного закона. Не была подготовлена и государственная стратегия УР России, которая должна была стать необходимым этапом в разработке официальных государственных прогнозных документов, облегчающих создание законопроекта об УР.

И этому были свои объективные и субъективные причины. Так, на первом этапе разработки концепции закона в Комитете по экологии Госдумы доминировала точка зрения, что это должен быть закон, в котором уста-

навливаются конкретные нормы хозяйственной и иной деятельности, которые должны носить в основном экологодопустимый характер. Но в ходе последующего обсуждения «нормативно-экологической» концепции закона выявилось её несоответствие нынешнему пониманию этих проблем как в самом Федеральном собрании, так и в обществе, в том числе в научном сообществе. Было признано, что не следует ограничиваться лишь теми критериями и нормами, которые уже имеются в экологическом праве, ибо такой подход ничего нового не вносит в законодательство, а лишь фактически отождествляет право УР с экологическим правом. Вместе с тем до сих пор не выявлены в достаточной мере критерии и нормативы, необходимые для перехода к УР, не только в области экологии, но и в экономике, социальной и других сферах деятельности (разрабатываются пока лишь индикаторы и индексы УР). Следует отметить и такое обстоятельство, как отсутствие общепринятого в научной литературе определения понятия УР и связанного с ним «куста» понятий, которые составили бы концептуальную основу закона об УР.

Само экологическое право в модели неустойчивого развития, т. е. ныне существующая отрасль права, в принципе не может остаться без существенных изменений при переходе к модели УР. Укажем лишь на две особенности экологического права, ориентирующегося на переход к УР. Во-первых, в качестве приоритетных для такого экологического права должны выступать не только соответствующие международные договоры, но и те глобальные императивы и принципы, которые не эксплицированы в международном праве, а существуют лишь в качестве политических рекомендаций ООН или выявленных пока только наукой результатов исследований, обосновывающих стратегию УР (так называемое «мягкое право» УР).

Во-вторых, экологическое право, ориентирующееся на УР, будет отличаться даже в своих нормах и принципах тем, что оно более системно связано с другими правовыми нормами и принципами, регулирующими экономику, социальную, политическую и другие сферы деятельности (увязывая в единую систему обеспечение безопасности и прогрессивное развитие).

Это сопряжено с тем новым системным эффектом, который появляется в праве, когда в нём последовательно закрепляются принципы УР. В этом случае у права как системы взаимодействующих и согласованных между

собой юридических норм формируется новое качество – направленность на решение задач перехода к УР. Специфический системный эффект права УР заключается в том, что все нормы и принципы в различных его отраслях будут взаимосвязаны прежде всего с позиции соответствия их задачам обеспечения УР. В силу сказанного выше нет оснований говорить о формировании в составе ныне действующего права особой отрасли – права УР, подобно, например, экологическому праву. Такое развитие событий трудно представить себе даже теоретически: разве может существовать в рамках нынешней модели права неустойчивого развития особая отрасль – право УР? Ведь в общей теории права общепринятым является тезис о том, что все структурные элементы системы права должны быть внутренне едиными, согласованными между собой. Невозможно говорить о праве УР как особой отрасли российского или иного национального или международного права и по другой причине: у такой отрасли должен быть особый предмет и метод правового регулирования, которыми характеризуется любая отрасль права. Сейчас делать какие-либо прогнозы о содержании такого предмета и метода, по меньшей мере, преждевременно. Вероятно, в будущем право УР сможет выступать не в виде отдельной отрасли права, наряду с другими отраслями, но как качественная характеристика, принцип формирования и функционирования всей системы правовых норм. Окончательно это произойдет тогда, когда вся система права во всех её структурных элементах (все нормы, институты, отрасли права) трансформируется в систему устойчивого права.

Между прочим, изложенное ранее вовсе не означает, что в настоящее время нельзя вести речь о формировании особой отрасли российского или иного национального законодательства – законодательства УР. Именно это законодательство (совместно с международными договорами и «мягким правом» – рекомендациями ООН) выступит в качестве того механизма и стимулятора, который постепенно преобразует всю существующую правовую систему, ориентированную пока что на модель неустойчивого развития, приведёт её в соответствие с новой цивилизационной моделью.

Необходимо иметь в виду, что национальный закон об УР должен кардинально отличаться от уже принятых и принимаемых законов. Он будет знаменовать дальнейший отход от традиционного антропоцентрического видения системы права к новой социоприрод-

ной системе, который уже был начат в результате формирования экологического права как юридического способа реализации экологической функции государства. Закон будет иметь и свой специфический предмет правового регулирования. В отличие от экологического права, он должен дать юридическую экспликацию не только экологической, но и иных функций государства с позиции реализации ими принципов УР. Речь идёт, таким образом, не просто об «экологическом расширении» границ правового регулирования, а о законе, который, по сути дела, стал бы трамплином между экологическим правом и фактически всеми иными разделами права и «преобразовал» бы все другие, уже принятые законы. В силу этих обстоятельств экологическому праву «уготована» важная роль в «перевод» современного права в будущее право УР.

Предмет правового регулирования нового закона об УР должен, наряду с экологическим аспектом (ориентацией на сохранение экосистем и биосферы в целом и деятельность в рамках несущей ёмкости экосистем), учитывать также и цели выживания народонаселения нашей страны, возможность воспроизводства здоровых поколений, которым не будет угрожать антропогенная, экологическая или другие катастрофы. То есть экологическая функция закона в понятиях, принципах и нормах закона должна быть соединена в одно целое с другими аспектами УР. Для иллюстрации практической значимости этого положения обратимся к конкретному примеру. Известно, что в настоящее время в Российской Федерации около 50 процентов населения живёт в зоне экологического бедствия. Совершенно ясно, что названная проблема не только экологическая, но и экономическая (нужны средства для разрешения этой проблемы), социальная (в наиболее трудном положении оказываются беднейшие слои населения), политическая (нужна власть, которая способна решать эту проблему). Наконец, решение этой проблемы напрямую связано с уровнем и характером демократии, которая позволяет или не позволяет людям ставить перед властями вопрос об улучшении их положения, а властям, в силу действия демократических механизмов управления, соответственно даёт или не даёт возможность уйти от учёта общественного мнения. Только соединение воедино способов и методов разумного разрешения экологических, экономических, социальных и других проблем даёт надлежащий синергический эффект устойчивости социальной деятельности.

Столь широкий круг вопросов, который должен получить отражение в законе об УР, подводит к выводу о том, что необходимо работать не просто над законом, а уже и над соответствующим кодексом, включающим различные аспекты правового регулирования деятельности государства, общества, органов самоуправления, граждан по переходу к УР. Можно предполагать, что первый закон (кодекс) такого рода станет в значительной степени «рамочно-мировоззренческим», в котором будет изложена стратегия УР и который введёт в юридическую теорию и практику идеи, принципы и базовые нормы УР. Конечно, до появления закона (кодекса) об УР должны пройти этапы научного обоснования самой этой идеи и разработки стратегии и понятийного аппарата теории новой цивилизационной парадигмы. Поэтому в Комиссии по проблемам УР Государственной думы третьего созыва было решено вначале разработать научную основу стратегии УР, что и было завершено в 2002 г. [11].

Право третьего тысячелетия: концептуальные аспекты развития

Юридические законы в широком смысле — это создаваемые государством и его институтами и поддерживаемые обществом нормы, регулирующие поведение людей. Особую разновидность юридических законов представляют собой правовые законы, которые являются общеправовыми требованиями равенства, свободы и справедливости [12].

О том, как понимаются юридические законы, написаны горы правовой и философской литературы. Однако речь при этом шла в основном о том самом обществе и цивилизационном развитии, которое после Конференции ООН по окружающей среде и развитию в Рио-де-Жанейро в 1992 г. характеризуется как модель неустойчивого развития. Между тем важно расставить концептуальные акценты в отношении указанных выше законов применительно именно к модели УР. Не претендуя на полноту изложения этой проблемы, укажем лишь на некоторые отличия искомым законам об УР от «традиционных» законов (в модели неустойчивого развития).

Известно, что социально-экономический прогресс в модели неустойчивого (прошлого и современного) развития достигался преимущественно за счёт экологического регресса, что и сказалось на безопасности и устойчивости этой модели. Позитивное разрешение данного противоречия следует искать, конечно, не в

стагнации социально-экономического развития (в конечном счёте, она привела бы к деградации всей культуры человечества), а в гармоничном, взаимоувязанном развитии общества, его взаимодействии с природой. Иными словами, речь идёт о переходе к социоприродному типу УР, который предполагает глубокое знание закономерностей взаимодействия общества, природы и техники.

Включение исследования социоприродных законов в ареал юридической науки – это, конечно, продолжение тенденции к «экологизации» права, открывающей перед экологическим правом новые «устойчивые» горизонты для его развития. Однако к одной «экологизации» проблему освоения социоприродных законов сводить недопустимо, ибо при переходе к УР природу и её воздействие приходится учитывать во всех сферах деятельности человека. Вместе с тем сказанное не означает, что отныне правовое регулирование непосредственно будет распространяться и на природные процессы, а право станет если не естественной, то хотя бы «социоприродной» дисциплиной. В действительности, правовое регулирование по-прежнему будет распространяться только на людей, их коллективы, социум, но не на природу. Воздействие права на природу возможно лишь в той мере, в какой люди подчиняются юридическим установлениям, регулирующим соответствующие отношения между ними. Сам факт участия человека в регулировании отношений не только между людьми, но и между людьми и природой давно уже понимается в юридической науке в том смысле, что именно естественные законы, по сравнению с юридическими, являются первичными и их надо учитывать, издавая конкретную правовую норму. Такой подход к этой проблеме ещё в конце XIX века был сформулирован выдающимся отечественным правоведом Н.М. Коркуновым.

Социоприродные законы в некотором смысле имеют общие черты с традиционно выделяемыми в юридической науке технико-социальными нормами, регулирующими взаимоотношения между людьми в связи с использованием ими сил природы или технических устройств. Однако эта особая разновидность технико-социальных норм. Только те технико-социальные нормы выступают в качестве социоприродных законов, которые учитывают цели и задачи обеспечения УР.

Наличие природных и социоприродных законов означает, что из юридической науки и практики должны исчезнуть факты неком-

петентного вмешательства в природные закономерности и процессы и на смену экономоцентристской и природопокорительной стратегии (получившей отражение и в области законотворчества) должна прийти установка на следование принципам и целям УР.

УР рассматривается как грядущая форма коэволюции природы и общества, обеспечивающая их взаимное сохранение и формирование сферы разума (ноосферы). Необходимость опережающих решений и действий при переходе к устойчивому будущему называется во всех сферах человеческой деятельности. И если раньше было понятно, что для регулирования своей деятельности обществу важно знать своё прошлое и настоящее, то новая социоприродная модель развития требует не меньшего внимания и к будущему (т. е. гораздо большего, чем это имеет место сейчас). Чем больше человечеству удастся футуризировать свою деятельность, тем больше оно приблизится к траектории УР. Под футуризацией мы имеем в виду усиление внимания к прогнозированию, принятию опережающих решений и акцент на опережающих действиях.

Усиление внимания к будущему не означает, что его надо детально «выписывать» как настоящее и будущее, где есть конкретные факты. Будущее должно акцентировать внимание на общих направлениях развития, достаточно общих проблемах; конкретика и детали не нужны, ибо с течением времени они не смогут превратиться в факты настоящего и прошлого. В этом одно из важных отличий исследований будущего от изучения настоящего и прошлого. Юридической науке, как и другим отраслям научного знания, придётся развернуть широкомасштабную работу для выполнения целей и задач перехода к УР. В ходе этой «опережающей» деятельности изменится сам характер науки, её стратегическая ориентация. Из своего современного состояния, которое иногда именуют постнеклассическим, юридическая наука должна превратиться в одну из ноосферных наук, изучающих эволюционное состояние биосферы, формирующейся под воздействием разумной деятельности человека.

Ноосферные преобразования, хотя и по-разному, но затронут все основные группы наук. Меньше всего, вероятно, они коснутся естественных наук, хотя и здесь задачи будут ставиться исходя из целей перехода к УР. К тому же естественные науки будут испытывать влияние других отраслей знания в про-

цессе становления их ноосферного статуса, поскольку усилятся интегративно-междисциплинарные взаимосвязи.

Что касается технических наук, то должна произойти их существенная футуризация, экологизация и гуманизация. Но именно в общественных науках, в том числе и в юридических, можно ожидать в течение текущего века фундаментальную «гуманитарно-ноосферную» революцию, основанную на осмыслении и развитии знаний об УР и становлении ноосферы. А поскольку эти процессы не носят стихийного характера, то наряду с традиционным отображением естественно-исторического процесса юридическая наука, как и другие общественные науки, всё больше должна будет заниматься прогнозированием объекта своего научного поиска и социально-технологическим опережающим проектированием и моделированием будущего общества.

Изучая модель неустойчивого развития общества, юридические науки, как и многие другие общественные науки, отстают даже от современности, что связано с общим традиционным подходом к исследованию социального развития, когда основное внимание уделяется прошлому состоянию общества. Очевидно, что такое отставание, при котором наука или отдельная дисциплина могла относительно успешно существовать в модели стихийного неустойчивого развития, должно быть сведено к минимуму в новой модели – ноосферной науке. Процесс футуризации правового знания, смещение акцентов в сторону изучения, предвидения и прогнозирования будущего, в основном в форме устойчивого будущего, должен происходить настолько интенсивно, чтобы стало возможным построить «законодательный» фундамент созидания этого будущего.

Однако для этого необходимо изменить концептуально-методологические основания правового знания, сформировав опережающее правовое знание как знание, развивающееся более быстрыми темпами, чем многие другие социально-гуманитарные знания, и как знание, которое содержит информацию о грядущем, о наших действиях в настоящее время для формирования желаемого устойчивого будущего.

Знание о будущем, конечно же, является «нефактологическим» знанием (поскольку факты – отражение уже свершившегося). Но это не означает, что юридические науки лишатся своей эмпирической базы и «фактологическое» знание станет второстепенным. В принципе тенденция «нефактологического»

подхода отчётливо обнаружилась в науке ещё на предыдущих этапах её развития. И в этом «виновато» не только предсказание и исследование будущего, но и появление и развитие наук, отвлекающихся в той или иной степени от истинности своих положений и их содержательности. Классическим примером такой науки является математика, где важна не истинность результатов, а логическая непротиворечивость аксиом. Положения математики настолько отвлечены от содержания, что, по сути дела, изучают аксиоматическим и символическим методом особого рода формы – так называемые математические структуры (Н. Бурбаки) и математические категории.

Однако, не будучи опытной наукой, полностью (либо частично) отвлекаясь от эмпирии, математика всё же считается полноправной научной дисциплиной в системе научного знания. Такого рода «двойной» стандарт оправдан, поскольку математика выполняет свою функцию в науке как целостной системе, способствуя процессу её математизации.

Эстафету подобного подхода от математики «подхватила» информатика, в которой в дополнение к традиционной «математической реальности» появилась так называемая виртуальная реальность как своего рода отвлечение от действительности, породившей её. Виртуальная реальность также имеет дело с иным предметом, нежели эмпирические науки, что не только не исключает, но и допускает влияние виртуальной реальности на «настоящую» реальность. Впрочем, с виртуальной реальностью имеет дело не только информатика, но и, скажем, психология, космонавтика и уже многие другие отрасли знания, что предполагает даже появление особого рода научного направления – виртуалистики, которая в составе научного знания может выступать в статусе математики и информатики.

Сказанное не означает, что необходимо отказаться от опоры на научные и другие факты, которые имели место в прошлом и входят в доказательную базу юридической науки. Речь идёт о том, чтобы элементы проростки опережающего знания и прогнозирования, которые могут составлять правовой фундамент для превентивных действий, получили бы необходимое развитие и превратили бы «право неустойчивого развития» в «право устойчивого развития».

Важно в самой юридической науке провести своего рода «инвентаризацию» знаний: определить, что должно остаться в модели неустойчивого развития и что являет-

ся своего рода инвариантом в обеих моделях цивилизационного процесса. К этому последнему можно отнести лишь то правовое знание, которое будет способствовать реализации модели УР.

Очевидно, что модель УР существует лишь в идеальной форме, как желаемый, нормативный прогноз того возможного развития, которое может реализоваться в том случае, если человечество в целом предпримет соответствующие меры по реализации этой модели действия. Основанием для появления УР как нормы (прогноза) будущей человеческой деятельности является потребность в выживании мирового сообщества, которое может погибнуть от антропоэкологической катастрофы, если не будут предприняты упомянутые действия. Эта потребность выживания ныне стала воплощаться в цели, принципы и императивы будущей формы (модели) социоприродного развития, для реализации которой должны быть задействованы различные механизмы регуляции и управления, в том числе – государство, право, закон.

Право УР должно быть основано на новой системе трактовки традиционных научных понятий, этических и духовных ценностей. Обратим внимание, например, на такую характеристику юридического закона, как общеобязательность. Обычно общеобязательность трактуется в рамках отдельного государства либо определённой их коалиции (в случае международных договоров). Однако такая трактовка общеобязательности узка для реализации стратегии УР, поскольку это последнее требует объединения усилий всего человечества, его скоординированных действий по воплощению целей и принципов нового курса поступательного движения мирового сообщества. Общеобязательность в праве УР неизбежно приобретает планетарный характер (поэтому важно УР соединить с процессами глобализации) как в пространственных измерениях, так и в темпоральном аспекте, в том смысле, что она распространяется на все последующие поколения живущих на Земле людей. Впрочем, если иметь в виду возможность реализации космической магистрали УР, то глобальный характер императива общеобязательности дополняется и внеземными характеристиками как для человечества, так и возможных его коалиций с иными цивилизациями Вселенной.

Стратегия УР также существенно расширяет содержание идеи формального равенства, поскольку в той или иной степени она распространяется и на последующие поколе-

ния людей, а также на природу, прежде всего биоту. Современные поколения должны сделать всё от них зависящее, чтобы потомки не столкнулись с угрозой своей гибели либо дегенерации в силу ухудшения экологических условий проживания либо даже отсутствия природных ресурсов. Между тем, это вполне реально при сохранении нынешней модели устойчивого развития хотя бы на протяжении первой половины XXI века. По сути дела, в данном случае речь идёт о некоторой «консервации» наших представлений о человечестве, поскольку мы хотим, чтобы и в будущем человечество в своей основе оставалось таким же, а не вымерло или не превратилось бы в нечто иное, которое с нашей нынешней точки зрения не будет идентифицироваться с человечеством, несмотря на его происхождение и эволюцию.

С позиции УР определённое равенство распространяется и на природу, особенно на экологические условия и природные ресурсы. Это следует из формального равенства нынешних и будущих поколений по удовлетворению своих жизненно важных и коэволюционно-разумных потребностей. Их удовлетворение происходит и может идти за счёт природы, и важно её сохранить и преобразовывать таким образом, чтобы не разрушались ни природные ресурсы, ни условия проживания людей. Это означает, что жизнедеятельность и, прежде всего, хозяйственная деятельность человека должны проходить в определённых пределах, превышение которых прекращает действие биоты, прежде всего, её естественных сообществ в качестве регулятора и стабилизатора окружающей среды [8, 13]. Если хозяйственная и иная антропогенная деятельность находятся в этих пределах, т. е. имеют экологические ограничения, то цивилизационный процесс может длиться неограниченно долго и реализуется стратегия социоприродного УР.

Поскольку естественные сообщества выступают в качестве регулятора и стабилизатора экосистем и биосферы в целом, то речь идёт, прежде всего, об их сохранении. Причём не о сохранении всей биоты, а лишь той её части, которая необходима и достаточна для сохранения биосферы и её экосистем (по оценкам учёных, эта часть составляет не менее трети всей дикой природы). В разных экосистемах эта часть будет варьироваться, но остальная часть может быть использована человеком для своих нужд, но лишь в том случае, если не будет утрачиваться биораз-

нообразии. Речь идёт о своего рода «консервации» качества и количества биоты в форме естественных сообществ, их «параллельной» эволюции, наряду с биотой, используемой человеком.

Желательно также, чтобы используемая биота была бы воспроизводимым ресурсом и, соответственно, доля других воспроизводимых ресурсов также была бы максимальной. И наоборот, доля используемых невозпроизводимых ресурсов, к которым обычно относят минеральные ресурсы, должна быть минимальной. В условиях существующих планетарных ограничений хозяйственной деятельности важно перейти на интенсивный и максимально экологизированный путь развёртывания этой деятельности, в частности, на интенсификацию производства, которая в сфере природопользования основывается на принципе замены невозпроизводимых природных ресурсов на воспроизводимые. Можно даже ввести так называемый коэффициент устойчивости, определяемый через отношение общего количества воспроизводимых природных ресурсов к сумме всех ресурсов (как воспроизводимых, так и невозпроизводимых). Решение проблемы устойчивого природопользования в одной отдельно взятой стране в принципе нереально, поскольку переход к новой модели цивилизационного развития возможен только в планетарном масштабе. Поэтому процесс замены невозпроизводимых ресурсов на воспроизводимые связан не только с научно-технологическими, экономическими, социальными, экологическими проблемами, но и с политическими. Наряду с экологическими императивами именно устойчивое природопользование выступает тем центральным звеном, от которого, в первую очередь, зависит переход человечества на новую магистраль развития, включающую в себя справедливое распределение ресурсов (и доступ к ним) как для нынешних, так и будущих поколений.

Эти вопросы возникают при попытке отличить формальное равенство (по содержанию) в праве УР и в праве неустойчивого развития. В основном это различие связано с признанием «равенства» нынешних и будущих поколений и «приравниванием» человека к другим живым существам, что характерно для «Хартии Земли», на принципы которой ориентируется стратегия УР [13].

Существенно изменяется и содержание принципа справедливости при переходе к модели УР. Он обретает глобальное измерение, чему, несомненно, способствует перевод

процессов глобализации на магистраль УР. По мнению ряда организаций, входящих в ООН, именно справедливость является главным принципом УР. Принято говорить о том, что она распространяется на всех без исключения людей. При этом обычно имеют в виду только нынешние поколения. Но эти поколения, продолжая транслировать в будущее принципы хозяйствования и особенно природопользования, ведущие к разрушению окружающей природной среды и истощению природных ресурсов, обрекают будущие поколения вначале на существенное снижение качества жизни, а затем и на гибель. Тем самым не только с позиции пространственно-глобальных, но и темпоральных критериев нынешние поколения существенно нарушают принцип справедливости; они живут, по сути дела, за счёт будущих поколений. Вот почему в целях обеспечения УР необходимо устранить упомянутую темпоральную асимметрию и распространить принцип социальной справедливости и на будущие поколения людей, с тем чтобы обеспечить выживание и сохранение существования человеческого рода на всё обозримое будущее.

Императивы УР должны быть заложены и в понимание личных свобод. Для многих людей личные свободы предпочтительнее насущных забот общества, а тем более всего человечества. И пока что все демократические механизмы в основном приспособлены к учёту мнения большинства населения, а не его разумной части. Предстоит большая работа по совершенствованию демократического механизма учёта общественного мнения при принятии властных решений. По-новому рассматриваемые принципы равенства и справедливости, а также по-новому понимаемые личные свободы, будучи закреплёнными в праве, кардинальным образом меняют его содержание.

Право УР – это право устойчивого будущего. Но его становление происходит не на пустом месте. Элементы такого права частично уже созданы в ходе развития человеческого общества. Они закреплены в индивидуальных и нормативных механизмах регулирования общественных отношений, в системе наиболее эффективных мер правового воздействия на поведение человека, в правовом оформлении деятельности государственных и международных институтов и т. п. И всё же главные черты и специфические особенности права УР только начинают складываться. Уже сейчас ясно, что оно будет включать

набор принципов и норм, которым должны быть подчинены любые предписания, прямо или косвенно затрагивающие вопросы сохранения биосферы и безопасности не только отдельного человека, но и всего человечества.

Направленность на обеспечение УР становится неотъемлемой чертой развития права XXI века. Начало такой тенденции придало необходимость обеспечить нормальные экологические условия для жизни современников (чистый воздух, чистая вода и т. п.). Но оказалось, что чисто экологические проблемы не поддаются решению без участия государственно-правовых и международных институтов. Решение экологических проблем неизбежно влечёт за собой кардинальные изменения и в традиционном укладе жизни общества, в общественном сознании. Более того, переход к УР невозможен лишь в рамках национальных государств. Он предполагает согласованные действия многих стран по решению общемировых проблем УР. Примером такого сотрудничества может стать совместное решение ряда стран Азиатско-тихоокеанского региона, США и европейских государств о создании всемирной службы предупреждения о возникновении цунами в Индийском океане, принятое после катастрофических последствий такого цунами в декабре 2004 г. Идея УР плохо работает в мире, разделённом социально-экономическими, политическими и культурно-цивилизационными барьерами. Поэтому должен сложиться новый миропорядок, который позволит каждому государству реализовать те идеи общего блага, с которыми исторически связывается его существование, должно быть положено начало формированию глобального гражданского общества, в котором максимально полно будут обеспечены права и свободы граждан с учётом интересов будущих поколений.

Забота о будущих поколениях людей неразрывно связана с сохранением нашей планеты. При этом речь идёт не только о каких-то особых сообществах живых существ, а обо всём живом на планете, независимо от того, представляет ли та или иная конкретная форма жизни пользу для человечества [13, 14]. И дело не в том, чтобы, оставив живые существа в покое, человеку существовать лишь за счёт неживой природы, на чём настаивают некоторые авторы, ссылаясь при этом на идею В.И. Вернадского об автотрофности. Использование косного вещества планеты, в частности минерального сырья, также будет подрывать основы биосферы, негативно влиять на живое вещество и человечество [15]. Поэтому речь идёт именно о сохранении биосферы и планеты в целом, геосферы которой вза-

имосвязаны между собой. Изменение их человеком возможно лишь в определённых экологических, геологических и других аналогичных пределах, что обеспечивает безопасное существование биосферы и цивилизации [16].

Литература

1. План выполнения решений Всемирной встречи на высшем уровне по устойчивому развитию // Использование и охрана природных ресурсов в России. 2002. № 9-10. С. 142-187.
2. Бринчук М.М., Урсул А.Д., Мастушкин М.Ю. Правовые проблемы устойчивого развития. Учебное пособие. М.: Ступени, 2005. 308 с.
3. Наше общее будущее: Доклад Международной комиссии по окружающей среде и развитию (МКОСР) / М.: Прогресс, 1989. 376 с.
4. Урсул А.Д., Демидов Ф.Д. Устойчивое социоприродное развитие. Учебное пособие. М.: РАГС, 2006. 330 с.
5. Шхагапсоев С.Х., Мурзаканова А.С. Экологические проблемы горных территорий и обеспечение их природно-экологической устойчивости (на примере Кабардино-Балкарской республики) // Юг России: экология, развитие. 2007. № 1. С. 22-34.
6. Урсул А.Д. Концептуальное моделирование устойчивого развития // Экология урбанизированных территорий. 2006. С. 22-32.
7. Урсул А.Д. Безопасность и развитие: концептуально-методологические аспекты // Безопасность Евразии. 2007. № 1. С. 335-355.
8. Лосев К.С. Несущая ёмкость экосистем // Глобалистика. Энциклопедия / Гл. ред. И.И. Мазур, А.Н. Чумаков. М.: Радуга, 2003. 1328 с.
9. Урсул А.Д., Урсул Т.А. Универсальный эволюционизм (концепции, подходы, принципы, перспективы). М.: РАГС, 2007. 328 с.
10. Урсул А.Д. Нужен закон о переходе РФ к устойчивому развитию // Зеленый мир. 1995. № 16.
11. Научная основа стратегии устойчивого развития Российской Федерации. М.: Государственная дума, 2002. 232 с.
12. Нерсесянц В.С. Право // Новая философская энциклопедия. Т. 3. М.: Мысль, 2001. С. 305-308.
13. Лосев К.С. Экологические проблемы и устойчивое развитие России в XXI веке. М.: Космоинформ, 2001. 399 с.
14. Хартия Земли. Принципы. М.: Локус станда, 2003. 14 с.
15. Урсул А.Д. Путь в ноосферу. Концепция выживания и устойчивого развития цивилизации. М.: Луч, 1993. 278 с.
16. Романович А.Л., Урсул А.Д. Устойчивое будущее (глобализация, безопасность, ноосферогенез). М.: Жизнь, 2006. 512 с.

**Эколого-ценотические группы видов в фитоценозах ландшафтов
Северного и Приполярного Урала и Приуралья**

© 2008. А.Б. Новаковский, С.В. Дёгтева

Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН

На основе массива из 1083 геоботанических описаний, собранных в ландшафтах верхнего и среднего течения р. Печоры, с использованием коэффициента сопряжённости Бравэ методами теории графов выделено пять групп совместно встречающихся видов. Интерпретация данных с использованием экологических шкал и коэффициента индикаторных значений вида показала, что выделенные плеяды могут рассматриваться как эколого-ценотические группы видов. Часть из них достаточно типична для северо-западных и центральных районов России, другие отражают специфику растительного покрова исследованного региона.

Five groups of conjugated species were selected using the graphs theory and conjugation coefficients of Bravé. The data from 1083 relevés obtained by researches in the upper and middle stream of the Pechora river basin were analyzed. Interpretation of the results with ecological scales and constancy coefficient IndVal showed these groups to be coenotic (or eco-coenotic) groups. Some of them seem to be typical for North-West and Central parts of Russia; others reflect the specificity of the investigated region.

Исследования многих поколений специалистов в области науки о растительности привели к формированию представлений о том, что растительное сообщество (фитоценоз) представляет собой в большей степени не случайное, а закономерное сочетание видов. Причины этого явления кроются как в особенностях экологических параметров местообитания (эктопа), так и свойствах видов-эдикаторов, способных их трансформировать с образованием специфичных биотопов. Совокупности видов, характеризующихся сходными экологическими потребностями и приспособленных к определённым биотопам, в современной ботанической литературе [1 – 3] определяются как эколого-ценотические группы («свиты»). Выделение таких групп, имеющих значительную индикаторную роль, сегодня является важным этапом при классификации растительного покрова, особенно с позиций эколого-флористического подхода, и изучении его динамики. Сведения об экологических потребностях и ценотической приуроченности видов традиционно используются в сравнительной флористике. Состав эколого-ценотических групп (ЭЦГ) растений в пределах достаточно крупных географических регионов остаётся достаточно стабильным, поэтому первоначально их выделяли эмпирически [1, 2]. В последние годы для этих целей всё чаще используют методы математической статистики – доказано, что многие виды отличаются высокой степенью взаимной сопряжённости.

К настоящему времени детально разработана типизация ЭЦГ для северо-западных и центральных областей Европейской России [1, 2]. Как справедливо отмечал А.А. Ниценко [1], подобные системы не могут быть универсальными, поскольку индикаторное значение одного и того же вида в разных частях ареала в той или иной степени меняется. В связи с этим выявление ЭЦГ в растительном покрове различных регионов достаточно актуально. Нами была поставлена цель определения экологических потребностей видов и выделения ЭЦГ сосудистых растений на территории европейского северо-востока России, в бассейне верхнего и среднего течения реки Печоры. Здесь проходят границы распространения и накладываются ареалы многих видов растений. Истоки и правые притоки Печоры берут начало в Уральских горах, где ярко выражена высотная поясность растительного покрова – от предгорных лесов до горных тундр. Всё это обуславливает большое разнообразие и региональную специфику флоры и растительности.

Материалы и методы

Материалом для анализа служила база данных, включающая в себя массив из 1083 геоботанических описаний, выполненных по стандартной методике специалистами отдела флоры и растительности Севера Института биологии Коми НЦ УрО РАН (преимущественно С.В. Дёгтевой, а также В.А. Мартыненко, Ю.А. Дубровским, С.Н. Плюсиным,

И.А. Лавриненко, О.В. Лавриненко) в период с 1987-го по 2006 г. в равнинных, предгорных и горных ландшафтах верхнего и среднего течения р. Печоры и её притоков: Унья, Илыч, Велью, Малый Паток, Большая Сыня.

Согласно принятому сегодня ботанико-географическому районированию [4] большая часть рассматриваемой территории относится к Урало-Западносибирской провинции Евразийской хвойнолесной области; тёмнохвойные и смешанные лиственно-тёмнохвойные леса равнинной ландшафтной зоны входят в состав её Североевропейской провинции. Основные типы растительности – леса равнинных пространств, предгорий и склонов Уральских гор, сформированные преимущественно видами сибирской полидоминантной тайги – прежде всего *Picea obovata*¹, и в меньшей степени *Abies sibirica*, *Larix sibirica*, *Pinus sibirica*, а также болота и горные тундры. Наряду с описаниями перечисленных типов растительного покрова в обработку поступили описания кустарников, сообществ травянистых многолетников, горных редколесий и нарушенных фитоценозов, в том числе формирующихся в антропогенных местообитаниях.

Список сосудистых растений, зарегистрированных в массиве геоботанических описаний, включал 585 видов. Из него на первом этапе обработки были исключены виды, встретившиеся менее чем в 20 описаниях. Всего в последующий анализ были вовлечены 230 видов. Для них рассчитали значения коэффициента сопряжённости Бравэ [6]. На основе матрицы сопряжённости построили граф, вершинам которого соответствовали рассматриваемые виды (230), а рёбрам – рассчитанные значения коэффициента (более 10000). После этого на графе выделили группы совместно встречающихся видов. При этом исходили из того, что все виды внутри такой группы (плеяды) должны быть положительно сопряжены и не иметь ни одной отрицательной связи. Для автоматизации расчётов величин коэффициента сопряжённости, визуального отображения полученной матрицы в виде графа и выделения плеяд сопряжённых видов использован модуль «GRAPHS», разработанный в Институте биологии Коми НЦ УрО РАН [7].

С целью интерпретации результатов использовали данные об отношении видов к основным экологическим факторам (влажность, общее богатство и кислотность почв, освещён-

ность), значения которых определяли с использованием экологических шкал [8, 9] и их ценотической приуроченности к тому или иному типу растительности. Ценотическую приуроченность оценивали, применяя коэффициент индикаторных значений вида *IndVal* [3, 10].

Результаты и обсуждение

При обработке материала было выявлено пять плеяд (табл. 1, рис. 1), в которые вошли 154 вида, причём размеры этих групп значительно различались (от 13 до 55 видов). Логично предположить, что виды, составляющие разные плеяды, могут различаться по экологической валентности и экологическому оптимуму. Для того чтобы интерпретировать полученные группы видов с экологической точки зрения, для каждой из них были определены средние значения и стандартное отклонение баллов экологических шкал [8, 9], отражающих потребности видов в увлажнении, общем богатстве, кислотности почв и освещённости (табл. 1). С использованием *t*-критерия Стьюдента показано (табл. 2), что выделенные совокупности видов в большинстве случаев демонстрируют неодинаковое отношение к условиям среды.

Так, по фактору увлажнения, рассчитанному по шкале Л.Г. Раменского [8], статистически достоверно отделилась плеяда 1, для которой средние баллы находятся в пределах от 80 до 100 (увлажнение от сырлугового до болотного). Остальные плеяды по рассматриваемому фактору не показали чёткого различия. Средние значения параметра лежат на уровне 70-75 баллов, что соответствует влажноруговой группе ступеней увлажнения. Максимальный размах значений баллов по фактору увлажнения наблюдается для плеяды 4, минимальный – для плеяды 3.

По фактору общего богатства почв виды, входящие в состав плеяд, образуют ряд, включающий растения олиготрофы, олигомезотрофы, мезотрофы, мезоэутрофы и эутрофы. При этом практически между всеми сравниваемыми группами сопряжённых видов наблюдаются статистически достоверные различия. Исключение составляет лишь пара плеяд 1 и 2. Наиболее требовательными к богатству почв оказались виды плеяд 5 и 4, наименее – растения плеяды 1.

В отношении фактора кислотности почв сгруппировались плеяды 1 и 2, для которых

¹ – Латинские названия сосудистых растений приведены согласно сводке С.К. Черепанова [5]

Таблица 1

Видовой состав, балльные оценки экологических факторов (среднее значение и стандартная ошибка) выделенных плед

№	Виды	Экологические характеристики				
		Hd	Tr	Rc	Lc	
1	<i>Andromeda polifolia</i> , <i>Betula nana</i> , <i>Carex limosa</i> , <i>C. pauciflora</i> , <i>C. rostrata</i> , <i>Chamaedaphne coryulata</i> , <i>Eriophorum russeolum</i> , <i>E. vaginatum</i> , <i>Ledum palustre</i> , <i>Menyanthes trifoliata</i> , <i>Oxycoccus palustris</i> , <i>Pinus sylvestris</i> , <i>Rubus chamaemorus</i>	90,0±1,9	3,8±0,6	4,1±0,4	2,8±0,2	
2	<i>Анемонаstrum biarmiese</i> , <i>Betula tortuosa</i> , <i>Bistorta major</i> , <i>Carex arctisibirica</i> , <i>C. brunnescens</i> , <i>C. vaginata</i> , <i>Diphasiastrum alpinum</i> , <i>Eriopetrum hermaphroditum</i> , <i>Festuca ovina</i> , <i>Hieracium alpinum</i> , <i>Juncus trifidus</i> , <i>Juniperus sibirica</i> , <i>Lorix sibirica</i> , <i>Pachypleurum alpinum</i> , <i>Salix glauca</i> , <i>Vaccinium uliginosum</i>	72,4±1,5	4,9±0,5	4,5±0,2	3,5±0,2	
3	<i>Abies sibirica</i> , <i>Actaea erythrocarpa</i> , <i>Atragene sibirica</i> , <i>Avenella flexuosa</i> , <i>Betula pubescens</i> , <i>Carex globularis</i> , <i>Dryopteris carthusiana</i> , <i>Dryopteris expansa</i> , <i>Equisetum sylvaticum</i> , <i>Gymnocarpium dryopteris</i> , <i>Juniperus communis</i> , <i>Linnaea borealis</i> , <i>Luzula pilosa</i> , <i>Lycopodium annotinum</i> , <i>Maianthemum bifolium</i> , <i>Melampyrum pratense</i> , <i>Orthilia secunda</i> , <i>Oxalis acetosella</i> , <i>Phegopteris connectilis</i> , <i>Picea obovata</i> , <i>Pinus sibirica</i> , <i>Rosa acicularis</i> , <i>Rubus arcticus</i> , <i>R. idaeus</i> , <i>R. saxatilis</i> , <i>Solidago virgaurea</i> , <i>Sorbus sibirica</i> , <i>Trientalis europaea</i> , <i>Vaccinium myrtillus</i> , <i>V. vitis-idaea</i>	72,7±0,7	6,1±0,2	5,2±0,2	4,9±0,2	
4	<i>Aconitum septentrionale</i> , <i>Adoxa moschatellina</i> , <i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Angelica archangelica</i> , <i>A. sylvestris</i> , <i>Artemisia vulgaris</i> , <i>Bromopsis inermis</i> , <i>Cacalia hastata</i> , <i>Calamagrostis purpurea</i> , <i>Carex cespitosa</i> , <i>Chamaenerion angustifolium</i> , <i>Chrysosplenium alternifolium</i> , <i>Cirsium heterophyllum</i> , <i>Crepis paludosa</i> , <i>C. sibirica</i> , <i>Equisetum pratense</i> , <i>Filipendula ulmaria</i> , <i>Fragaria vesca</i> , <i>Galium boreale</i> , <i>Geranium albidiflorum</i> , <i>G. sylvaticum</i> , <i>Geum rivale</i> , <i>Heracleum sibiricum</i> , <i>Hylotelephium triphyllum</i> , <i>Lactuca sibirica</i> , <i>Lamium album</i> , <i>Lathyrus pratensis</i> , <i>L. vernus</i> , <i>Lonicera pallasi</i> , <i>Melica nutans</i> , <i>Milium effusum</i> , <i>Myosotis palustris</i> , <i>Padus avium</i> , <i>Paeonia anomala</i> , <i>Faris quadrifolia</i> , <i>Phalaroides arundinacea</i> , <i>Pleurospermum uralense</i> , <i>Poa palustris</i> , <i>Ranunculus propinquus</i> , <i>R. repens</i> , <i>Ribes hispidulum</i> , <i>R. nigrum</i> , <i>Salix dasyclados</i> , <i>Senecio nemorensis</i> , <i>Spiraea media</i> , <i>Stellaria bungeana</i> , <i>Tanacetum vulgare</i> , <i>Thalictrum minus</i> , <i>T. simplex</i> , <i>Trollius europaeus</i> , <i>Urtica sondenii</i> , <i>Valeriana wolgensis</i> , <i>Veronica longifolia</i> , <i>Vicia sepium</i> , <i>Viola biflora</i>	73,2±1,4	9,7±0,3	7,2±0,2	3,8±0,1	
5	<i>Achillea millefolium</i> , <i>Agrostis tenuis</i> , <i>Allium schoenoprasum</i> , <i>Amoria repens</i> , <i>Caltha palustris</i> , <i>Carex acuta</i> , <i>C. aquatilis</i> , <i>Cerastium holosteoides</i> , <i>Deschampsia cespitosa</i> , <i>Dianthus superbus</i> , <i>Elymus mutabilis</i> , <i>Elytrigia repens</i> , <i>Equisetum arvense</i> , <i>Festuca pratensis</i> , <i>F. rubra</i> , <i>Geranium pratense</i> , <i>Hypericum maculatum</i> , <i>Leontodon autumnalis</i> , <i>Leucanthemum vulgare</i> , <i>Ligularia sibirica</i> , <i>Oberna behen</i> , <i>Parnassia palustris</i> , <i>Petasites radiatus</i> , <i>Phleum pratense</i> , <i>Plantago major</i> , <i>Poa alpina</i> , <i>P. pratensis</i> , <i>Prunella vulgaris</i> , <i>Ranunculus acris</i> , <i>R. polyanthemus</i> , <i>Rumex acetosella</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i> , <i>Stellaria palustris</i> , <i>Tanacetum bipinnatum</i> , <i>Taraxacum officinale</i> , <i>Trifolium medium</i> , <i>T. pratense</i> , <i>Veronica chamaedrys</i> , <i>Vicia cracca</i> , <i>Viola tricolor</i> .	70,1±1,5	11,2±0,4	6,9±0,2	3 ± 0,1	

Примечание. Условные обозначения экологических факторов: Hd – увлажнение, Tr – богатство-засоление, Rc – кислотность, Lc – освещённость

баллы кислотности в шкалах Д.Н. Цыганова [9] варьируют от 4,1 до 4,5, что соответствует режиму сильнокислых и кислых почв, а также плеяды 4 и 5 со средними значениями показателя 6,9-7,2 балла (слабокислые почвы). Плеяда 3 занимает промежуточное положение.

Анализ отношения обозначившихся групп сопряжённых видов к фактору освещённости, параметры которого рассчитали в шкалах Д.Н. Цыганова [9], показал, что наиболее светлюбивые растения присутствуют в плеядах 1 и 5. Для видов, вошедших в состав плеяд 2 и 4, средние значения показателя достоверно выше, что позволяет рассматривать их как несколько более теневыносливые. Максимально теневыносливые виды отмечены в плеяде 3.

Таким образом, статистически подтверждено, что выделенные совокупности видов характеризуются разными экологическими потребностями, поэтому они могут в принципе рассматриваться как экологические группы.

С учётом того обстоятельства, что растения, прежде всего эдификаторы, в результате жизнедеятельности трансформируют условия

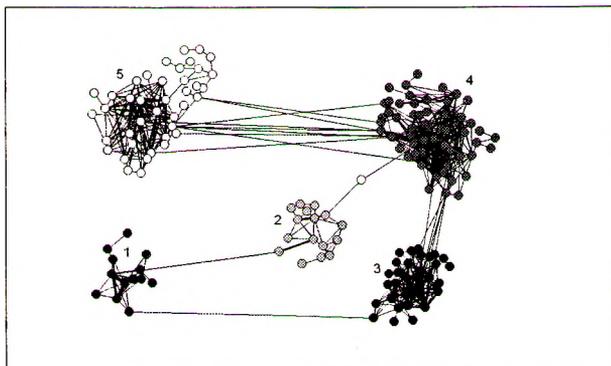


Рис. 1. Граф плеяд сопряжённых видов

среды обитания для себе подобных, при дальнейшей интерпретации плеяд проанализировали роль образующих их видов в формировании ценозов, относящихся к различным типам растительности. Для этого выполнили классификацию имеющегося массива геоботанических описаний по типам растительности (леса, кустарники, болота, луга, горные редколесья, горные тундры). С учётом того, что лесные сообщества в изученном регионе являются основным зональным типом растительного покрова и формируются в широком спектре экологических условий, их подразде-

Таблица 2
Значение *t*-критерия Стьюдента при сравнении средних значений экологических факторов для видов разных плеяд

№ плеяды	2	3	4	5
Увлажнение почв				
1	7,361	10,603	5,701	7,095
2		0,215	0,276	0,924
3			0,226	1,477
4				1,501
Общее богатство почв				
1	1,558	4,934	8,688	9,460
2		2,928	7,857	8,951
3			8,308	10,247
4				2,921
Кислотность почв				
1	0,812	2,679	7,190	6,528
2		2,113	7,300	6,622
3			7,0212	5,903
4				1,120
Освещённость				
1	2,830	6,981	3,275	0,964
2		4,906	0,995	3,347
3			4,917	10,777
4				4,697

Примечание: жирным шрифтом выделены значения *t*-критерия Стьюдента при уровне значимости $P < 0,05$

лили на группы водораздельных (включая склоновые) и долинных (включая приручейные) лесов. В отдельную группу выделили описания растительности нарушенных местообитаний (естественных и антропогенных). Для каждого из видов, вошедших в состав рассматриваемых плейд, рассчитали величины коэффициента *IndVal* в перечисленных типах растительности. Анализ полученных результатов показал, что виды, входящие в состав плейд, характеризуются значимой ценотической ролью во вполне определённых растительных сообществах (табл. 3).

По ценотической приуроченности абсолютное большинство видов плейды 1 оказалось типичным для болот и в меньшей степени для заболоченных сосняков водоразделов. В плейду 2 вошли виды, у которых значения коэффициента *IndVal* были наибольшими в горных редколесьях и тундрах. В плейду 3 преимущественно сгруппировались виды, характерные для лесов. Самой многочисленной оказалась плейда 4, которая объединила виды, обычные для растительных сообществ, формирующихся в пойменных ландшафтах (лугов, кустарников и лесов). Плейда 5 включает виды, встречающиеся почти исключительно на лугах и антропогенно нарушенных территориях. Таким образом, полученные плейды можно рассматривать как ценотические группы видов.

Учитывая, что виды выделенных совокупностей характеризуются разными требованиями к экологическим условиям, следуя

принципу тройной верности (виды верны друг другу, приурочены к определённым растительным сообществам и встречаются в сходных экологических условиях) их можно трактовать как эколого-ценотические группы. Условно их можно обозначить следующим образом: плейда 1 – болотная ЭЦГ, 2 – ЭЦГ горных тундр и редколесий, 3 – лесная ЭЦГ, 4 – ЭЦГ долинных экотопов, плейда 5 – ЭЦГ луговых и прибрежно-водных видов.

Сравнение состава выделенных нами плейд и эколого-ценотических групп видов, сведения о которых имеются в литературе [1, 3], показало, что он в той или иной мере сходен. Так, основные «ядра» болотной, лесной и луговой плейд совпадают с ЭЦГ, выделенными для северо-западных (совпало 85% от видового состава, рис. 2) и центральных (80%, рис. 3) районов России. Наибольший интерес, на наш взгляд, представляет плейда, объединившая виды долинных местообитаний. Растения, вошедшие в неё, в других регионах Европейской России включены в широкий спектр ЭЦГ. При этом обращает на себя внимание тот факт, что большая их часть в центральном регионе отнесена к группам неморальных и нитрофильных видов. Такие результаты, по-видимому, объясняются тем, что виды указанных ЭЦГ являются требовательными к общему богатству почв, а в условиях Севера наиболее благоприятные условия для их существования формируются преимущественно в долинных местообитаниях, почвы которых характеризуются повышен-

Таблица 3

Усредненные величины коэффициента *IndVal* выделенных плейд в разных типах растительности водораздельных и долинных экотопов

№ плейды	Болога	Водораздел							Долина					
		Горные редколесья	Горные тундры	Гари, вырубки, ветровалы	Нарушенные территории	Сосняки	Березняки / осинники	Ельники / пихтарники	Березняки / осинники	Ельники / пихтарники	Кустарники	Пойменные луга	Бечевники	
1	26,2	0,1	0,3	1,2	0,2	11,5	0,2	0,5	0,0	0,1	0,0	0,0	0,2	
2	0,7	18,3	15,9	1,2	0,2	1,4	0,3	0,3	0,5	0,3	0,1	0,1	0,1	
3	0,4	4,5	1,2	4,2	0,3	2,0	7,8	10,2	4,5	11,7	0,3	0,1	0,1	
4	0,1	0,1	0,0	0,4	0,7	0,0	0,7	0,1	9,0	4,7	12,7	5,0	1,3	
5	0,4	0,0	0,2	0,0	5,9	0,0	0,1	0,0	0,4	0,0	1,0	7,4	7,8	
<i>N</i>	84	35	101	22	36	47	77	174	46	121	46	157	81	

Примечание. *N* – количество геоботанических описаний. Жирным шрифтом выделены наибольшие значения коэффициента *IndVal*

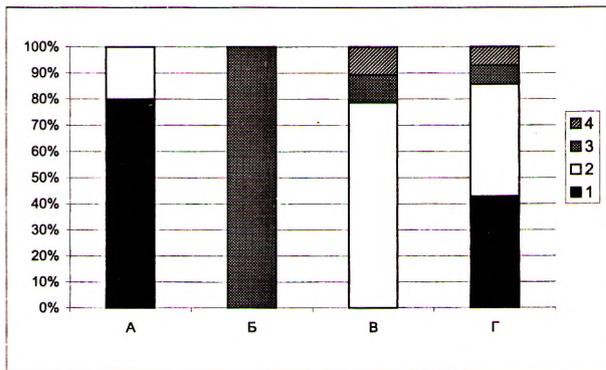


Рис. 2. Меры включения «свит» А.А. Ниценко в выделенные группы сопряжённых видов. 1 – Водно-болотные свиты, 2 – Луговые свиты, 3 – Лесные и опушечно-поляннне свиты, 4 – Сорно-рудеральные свиты; А – Болотная ЭЦГ, В – Лесная ЭЦГ, В – ЭЦГ луговых и прибрежно-водных видов, Г – ЭЦГ долинных экотопов.

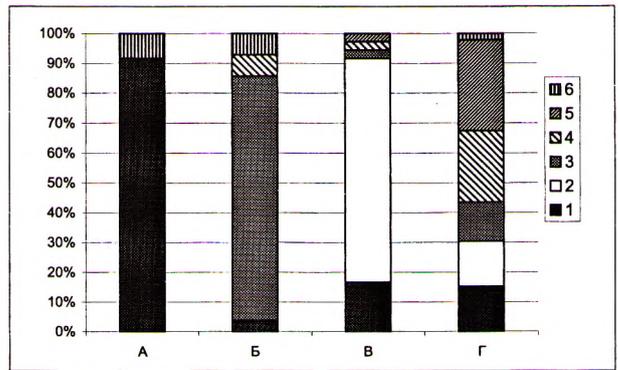


Рис. 3. Меры включения ЭЦГ для центральной России в выделенные группы сопряженных видов. 1 – Водно-болотные, 2 – Луговые, 3 – Бореальные, 4 – Неморальные, 5 – Нитрофильные, 6 – Боровые виды; А – Болотная ЭЦГ, В – Лесная ЭЦГ, В – ЭЦГ луговых и прибрежно-водных видов, Г – ЭЦГ долинных экотопов.

ным содержанием биогенных элементов. Специфичной для изученного региона является также плеяда растений горных тундр и редколесий. Её обособление отражает характерные черты организации растительного покрова в горной ландшафтной зоне Северного и Приполярного Урала, связанные с высотной поясностью.

Заключение

Таким образом, в ходе проведённого исследования с применением методов теории графов и статистической обработки в растительном покрове бассейна верхнего и среднего течения Печоры выделено пять плеяд сопряжённых видов, которые с использованием экологических шкал и данных о ценотической роли видов в различных типах растительности могут быть интерпретированы как эколого-ценотические группы. Часть из них достаточно типична для северо-западных и центральных районов Европейской России, другие отражают специфику растительного покрова региона, располагающегося на границе двух частей света – Европы и Азии. Выделенные эколого-ценотические группы видов различны по объёму, проявляют определённую степень неоднородности по экологическим и ценотическим свойствам формирующих их видов. В связи с этим поставлена задача их более глубокого анализа.

Литература

1. Ниценко А.А. Об изучении экологической структуры растительного покрова // Бот. журн. 1969. Т. 54, № 7. С. 1002-1013.
2. Зозулин Г.М. Исторические свиты растительности Европейской части СССР // Бот. журн. 1973. Т. 58. № 8. С. 1081-1092.
3. Восточноевропейские леса: история в голоцене и современность / Под ред. О.В. Смирновой. М.: Наука, 2004. 576 с.
4. Исаченко Т.И., Лавренко Е.М. Ботанико-географическое районирование // Растительность Европейской части СССР. Л.: Наука, 1980. С. 10-20.
5. Черепанов С.К. Сосудистые растения России и сопредельных государств. СПб.: Мир и семья, 1995. 990 с.
6. Василевич В.И. Статистические методы в геоботанике. Л.: Наука, 1969. 232 с.
7. Новаковский А.Б. Возможности и принципы работы программного модуля «GRAPHS». Сыктывкар, 2004. 28 с. (Научные доклады Коми НЦ УрО РАН. Сер. Автоматизация научных исследований. Вып. 27).
8. Экологическая оценка кормовых угодий по растительному покрову / Л.Г. Раменский, И.А. Цаценкин, О.Н. Чижиков, Н.А. Антипин. М.: Сельхозгиз, 1956. 471 с.
9. Цыганов Д.Н. Фитоиндикация экологических режимов в подзоне хвойно-широколиственных лесов. М.: Наука, 1983. 196 с.
10. Dufrene M., Legendre P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach // Ecological Monographs. 1997. V. 67. № 3. P. 345-366.

Количественная оценка аэротехногенного загрязнения территории Мурманской области (часть 1)

© 2008. Н.Е. Раткин, А.В. Шаблова

Институт проблем промышленной экологии Севера КНЦ РАН

На основе многолетних исследований по изучению закономерностей аэротехногенного загрязнения снежного покрова и жидких осадков на территории Мурманской области выявлены факторы, определяющие пространственное распределение концентрации сульфатов, никеля и меди в условиях сложно-пересечённого рельефа, во времени. Определены границы зоны локального загрязнения сульфатами и тяжёлыми металлами (ТМ). Получены уравнения связи пространственного распределения концентрации вещества в снежном покрове и жидких осадках с расстоянием от источника выбросов, формирующейся за холодный и тёплый периоды года в различных формах рельефа локальной зоны за долговременную ретроспективу и перспективу. Определены величины концентрации сульфатов, никеля и меди в снежном покрове и жидких осадках региональной фоновой зоны.

On the bases of many years investigation of aero-techogenic laws of snow blanket and liquid atmospheric precipitates pollution on the territory of Murmansk region the factors were found out, that in course of time influence space distribution of sulfates, nickel and copper in conditions of complex cross-country landscape. The boundaries of the zone of local pollution with sulfates and heavy metals are determined. The equations are found of how the distance from the pollution source influences space distribution of the substance concentration in snow blanket and in liquid atmospheric precipitates during yearly periods of cold and warm in different local zone landscape forms during both the long-term retrospective and perspective. The amount of sulfates, nickel and copper concentration in snow blanket and in liquid atmospheric precipitates of the regional background zone is determined.

Введение

С учётом санитарно-гигиенических критериев и экологических требований к качеству природной среды в составе выбросов местных источников загрязнения атмосферы на Кольском полуострове в целом загрязнителями являются сернистый газ, никель и медь. Приоритетные источники загрязнения – комбинаты «Североникель» и «Печенганикель» [1].

Мурманская область характеризуется сложно-пересечённым рельефом. Проблема количественной оценки аэротехногенного загрязнения подстилающей поверхности в горных условиях является сложной и многоплановой, поскольку требует учёта множества природных факторов: абсолютных отметок, ориентацию и крутизну склонов, особенностей ветрового режима, типа подстилающей поверхности и растительности, мезорельефа [2 – 6].

Вопросы влияния природных факторов на пространственное распределение загрязняющих веществ в горных условиях изучены недостаточно. Это связано с необходимостью постановки многолетних и весьма трудоёмких натурных наблюдений на репрезентативных площадках, достаточно полно отражающих присущее данному району разнообразие локальных условий загрязнения

подстилающей поверхности. Постановка таких работ в настоящее время вряд ли осуществима и рентабельна.

Поэтому особую актуальность приобретают исследования, направленные на выявление пространственно-временных закономерностей загрязнения субарктических территорий и на этой основе разработка расчётных методов, позволяющих адекватно оценить величину аэротехногенной нагрузки приоритетных загрязняющих веществ, не прибегая к полевым работам в условиях сложно-пересечённого рельефа.

Материалы и методы

Результаты работы получены на основе гидрохимического опробования снежного покрова на территории Мурманской области: в 1979, 1983, 1990–1994 годах вокруг комбината «Печенганикель» на расстояниях до 80 км. В работе использованы результаты гидрохимического опробования снежного покрова и жидких осадков, выполненные в 1990–1991 годах вокруг комбината «Североникель» на расстояниях до 120 км. В работе использованы результаты гидрохимического опробования снежного покрова, выполненные в 1992–1994 годах в районе населённого пункта Тана (Норвегия), а так-

же, выполненные в 1992 году в районе пограничного поста Лотта, удалённых от источников загрязнения на расстояние более 180 км, материалы гидрохимического опробования снежного покрова и жидких осадков, выполненные в 1991, 1992, 2002 годах в районе поселка Краснощелье (рис. 1).

Также использованы данные о выбросах диоксида серы, никеля и меди в атмосферу Мурманской области металлургическими предприятиями «Североникель» и «Печенганикель» за годы проведения экспериментальных работ по гидрохимическому опробованию снежного покрова и жидких осадках. За эти же годы использовалась метеорологическая информация метеостанций «Мончегорск» и «Никель» о сезонной повторяемости направлений ветра и штилей.

Гидрохимическое опробование снежного покрова производилось в конце марта – начале апреля (в период максимального снегонакопления).

Отбор проб жидких осадков осуществлялся в период с апреля по октябрь с помощью полиэтиленовых бутылей ёмкостью три литра.

Работы по отбору, подготовке и химическому анализу проб проведены по методикам, применяемым в Институте проблем промышленной экологии Севера (ИППЭС) КНЦ РАН и многими другими исследователями [1, 6 – 10].

Все расчёты произведены на ЭВМ. Достоверность результатов достигалась на основе применения методов математической статистики: нуль – гипотеза, коэффициенты корреляции.

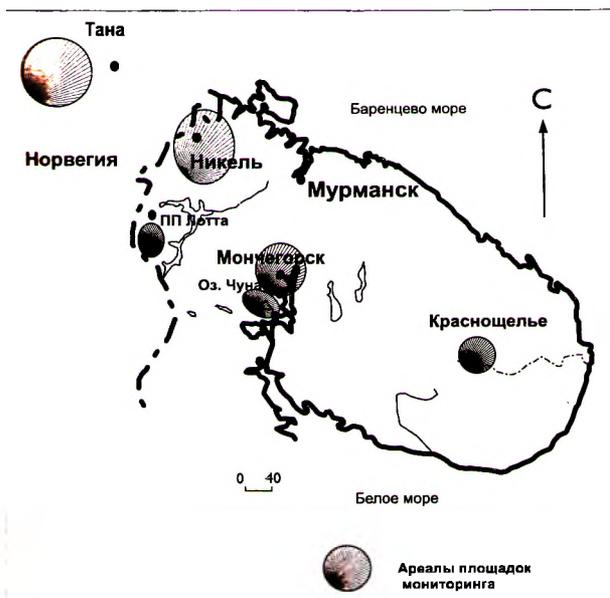


Рис. 1. Расположение объектов мониторинга

Результаты и обсуждение

Проведённые исследования показали, что величина пространственного распределения концентрации вещества в снежном покрове и жидких осадках зависит от комплекса природных и антропогенных факторов. К природным следует отнести: расстояние природного объекта от источника выбросов, орографический фактор, повторяемость направлений ветра и штилей в районе источника выбросов. К техногенным факторам – объём выброса, высоту источника выбросов, механический состав и физико-химические свойства загрязнителей, дифференциацию годового выброса вещества в атмосферу по сторонам света в зависимости от розы ветров.

Математический анализ пространственного распределения удельной среднесуточной концентрации вещества – концентрации, формирующейся в снежном покрове и жидких осадках за сутки при среднесуточной эмиссии загрязнителя по различным сторонам света относительно источника загрязнения, равной одной тысяче тонн [11], позволил статистически достоверно установить нижеследующее.

На расстоянии 64-66 км от источника выбросов в величине концентрации сульфатов отмечается «порог». На расстоянии 66 км концентрация сульфатов значительно выше, чем на расстоянии 64 км (рис. 2). После преодоления порога концентрация сульфатов в снежном покрове не изменяется в пространстве. Для никеля и меди пороговые значения концентраций отмечаются на расстоянии 35-39 км от источника загрязнения (рис. 3).

Полученные результаты позволяют говорить, что среднесуточная зона локального загрязнения снежного покрова и жидких осадков будет представлять собой окружность с радиусом 64-66 км от центра промышленной площадки типичного предприятия, а никелем и медью – 35-39 км, или, в среднем, для сульфатов – 65, а никеля и меди – 37 километров.

Общее количество таких частиц, достигающих подобного расстояния, будет зависеть от повторяемости направлений ветра по сторонам света и его скорости, которая на территории Мурманской области находится в пределах 4-7 м/с [12]. Наиболее высокий «порог» будет формироваться на севере от источника выбросов при южном направлении ветра, а самый низкий – на западе при восточном направлении (рис. 4).

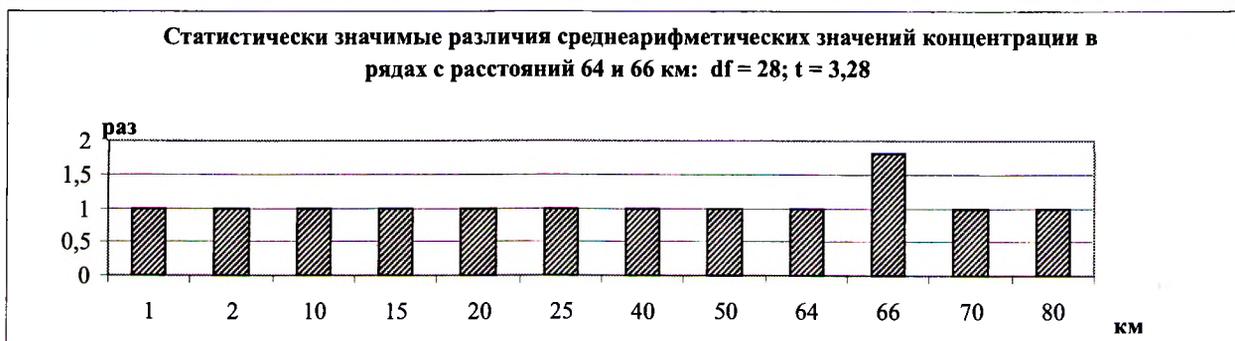


Рис. 2. Отношение среднеарифметических значений в рядах пространственного распределения удельной среднесуточной концентрации сульфатов, раз

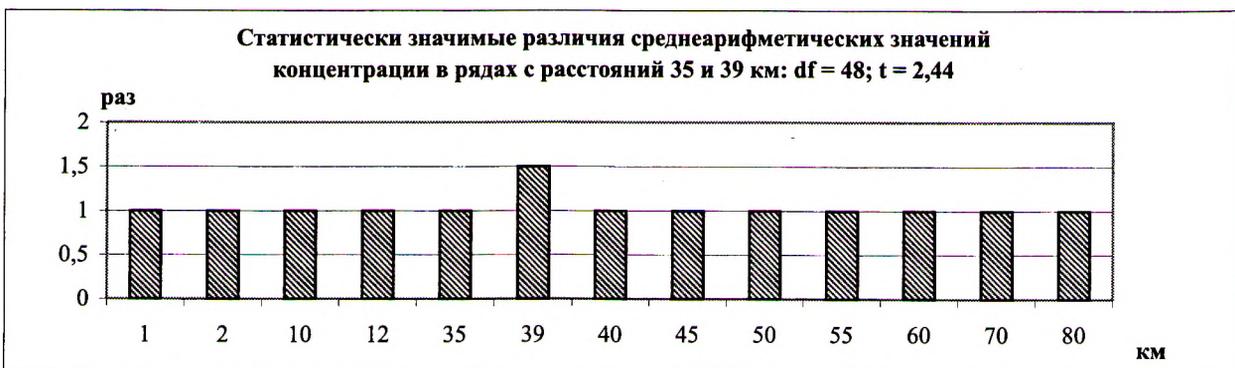


Рис. 3. Отношение среднеарифметических значений в рядах пространственного распределения удельной среднесуточной концентрации никеля и меди, раз

Сравнительный анализ пространственного распределения удельной среднесуточной концентрации на вершинах, склонах и равнинах показал, что интенсивность поступления сульфатов на поверхность вершин в 1,8 раза выше, чем на поверхность равнин. На поверхность склонов сульфаты поступают из атмосферы в 1,5 раза интенсивнее, чем на поверхность равнин (рис. 5). Уровень загрязнения равнин и склонов никелем, также как и медью, одинаков, но на вершины и никель, и медь поступают в 1,5 раза интенсивнее, чем на равнины (рис. 6).

Физико-химические свойства загрязнителей определяют различия в интенсивности их выпадения на подстилающую поверхность. Интенсивность выпадения меди на поверхность всех форм рельефа на 20% выше, чем интенсивность выпадения никеля (рис. 7).

Влияние орографического фактора на величину концентрации загрязняющих веществ можно объяснить адиабатическим поднятием и соответствующим расширением воздуха, сопровождающимся его охлаждением до точки росы, конденсацией водяного пара на аэрозольных частицах с последующим поглощением частиц подстилающей поверхностью.

Многолетние исследования показали, что в региональной фоновой зоне концентрация вещества, соответственно, в снежном покрове и жидких осадках не изменяется во времени. Влияние орографического фактора, фактора расстояния и количества, выпадающих осадков на величину концентрации не проявляется. Она не зависит от динамики суммарного объема выброса загрязнителей в атмосферный воздух на территории Мурманской области, по крайней мере, в его достаточно широком диапазоне: 100-750 тыс. т/год применительно к диоксиду серы и 1-3 тыс. т – к никелю и меди (рис. 8-10).

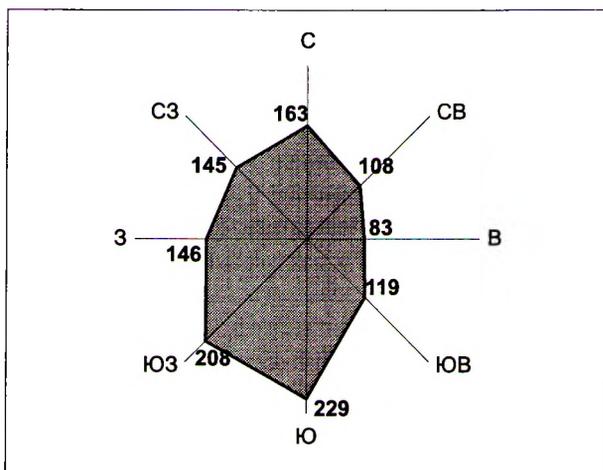


Рис. 4. Среднегодовое годовая роза ветров в Мурманской области

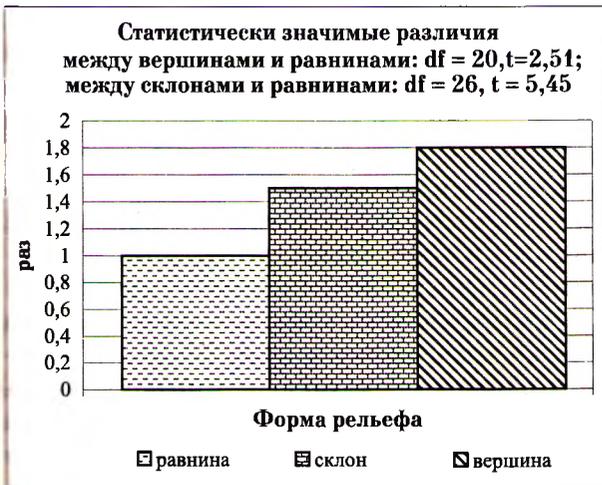


Рис. 5. Интенсивность локального выпадения сульфатов на поверхность вершин и склонов по отношению к интенсивности выпадения на поверхность равнин, раз

Независимость концентрации вещества от величины его выброса в атмосферу можно объяснить физико-химическими и электрическими свойствами аэрозольных частиц, их способностью быть ядрами конденсации водяного пара, а также вымывающей способностью снега и дождя.

Во-первых, аэрозольные частицы сульфатов и ТМ могут быть ядрами конденсации водяного пара. Тогда увеличение выброса приведёт к увеличению числа таких ядер, содержащихся в единице объёма воздуха. Увеличение ядер конденсации приведёт к увеличению числа снежинок или капель дождя и, как следствие, к увеличению объёма влаги. При снижении выброса будет наблюдаться обратный процесс. В этом случае динамика объёма выброса вещества в атмосферу будет определять согласованную динамику величины мокрого выпадения загрязнителя на подстилающую поверхность, а его концентрация не будет изменяться. Это позволяет говорить, что выброс вещества влияет на уровень загрязнения ландшафтов, расположенных в фоновой зоне.

Во-вторых, можно допустить, что загрязняющие вещества, особенно никель и медь, не являются ядрами конденсации водяного пара в атмосфере фоновой зоны. Тогда их вынос из облака будет связан со снежинками и каплями дождя, имеющими другую природу образования. В этом случае, в зависимости от физико-химических свойств загрязнителя, не все частицы (например, имеющие одинаковый электрический заряд со снежинкой или каплей) способны прилипнуть к поверхности снежинки или капли дождя. Кроме того, известно, что аэрозольная частица прилипает к

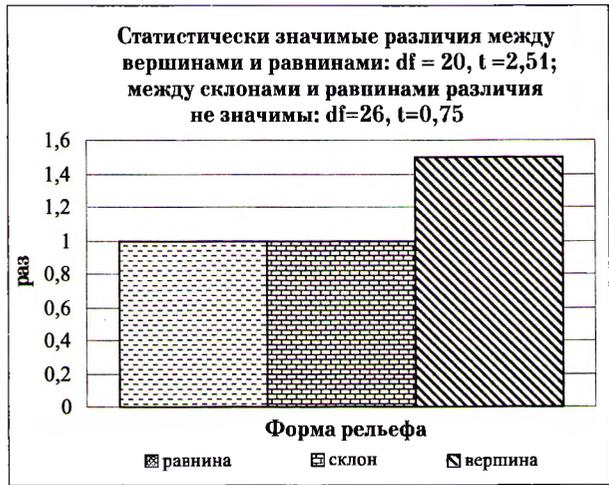


Рис. 6. Интенсивность локальных выпадений никеля и меди на поверхность вершин и склонов по отношению к интенсивности выпадения на поверхность равнин, раз

чистой поверхности, после чего эта способность утрачивается [13]. Поскольку эффективная поверхность, например снежинки, ограничена, то и её способность осаждать частицы на своей поверхности, также ограничена. Поэтому, вероятно, при увеличении количества частиц в единице объёма воздуха, связанного с увеличением величины выброса, атмосферные осадки всё равно выносят то количество частиц, которое способны уместить на своей поверхности. При изменении количества или размеров, например, снежинок из облаков будет вымываться больше или меньше вещества, но при этом будет изменяться и запас влаги в снеге, а, следовательно, величина концентрации и в этом случае, не должна изменяться. При таком протекании процесса выноса сульфатов и ТМ из атмо-

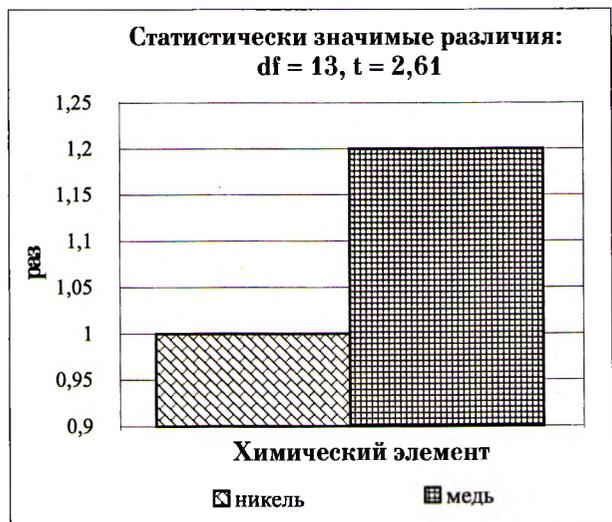


Рис. 7. Интенсивность локальных выпадений меди по отношению к интенсивности выпадения никеля на поверхность всех форм рельефа, раз



Рис. 8. Динамика выброса и среднегогодушной концентрации сульфатов в жидких осадках и снежном покрове (во времени различия концентраций, как в снежном покрове, так и в жидких осадках, статистически не значимы: $df = 20, t = 0,61$).

сферы можно говорить, что при увеличении объёма выброса вещества, особенно на фоне снижения количества выпадающих осадков, будет происходить накопление загрязняющих веществ в верхних слоях тропосферы и, возможно, выше. В данном случае не объём выброса вещества в атмосферу будет влиять на уровень фоновой загрязнённости ландшафтов, а количество осадков, выпадающих из атмосферы.

Скорее всего, совокупное влияние обоих рассмотренных факторов и определяет постоянство средней концентрации вещества на площади фоновой зоны во времени. В снежном покрове среднегогодушные концентрации сульфатов, никеля и меди составляют соответственно 0,7 мг/л, 1,88 и 1,69 мкг/л, а в жидких осадках, соответственно, 1,65 мг/л, 2,35 и 2,84 мкг/л.

Полученные результаты говорят и о независимости концентрации от объёма трансграничного переноса. Вывод из атмосферы веществ трансграничного происхождения,



Рис. 9. Динамика выброса и среднегогодушной концентрации меди в жидких осадках и снежном покрове (во времени различия концентраций, как в снежном покрове, так и в жидких осадках, статистически не значимы: $df = 20, t = 0,22$).

как правило, находящихся под тропопаузой, или даже выше – в стратосфере, во многом не ясен. Происходящие процессы в атмосфере, например, фотохимические реакции и акустическая, или электрическая коагуляция, обуславливают опускание частиц в средние слои тропосферы, где они попадают в зону осадков, часть из которых может вымываться осадками по описанной выше схеме.

Сравнительная многолетняя оценка уровня загрязнения жидких осадков и снежного покрова показала, что интенсивность загрязнения жидких осадков сульфатами и медью во всех формах рельефа выше, чем снежного покрова. В то же время, интенсивность загрязнения жидких осадков никелем ниже, чем интенсивность загрязнения снежного покрова. Причём это характерно как для локальной, так и для региональной фоновой зоны (рис. 11).

Полученные результаты (см. рис. 5–7, 11) позволили получить уравнения для расчёта концентрации сульфатов, никеля и меди как в снежном покрове, так и в жидких осадках в зоне с локальным уровнем загрязнения, во времени и в пространстве (табл.).

Заключение

Проведённые исследования показали, что пространственное распределение концентрации вещества зависит от комплекса природных и техногенных факторов.

Протяжённость зоны локального загрязнения сульфатами и ТМ определяется как природными, так и техногенными факторами, обусловленными технологией производства и методами очистки газопылевых вы-



Рис. 10. Динамика выброса и среднегогодушной концентрации меди в жидких осадках и снежном покрове (во времени различия концентраций, как в снежном покрове, так и в жидких осадках, статистически не значимы: $df = 20, t = 0,08$).

бросов. Среди природных факторов определяющую роль играет скорость ветра. Среди техногенных – высота источника выбросов и дисперсный состав загрязнителей. При характерной для Мурманской области специфике производственного процесса, высоте источника выбросов в 150 метров и среднемноголетней скорости ветра по сторонам света, равной 4-7 м/с, среднемноголетняя зона локального загрязнения сульфатами представляет окружность с радиусом 65-70 км от источника, а никелем – 35-40 км.

Величина пространственного распределения концентрации вещества в снежном покрове и жидких осадках локальной зоны также зависит и от природных, и от техногенных факторов. К природным факторам следует отнести фактор расстояния, орографический фактор и фактор повторяемости направлений ветра и штилей. Влияние этих факторов проявляется в том, что величина концентрации



Рис. 11. Различия в интенсивности загрязнения жидких осадков и снежного покрова во всех формах рельефа локальной и фоновой зоны, раз.

вещества выше на вершинах, расположенных по направлению движения преобладающих ветров и ближе к источнику выбросов. К техногенным факторам, влияющим на величину концентрации во времени и пространстве, относятся объём выброса, дисперсный состав и физико-химические свойства загрязнителей. Разные физико-химические свойства загрязнителей определяют разную интенсив-

Таблица

Уравнения связи концентрации загрязняющих веществ в снежном покрове и жидких осадках с расстоянием от источника выброса, мг/л

Форма рельефа	Уравнение связи	
	За холодный период года (ноябрь-март)	За теплый период года (апрель-октябрь)
Сульфаты		
Вершина	$q_i = c \cdot a X_i^b \cdot (P_i \cdot V)$	$q_{it} = c \cdot a X_i^b \cdot d \cdot (P_{it} \cdot V)$
Склон	$q_i = c_1 \cdot a X_i^{b_1} \cdot (P_i \cdot V)$	$q_{it} = c_1 \cdot a X_i^{b_1} \cdot d \cdot (P_{it} \cdot V)$
Равнина	$q_i = a X_i^b \cdot (P_i \cdot V)$	$q_{it} = a X_i^b \cdot d \cdot (P_{it} \cdot V)$
Никель		
Вершина	$q_i = c_1 \cdot a_1 X_i^{b_1} \cdot (P_i \cdot V_1)$	$q_{it} = c_1 \cdot a_1 X_i^{b_1} \cdot d_1 \cdot (P_{it} \cdot V_1)$
Склон	$q_i = a_1 X_i^{b_1} \cdot (P_i \cdot V_1)$	$q_{it} = a_1 X_i^{b_1} \cdot d_1 \cdot (P_{it} \cdot V_1)$
Равнина	$q_i = a_1 X_i^{b_1} \cdot (P_i \cdot V_1)$	$q_{it} = a_1 X_i^{b_1} \cdot d_1 \cdot (P_{it} \cdot V_1)$
Медь		
Вершина	$q_i = c_1 \cdot m \cdot a_1 X_i^{b_1} \cdot (P_i \cdot V_2)$	$q_{it} = c_1 \cdot m \cdot a_1 X_i^{b_1} \cdot d_2 \cdot (P_{it} \cdot V_2)$
Склон	$q_i = m \cdot a_1 X_i^{b_1} \cdot (P_i \cdot V_2)$	$q_{it} = m \cdot a_1 X_i^{b_1} \cdot d_2 \cdot (P_{it} \cdot V_2)$
Равнина	$q_i = m \cdot a_1 X_i^{b_1} \cdot (P_i \cdot V_2)$	$q_{it} = m \cdot a_1 X_i^{b_1} \cdot d_2 \cdot (P_{it} \cdot V_2)$

Примечание: q_i, q_{it} – концентрация элемента, соответственно, в снежном покрове и жидких осадках в i -й точке, мг/л; c, c_1 – статистически достоверные эмпирические коэффициенты, характеризующие различия в величине пространственного распределения содержания загрязнителей в снежном покрове и жидких осадках, обусловленные орографическим фактором ($c = 1,8; c_1 = 1,5$); $a X_i^b = -6,18 X_i^{-0,59}$ – удельная среднесуточная концентрация сульфатов в снежном покрове равнин за холодный период года в i -й точке, мг/(л · сутки · тыс. т); $a_1 X_i^{b_1} = -1,39 X_i^{-1,45}$ – удельная среднесуточная концентрация никеля в снежном покрове равнин за холодный период года в i -ой точке, мг/(л · сутки · тыс. т); $a, a_1 = \ln a; \ln a_1$ – свободный член уравнения регрессии; b, b_1 – коэффициент регрессии; X_i – расстояние от источника выброса i -й точки, км; $(P_i \cdot V); (P_i \cdot V_1); (P_i \cdot V_2)$ – эмиссия, соответственно, сульфатов, никеля и меди в атмосферу по различным сторонам света относительно источника выбросов за холодный период года во времени, тыс. т; $(P_{it} \cdot V); (P_{it} \cdot V_1); (P_{it} \cdot V_2)$ – эмиссия, соответственно, сульфатов, никеля и меди в атмосферу по различным сторонам света относительно источника выбросов за теплый период года во времени, тыс. т; P_i – продолжительность направления ветра за холодный период года на i -ю точку, сутки; P_{it} – продолжительность направления ветра за теплый период года на i -ю точку, сутки; $V, V_1; V_2$ – выброс, соответственно, сульфатов, никеля и меди за год, тыс. т; t – статистически достоверный эмпирический коэффициент, характеризующий различия в величине пространственного распределения содержания меди над распределением никеля как в снежном покрове, так и жидких осадках, обусловленные различными физико-химическими свойствами загрязнителей ($m = 1,2$); d, d_1, d_2 – статистически достоверные эмпирические коэффициенты, характеризующие различия в величине пространственного распределения содержания загрязнителей в жидких осадках над их распределением в снежном покрове, обусловленные разной вымывающей способностью жидких и твердых осадков ($d = 1,7; d_1 = 0,9; d_2 = 1,2$).

ность их поступления на подстилающую поверхность вершин склонов и равнин, а их пространственное распределение выражается степенной функцией.

В регионально-фоновой зоне средняя концентрация элемента, соответственно, в снежном покрове и жидких осадках на площади фоновой зоны не изменяется во времени и пространстве. Она не зависит от орфографического фактора, фактора расстояния, количества выпадающих твердых и жидких осадков, распределения направлений ветра по сторонам света, объема выброса вещества в атмосферу источником загрязнения и обусловленного трансграничным переносом, по крайней мере, в широком диапазоне этого объема. Статистически достоверная средне-многолетняя фоновая концентрация в снежном покрове составляет для сульфатов, никеля и меди 0,7 мг/л, 1,88 и 1,69 мкг/л соответственно, а в жидких осадках – 1,65 мг/л, 2,35 и 2,84 мкг/л соответственно.

Литература

1. Крючков В.В., Макарова Т.Д. Аэротехногенное воздействие на экосистемы Кольского Севера. Апатиты: Изд. Кольского научного центра АН СССР, 1989. 96 с.
2. Иверонова М.И. Закономерности распределения снежного покрова на склонах и лесолуговом поясе хребта Терской Алатау // Работы Тянь-Шаньской физико-географической станции. М.: 1956. Т. 67. С. 127-137. (Тр. Ин-та географии АН СССР. Вып. 5).
3. Соседов И.С. Исследование баланса снеговой влаги на горных склонах. Алма-Ата: Наука, 1967. 197 с.
4. Северский И.В., Благовещенский В.П. Оценка лавинной опасности горной территории. Алма-Ата: Наука, 1983. 217 с.
5. Северский И.В., Северский С.И. Влияние локальных природных факторов на распределение снежного покрова в горах // Снежный покров в горах и лавины. М.: Наука, 1987. С. 16-23.
6. Раткин Н.Е., Макарова Т.Д. Роль снежного покрова в загрязнении ландшафтов Мурманской области // Эколого-географические проблемы Кольского Севера. Апатиты: Изд. Кольского научного центра РАН, 1992. С. 20-35.
7. Василенко В.Н., Назаров И.М., Фридман Ш.Д. Мониторинг загрязнения снежного покрова. Л.: Гидрометиздат, 1985. 181 с.
8. Глазовский Н.Ф., Злобина А.И., Учватов В.П. Химический состав снежного покрова некоторых районов Верхнеобского бассейна // Региональный экологический мониторинг. М.: Наука, 1983. С. 67-83.
9. Раткин Н.Е., Асминг В.Э., Кошкин В.В. Влияние природных локальных факторов на загрязнение снежного покрова (на примере Печенгского района) // Вестник МГТУ. № 3. 1998. С. 151-160.
10. Лукина Н.В., Никонов В.В. Биогеохимические циклы в лесах Севера в условиях аэротехногенного загрязнения. Апатиты: Изд. Кольск. науч. центра РАН, 1996. 213 с.
11. Раткин Н.Е. О возможностях применения метода расчёта содержания сульфатов, никеля и меди в снежном покрове в геоэкологических исследованиях // Геохимия. 2002. № 2. С. 208-219.
12. Научно-прикладной справочник по климату СССР. Сер. 3. Вып. 2. Мурманская область. Л.: Гидрометеозидат, 1988. 316 с.
13. Петрянов-Соколов И.С., Сутугин А.Г. Аэрозоли. М.: Наука, 1989. 142 с.

Фоновое содержание ртути в почвах таёжной зоны Республики Коми

© 2008. А. Н. Низовцев, В. А. Безносиков, Б. М. Кондратёнок, Е. Д. Лодыгин
Институт биологии Коми НЦ УрО РАН

Интенсивность загрязнения биосферы с каждым годом возрастает из-за активного практического использования ртути и её соединений и расширения путей их поступления в окружающую среду. Постоянное повышение общего ртутного фона вследствие отдельных локальных загрязнений вод и почв, а также геохимических аномалий техногенного характера, вклад которых неуклонно возрастает по мере расширения производственной деятельности человека. Определение регионального фонового содержания ртути в почвах позволяет выявить уровни загрязнения, прогнозировать процессы, ведущие к негативным последствиям, оптимизировать природоохранные мероприятия при ртутной интоксикации за счёт введения ограничений как на промышленные, так и на сельскохозяйственные технологии.

В работе приводятся данные по оценке фонового содержания ртути, установление закономерностей накопления и распределения её по профилю разных типов почв Республики Коми с учётом ландшафтно-геохимических особенностей территорий.

The intensity of biosphere pollution increases each year. The reason of it is intensive practical usage of Hydrargyrum and its connections and increase of its leak into environment. Common mercury background constantly increases owing to separate local contaminations of water and soil as well as to geochemical anomalies of technogenic nature. Their input constantly increases with the growth of human productive activity. Evaluating regional background Hydrargyrum content in soil helps to state the pollution level, to foresee the processes of negative consequence, to optimize nature-protection measures in condition of mercury intoxication by means of introducing some limitations on industrial and agricultural technologies.

The article shows the data of background Hydrargyrum contents evaluation. The laws of its accumulating and distribution in the profile of different soil types of Komi Republic are found out, landscape and geochemical features of the territories are taken into consideration.

Интенсивность «ртутного пресса» на биосферу с каждым годом возрастает из-за активного практического использования ртути и её соединений и расширения путей их поступления в окружающую среду [1 – 5]. Отмечается постоянное повышение общего ртутного фона [2, 4] как следствие отдельных локальных загрязнений вод и почв, а также геохимических аномалий техногенного характера, вклад которых неуклонно возрастает по мере расширения производственной деятельности человека [3, 4]. Токсичность соединений ртути, особенно её фенил- и алкилпроизводных, широко известна [2 – 4, 6 – 9].

В то же время ртуть является необходимым микроэлементом как для растений [3], так и для животных организмов [3, 4, 9]. Однако с увеличением содержания ртути эти эффекты постепенно исчезают и уступают место токсическому воздействию [4, 10].

Обмен неорганической ртути в природных экосистемах включает взаимные потоки между атмосферой, почвой и водоёмом. Постоянным источником неорганической ртути в этом цикле является ртуть, входящая в состав основных почвообразующих пород, главным образом, в виде различных сульфидных модификаций. Соединения этого

типа обладают низкой растворимостью (сульфид ртути, например, обладает наименьшей растворимостью среди всех известных сульфидов металлов – $PP = 1,6 \cdot 10^{-52}$). Однако в почве при условии присутствия кислорода и гигроскопической воды возможно их окисление в ионную форму, представляющее серьёзную опасность для окружающей среды с точки зрения их высокой биологической активности. Также соединения ртути отличает высокая интенсивность вовлечения в водную миграцию ($K_c = 17,6$) и высокий коэффициент поглощения бурыми водорослями (200), против 7,6 у наземной растительности [3, 6]. Отмечается высокая положительная степень корреляции сезонных колебаний содержания ртути в различных водных объектах с содержанием гумусовых веществ, следовательно, миграция ртути с водным стоком с суши происходит совместно с гумусовыми веществами (кислотами) [4]. Однако допускается и возможность «плоскостного смыва» атмосферных поступлений ртути во время паводков [3].

Попадая в почвы, соединения ртути становятся активными участниками процессов, происходящих в ней. Они могут сорбироваться гидроксидами железа и марганца, под-

вергаться гидролизу, окисляться или восстанавливаться. Поведение ртути в почве обусловлено, прежде всего, особенностями её физико-химических свойств, а также большим разнообразием химических соединений, которые могут образовываться и существовать в природной среде.

Среднее фоновое содержание ртути в почвах разных типов (подзолистые, подзолисто-лесные и чернозёмы) бывшего СССР может варьировать от 5 ... 10 в иллювиальных до 400 мкг/кг в органогенных горизонтах (Кларк в литосфере от 30 до 80 мкг/кг) [2 – 4, 6, 10].

Соединения ртути аккумулируются в природных почвах преимущественно в органогенном горизонте (наблюдается тесная связь с углеродом органических соединений, соединениями железа и серы), от 3 до 8% мигрирует по почвенному профилю до глубины 30–40 см. В техногенных почвах Фурсовым (1993) отмечено два горизонта: гумусоаккумулятивный и горизонт с анаэробными условиями, в котором при поступлении легкорастворимых соединений ртути из верхнего горизонта они переходят в труднорастворимые (сульфиды и т. д.). Предполагается, что эти соединения могут вновь стать подвижными и включиться в большой круговорот ртути при изменении окислительно-восстановительного или температурного режимов, а также при изменении ландшафта. Отмечено увеличение подвижности ртути в присутствии фульвокислот и подавление данного процесса вследствие воздействия гуминовых кислот (ртуть осаждается в виде солей-гуматов, а период полувыведения её в этом случае оценивается в 250 лет): сорбция ртути гуминовой кислотой, полученной из дерново-луговой почвы, при рН 3–4 достигает 50%, добавка экстрактов листьев осины, черёмухи и берёзы повышает мобильность её соединений [3].

Отмечается, что очистка почв от ртути дегазацией происходит тем быстрее, чем выше температура и щёлочность (при дезактивации почв после использования фунгицидов, например, проводят внесение серы и фосфорсодержащих препаратов наряду с известкованием) [3].

В современных условиях, когда количество ртути и её производных в окружающей среде возрастает, необходимо в первую очередь проводить систематические наблюдения за её фоновым (естественным) содержанием в почвах, которые как компонент биосферы не только геохимически аккумуля-

лируют компоненты загрязнений, но и являются природным буфером, контролирующим перенос химических элементов в атмосферу, гидросферу и живое вещество. Необходим постоянный контроль за состоянием природной среды и оценкой негативного воздействия ртутного загрязнения на живые организмы всех уровней, включая человека. Необходима также разработка эффективных методов очистки загрязнённых территорий, принятие превентивных мер.

Определение регионального фонового содержания ртути в почвах позволяет выявить уровни загрязнения, прогнозировать процессы, ведущие к негативным последствиям, оптимизировать природоохранные мероприятия при ртутной интоксикации за счёт введения ограничений как на промышленные, так и сельскохозяйственные технологии.

Цель данной работы – оценка фонового содержания, установление закономерностей накопления и распределения ртути по профилю разных типов почв Республики Коми с учётом ландшафтно-геохимических особенностей территорий.

Объекты и методы

Объектами исследований послужили почвы таёжной зоны Усть-Вымского и Княжпогостского районов Республики Коми.

На основе Государственной почвенной карты Республики Коми масштаба 1:1000000 (Государственная почвенная карта лист Р-39, 1988) составлены почвенная карта (рис. 1, см. цветную вкладку) и систематический список почв (табл.1) районов проведения исследований. Наиболее распространёнными почвами в этих районах являются болотно-подзолистые – 51,4%, подзолы иллювиально-железистые – 17,1%, типичные подзолистые – 16,0% и болотные – 11,3%.

При отборе почвенных образцов был использован маршрутный метод, позволяющий учитывать закономерности формирования почвенного покрова в ландшафтах: от водораздела до геохимически подчинённых ландшафтов.

Определение ртути в образцах почв проводили методом атомной абсорбции на ртутном спектрометре РА-915+ без предварительного разложения образца на пиролитической приставке РП-91С с коррекцией фона неселективного поглощения по Зеemannу (ПНД Ф 16.1:2.23-2000). Пары ртути, образующиеся в результате термического воз-

Таблица 1

Распределение почв в Усть-Вымском и Княжпогостском районах Республики Коми

№ п п	Почвы	Районы и площади, км ²					
		Усть-Вымский район		Княжпогостский район		Площади почв, всего	
		кв. км	%	кв. км	%	кв. км	%
1.	Торфяно-подзолисто-глеевые	–	–	3399,4	13,7	3399,4	11,5
2.	Торфяно-подзолисто-глеевые иллювиально-гумусовые	–	–	68,8	0,3	68,8	0,2
3.	Торфянисто-подзолисто-глееватые	1637,5	34,7	4914,4	19,8	6551,9	22,2
4.	Торфянисто-подзолисто-глееватые иллювиально-гумусовые	297,8	6,3	4956,5	19,9	5254,3	17,8
5.	Подзолы	678,1	14,4	4390,7	17,7	5068,8	17,1
6.	Подзолистые	1486,9	31,5	3253,0	13,1	4739,9	16,0
7.	Горные	–	–	679,1	2,7	679,1	2,3
8.	Болотные	192,6	4,1	3143,2	12,6	3335,8	11,3
9.	Пойменные	361,2	7,7	–	–	361,2	1,2
10.	Водная поверхность	66,4	1,3	49,7	0,2	116,1	0,4
Всего		4720,5	100,0	24854,8	100,0	29575,3	100,0

действия на образец почвы поступали в кювету анализатора. В качестве аналитического сигнала использовали площадь под кривой зависимости интенсивность поглощения – время термического воздействия.

Построение градуировочной зависимости осуществляли по набору ГСО СОРт (ГСО 7183-95); контроль градуировочной зависимости осуществляли по стандартному образцу СДПС-2 (ГСО 2499-83) с массовой долей ртути 130 мкг/кг, а также САЗП-98 (ОСО 39804) с массовой долей ртути 23 мкг/кг.

Результаты и их обсуждение

Накопление и распределение ртути в почвенном покрове зависит от ряда факторов: гранулометрического состава почвообразующих пород, рельефа территории, определяющего направление геохимического стока.

Результатами проведенных исследований установлено, что в почвах Усть-Вымского и Княжпогостского районов Республики Коми содержание ртути в почвах согласуется с нормальным законом распределения или близко к нему. Для распределения ртути характерна положительная асимметричность, в большинстве случаев свидетельствующая о том, что наибольшее число вариаций приходится на величины меньше среднего арифметического. Данные таблицы 2 показывают, что диапазон фоновых колебаний содержания ртути с уровнем значимости 0,5 близки для болотно-подзолистых и подзолистых почв. Это связано с единством почвообразующих пород, близким

гранулометрическим составом почв на суглинках и едиными закономерностями накопления и миграции ртути в ландшафтах. Аналогичные закономерности массовой доли ртути отмечены в почвах, сформированных на древнеаллювиальных и водноледниковых песчаных отложениях (подзолы иллювиально-железистые) и на слабодренированных равнинных водоразделах увалов, флювиогляциальных террасах, покрытых песчаными отложениями (торфянисто-подзолистые иллювиально-гумусовые), но абсолютное содержание ртути в этих почвах ниже, чем в почвах, образованных на суглинистых почвообразующих породах. Установлено, что содержание ртути в органогенных горизонтах, болотно-подзолистых и подзолистых почвах, сформированных на суглинистых породах, составляет 130-200 мкг/кг, в почвах на песчаных и супесчаных почвообразующих породах – 96-149 мкг/кг, что является естественным фоном для данной территории (табл. 2).

Полученные данные по содержанию ртути в изучаемых почвах позволили установить, что в распределении по профилю происходит заметное накопление элемента в органогенных и незначительное в иллювиальных горизонтах, что не противоречит литературным данным [3]. Эти горизонты служат геохимическим барьером на пути миграции ртути в пределах профиля. Для песчаных и пойменных почв характерно сравнительно равномерное распределение ртути.

Повышенное количество ртути в торфяных горизонтах (до 200 мкг/кг) болотно-

Фоновое содержание и элювиально-аккумулятивные коэффициенты ртути в почвах Усть-Вымского и Княжпогостского районов

Почва	Горизонт	Глубина, см	Ω мкг/кг	W, %	K _э *
Торфяно-подзолисто-глеевые иллювиально-гумусовые	A0	0-27	130	39,9	11,8
	A2g	27-38	5,3	45,1	0,5
	Bhg	38-52	11,0	15,8	1,0
	Bg	52-91	10,5	23,8	1,0
	BCg	91-125	11,0	19,1	1,0
Торфяно-подзолисто-глеевые	A0	0-30	190	38,5	14,1
	A2g	30-48	19	16	1,4
	A2Bg	48-63	13,3	30,7	1,0
	Bg	63-95	16,4	16,5	1,2
	BCg	95-110	13,5	11,1	1,0
Торфянисто-подзолисто-глееватые иллювиально-гумусовые	A0	0-10	149	13,9	12,7
	A2g	10-28	8,2	48,2	1,5
	Bhg	28-45	8,4	15,4	1,6
	Bg	45-97	5,3	20,7	1,0
	BCg	97-115	5,4	47,6	1,0
Торфянисто-подзолисто-глееватые	A0	0-11	200	30,9	13,3
	A2hg	11-25	12,7	11,5	0,8
	A2Bg	25-62	9,7	3,5	0,6
	B	62-94	18,6	10,6	1,2
	BC	94-120	15	6,7	1,1
Подзолы иллювиально-железистые	A0	0-3	96	65,8	17,8
	A2	3-19	1,8	14,3	0,3
	B1	19-37	12	23,3	2,2
	B2	37-82	5,3	24,4	1,0
	BC	82-125	5,4	19,9	1,1
Типичные подзолистые	A0	0-5	196	16,7	13,4
	A2	5-13	10	21,2	0,7
	A2B	13-28	12	5,9	0,8
	B2	41-73	20,3	8,0	1,4
	BC	73-110	14,7	11,4	1,2

Почва	Горизонт	Глубина, см	Ω мкг/кг	W, %	K _{за} *
Горно-лесные подзолистые	A0	0-4	73	6,8	4,9
	A2	4-9	1,5	33,3	0,1
	Bh	9-25	15	20,1	1,0
	BC	25-38	13,5	8,3	0,9
	C	38-47	14,8	-	-
Торфяно-перегнойно-болотные	A0	0-18	38,7	14,1	-
	AT1	20-40	37,5	11,2	-
	AT2	40-70	32,5	20,2	-
	G	70-90	34,6	28,4	-
Пойменные дерновые	A _{дер}	0-11	56,4	49,7	6,2
	ABg	11-35	22	16,9	2,3
	B1g	35-71	21,2	15,5	2,2
	B2	71-123	9,7	9,1	1,0

Примечание: * – элювиально-аккумулятивный коэффициент (K_{за}) равен отношению содержания элемента в горизонте к содержанию элемента в почвообразующей породе.

подзолистых почв обусловлено обогащением их органическим углеродом, аккумулирующим ртуть в виде прочных органо-минеральных комплексов.

Меркуризация профилей разных типов почв районов неравномерна. В верхних органических горизонтах подзолистых и болотно-подзолистых почв наблюдалось более высокое содержание ртути под лесными подстилками с хвойным опадом (K_{за} = 11,8-17,8), чем под опадом травянистых растений пойменных почв (K_{за} = 6,2). Вниз по профилю почв содержание металла, как правило, уменьшается, что связано с количеством гумуса, количество которого заметно снижается с глубиной. Для почв, сформированных

на суглинистых породах, распределение ртути соответствует илювиально-элювиальному типу. В болотных, пойменных почвах и подзолах прослеживается более равномерное распределение. Необходимо подчеркнуть, что в подзолах содержание ртути в подстилках очень низкое, а в минеральных горизонтах обнаруживали лишь следовые количества.

Выявлены парные корреляционные зависимости между отдельными тяжёлыми элементами и ртутью в почвах, что позволяет судить о сходной направленности биохимических процессов при почвообразовании. Наибольшая корреляционная зависимость выявлена между ртутью и свинцом

Таблица 3

Коэффициенты корреляции между содержанием тяжёлых металлов в почвах

Металлы	Cu	Pb	Zn	Cd	Ni	Mn	Hg
Cu	-	-	-	-	-	-	-
Pb	-0,21	-	-	-	-	-	-
Zn	0,63	0,26	-	-	-	-	-
Cd	0,86	0,04	0,70	-	-	-	-
Ni	0,98	-0,35	0,60	0,83	-	-	-
Mn	0,39	0,39	0,86	0,38	0,34	-	-
Hg	-0,16	0,80	0,23	0,27	-0,26	0,25	-

($G_{Pb-Hg}=0,80$), между остальными тяжёлыми металлами и ртутью установлена слабая зависимость (табл. 3)

При использовании ГИС-технологий, на основании полученных аналитических результатов, созданы базы данных содержания ртути по профилю и карты пространственного распределения её в почвах. При картографировании содержания ртути в почвах были использованы массовые доли этого компонента в подстилках и органометных горизонтах, которые обладают аккумулярующей способностью и являются интегральным показателем аэротехногенной меркуризации почвенного покрова. Карты распределения составлены по среднестатистическому содержанию ртути для верхних горизонтов почв. В типичных подзолистых почвах и подзолах иллювиально-железистых они представлены грубогумусными подстилками мощностью 3-5 см, в дерново-подзолистых – органометными горизонтами мощностью до 4 см, в торфянисто-подзолисто-глееватых иллювиально-железистых и торфянисто-подзолисто-глееватых – оторфованными подстилками мощностью до 11 см, а в торфяно-подзолисто-глеевых почвах – до 30 см, в болотных почвах – торфяными горизонтами мощностью до 70 см, в аллювиальных дерновых почвах – дерновыми горизонтами мощностью до 11 см (рис. 2, см. цветную вкладку).

Выводы

1. Выполнена ландшафтно-геохимическая оценка фонового содержания ртути в почвах Усть-Вымского и Княжпогостского районов Республики Коми. Меркуризация фоновых почв определяется особенностями гранулометрического состава почвообразующих пород, а также расположением почв в геохимически автономных и подчинённых ландшафтах.

2. Основное количество ртути аккумулируется в подстилках и органометных горизонтах: наибольшее, как правило, в почвах речных долин (пойменные), на плоских депрессиях, слабодренированных речных увалах и пологих склонах (болотно-подзолистые и подзолы иллювиально-железистые); наименьшее – на водоразделах (подзолы).

3. Дифференциация ртути по генетическим горизонтам более выражена в су-

глинистых автоморфных и менее – в песчаных, полугидроморфных и гидроморфных почвах. Для всех почв характерно элювиально-иллювиальное распределение ртути в профиле, кроме пойменных. В пойменных почвах отмечается относительно равномерное накопление ртути во всех горизонтах.

4. Превышения содержания ртути над ПДК в почвах исследованных районов не отмечено.

5. Создана база данных содержания ртути в почвах Усть-Вымского и Княжпогостского районов Республики Коми с использованием ГИС-технологий, и на её основе составлена карта распределения ртути в исследованных почвах.

Литература

1. Исидоров В.А. Введение в химическую экотоксикологию. СПб: Химиздат, 1999. 144 с.
2. Поведение ртути и других тяжёлых металлов в экосистемах: Аналит. обзор. Ч. 2. Процессы биоаккумуляции, экотоксикология. Новосибирск: Изд. ГПНТБ СО РАН СССР, 1989. 154 с.
3. Коваль А.Т. Эколого-геохимическая оценка загрязнения ртутью компонентов природной среды Амурской области [Электронный ресурс]: Дис. Канд. биол. наук: 03.00.16. М.: РГБ, 2003.
4. Лапердина Т.Г. Определение ртути в природных водах. Новосибирск: Наука, 2000. 222 с.
5. Ridley W. Ian, Stetson Sarah J. A review of isotopic composition as an indicator of the natural and anthropogenic behavior of mercury // Applied Geochemistry. 2006.
6. Вредные химические вещества. Неорганические соединения элементов I-IV групп: Справ. изд./ Под ред. В.А. Филова и др. Л.: Химия, 1988. 512 с.
7. Швайкова М.Д. Токсикологическая химия. М.: Медицина, 1975. 378 с.
8. Balarama Krishna M.V., Manjusha Ranjit, Karunasagar D., Arunachalam J. A rapid ultrasound-assisted thiourea extraction method for the determination of inorganic and methyl mercury in biological and environmental samples by CVAAS // Talanta. 2005. V. 67. P. 70-80.
9. Сауков А.А. Геохимия ртути. 1946. 131 с. (Труды Ин-та геологических наук АН СССР. Вып. 78).
10. Микроэлементозы человека: этиология, классификация, органопатология /А.П. Авцын, А.А. Жаворонков, М.А. Риш, Л.С. Строчкова. М.: Медицина, 1991. 496 с.

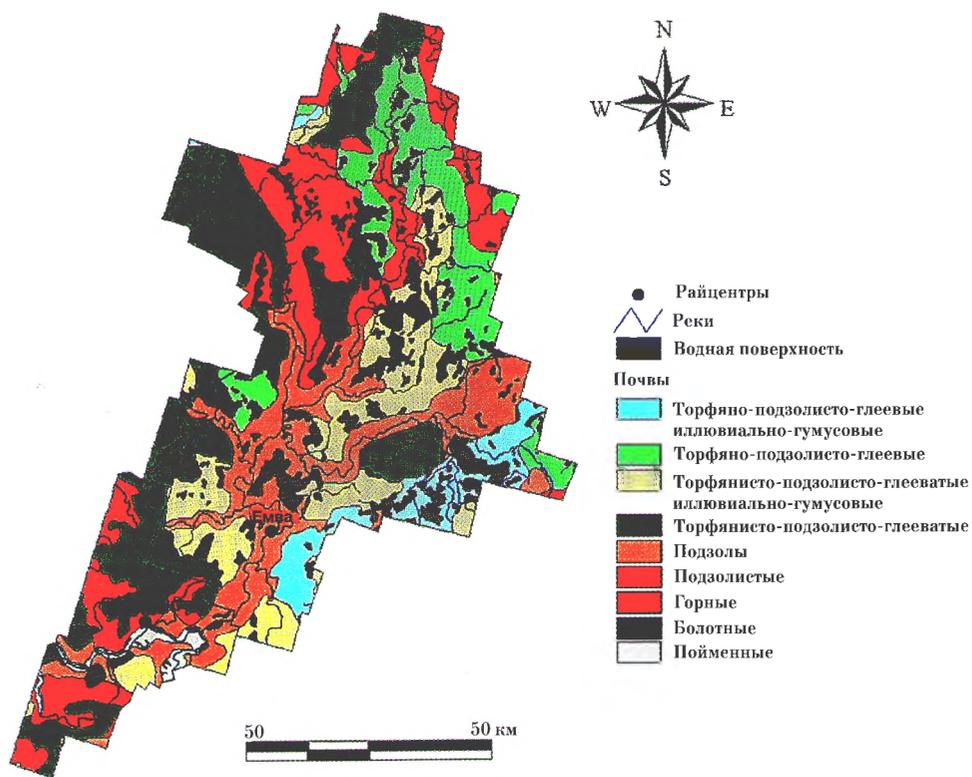


Рис. 1. Почвенная карта Усть-Вымского и Княжпогостского районов Республики Коми

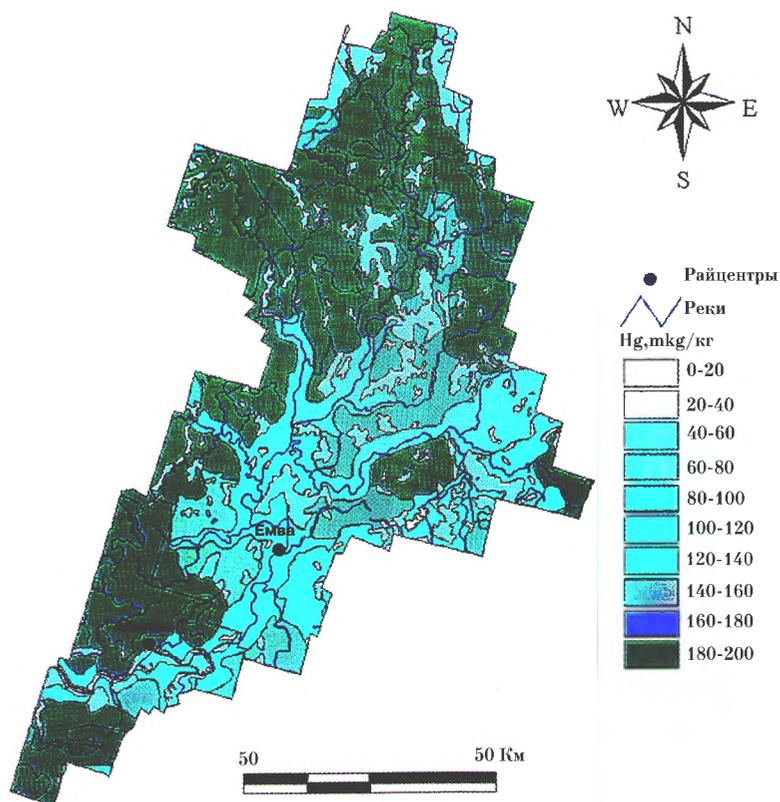


Рис. 2. Карта распределения ртути в почвах Усть-Вымского и Княжпогостского районов

**Всероссийская научно-практическая конференция
«Проблемы региональной экологии в условиях устойчивого развития»
г. Киров, 27-29 ноября 2007 г. (См. с. 97)**



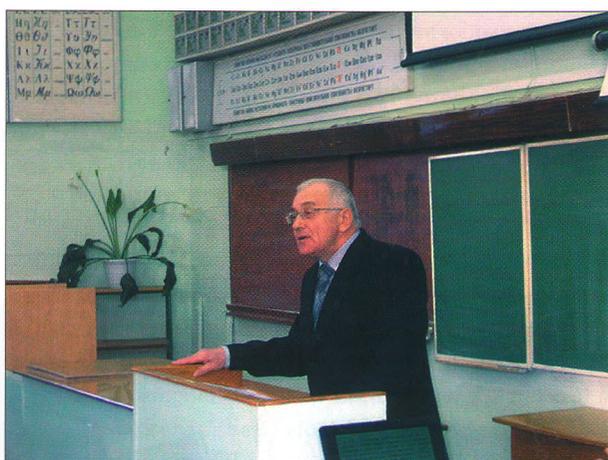
Ректор ВятГУ В.С. Данюшенков
открывает конференцию



Пленарное заседание



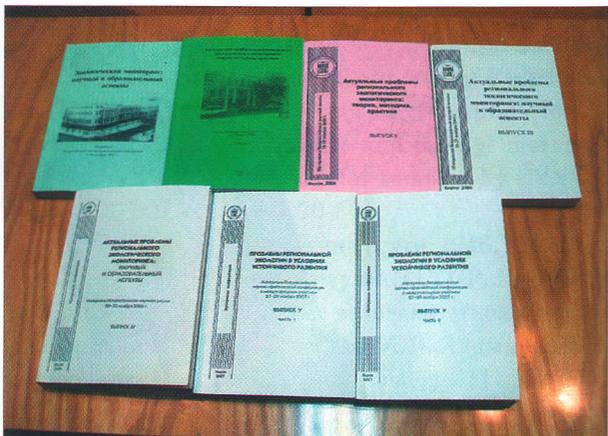
Президиум конференции



Ведущий сотрудник лаборатории
биомониторинга Института биологии
Коми НЦ УрО РАН А.И. Видякин выступа-
ет с докладом на пленарном заседании



Вручение наград победителям областно-
го конкурса юных экологов



Сборники материалов конференции
за 2003–2007 гг.

Стойкие хлорорганические пестициды в системе почва – поверхностная вода: концептуальный подход

© 2008. Р.В. Галиулин, Р.А. Галиулина
Институт фундаментальных проблем биологии РАН

Разработана концепция эколого-геохимической оценки «отпечатков» стойких хлорорганических пестицидов в виде различных остаточных количеств и соотношений исходных соединений, их метаболитов и изомеров в системе почва – поверхностная вода природно-экономических регионов. Сущность данной оценки состоит в получении объективной информации об экотоксикологической ситуации в системе почва – поверхностная вода, выявлении экологического риска её загрязнения пестицидами, обосновании и предложении комплекса профилактических и ремедиационных мер по снижению этого риска.

A concept of ecological-geochemical estimation of the persistent organochlorinated pesticides «fingerprints» as various residual quantities and the ratios of initial compounds, their metabolites and isomers in the soil-surface water system of natural-economic regions has been elaborated. The essence of the given estimation is in receiving the objective information on ecotoxicological situation in the soil-surface water system, revealing ecological risk of its pollution with pesticides and arguing and suggesting a set of preventive and remediation measures on lowering the risk.

Введение

Загрязнение окружающей среды стойкими хлорорганическими пестицидами (СХП), в частности, ДДТ и ГХЦГ остаётся проблемой до сих пор, о чём свидетельствует мониторинг их содержания в почве, питьевой воде и продуктах питания [1-4]. О масштабах загрязнения окружающей среды таким СХП, как ДДТ, свидетельствует тот факт, что только с 1950 г. по 1970 г. в мире его было использовано примерно 4,5 млн. т, и применение данного пестицида наряду с ГХЦГ в сельском хозяйстве и здравоохранении (против переносчиков инфекционных заболеваний) некоторых природно-экономических регионов продолжается до сих пор из-за низкой стоимости и достаточной эффективности этих препаратов [2, 4-6]. Длительное и интенсивное применение СХП в прошлом, особенно в сельском хозяйстве, оставило их «отпечатки» в виде различных остаточных количеств и соотношений исходных соединений, их метаболитов и изомеров в системе почва – поверхностная вода различных природно-экономических регионов. Эколого-геохимический подход к оценке этих «отпечатков» позволяет объективно и корректно идентифицировать по остаточным количествам и соотношениям различных веществ из состава СХП не только происходящие процессы их аккумуляции, трансформации и миграции, но также выявить экологический риск загрязнения данными ксенобиотиками системы почва –

поверхностная вода конкретного природно-экономического региона, обосновать и предложить комплекс необходимых профилактических и ремедиационных мер по его снижению.

Основной целью данной работы была разработка концепции эколого-геохимической оценки «отпечатков» СХП в системе почва – поверхностная вода и её верификация на примере конкретного природно-экономического региона.

I. Концепция эколого-геохимической оценки «отпечатков» СХП в системе почва – поверхностная вода. Данная концепция разрабатывалась посредством систематизации и обобщения результатов эмпирических и теоретических исследований, изложенных в работах авторов [7, 8]. Сущность представленной здесь концепции эколого-геохимической оценки «отпечатков» СХП в виде различных остаточных количеств и соотношений исходных соединений, их метаболитов и изомеров в системе почва – поверхностная вода состоит:

- 1) в получении по этим «отпечаткам» объективной информации об экотоксикологической ситуации в конкретном природно-экономическом регионе, а именно: об интенсивности применения в нём в прошлом основных препаратов СХП; о «возрасте» загрязнения почвы их остатками; о процессе трансформации СХП и длительности сохранения их остатков в почве; о процессе миграции остатков СХП по звеньям вышеназванной системы;

- 2) в выявлении экологического риска загрязнения СХП системы почва – поверхностная вода;
- 3) в обосновании и предложении комплекса профилактических и ремедиационных мер по снижению экологического риска загрязнения СХП системы почва – поверхностная вода.

Известно, что повсеместное применение в прошлом ДДТ и ГХЦГ для борьбы с вредителями посевов сельскохозяйственных культур и многолетних насаждений образовало так называемые региональные педогеохимические аномалии, характеризующиеся повышенным содержанием ксенобиотиков по сравнению с фоновыми количествами. Между тем анализ остаточного содержания СХП в репрезентативных почвенных образцах, отобранных с территорий природно-экономических регионов, может показать следующие сценарии «отпечатков»:

- 1) различные соотношения остаточных количеств ДДТ и ГХЦГ, которые характеризуют неодинаковую интенсивность их применения в прошлом;
- 2) остатки ДДТ в виде соотношения $(\text{ДДЭ} + \text{ДДД}) / \text{ДДТ} > 1$, что отражает «старое», давнее использование инсектицида и, соответственно, сильно выраженную его трансформацию в почве микробиологическим путем, связанную с образованием таких метаболитов, как ДДЭ и ДДД;
- 3) остатки ДДТ в виде другого соотношения – $(\text{ДДЭ} + \text{ДДД}) / \text{ДДТ} < 1$, что характеризует «свежее», недавнее применение инсектицида и, соответственно, слабо выраженное его превращение в почве;
- 4) относительно большие количества β -изомера ГХЦГ по сравнению с другими изомерами (α , γ , δ , ϵ , ζ , η , ν), что отражает «старое», давнее использование технического препарата ГХЦГ, представляющего собой смесь восьми изомеров и, соответственно, сильно выраженную его трансформацию также микробиологическим путем;
- 5) относительно значимые количества α -или γ -изомеров ГХЦГ по сравнению с другими изомерами, которые характеризуют «свежее», недавнее применение технического препарата инсектицида, состоящего до 70% из α -изомера, или линдана, с не менее чем 99%-ным содержанием γ -изомера, и, соответственно слабо выраженное его превращение.

Следует отметить, что чрезвычайно высокая стойкость, в частности ДДТ в почве, как ксенобиотика определяется экзотичностью структуры его молекулы для микроорганизмов, приводящих различные органические вещества до глубокой деструкции, а также отсутствием необходимого для этого процесса оптимального сочетания значений температуры, влажности, аэрации, окислительно-восстановительного потенциала, pH и содержания энергетического субстрата. Последние характеризуются как «магические шесть» факторов, обуславливающие *in situ* микробиологическую трансформацию ксенобиотиков в почве [9]. И поэтому ДДТ в почве претерпевает первоначально лишь частичное превращение до стадии образования ДДЭ и ДДД соответственно путем дегидрохлорирования и дехлорирования и в таком составе долго сохраняется в окружающей среде. Между тем длительность нахождения СХП в почве, а именно периоды их исчезновения на 50, 95 и 99%, а также время, необходимое для достижения их санитарно-гигиенических нормативов (ПДК), рассчитываются по широко используемой в экотоксикологии экспоненциальной зависимости, т. е. $y = e^{-kt}$, где y – остаточное содержание ксенобиотика на время t ; e – основание натурального логарифма; k – константа скорости исчезновения ксенобиотика. Соответствующие формулы для расчёта выглядят так: $T_{50} = \ln 2/k$; $T_{95} = \ln 20/k$; $T_{99} = \ln 100/k$; $T_{\text{пдк}} = \ln (y_0 / 0,1)/k$, где 0,1 – ПДК для ДДТ и ГХЦГ в мг/кг.

Что касается дальнейшей судьбы остаточных количеств СХП в почве, то при атмосферных осадках или орошении происходит не только их перераспределение по почвенному профилю, но и перенос в латеральном направлении, когда ливневая или поливная вода увлекает с собой илистую и коллоидную фракции почвы, содержащие ксенобиотики. Отложение этих фракций в поверхностных водах обуславливает попадание пестицидов в донный ил. Так как процесс обмена между потоком воды и донными отложениями идет практически всегда, то в результате десорбции СХП из илов происходит вторичное загрязнение ими поверхностных вод при соотношении содержания ксенобиотиков в донных отложениях и водной массе больше 1.

В общем случае экологический риск загрязнения СХП системы почва – поверхностная вода проявляется в обнаружении их содержания выше санитарно-гигиенических нормативов, например, в части растений, иду-

щей в пищу, в питьевой воде или рыбной продукции из различных водных объектов и т. д. [3]. При этом количества СХП в продуктах питания являются «отпечатками» их соотношений в почве, воде или донных отложениях. Однако при содержании СХП в продуктах питания ниже ПДК не меньший риск представляет кумулятивное действие на животных и человека ДДТ и ГХЦГ, характеризующееся соответственно сверхкумуляцией ($K_{\text{кумуля.}} < 1$) и выраженной кумуляцией ($K_{\text{кумуля.}} = 1$), что связано с накоплением ксенобиотиков в организме при многократном поступлении относительно небольших их количеств, приводящих в результате к интоксикации, часто заканчивающейся летальным исходом.

При выявлении экологического риска загрязнения СХП системы почва – поверхностная вода конкретного природно-экономического региона становится необходимой безотлагательная реализация комплекса профилактических и ремедиационных мер по его снижению. К их числу можно отнести меры, связанные:

- 1) с интенсификацией микробиологического самоочищения загрязнённых почв;
- 2) со снижением поступления загрязнённого поверхностного (жидкого или твёрдого) стока с почвенного покрова в водоёмы и водотоки;
- 3) с исключением использования для повторного орошения загрязнённых коллекторно-дренажных вод;
- 4) с экскавацией загрязнённых донных отложений из водоемов и водотоков;
- 5) с использованием самоочищающей способности водных экосистем для ремедиации загрязнённых коллекторно-дренажных вод;
- 6) с осуществлением постоянного санитарно-гигиенического контроля за содержанием СХП в водоёмах и водотоках.

II. Пример верификации концепции.

Концепция эколого-геохимической оценки «отпечатков» СХП в системе почва – поверхностная вода была впервые верифицирована на примере Мугано-Сальянского массива, важнейшего природно-экономического региона Азербайджана по производству хлопка, зерновых и продуктов животноводства. Предполагалось, что длительное и интенсивное применение СХП в прошлом в сельском хозяйстве массива оставило их «отпечатки» в виде различных остаточных количеств и соотношений исходных соединений, их метаболитов и изомеров в системе почва – поверхностная вода, что и предстояло оценить с помощью данной концепции.

литов и изомеров в системе почва – поверхностная вода, что и предстояло оценить с помощью данной концепции.

1. Краткое описание Мугано-Сальянского массива Азербайджана. Мугано-Сальянский массив расположен в левобережье Каспийского моря в пределах юго-восточной части Кура-Араксинской низменности. Данный массив ограничен с запада, севера и востока реками Аракс и Кура, с юго-запада государственной границей Азербайджана с Ираном, с юга Ленкоранской низменностью [7, 8]. В целом Мугано-Сальянский массив можно представить в виде обширного вогнутого лотка, приподнятого в тыловой части и к краям и открытого в сторону Каспийского моря. В массиве особенно значительна доля посевных площадей под хлопчатником, орошение которых осуществляется с помощью системы магистральных каналов из рек Аракса и Куры, а дренажные воды всех коллекторов поступают в Каспийское море. Следует отметить, что реки Аракс и Кура служат также источником хозяйственно-питьевого водоснабжения многочисленных населённых пунктов. А река Кура имеет важное значение для естественного воспроизводства ценнейших промысловых рыб Каспийского моря.

2. Эколого-геохимическая оценка «отпечатков» СХП в системе почва – поверхностная вода Мугано-Сальянского массива. Оценка экотоксикологической ситуации в Мугано-Сальянском массиве выявила «отпечатки» СХП в виде резко различающегося соотношения содержания остатков ДДТ (96,3%) и ГХЦГ (3,7%) в почвах, как свидетельство более интенсивного применения в прошлом препаратов первого соединения по сравнению с другим [7-8]. Из семи обследованных сельскохозяйственных ареалов Мугано-Сальянского массива только в одном ареале были установлены «отпечатки» ДДТ в виде соотношения $(\text{ДДЭ} + \text{ДДД}) / \text{ДДТ} < 1$, что свидетельствует о «свежем», недавнем применении ДДТ и, соответственно, слабо выраженной трансформации пестицида, а в остальных шести ареалах массива было соотношение $(\text{ДДЭ} + \text{ДДД}) / \text{ДДТ} > 1$, как показатель «старого», давнего применения ДДТ и, соответственно, сильно выраженного его превращения. В почвенном покрове массива была установлена также высокая доля содержания α -изомера ГХЦГ (52,5%) по сравнению с остаточными количествами других изомеров инсектицида (γ – 29,6; β – 13,7 и δ – 4,2%), что свидетельствует о «свежем»,

недавнем применении, например, 12%-ного дуста ГХЦГ в этом регионе. Продолжительность использования препаратов ГХЦГ в регионе определялась по содержанию в почве такой технологической примеси, как β -изомер, так как последний является самым стойким из четырёх основных изомеров инсектицида, обусловленным расположением атомов хлора в устойчивой экваториальной конформации. Так, доля усреднённых образцов почв, отобранных с репрезентативных участков с уровнями β -изомера ГХЦГ большими или соизмеримыми с содержанием других изомеров, составляла 43,3%.

Между тем влияние температуры и влажности из числа «шести магических» факторов [9] на трансформацию, в частности, ДДТ в различных орошаемых почвах было подтверждено результатами «высотного» (52-1670 м над уровнем моря) микрополевого эксперимента, проведённого в Азербайджане [7, 8]. Так, скорость трансформации ДДТ в серозёмно-луговой почве из-под хлопчатника была прямо пропорциональна влажности (33-99% ПВ) и среднесуточной температуре (3-19°C). При этом режим увлажнения оказывал более существенное влияние на процесс трансформации ДДТ, чем температурные условия, что приводит к заключению о возможности ремедиации почв, загрязнённых этим инсектицидом, путём управления их влажностью *in situ* в условиях орошения.

Расчёты, проведённые для различных почвенных районов Мугано-Сальянского массива, показали, что, например, величина T_{99} остатков СХП для одного из них достигает внушительной цифры – 141,7 лет (табл.) [7].

Очевидно, что в течение этого времени остатки в прошлом использованных препаратов ДДТ и ГХЦГ будут поглощаться растениями или поступать из почвенного покрова в поверхностные воды, что по расчётам [10] соответствует количествам, равным 35–70% и 2–18%. Между тем «отпечатки» ДДТ обнаруживались на участках под хлопковыми севооборотами на глубине до 50 см, а на фоновых территориях – до 20 см, как следствие миграции остатков пестицида по почвенному профилю соответственно при орошении и под действием атмосферных осадков. При этом относительное содержание основного метаболита ДДТ – ДДЭ по отдельным слоям почвенного профиля (20–35 и 35–50 см) было больше, чем самого пестицида.

Как оказалось, относительная доля поступления с речной (поливной) водой остаточных количеств ДДТ и ГХЦГ в Мугано-Сальянский массив была значительно меньше (до 1,2-3,1 раза), чем доля их выщелачивания или выноса коллекторно-дренажной водой из орошаемых земель в Каспийское море [7, 8]. Среднее содержание остатков этих СХП в коллекторно-дренажной воде составляло соответственно 0,1 и 0,8% от их среднего содержания в почвах сельскохозяйственных угодий. Наблюдения [11] показали, что смыв остатков ДДТ и ГХЦГ, в частности, с поверхности почвы составляет десятые доли процента в год, что свидетельствует о длительности процесса поступления СХП из неё в поверхностные воды. Между тем соотношения содержания СХП в донных отложениях и воде рек Аракса и Куры, орошающих зем-

Таблица

Средние значения периодов исчезновения остаточных количеств стойких хлорорганических пестицидов (ДДТ, ДДЭ, ДДД и изомеров ГХЦГ) в почвенных районах Мугано-Сальянского массива Азербайджана [7]

Почвенные районы	Типы почв	Периоды исчезновения, годы			
		T_{50}	T_{95}	T_{99}	$T_{плк}^*$
Северо-Муганский и Восточно-Прикуринский	Сероземно-луговой	5,2-21,3	22,7-92,2	34,8-141,7	22,6-90,6
Южно-Муганский	Каштановый восточно-закавказский; лугово-каштановый; сероземно-луговой и др.	2,2	9,3	14,4	12,8
Приакушинский	Сероземно-луговой	4,9	21,2	32,6	22,3

Примечание: * – предельно допустимая концентрация

ли Мугано-Сальянского массива, в зависимости от места отбора их образцов и проб были на 2-3 порядка больше 1, т. е. для ДДТ – в пределах 102–241, для изомеров ГХЦГ – 54–84, что свидетельствует о наличии процесса вторичного загрязнения речной воды остаточными количествами ксенобиотиков из донных отложений.

3. Экологический риск загрязнения СХП системы почва – поверхностная вода Мугано-Сальянского массива. Известно, что почва является потенциальным источником загрязнения СХП смежных с ней сред – питьевых поверхностных и подземных вод, попадающих в последние соответственно латеральной и вертикальной миграцией. Далее СХП, поступая в водоемы и водотоки, аккумулируются в обитающей в них рыбе, используемой в пищу. Между тем в колодезной воде Мугано-Сальянского массива обнаруживались остатки ДДТ (0,12–0,37 мкг/л) в виде самого пестицида и ГХЦГ (0,73 мкг/л) в виде его 4-х изомеров [7, 8]. При этом содержание α -изомера (36,9%) было преобладающим по сравнению с γ – (28,4%), β – (15,7%) и δ -изомерами ГХЦГ (19%). В водопроводной воде определены только остатки ДДТ в количестве 0,14–0,26 мкг/л. Хотя содержание данных СХП в питьевой воде из водоисточников Мугано-Сальянского массива было ниже их ПДК (для ГХЦГ – 20 мкг/л, ДДТ – 100 мкг/л), но выраженный кумулятивный эффект одного и сверхкумуляция другого соединения позволяет говорить о недопустимости их поступления в организм человека вообще. Расчёты Иванова и Васильева [12], проведённые с учётом суточного потребления основных видов пищевых продуктов, позволили установить, что в организм взрослого человека ежедневно с питьевой водой может поступать ДДТ и ГХЦГ до 2,6–5,4%, а с пищей – 94,6–97,4%.

Как оказалось, соотношения ДДТ и ГХЦГ, а также остатков ДДТ в виде (ДДЭ+ДДД)/ДДТ > 1 и ДДЭ/ДДД > 1 в мышечной ткани осетровых рыб (*Huso huso*, *Acipenser gueldenstaedtii*, *A. stellatus* и *A. persicus*), выловленных в прибрежных водах Азербайджана, совпадают с их соотношениями в почвенном покрове Мугано-Сальянского массива и донных отложениях реки Куры [7, 8, 13]. Аккумуляция остатков СХП в осетровых рыбах связана с продолжающимся поступлением ксенобиотиков в Каспийское море водами коллекторно-дренажной системы Мугано-Сальянского массива и реки

Куры по цепи почва – вода – ил (вода) – рыба, а также с заходом в реку осетровых для размножения. Как следствие кумулятивного действия СХП была обнаружена высокая степень поражения поперечнополосатой мышечной ткани у осетровых рыб, выловленных на предустьевых пространствах реки Куры [14].

4. Профилактические и ремедиационные меры по снижению экологического риска загрязнения СХП системы почва – поверхностная вода Мугано-Сальянского массива. Ввиду выявления экологического риска загрязнения СХП системы почва – поверхностная вода Мугано-Сальянского массива, становится необходимой безотлагательная реализация комплекса профилактических и ремедиационных мер по его снижению. К числу этих мер можно отнести следующие:

- 1) интенсификация микробиологического самоочищения почв из-под хлопчатника от СХП путём внесения больших количеств (не менее 1%) доступного энергетического субстрата (навоза крупного рогатого скота, измельчённой биомассы люцерны и др.) и в последующем поддержания почв в затопленном или водонасыщенном состоянии в течение летних месяцев [15];
- 2) обвалование, одернование и обсаживание кустарником загрязнённых участков полей рядом с водоёмами и водотоками, а также обустройство водоотводящих каналов для поверхностного стока [16];
- 3) исключение из использования для повторного орошения коллекторно-дренажных вод при наличии в них СХП в количествах выше ПДК [16];
- 4) экскавация из водоёмов и водотоков донных отложений загрязнённых СХП;
- 5) использование самоочищающей способности водных экосистем от СХП путём отвода загрязнённых коллекторно-дренажных вод через водотоки, заросшие высшими водными растениями и замедленными скоростями течения воды на пути к крупным водным объектам [17];
- 6) постоянный санитарно-гигиенический мониторинг за содержанием СХП в водоёмах и водотоках, особенно при их питьевом пользовании и рыбной ловле.

Заключение

Таким образом, длительное и интенсивное применение в прошлом в сельском хозяйстве различных природно-экономических регионов ДДТ и ГХЦГ и продолжающийся мониторинг их остатков в окружающей среде послужили причиной разработки нами концепции эколого-геохимической оценки «отпечатков» СХП в системе почва – поверхностная вода. Как нам удалось показать на примере Мугано-Сальянского массива Азербайджана, эколого-геохимический подход позволяет по этим «отпечаткам» объективно и корректно идентифицировать происходящие процессы аккумуляции, трансформации и миграции данных ксенобиотиков, выявить экологический риск загрязнения ими системы почва – поверхностная вода, обосновать и предложить комплекс профилактических и ремедиационных мер по его снижению и в целом оперативно решить проблему загрязнения окружающей среды СХП. Вместе с тем установленные серьезные экологические последствия длительного и интенсивного использования в прошлом в Мугано-Сальянском массиве ДДТ и ГХЦГ должны предостеречь от применения в сельскохозяйственной практике малоизученных химических соединений, которые, как подтверждают наблюдения, нередко оказываются чрезвычайно стойкими в окружающей среде и с вредным кумулятивным действием на организмы.

Литература

1. Иванова А.С. Последствия применения стойких хлорорганических пестицидов в садах Крыма // *Агрехимия*. 2001. № 3. С. 42-50.
2. Suresh Babu G., Fargoq M., Ray R.S., Joshi P.C., Viswanathan P.N., Hans R.K. DDT and HCH residues in Basmati rice (*Oriza sativa*) cultivated in Dehradun (India) // *Water, Air, and Soil Pollution*. 2003. V. 144. P. 149-157.
3. Онищенко Г.Г. Гигиенические аспекты обеспечения экологической безопасности при обращении с пестицидами и агрохимикатами // *Гигиена и санитария*. 2003. № 3. С. 3-5.
4. Neela Bakore, John P.J., Pradeep Bhatnagar. Organochlorine pesticide residues in wheat and drinking water samples from Jaipur, Rajasthan, India // *Environmental Monitoring and Assessment*. 2004. V. 98. P. 381-389.

5. Захаренко В.А., Мельников Н.Н. Пестициды в современном мире // *Агрехимия*. 1996. № 1. С. 100-108.
6. Villa S., Finizio A., Diaz Diaz R., Vighi M. Distribution of organochlorine pesticides in pine needles of an oceanic island: the case of Tenerife (Canary islands, Spain) // *Water, Air, and Soil Pollution*. 2003. V. 146. P. 335-349.
7. Galiulin R.V., Bashkin V.N., Galiulina R.A. Review: behavior of persistent organic pollutants in the air-plant-soil system // *Water, Air, and Soil Pollution*. 2002. V. 137. P. 179-191.
8. Galiulin R.V., Bashkin V.N., Galiulina R.A. Ecological risk assessment of riverine contamination in the Caspian Sea basin: a conceptual model for persistent organochlorinated compounds // *Water, Air, and Soil Pollution*. 2005. V. 163. P. 33-51.
9. Holden P.A., Firestone M.K. Soil microorganisms in soil cleanup: how can we improve our understanding? // *J. Environmental Quality*. 1997. V. 26. № 1. P. 32-40.
10. Гапонюк Э.И. Остаточное содержание пестицидов в объектах внешней среды и их биологическое значение // *Загрязнение атмосферы и почвы*. М.: Гидрометеоиздат, 1977. С. 65-88. (Труды ИЭМ. Вып. 7(76)).
11. Бобовникова Ц.И., Вирченко Е.П., Малахов С.Т. Загрязнение почв и некоторые элементы баланса хлорорганических пестицидов в ряде районов Советского Союза // *Загрязнение атмосферы, почвы и растительного покрова*. М.: Гидрометеоиздат, 1980. С. 33-38. (Труды ИЭМ. Вып. 10(86)).
12. Иванов А.В., Васильев В.В. Состояние здоровья населения на территориях интенсивного применения пестицидов // *Гигиена и санитария*. 2005. № 2. С. 24-27.
13. Kajiwara N., Ueno D., Monirith I., Tanabe S., Pourkazemi M., Aubrey D.G. Contamination by organochlorine compounds in sturgeons from Caspian Sea during 2001 and 2002 // *Marine Pollution Bulletin*. 2003. V. 46. P. 741-747.
14. Алтуфьев Ю.В., Гераскин П.П. Мониторинг морфофункционального состояния мышечной ткани осетровых и костистых рыб Каспия // *Проблемы региональной экологии*. 2003. № 6. С. 111-124.
15. Guenzi W.D., Beard W.E., Viets F.G., Jr. Influence of soil treatment on persistence of six chlorinated hydrocarbon insecticides in the field // *Soil Science Soc. Amer. Proc.* 1971. V. 35. № 6. P. 910-913.
16. Врочинский К.К., Маковский В.Н. Применение пестицидов и охрана окружающей среды. Киев: Вища школа, 1979. 208 с.

Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ (№ 06-05-64109).

Полициклические ароматические углеводороды в системе почва – растение

© 2008. Е.В. Яковлева, В.А. Безносиков, Б.М. Кондратёнок, Д.Н. Габов
Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН

Методом высокоэффективной жидкостной хроматографии в градиентном режиме проведено изучение качественного и количественного состава полициклических ароматических углеводородов (ПАУ) в системе почва – растение. Установлено, что биоаккумуляция ПАУ связана с поглощением их из почвы, а также с внутриклеточным синтезом *Tradescantia (clon 02)*. Выявлена дозовая зависимость влияния бенз[а]пирена, и накопления ПАУ в почвах и растениях.

The study of qualitative and quantitative structure of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in system «soil – plant» was carried out by the method of highly effective liquid chromatography in gradient duty. It is found out that PAH accumulation is connected with PAH intake from soil and with endocellular synthesis by *Tradescantia (clon 02)*. The dose dependence of benzopirene influence and of PAH accumulation in soils and plants is revealed.

Введение

Полициклические ароматические углеводороды (ПАУ) представляют собой высокомолекулярные органические вещества, основным элементом структуры которых является бензольное кольцо. Они внесены в списки приоритетных загрязнителей как Европейского сообщества, так и Агентства по охране окружающей среды США и характеризуются канцерогенным, мутагенным и токсичным действием на живые организмы.

Актуальность исследований ПАУ в системе почва – растение обусловлена повышенной опасностью и масштабностью загрязнения окружающей среды этими соединениями. Почвенный покров является главным депонирующим ПАУ компонентом ландшафта.

Интенсивность накопления, возможность консервации и последующей мобилизации данной группы стойких органических загрязнителей в окружающую среду зависит от свойств почв. В рамках Конвенции о трансграничном загрязнении воздуха [1] к настоящему времени выполнены разнообразные исследования по переносу различных поллютантов и реакции экосистем на их поступление. Однако следует отметить недостаточность подобных работ, посвящённых поведению ПАУ в системе почва – растения, что обуславливает, на наш взгляд, необходимость проведения исследований по вовлечению полиаренов в биологический круговорот.

Реакция живого организма, в том числе, растений, позволяет оценить антропогенное воздействие на среду обитания. Система по-

чва – растение очень информативна. Поведение поллютантов в системе почва – растение складывается из ряда процессов: поглощение корнями растений, ремиссия, миграция и деградация в почве. Так, по концептуальной модели [2] поглощение органических поллютантов корнями растений из почвы представляется как функция растворимости веществ в воде, содержания органического вещества и вида растения. Детальный анализ процесса накопления стойких органических соединений растениями привел к следующим гипотезам: коэффициенты накопления (отношение содержания вещества в корнях к его содержанию в почве) является нелинейной функцией содержания их в почвах, что объясняется в случае невысоких концентраций сорбцией их почвой, при высокой – угнетающим действием на растения [3]. Расчёты показывают, что в целом переход стойких органических соединений из почвы в растения выше (35 ... 70%), чем в воду (12 ... 18%) и атмосферный воздух (18%).

Растения представляют собой наиболее уязвимый компонент биоты, так как являются первичными звеньями природных трофических цепей, выполняют основную роль в поглощении разнообразных поллютантов и постоянно подвергаются действию как глобального, так и локального загрязнения. Высокая биоаккумуляция поллютантов в растениях определяет их биоиндикационную функцию. Получение сведений о загрязнении почвы ПАУ, в том числе и бенз[а]пирена (БП), приводит к необходимости оценить вероятность поглощения этих канцерогенов

тканями растений, определить возможность перемещения из корней в надземные органы и исследовать реакцию растительного организма на их воздействие. Всё это позволит выявить роль растений в циркуляции ПАУ в биосфере и оценить перспективы использования растений как индикаторов загрязнения среды полиаренами [4].

В работе [5] были определены концентрации десяти ПАУ, в том числе и БП, в листьях, семенах, коре сахарного клёна (*Acer saccharum*), хвое и коре белой сосны (*Pinus strobus*), растущих на пригородных участках и отобранных в разные периоды года. Кора растений, отличающаяся высоким содержанием липидов, накапливала на единицу площади (1 см²) поверхности в 7 ... 135 раз больше ПАУ, чем листья, семена и хвоя, характеризующиеся низким содержанием липидов.

Цель нашей работы – выявить закономерности биоаккумуляции ПАУ в системе почва – растения в условиях модельного эксперимента при загрязнении почв бенз[а]-пиреном.

Методика исследований

Для количественного описания биоаккумуляции ПАУ оценивали массовую долю полиаренов в почвах и интенсивность их накопления растениями за вегетационный период в лабораторном эксперименте. В качестве растительного объекта исследований использовали клон *Tradescantia (clon 02)* из семейства *Commelinaceae R.Br.*, который является гибридом между *T. occidentales* Pritton ex. Rydb. и *T. ohioensis* Raf. и наиболее часто применяется в целях оценки мутагенных воздействий, химических и физических факторов.

В опытах использовали пахотный слой (Апах – 0 ... 20 см) окультуренной подзолистой почвы, сформированной на пылеватом покровном суглинке. Агрохимическая характеристика почвы: гумус – 2,4 ... 2,8%, подвижный фосфор – 43 ... 103 мг/100 г, обменный калий – 34 ... 43 мг/100 г, рН_{KCl} – 6,5 ... 6,6, гидролитическая кислотность – 0,8 ... 1,0 ммоль/100 г, сумма поглощённых оснований – 15,0 ... 15,2 ммоль/100 г, степень насыщенности почвы основаниями – 94 ... 95%. Почву набивали в стеклянные сосуды, масса почвы в каждом сосуде составляла 400 г. В почву вносили БП в количествах, соответствующих содержанию 10, 20, 30, 40 нг/г, контрольный вариант без внесения БП. Повторность в опытах – 6-крат-

ная, полив производили дистиллированной водой. Влажность почвы поддерживали на уровне 60% от полной влагоёмкости почвы. ПАУ в почвах определяли методом ВЭЖХ с использованием анализатора жидкости «Флюорат 022» [6].

Растения выращивали в течение месяца, затем срезали. Проводили учёт массы в целом растения, а также отдельно корней и листьев. Содержание ПАУ в растениях определяли в соответствии с «Методикой выделения углеводородных компонентов нефти из растений» [7]. В качестве флуориметрического детектора использовали спектрофлуориметр «Панорама». Погрешность измерения ПАУ в почвах составляет 35% для диапазона измерений от 5 до 40 нг/г и 25% – для диапазона от 40 до 2000 нг/г.

Статистическая обработка данных проводилась с помощью критерия Стьюдента, P=0,95.

Результаты и их обсуждение

В результате исследования исходной пахотной подзолистой почвы определены 11 структур ПАУ (табл. 1). Столь широкий спектр идентифицированных полиаренов позволил выявить преобладающие и наиболее характерные углеводороды для пахотных окультуренных подзолистых почв. К таковым относятся хризен, бенз(b)флуорантен, пирен, флуорантен, фенантрен, причем следует отметить, что 3- и 4-ядерные структуры составляют в почве 70% от общей суммы ПАУ. В почве не обнаружено нафталина и флуорена.

В процессе роста и развития растений в почве варианта без внесения БП идет практически снижение содержания всех углеводородов и, в основном лёгких полиаренов. Убыль лёгких ПАУ в почве контрольного варианта к концу эксперимента составила 98% от общих запасов ПАУ. Внесение бенз[а]пирена в разных дозах от 10 до 40 нг/г привело к увеличению суммы ПАУ в почвах по всем вариантам опыта к концу вегетации *Tradescantia (clon 02)* и особенно при применении сравнительно высоких доз БП (30 ... 40 нг/г). Это, на наш взгляд, связано с тем, что ПАУ, обладая высоким сродством к гуминовым и фульвокислотам, вследствие донорно-акцепторных взаимодействий [8], могут служить, с одной стороны, структурными единицами при формировании гумусовых веществ (ГВ), с другой, при постоянном

Таблица 1

Массовая доля полиаренов в почве в конце эксперимента, нг/г

№	ПАУ	Исходная почва	Варианты опыта														
			0			10			20			30			40		
			\bar{X}	\bar{Sx}	\bar{X}	\bar{Sx}	\bar{X}	\bar{Sx}	\bar{X}	\bar{Sx}	\bar{X}	\bar{Sx}	\bar{X}	\bar{Sx}			
1	Нафталин	0		0		0		0		0		0		0		0	
2	Флуорен	0		0		0		0		0		0		0		0	
3	Фенантрен	1,9		2	0,2	1,9	0,3	2,6	0,3	3,7*	0,5	3,7*	0,5	2,2	0,2	2,2	0,2
4	Антрацен	0		0		0		0,2*	0,03	0,2*	0,04	0,2*	0,04	0		0	
5	Флуорантен	2,2		2,1	0,1	1,8	0,2	2,2	0,5	2,1	0,3	2,1	0,3	4,9*	0,2	4,9*	0,2
6	Пирен	2,6		2,5	0,1	2,2	0,4	3,8*	0,5	3,3*	0,3	3,3*	0,3	3,1*	0,2	3,1*	0,2
7	Бенз[a]антрацен	0		0,4	0,04	0,3	0,1	0*		0		0		5,1*	0,3	5,1*	0,3
8	Хризен	10,2		5,3	0,2	15,8	0,4	18,5*	0,4	8,7*	1	8,7*	1	6	0,3	6	0,3
9	Бенз[k]флуорантен	0,4		0,4	0,04	0,4	0,1	0,4	0,1	0,9*	0,1	0,9*	0,1	3,3*	0,2	3,3*	0,2
10	Бенз[a]пирен	0,1		0,5	0,04	0,9	0,1	1,2*	0,1	2,7*	0,3	2,7*	0,3	6,3*	0,4	6,3*	0,4
11	Бенз[ghi]перилен	0		2,6	0,2	3	0,2	3,7*	0,4	6,1*	0,2	6,1*	0,2	3,9*	0,1	3,9*	0,1
12	Бенз[b]флуорантен	5,1		2,6	0,1	2,3	0,2	14,8	0,4	13,8*	0,3	13,8*	0,3	24,3*	0,5	24,3*	0,5
13	Дибенз[ah]антрацен	1,7		1,1	0,1	0		0*		0		0		1,6*	0,06	1,6*	0,06
14	Инденопирен	1,9		0		0		0		0		0		0		0	
	ΣПАУ	24,2		19,5	0,6	28,6	1,1	47,4*	1,4	41,5*	1,6	41,5*	1,6	60,8*	1,2	60,8*	1,2
	Бенз[a]пирен, % отΣПАУ	0,4		2,5		3,1		2,5		6,5		6,5		10,4		10,4	
	Σ3и4-ядерных ПАУ (№1-8), нг/сосуд	16,9		12,3		22		27,3		18		18		21,3		21,3	
	%3и4-ядерных ПАУ отΣПАУ	70		63		77		58		43		43		35		35	

Примечание: * - отклонения от контроля достоверны; ... - отклонения от между соседними вариантами достоверны.

разрушении ГВ, образовывать структуры полициклических ароматических углеводов. Образование молекул ПАУ в почве также может происходить за счёт трансформации циклических изопреноидов, компонентов органического вещества почв, представляющих собой, как правило, форму молекул ПАУ с ангулярным аннелированием бензольных колец (фенантронов, хризенов и др.). Частичная или полная потеря боковых групп и дегидрирование таких соединений может привести к образованию полиаренов. Более того, в процессе роста и развития растений происходит частичное отмирание корней с образованием различных органических соединений, в том числе пентациклических терпанов, карбоциклических ароматических структур, а также структур с диеновыми или полиеновыми связями в алифатических углеводородных цепях, липидов, которые могут служить источником полиаренов.

При загрязнении почвы БП в дозе 10 нг/г трансформационные процессы проходят, главным образом, в составе 3- и 4-ядерных структур, и в конце эксперимента массовая доля их составила 73% от общей суммы ПАУ. Внесение БП в дозах от 20 до 40 нг/г почвы усиливает процесс педогенного образования тяжёлых ПАУ, что приводит к увеличению 5- и 6-ядерных полиаренов в почве от 4% до 65% и уменьшению лёгких углеводов. Подобные изменения состава ПАУ в почве, на наш взгляд, связаны с высокой реакционной способностью БП, который в оптимальных условиях увлажнения, аэрации, освещённости повышает процессы минерализации почвенного органического вещества и приводит к образованию «экстра»-ПАУ в результате эндогенных процессов в почве. Лёгкие ПАУ образуются при внесении низких доз БП в почву, тяжёлые – при высоком содержании БП. Величина «экстра»-ПАУ – дополнительное количество мобилизуемых полициклических ароматических соединений из почвы под действием внесённого БП зависит от его дозы и составляет 39,5 ... 54,6 нг/г соответственно при загрязнении почвы в количествах от 10 до 40 нг/г. Процессы образования «экстра»-ПАУ являются составной частью общего цикла полиаренов в системе почва – растение и выступают в качестве одного из основных регуляторов их внутрпочвенных превращений. Оценка количества «экстра»-ПАУ имеет важное практическое значение

при определении экологической безопасности и корректировке возможного загрязнения почв и растений полиаренами.

Интенсивность биоаккумуляции полиаренов в системе почва – растение в значительной степени определялась концентрацией БП в почве. Результаты расчёта выноса полиаренов показали линейную дозовую зависимость их потребления как целым растением, так и его органами – листьями и корнями в пределах загрязнения почвы от 0 до 10 нг/г БП (табл. 2 – 4, рис.1). При дозах 10 ... 20 нг/г почвы массовая доля ПАУ в целом растении к концу вегетации увеличилась в 1,5 ... 2,6 раза соответственно, в листьях – 1,2 ... 2,2 раза, в корнях – 1,9 ... 4,0 раза. Дальнейшее увеличение доз внесения БП в почву 30 ... 40 нг/г приводило к резкому снижению полиаренов в целом растении, листьях, корнях, по сравнению с дозами 10 ... 20 нг/г, однако отмечен незначительный рост в потреблении ПАУ растениями по сравнению с контролем.

Подобные закономерности в накоплении ПАУ растениями при избыточных концентрациях в почве объясняются, по-видимому, наличием у растительного организма (*Tradescantia (clon 02)*) защитных механизмов, ограничивающих их потребление. С биологической точки зрения биоаккумуляция ПАУ растениями и особенности их распределения по органам растений, вероятно, являются эволюционно закреплённым свойством растительного организма сохранять в тканях метаболически приемлемые (комфортные) концентрации химических элементов [9].

Зависимость массовой доли полиаренов в растениях от концентрации их в почвах целесообразно представить в виде кривой накопления ПАУ растениями, которую можно разделить на три интервала (рис.1). Первый – интервал малых концентраций (дозы 0 ... 20 нг/г БП) – массовая доля ПАУ в растениях увеличивается прямо пропорционально их концентрации в почвах. Во втором интервале – области средних концентраций (дозы 20 ... 30 нг/г БП) – вынос ПАУ растениями носит обратно пропорциональный характер – идёт спад их накопления, и в третьем диапазоне – области высоких концентраций (дозы 30 ... 40 нг/г БП) – накопление ПАУ в растениях выходит на плато и практически остаётся постоянным. В соответствии с ходом кривой выноса ПАУ растениями, первый интервал характеризует

Таблица 2

Массовая доля полиаренов в целом растении

№	ПАУ	Дозы внесения БП в почву, мг/г														
		0			10			20			30			40		
		\bar{X}	\bar{Sx}	\bar{X}	\bar{Sx}	\bar{X}	\bar{Sx}	\bar{X}	\bar{Sx}	\bar{X}	\bar{Sx}	\bar{X}	\bar{Sx}	\bar{X}	\bar{Sx}	
1	Нафталин	31	10,2	36,5	8,4	5,8	4,9	23,1	7,1	0*	0					
2	Флуорен	8,9	1,9	10,2	2,5	4	4	13,6	5,1	0*	0					
3	Фенантрен	145,4	20,5	160,8	40,5	231,1*	30,3	182,9	34,8	144,9	8,8					
4	Антрацен	6	1,3	6,3	1,5	5,8	0,9	7,6	1,4	2	0,2					
5	Флуорантен	39,6	4,3	37,4	10,8	52,6	5,4	51,3	6,4	21,2*	4,6					
6	Пирен	53,3	11,2	42,7	9,5	67,9	11,5	56,8	7,4	40	7,5					
7	Бенз[а]антрацен	7,4	1,9	7,35	2,1	8	0,9	9,55	1,4	13,4	1,7					
8	Хризен	29,4	6,6	22,7	5,4	33,5	8,5	27,5	2,4	26,8	3,9					
9	Бенз[к]флуорантен	2,2	0,4	3,3	1,4	2,2	0,75	8,2*	0,4	9,1*	0,5					
10	Бенз[а] пирен	2,25	0,2	6,25	0,3	8,2*	0,5	11,4*	0,8	17,8*	0,6					
11	Бенз[ghi] перилен	10,3	3,4	10,9	4,1	3,6*	0,75	16	2,4	2,1	2,5					
12	Бенз[b]флуорантен	0		0		55,4	11,3	0		11,4	8,3					
13	Дибенз[ah]антрацен	0		0		0		0		0						
14	Инденопирен	0		0		0		0		0						
	Σ ПАУ, мг/г	335,7	51,3	344,4	84,6	478,1	27,9	488,1	63,4	288,7	13,6					
	Бенз[а]пирен, % от Σ ПАУ	0,7		1,8		2		2,3		5,3						
	Σ 3 и 4-ядерных ПАУ (№1-8), мг/сосуд	321		323,9		402,9		372,4		248,3						
	% 3 и 4-ядерных ПАУ от Σ ПАУ	96		94		84		76		86						

Примечание: * – отклонения от контроля достоверны; ... – отклонения между соседними вариантами достоверны.

ся поглощением, главным образом, лёгких полиаренов, к которым относятся 3- и 4-ядерные структуры. Накопление в растениях ПАУ во втором и третьем диапазонах кривой происходит за счёт как лёгких, так и тяжёлых, с преобладающей долей последних в об-

щем выносе полиаренов. Возможно, спад суммарного содержания полиаренов в растениях обусловлен также включением механизмов репарации, препятствующих поступлению токсикантов в растение. С.В. Дурмишидзе с соавторами [10] объясняет неэффектив-

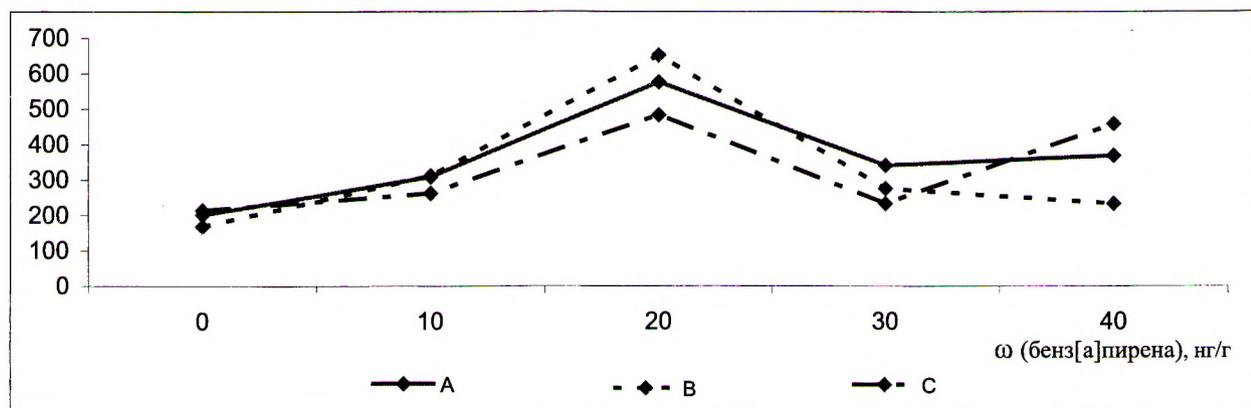


Рис. Вынос ПАУ растениями в зависимости от доз бенз[а]пирена в почве: А (целые растения), В (корни), С (листья).

ность высоких концентраций БП тем, что БП при высоком содержании оседает на поверхности корня и число участков, в которых происходит его поглощение, становится ограниченным. Различия в поглощении растениями низкомолекулярных и высокомолекулярных ПАУ связаны, по-видимому, с их различной окисляемостью. Низкомолекулярные ПАУ обладают сравнительно высокой окисляемостью, высокомолекулярные окисляются слабо или же совсем не окисляются. У высших растений, наряду с поглощением ПАУ из почвы, возможен и внутриклеточный синтез их в самих растениях. Подтверждением тому является наличие флуорена, нафталина, антрацена, бенз[а]-антрацена, бенз[ghi]пирилена в растениях, которые исходно отсутствовали в почве в

начале и конце эксперимента. Дибенз[ah]-антрацен из почвы не поглощается растениями и не синтезируется в растительных клетках.

В органах растений ПАУ распределены неравномерно (табл. 3, 4). Распределение имеет выраженную базипетальную направленность (увеличение содержания полиаренов от корней к листьям). Общее содержание полиаренов в листьях в 1,1 ... 3,1 раза превышает их содержание в корнях. Кратности превышения содержания бенз[а]пирена в листьях растений над их содержанием в корнях варьируют от 1,1 до 1,5 и возрастают с повышением уровня загрязнения почвы БП. Такое высокое потребление и соответствующее распределение полиаренов по органам растений, надо полагать, является

Таблица 3

Массовая доля полиаренов в корнях растений

ПАУ	Дозы внесения БП в почву, нг/г									
	0		10		20		30		40	
	\bar{X}	\bar{S}_x	\bar{X}	\bar{S}_x	\bar{X}	\bar{S}_x	\bar{X}	\bar{S}_x	\bar{X}	\bar{S}_x
Нафталин	16,1	6,9	25,9	6,8	4,8	8,2	22,3	10	0*	0
Флуорен	7,7	1,7	8,9	2	8	13,8	10,7	4,6	0*	0
Фенантрен	125	17,5	115,3	25,8	177,6	102,5	163,5	30,4	134,8	6,8
Антрацен	4,6	0,9	5,3	1,3	7,2	2,9	6,7	1,5	1,6*	0,4
Флуорантен	28,7	2,7	25,4	8,3	45,7	28,9	38,4	7,2	16,3*	3,6
Пирен	29,2	2,9	34,3	7,3	62,3	49,5	42,8	9,5	23,2	6,6
Бенз[а]антрацен	3,6	0,8	7,3	2,3	8,4*	1,7	7,6	2,3	12,5*	1,1
Хризен	15,8	1,3	15,8	4	36,1	25,5	23,8	3,7	25,3	6,8
Бенз[к]флуорантен	1,6	0,1	4,3	0,7	1,7	1,6	12,9*	0,4	7,3*	0,6
Бенз[а] пирен	2,1	0,1	5,1	0,4	6,8*	1,2	8,94*	0,4	14,2*	0,5
Бенз [ghi] перилен	7,1	2,2	12,3	3,7	13,4	3,1	10,2	2,6	19,3*	2,1
Бенз[b]флуорантен	0		0		62,5*	25,6	0		4,8	3,8
Дибенз[ah]антрацен	0		0		0		0		0	
Инденопирен	0		0		0		0		0	

Примечание: * – отклонения от контроля достоверны; ... – отклонения между соседними вариантами достоверны

Массовая доля полиаренов в листьях растений

ПАУ	Дозы внесения БП в почву, нг/г									
	0		10		20		30		40	
	\bar{X}	\bar{S}_x	\bar{X}	\bar{S}_x	\bar{X}	\bar{S}_x	\bar{X}	\bar{S}_x	\bar{X}	\bar{S}_x
Нафталин	46	15,3	47,1	11,3	6,8*	4,5	23,9	9,1	0*	0
Флуорен	10,1	3,1	11,6	1,4	0	0	16,6	7,1	0*	0
Фенаптрин	165,8	33,1	206,3	47,4	284,6	65,9	202,3	55,8	153,9	14,1
Антрацен	7,5	2	7,3	1,7	4,4	1,5	8,4	1,9	2,4*	0,06
Флуорантен	50,6	7,1	49,4	13,1	59,5	10,2	64,3	8,5	26,1*	3,9
Пирен	77,3	18,3	51,1	11,3	73,5	13,8	70,9	6,8	56,7	7,4
Бенз[а]антрацен	11,2	2,7	7,4	2,1	7,6	1,4	11,5	1,4	14,3	1,8
Хризен	43,1	11,2	29,7	6,9	30,9	9,3	31,2	2,4	28,2	1,2
Бенз[к]флуорантен	2,8	0,6	2,3	0,5	2,6	0,85	3,5	0,4	10,8*	0,7
Бенз[а]пирен	2,4	0,5	7,4	0,5	9,6*	0,25	13,9*	1,2	21,5*	0,9
Бенз [ghi] перилен	13,4	0,5	19,1	5,8	13,8	1,6	21,9*	2,2	20,9	1,9
Бенз[b]флуорантен	0		0		48,3*	13,3	0		18	14,9
Дибенз[ab]антрацен	0		0		0		0		0	
Инденопирен	0		0		0		0		0	

Примечание: * – отклонения от контроля достоверны; ... – отклонения между соседними вариантами достоверны

следствием высокой биофильности полиаренов и специфики их функционального предназначения для растений. Вероятно, полиарены являются необходимыми компонентами растений, участвующими в процессах обмена веществ.

Заключение

Методом высокоэффективной жидкостной хроматографии в градиентном режиме идентифицированы полициклические ароматические углеводороды в системе почва-растение. Установлено, что биоаккумуляция ПАУ в исследуемой системе происходит как за счёт эндогенных, так и экзогенных процессов в почве, а также за счет внутриклеточного синтеза ПАУ *Tradescantia (clon 02)*. Формирование пула легких ПАУ в почве обусловлено аэротехногенным привносом, тяжёлые ПАУ образуются в результате трансформации органического вещества в процессе педогенеза. Выявлена дозовая зависимость влияния БП, внесенного в почву, и накопления ПАУ в растениях. При внесении БП в почву в относительно низких концентрациях деструкции в большей степени подвержены низкомолекулярные ПАУ, при загрязнении почв высокими дозами БП минерализация происходит, главным образом, в структуре высокомолекулярных соединений.

Распределение ПАУ по органам растений имеет базипетальную направленность. Интенсивность биоаккумуляции полиаренов в растениях в значительной мере обусловлена содержанием БП в почве. Вынос полиаренов растением линейно зависит от дозы БП внесенной в почву в диапазоне значений от 0 до 20 нг/г. Увеличение доз внесенного в почву БП от 30 до 40 нг/г приводило к резкому снижению содержания полиаренов в растении. Подобные закономерности в накоплении ПАУ растениями при избыточных концентрациях БП в почве объясняются, по-видимому, наличием у растительного организма *Tradescantia (clon 02)* защитных механизмов.

Процессы образования «экстра»-ПАУ являются составной частью общего цикла полиаренов в системе почва – растение и выступают в качестве одного из основных регуляторов их внутрипочвенных превращений. Оценка количества «экстра»-ПАУ имеет важное практическое значение при определении экологической безопасности и корректировке возможного загрязнения почв и растений полиаренами.

Литература

1. Convention on long-range transboundary air pollution and its protocols. United Nations. N.Y.; Geneva: ECE, 1996. 79 p.

2. Simonich S.L., Hites R.A. Organic pollutant accumulation in vegetation // *Environ. Sci. and Technology*. 1995. V. 29. № 12. P. 2905-2914.

3. Волощук В.М., Гапонюк Э.И. Некоторые вопросы влияния сельскохозяйственных ядохимикатов и техногенных токсикантов на биоту // *Изучение загрязнения окружающей природной среды и его влияние на биосферу*. Л.: Гидрометиздат, 1979. С. 41-49.

4. Аниськина М.В. Мутагенный и токсический эффекты у растений *Tradescantia (clon 02)* и *Arabidopsis thaliana (L.) heynh.*, индуцированные нефтью и нефтепродуктами: Дис. ... канд. биол. наук. Сыктывкар. 2006. 132 с.

5. Simonich S.L., Hites R.A. Importance of vegetation in removing polycyclic aromatic hydrocarbons from the atmosphere // *Natura*. 1994. V. 370. № 7. P. 49-51.

6. Методика М 03-04-2002. Методика выполнения измерения массовой доли бенз(а)пирена в пробах почв, грунтов, донных отложений и твердых отходов методом ВЭЖХ с использованием анализатора жидкости «Флюорат 02» в качестве флуориметрического детектора.

7. Алексеева Т.А., Теплицкая Т.А. Спектрофлуориметрические методы анализа ароматических углеводородов в природных и техногенных средах. Л.: Гидрометеиздат, 1981. 215 с.

8. Яценко Н.Ю., Перминова И.В., Петросян В.С., Филиппова Е.М., Фадеев В.В. Взаимодействие гумусовых кислот различного происхождения с полиароматическими углеводородами: влияние рН и ионной силы среды // *Вестник Моск. ун-та. Сер. 2. Химия*. 1999. Т. 40. № 3. С. 188-193.

9. Ильин В.Б. К оценке массопотока тяжёлых металлов в системе почва – сельскохозяйственная культура // *Агрехимия*. 2006. № 3. С. 52-59.

10. Дурмишидзе С.В., Буадзе О.А., Девдариани Т.В., Кахая М.Д., Кавтарадзе Л.К. Влияние бенз[а]пирена на ультраструктуру делящихся клеток корня кукурузы // *Растения и химические канцерогены*. Л.: Наука, 1979. С. 12-13.

Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ (№ 07-04-00285-а).

Эколого-географические аспекты чернобыльской катастрофы (историко-научный обзор)

© 2008. М.С. Хвостова

Институт Истории естествознания и техники им.С.И.Вавилова РАН

Изложена история изучения радиоэкологических последствий чернобыльской катастрофы и роли географических факторов в её развитии. Отмечен вклад ряда институтов Академии наук, научных организаций и отдельных исследователей в процесс изучения миграции радионуклидов в биогеоценозах, радиационного воздействия на живые организмы, включая человека.

The history of research of Chernobyl catastrophe radiological consequences and of the role of geographical factors in its development is stated. The contribution of a number of institutes of Academy of Sciences and of separate researchers into investigation of radionuclides migration in biogeocenoses and radioactive influence on living organisms including man is noted.

Чернобыльскую аварию, произошедшую в ночь с 25 на 26 апреля 1986 г., по своим необратимым последствиям можно назвать самой крупной катастрофой современности, затронувшей судьбы миллионов людей, проживающих не только на территории России, Украины и Беларуси, но и всей Европы. Площадь с уровнем загрязнения ^{137}Cs свыше 1 Ки/кв. км заняла около 150 тыс. кв. км [1, 2]. Отрезок времени продолжительностью в два десятилетия, прошедший с момента катастрофы, даёт историкам науки возможность подвести некоторые итоги и выделить основные направления исследований чернобыльской катастрофы.

Многие научные организации начали радиологические исследования на загрязнённых территориях уже с мая 1986 г. Сотрудники Радиевого института им. В.Г. Хлопина под руководством Ю.В. Дубасова и Ю.Г. Петрова в мае 1986 г. производили отборы проб, а с осени 1986 г. вели систематические геохимические исследования ближней зоны и западного радиоактивного следа. Группа учёных из Института общей генетики АН СССР под руководством В.А. Шевченко, научные коллективы отдела радиоэкологии (во главе с зав. отделом А.И. Таскаевым) и отдела лесобиологических проблем Севера (под руководством Г.М. Козубова) Института биологии Коми филиала АН СССР, сотрудники Института эволюционной морфологии и экологии животных им. А.Н. Северцова АН СССР, группа исследователей из Института геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского АН СССР под руководством Л.М. Хитрова, сотрудники Института биохимической физики им. Н.М. Эмануэля АН СССР и другие учёные также приступили к исследованиям в 30-ки-

лометровой зоне вокруг аварийной ЧАЭС в короткие сроки после аварии и продолжили исследования в рамках Комплексной радиоэкологической экспедиции.

Решение о развёртывании широких радиоэкологических исследований в зоне ЧАЭС было принято 14 мая 1986 г. на заседании Оперативной группы Политбюро ЦК КПСС по вопросам, связанным с аварией на ЧАЭС: «Поручить Академии наук СССР разработать программу и приступить к детальному исследованию влияния последствий аварии на животный и растительный мир, водную и воздушную среду для выработки текущих и прогнозных рекомендаций по обеспечению нормальной жизнедеятельности районов, подвергшихся радиоактивному загрязнению» [3, с.153]. В мае 1987 г. по распоряжению Президиума АН СССР была создана Комплексная радиоэкологическая экспедиция АН СССР. В её составе в разное время работали коллективы учёных из 28 институтов. Исследования проводились по следующим направлениям:

- 1) радиоэкологический мониторинг на загрязнённых территориях;
- 2) радиоэкологические исследования растительности и животного мира;
- 3) оценка здоровья населения, в т. ч. генетические исследования.

Работы по радиационному мониторингу были развёрнуты с первых дней после аварии. В ходе исследований был выявлен неравномерный характер выбросов радионуклидов из разрушенного реактора, сложная траектория движения воздушных масс, различия в выпадении атмосферных осадков, ландшафтных и микроклиматических условиях. Всё это при-

вело к формированию пятнистого загрязнения территорий. Наиболее загрязненными, как по масштабу, так и по уровням радиоактивности, оказались ближайшие к ЧАЭС регионы Украины, Белоруссии и России.

По исследованиям [4], после аварии на ЧАЭС на Европейской части территории России плотность загрязнения почвы ^{137}Cs в среднем удвоилась (за пределами загрязненной зоны отселения), а на Азиатской части это дополнительное загрязнение не было столь значительным, и в разных регионах находилось в пределах 2-10% от существовавшего до этого глобального уровня.

В дальнейшем результаты аэрогамма-съемок, замеров и анализов проб показали, что существует 3 масштаба воздействия на экосистемы: локальный, региональный и глобальный. Локальное загрязнение территории связано непосредственно с самим аварийным реактором и обусловлено выпадением радионуклидов на местность из истекающей струи. Это так называемый «ближний след». Уровни загрязнения здесь были самыми высокими [5]. Первая полная карта-схема ближнего следа (до 100 км от места аварии) была построена 29 апреля и представлена Правительственной комиссии 2 мая 1986 г. На схеме выделяются два следа – западный-юго-западный и северо-восточный [5]. Следы имеют примерно одинаковую протяженность (25-28 км) и похожую конфигурацию по изодозе 20 мР/ч. Карта, отражающая обстановку на 10 мая 1986 г., имеет некоторые отличия от карты 29 апреля – появилось совсем новое образование – южный след. На предыдущей схеме его нет, хотя обследования в этом направлении в то время уже проводились.

Появление новых полей загрязнения, почасовая и суточная динамика выбросов говорят о том, что формирование ближней зоны выпадений продолжалось как минимум до 5 мая. Существует также мнение, что формирование зон радиоактивного загрязнения вследствие продолжающегося истечения радиоактивных веществ из зоны разрушенного реактора (но в меньших количествах) происходило практически в течение всего мая. В некоторых местах это могло привести к заметным выпадениям радионуклидов, но не сравнимым по своему общему количеству с выпадениями в конце апреля – первой декаде мая [5].

Что касается регионального загрязнения территории страны радионуклидами, то изначально считалось, что уровни загрязнения монотонно убывают с увеличением расстояния от

аварийного реактора. Однако впоследствии [3, с. 39] было отмечено, что радиоактивное загрязнение на отдаленных от ЧАЭС территориях также носит пятнистый характер и имеет высокие уровни, что связано с выпадением осадков в этих регионах, находящихся на пути перемещения радиоактивного облака.

В 1997 г. завершился проект Европейского сообщества по созданию атласа загрязнения Европы ^{137}Cs после аварии на ЧАЭС. По оценкам, выполненным в рамках этого проекта, территории 17 стран Европы общей площадью 207,5 тыс. кв. км оказались загрязненными ^{137}Cs с плотностью загрязнения свыше 1 Ки/кв. км. По данным Международного агентства по атомной энергетике (МАГАТЭ), радиоактивные воздушные массы, пройдя через территорию СССР 27-28 апреля 1986 г., достигли территории Польши, ГДР, Скандинавии, затем были отмечены во Франции, ФРГ, Австрии, Италии и других странах Центральной и Западной Европы, а позднее в некоторых странах Азии и Северной Америки [6]. Данные по выпадению осадков в этих странах коррелируют с формированием радиоактивных выпадений.

На территории России наибольшему радиоактивному загрязнению подверглись природные ландшафты и агроландшафты лесной, лесостепной и степной географических зон, а также водные экосистемы.

В зоне сильного радиационного поражения сосны произошла гибель лесов на площади 50 га по западному и около 1000 га (в основном молодняков) по северо-западным следам. Облучение сосновых лесов в этой зоне привело к образованию к середине мая 1986 г. так называемого «рыжего леса», который впоследствии был вырублен и захоронен, оставлено лишь несколько участков, используемых в качестве опытных площадок. Необходимость выделения стационарного радиоэкологического участка в лесу, пострадавшем от радиации, диктовалась уникальностью такого объекта: подобного рода «экспериментов» не было и, будем надеяться, не будет. Но нужно быть готовыми к экстремальным ситуациям, и поэтому крайне важно было получить максимум информации о воздействии радиоактивных веществ на компоненты биосферы и их дальнейшую судьбу в ней.

Лиственные леса оказались более устойчивыми к радиационному воздействию. Радиационные повреждения лиственных пород деревьев проявились лишь в непосредственной близости от реактора и при дозах на порядок выше доз, поражающих хвойные деревья.

Сейчас, по оценкам специалистов, загрязнение остального леса, подвергнувшегося радиоактивному загрязнению, продолжает нарастать за счёт корневого поступления [7].

Кроме подтверждённого факта высокой радиочувствительности хвойных лесов, было выявлено, что они, так же как и лиственные, являются фильтром и одновременно накопителем радионуклидов, новым источником гамма-излучения. Продолжая исследования Р.М. Алексахина, М.И. Нарышкина, Б.С. Пристер и Н.В. Ткаченко в течение двух послеаварийных лет обследовали поведение гамма-излучающих нуклидов в хвойных лесах пригородной зоны г. Киева [8]. Ими подтверждена высокая фильтрующая, барьерная роль фитокомпонента, которая обрачивается для ценоза образованием нового объёмного источника гамма-излучения.

Большая работа была проделана по изучению миграции радионуклидов в ландшафтно-зональной направленности. В ряде работ В.А. Ветрова и др. (1989), В.А. Кузнецова, В.А. Генераловой (1989), Г.И. Борисова и др. (1990), А.Н. Силантьева и др. (1989), С.В. Овсянниковой и др. (1989), Г.А. Абралавы (2001) показано, что масштабы чернобыльской катастрофы определяют контрастность экологической и биогеохимической обстановки на поражённых территориях [9-14].

Е.И. Преображенская отмечает, что грибы, как биоиндикаторы радиоактивного загрязнения, довольно широко стали использоваться в радиоэкологических исследованиях после аварии на ЧАЭС [15]. Так, показана высокая степень концентрирования ^{137}Cs свиной и лесным шампиньоном; различия в накоплении ^{137}Cs разными видами грибов составляют 2 порядка, относительно низкие концентрации радионуклидов характерны для губчатых грибов, опят, груздей, лисичек.

Распределение радионуклидов тесно и напрямую связано с природно-климатическими условиями, в которых произошла авария. Если направление радиоактивного облака связано с направлением ветра, то распределение на земной поверхности – с характером подстилающей поверхности (травяной покров, лес, водоёмы, реки, городская территория и т. д.). В физико-географическом отношении 30-километровая зона ЧАЭС расположена в Припятском полесье на задровой низменной равнине. В почвенном покрове этой зоны преобладают дерново-слабо- и среднеподзолистые почвы [16]. В зоне аварии распространены торфяные, песчаные и супесча-

ные дерново-подзолистые почвы, для которых характерен интенсивный переход ^{90}Sr и ^{137}Cs из почвы в растения (в 3-5 раз более высокий, чем для плодородных почв) [17].

Выпадения радионуклидов охватили не только контрастные природные территории, но и промышленные и сельскохозяйственные районы, где миграция радионуклидов отличается от миграции в природных биогеоценозах. Изучением распределения радионуклидов на городских территориях занимался Институт ядерных исследований АН УССР [18, 19]. Сотрудниками института была проведена работа по изучению распределения плотности выпадений гамма-излучающих нуклидов по высоте в районах многоэтажных застроек (исследовалась земля из цветочных ящиков открытых балконов по одной вертикали). Наблюдался рост загрязнения поверхности с высотой. Наибольший смыл с крыш домов отмечен у изотопов цезия, наименьший – у циркония и ниобия.

Особо важное значение приобрело изучение миграции радионуклидов в сельскохозяйственной продукции и агроценозах. Время катастрофы (конец весны) явилось критическим с точки зрения загрязнения агропродукции (завершение сева, перевод скота со стойлового на пастбищное содержание). Большое внимание, по мнению Б.С. Пристера, следует уделить оценке биологического действия низких доз облучения на организм сельскохозяйственных животных, их иммунную и гормональную системы [20]. А.Н. Сироткин, Н.А. Корнеев показали высокую значимость физико-химических свойств почв, видовых особенностей растений, технологий возделывания сельскохозяйственных культур в миграции радионуклидов ^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{131}I , ^{137}Cs , ^{144}Ce , ^{235}U , ^{239}Pu в звеньях донор – акцептор [21]. В Ровенской и Черниговской областях обследована луговая растительность на дерново-подзолистых и торфяных почвах с позиции оценки миграционной подвижности ^{137}Cs . Выяснено, что именно широкая распространённость торфяных почв на территориях исследованных областей способствует высокой подвижности ^{137}Cs в системе: торфяно-болотная почва – луговая растительность – молоко.

Во время исследований радиоактивного загрязнения территорий повышенного внимания заслуживали территории, подвергшиеся радиоактивному загрязнению и обладающие спецификой ландшафта, такие как Грузия. Исследования, проведённые в наиболее загрязнённых районах западной Грузии, выяви-

ли как общие тенденции развития радиоэкологических процессов, так и ряд особенностей, по сравнению с зонами, непосредственно прилегающими к району катастрофы [14, 22]. Установлено, что изотопный состав радиоактивных выпадений в целом был аналогичен, а особенности распределения радионуклидов в горных районах связаны со спецификой ландшафта, характерным растительным покровом, приводящим к повышенной аккумуляции радионуклидов на шлейфах склонов и в бессточных равнинах. Выяснилось, что аномальное накопление радиостронция в исследуемом регионе связано с дефицитом кальция в этой местности. Также следует отметить различие в характере и формах поступления радионуклидов. В частности, если прилегающие к ЧАЭС территории были загрязнены «сухими» выпадениями, то территория Грузии была заражена в результате интенсивных атмосферных осадков, содержащих радиоактивные элементы в более растворимой форме. Различные скорости миграции и степень усвояемости растениями привели к тому, что на соседних геохимических ландшафтах численные характеристики процесса миграции радионуклида отличались на целый порядок.

Роль животных в переносе радиоактивных веществ и их реакция на радиоактивное загрязнение довольно полно освещены в двух крупных обобщающих монографиях: А.И. Ильенко, Т.П. Крапивко «Экология животных в радиационном биогеоценозе» и В.Е. Соколова, Д.А. Кривоуцко, В.Л. Усачёва «Дикие животные в радиоэкологическом мониторинге» [23, 24]. В зоне радиоактивных осадков обследованы популяции волка, лисицы, хорька лесного и мышевидных грызунов, показано, что: 1) накопление радионуклидов зверьками в поражённой местности на 2-3 порядка выше, чем в благополучных районах; 2) резкое пятикратное колебание в концентрации радионуклидов обусловлено эколого-географическими особенностями; 3) резко снизилась численность животных в поражённых западных областях по сравнению с благополучными восточными (волка и лесного хорька в 5 раз, лисицы и мышевидных грызунов осенних популяций в 2 раза). Отмечена неоднозначная во времени реакция разных групп животных на радиоактивное загрязнение. Выделены три тенденции, объединяющие различные категории животных: 1) тенденция к снижению концентрации радионуклидов в 1987, 1988 гг. – зоопланктон, мыши, некоторые виды дичи, 2) тенденция стабилизации радио-

активности на уровне 1987 г. – наземные насекомые, рыбы, водно-болотные птицы; 3) тенденция к увеличению содержания радиоактивности – бентосные беспозвоночные, почвенная мезофауна. Всеядные животные с широким спектром питания и животные – обитатели агроценозов содержат радионуклидов больше, чем их аналоги в естественных экосистемах.

Как показали исследования Д.А. Кривоуцко и Ф.А. Тихомирова, на участках, загрязнённых ^{90}Sr в количестве 2-3 мкКи/кв. м, численность почвенной мезофауны сокращается в 2 раза, особенно остро реагируют на загрязнение потребители мёртвого растительного опада – дождевые черви и двупарноногие многоножки, численность которых может сократиться в 10-100 раз [25].

В 1989 г. под давлением общественных организаций («Союз-Чернобыль», «Дети Чернобыля», «Чернобыль-помощь» и др.) и по инициативе народных депутатов при Президиуме Верховного Совета была создана Комиссия по рассмотрению причин аварии на Чернобыльской АЭС и оценке действия должностных лиц в послеаварийный период (чернобыльская комиссия) [26]. Сопредседателями чернобыльской комиссии были Э.П. Тихоненков (Украина), Ю.А. Воронезцев (Белоруссия), А.Г. Назаров (Россия). Истоки этой Комиссии взяли своё начало в Государственной экспертной комиссии Госплана СССР по оценке правительственных программ ликвидации последствий чернобыльской аварии в России, Украине и Белоруссии, начавшей свою работу в начале 1989 г.

Чернобыльская комиссия состояла из разных тематических экспертных групп – экологической, социально-экономической, медико-биологической и др. Эти группы возглавляли эксперты-координаторы – известные учёные, такие как В.А. Шевченко, Е.Б. Бурлакова, А.Г. Назаров, Д.П. Осанов, О.С. Пчелинцев и др. Основными задачами Комиссии были: изучение медико-биологических, генетических, комплексных последствий катастрофы, эффективности дезактивации территорий и др. За время работы Комиссии были изучены документы оперативной группы Политбюро ЦК КПСС по вопросам чернобыльской катастрофы, Протоколы заседаний и решения Правительственной комиссии, получены и изучены материалы различных министерств и ведомств, совершены экспедиции на территории, подвергшиеся радиоактивному загрязнению,

организованы исследования по воздействию радиации на организм человека и на экосистемы. Научные принципы экспертной оценки последствий чернобыльской катастрофы позволили подготовить объективное и научно обоснованное экспертное заключение, в котором отражены основные результаты двухлетней работы Комиссии. 25 апреля 1990 г. вышло постановление Верховного Совета СССР об оценке ядерной аварии на ЧАЭС как глобальной чернобыльской катастрофы и необходимости подготовки Закона о социальной защите ликвидаторов аварии и населения, проживающего на радиационно пораженных территориях.

В период с 1992-го по 1994 г. экспертное заключение было опубликовано в 4-х томах, получивших общее название «Чернобыльская катастрофа: причины и последствия» [1]. Основными выводами заключения явились:

1. Вследствие комплекса физико-химических и метеорологических процессов, определявших особенности выпадения радиоактивных веществ, картина загрязнения окружающей среды имела сложный, пятнистый характер.

2. Радиационная обстановка в ранний период определялась короткоживущими продуктами деления и нейтронной активации, в том числе ^{131}I , а в более поздние сроки определяющими радионуклидами явились ^{134}Cs и ^{137}Cs , а в некоторых локальных районах также и ^{90}Sr .

3. Радиоэкологические последствия Чернобыльской катастрофы связаны с большим природным разнообразием пораженных территорий и высокой контрастностью геохимических условий.

4. Одним из наиболее тяжёлых экологических последствий аварии на ЧАЭС явилось широкомасштабное радиоактивное загрязнение сельскохозяйственных угодий, а также природных экосистем (лугов, пастбищ, лесов, рек, водоёмов и др.). Степень лучевого повреждения на биогеоценотическом уровне варьировала от полной деструкции наиболее радиочувствительных экосистем до изменений радиационной природы на цитогенетическом и молекулярном уровнях.

5. В промышленных районах, где наблюдается высокий уровень химического загрязнения, возможен эффект синергизма (совместного действия) промышленных выбросов и сбросов и радионуклидов чернобыльского происхождения.

6. Существенное снижение мощности дозы на второй и последующие годы после

аварии привело к доминированию репаративных процессов и восстановлению повреждённых облучением ценозов.

7. Основная экологическая опасность радиоактивного загрязнения была обусловлена миграцией радионуклидов из окружающей среды (в первую очередь, агросферы) в организм человека.

Необходимо отметить, что в октябре 1989 г. Правительство СССР официально обратилось в МАГАТЭ с просьбой провести международную экспертизу разработанной в СССР концепции безопасного проживания на территориях, подверженных радиоактивному загрязнению [27]. Был создан Международный консультативный комитет, который резюмировал, что сообщения о вредных для здоровья последствиях, связанных с воздействием радиации, не подтвердились. Однако многолетние исследования российских учёных, таких как Е.Б. Бурлакова, В.А. Шевченко, В.К. Иванов, А.Е. Саенко, А.Ф. Цыб, И.В. Орадовская, И.И. Пелевина, Л.С. Балева и др., показали, что чернобыльская катастрофа привела к неблагоприятной тенденции в динамике отдельных классов общесоматических и онкологических заболеваний у ликвидаторов аварии, детского и взрослого населения, проживающего на загрязнённых территориях. Комплексные медико-биологические, биофизические, биохимические и цитогенетические исследования, проведённые Институтом биохимической физики, Институтом общей генетики, Институтом иммунологии и других научных учреждений системы РАН в постчернобыльский период, выявили две фундаментальные общебиологические закономерности: 1) установлена роль и действие малых доз радиационного облучения низкой интенсивности на человека и объекты живой природы; 2) выявлено увеличение чувствительности объектов, подвергшихся низкоинтенсивному облучению, к другим видам повреждающих организм воздействий, включая и более высокие дозы радиации [26].

Постчернобыльский период изучения миграции радионуклидов отличается комплексностью исследований, выработкой новых стратегий и подходов, разработкой и развитием новых научных направлений. Опыт, накопленный в ходе исследований поведения радионуклидов чернобыльского выброса в окружающей среде, позволяет специалистам утверждать, что результаты геохимических исследований являются ос-

новополагающими при решении любых технических, агропромышленных, экологических и медико-биологических проблем. Каждый из элементов ландшафтно-геохимической системы (почвы, грунты, поверхностные и подземные воды, илы, взвеси, аэрозоли, биота) должен быть квалифицирован с точки зрения потенциального носителя радионуклидов. Это позволяет строить радиоэкологические карты, прогнозировать изменение радиационной обстановки во времени, давать рекомендации по жизнедеятельности населения на загрязнённых территориях. Такая концепция легла в основу разработанного в ГЕОХИ АН СССР научно-технического проекта «РАД-ЛАН», по которому работы начаты во второй половине 1991 г. в Украине, Белоруссии, России [28].

В последние годы активно развивается новое научное направление радиогеоэкология. Объектом исследований здесь является радионуклидное загрязнение различных составляющих литосферы и земной поверхности. Осуществляется разработка нового типа геохимических карт, характеризующих особенности распространения радиоактивного загрязнения ландшафтов. На таких картах показаны не природные геохимические ландшафты, а современные, реальные ландшафты, изменённые хозяйственной деятельностью [29].

На одной из сессий 10-й ежегодной встречи Общества анализа риска Европы в Стокгольме 18 июня 1997 г. А.И. Глущенко и И.И. Сусковым сделан доклад, в котором обосновывается концепция комплексного мониторинга медико-генетических и радиационно-экологических параметров риска на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению не только от чернобыльской катастрофы, но и других источников [30].

Российские ученые, понимая, что чернобыльская катастрофа явилась несомненным злом и несчастьем, тем не менее в очень сложных условиях самоотверженно осуществляли свои научные изыскания во благо пострадавших людей. Многолетние систематические исследования наших учёных внесли огромный вклад в мировую науку, обогатив такие её дисциплины, как радиоэкология, радиобиология, радиационная генетика, радиационная гигиена и др., новыми фактами, данными и обобщениями. Территории, подвергшиеся загрязнению в результате чернобыльской катастрофы, стали своеобразной

опытной площадкой для изучения радиационных воздействий на экосистемы и здоровье человека. Сейчас, уже спустя 21 год после этого события, проведено много исследований, написаны крупные обобщающие монографии, накоплен большой опыт по радиационному воздействию на биосферу, который необходимо изучать и систематизировать.

Литература

1. Бурлакова Е.Б., Назаров А.Г., Нестеренко Е.Б., Фирсова Д.С. и др. Чернобыльская катастрофа: причины и последствия. В 4-х книгах. Минск: Тест, 1992–1994. (1995 – отдельн. изд.). 875 с.
2. Почему чернобыльская катастрофа была катастрофой, а не аварией и почему она не была случайной // Глобальные проблемы безопасности современной энергетики. К 20-летию катастрофы на Чернобыльской АЭС: Матер. междунар. науч. конф. М.: Изд-во МНЭПУ, 2006. С. 196–210.
3. Архив науки и техники ИИЕТ РАН. Ф. 1. Оп. 2. Д.3. С. 1–250.
4. Махонько К.П., Работнова Ф.А., Волокитин А.А. Распределение цезия-137, образовавшегося при аварии на ЧАЭС, по территории СССР // Радиационные аспекты чернобыльской аварии. Т.1. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. С. 252–259.
5. Абатуров Ю.Д., Абатуров А.В., Быков А.В. и др. Влияние ионизирующего излучения на сосновые леса в ближней зоне Чернобыльской АЭС. М.: Наука, 1996. 240 с.
6. Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред. / Под ред. Ю.А.Израэля. Л.: Гидрометеиздат, 1990. 296 с.
7. Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах. По материалам 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС. М.: Наука, 1999. 268 с.
8. Пристер Б.С., Ткаченко Н.В. Распределение гамма-излучающих радионуклидов по различным компонентам хвойного леса в течение двух лет после радиоактивного загрязнения // I Всесоюзн. радиобиол. съезд: Тез. докл. Т. 2. Пущино. 1989. С. 514–515.
9. Ветров В.А., Леина С.Е. и др. Радионуклидный состав и радиационные характеристики загрязнения природных экосистем на территории СССР // I Всесоюзный радиобиологический съезд: Тез. докл. Т. 2. Пущино, 1989. С. 420–421.
10. Кузнецов В.А., Генералова В.А. К ландшафтно-экологической характеристике миграции радионуклидов стронция и цезия в условиях Полесий // I Всесоюзный радиобиологический съезд: Тез. докл. Т. 2. Пущино. 1989. С. 465–466.
11. Борисов Г.И., Боровой А.А., Добрынин Ю.Л. и др. Исследование радиационной обстановки в Ли-

товской ССР методами полупроводниковой спектрометрии фотонного излучения // Атомная энергия. 1990. Т. 68. Вып. 1. С. 19-22.

12. Силантьев А.Н., Шкуратова И.Г., Бобовникова Ц.Н. Вертикальная миграция в почве радионуклидов, выпавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС // Атомная энергия. 1989. Т. 6. Вып. 3. С. 194-197.

13. Овсянникова С.В., Петряев Е.П., Соколик Г.А. и др. Формы нахождения и вертикальная миграция радионуклидов чернобыльского выброса в почвах // I Всесоюзн. радиобиол. съезд: Тез. докл. Т. 2. Пушино. 1989. С. 489-490.

14. Абралава Г.А., Диасамидзе Р.И., Карчава Г.В. и др. Радиационная экология горных регионов: особенности миграции радионуклидов // IV съезд по радиац. исследованиям (радиобиология, радиозология, радиац. безопасность): Тез. докл. Москва. 2001. Т. 2. С. 518.

15. Преображенская Е.И. Классификация грибов по радиоустойчивости с эволюционных позиций // I Всесоюзный радиобиологический съезд: Тез. докл. Т. 4. Пушино. 1989. С. 1007-1008.

16. Попов В.Е., Кутняков И.В., Вирченко Е.П. Ландшафтно-геохимические особенности миграции радионуклидов в 30-километровой зоне ЧАЭС // Радиационные аспекты чернобыльской аварии: Труды I Всесоюзной конференции. Обнинск. 1988. Т. 1. С. 173-179

17. Радиационные аварии: последствия и защитные меры. / Под ред. Л.А. Ильина, В.А. Губанова. М.: ИздАт, 2001. 752 с.

18. Гаврилюк В.И., Комаров В.И., Куклев В.Ф. и др. Особенности загрязнения городских территорий (на примере г. Припяти) // Радиационные аспекты Чернобыльской аварии: Труды I Всесоюзной конференции. Обнинск. 1988. Т. 1. С. 232- 236.

19. Лукашев В.К. и др. Особенности миграции радионуклидов в городской среде // Геохимические пути миграции искусственных радионуклидов в биосфере: Тез. докл. IV конференции научного совета при ГЕОХИ по программе «АЭС-ВО». Гомель. 1990. С. 25.

20. Пристер Б.С. Задачи сельскохозяйственной радиозологии // I Всесоюзный радиобиологический съезд: Тез. докл. Пушино. 1989. Т. 2. С. 506-507.

21. Сироткин А.Н., Корнеев Н.А. Радиозология сельскохозяйственных животных: итоги и задачи исследований // I Всесоюзный радиобиологический съезд: Тез. докл. Пушино. 1989. Т. 2. С. 532-533.

22. Абралава Г.А., Вепхвадзе Н.Р., Катамадзе Н.М. Дозовые нагрузки от чернобыльской катастрофы в Грузии // IV съезд по радиационным исследованиям (радиобиология, радиозология, радиационная безопасность): Тез. докл. Пушино. 1989. Т. 2. С. 624.

23. Ильенко А.И., Крапивко Т.П. Экология животных в радиационном биогеоценозе. М.: Наука, 1989. 223 с.

24. Соколов В.Е., Кривоуцкий Д.А., Усачев В.Л. Дикие животные в радиозологическом мониторинге. М.: Наука, 1989. 150 с.

25. Кривоуцкий Д.А., Тихомиров Ф.А. Действие ионизирующей радиации на биогеоценоз. М.: Наука, 1988. 240 с.

26. Бурлакова Е.Б., Кузнецов В.М., Назаров А.Г. и др. Неизвестный Чернобыль: история, события, факты, уроки. М., 2006. 381 с.

27. Глуценко А.И. О прошлом и будущем. К истории чернобыльской катастрофы. М.: Грааль, 1999. 212 с.

28. Линник В.Г., Хитров Л.М., Коробова Е.М. Принципы ландшафтно-геохимического картографирования территорий, загрязнённых радионуклидами в результате аварии на Чернобыльской АЭС (проект «РАДЛАН»). М., 1991. 50 с.

29. Перельман А.И., Кравченко С.М., Борисенко Е.Н. и др. Геохимия ландшафтов России и геоэкология // Современные изменения в литосфере под влиянием природных антропогенных факторов. М.: Недра, 1996. С. 194-215.

30. Glouchtchenko A.I., Suskov I.I. The Radiation-Ecological and Medical-Genetic Risk's Indexes after Chernobyl Disaster // The Proceedings of Society for Risk Analysis. Stockholm, Sweden. 1997.

Видовое разнообразие опылителей клевера лугового в агробиоценозах

© 2008. А.З. Брандорф

Зональный НИИ сельского хозяйства Северо-Востока им. Н. В. Рудницкого РАСХН

В агробиоценозах, расположенных в окрестностях г. Кирова, обнаружен недостаток насекомых-опылителей, без которых невозможно получение урожая семян клевера лугового. Наиболее часто встречающийся вид среди насекомых на клевере луговом – шмель-оператор (*Bombus lucorum*).

Lack of pollination insects is stated in agrobiocenoses in the vicinity of Kirov. The yield of meadow clover seeds is impossible without pollination insects. The most common species of meadow clover pollinators is bumblebee-operator (*Bombus lucorum*).

Клевер луговой является одной из основных сельскохозяйственных культур, ему отводится значительная роль в создании кормовой базы животноводства и в биологизации земледелия. Продуктивное семеноводство клевера невозможно без получения качественных семян, которое зависит от наличия опылителей в агробиоценозах. Среди опылителей сельскохозяйственных культур особое внимание уделяется одиночным и общественным представителям надсемейства пчелиных (медоносные и одиночные пчёлы, шмели, шмели-кукушки).

Цветки клевера представляют собой глубокую трубочку и приспособлены к посещению насекомыми с длинным хоботком, поэтому основными опылителями клевера лугового считали шмели, так как именно они являются обладателями длинного хоботка (8-19 мм). Среди шмелей, посещающих клевер, выделяется группа шмелей-операторов, относящихся к видам *B. lucorum*, *B. terrestris*, которые прокусывают цветки клевера сбоку и «воруют» нектар, не производя опыления. При большом количестве шмелей-операторов значительная часть пчёл, а иногда и все, переходят на «воровство» нектара [1].

Видовое разнообразие опылителей подвержено влиянию антропогенных факторов: вырубка лесополос, распашка склонов, неудобий вдоль дорог, обработка сельскохозяйственных культур инсектицидами и пестицидами, химическими препаратами [2 – 4]. В результате нерационального землепользования в современных агробиоценозах часто наблюдается нарушение экологического равновесия полезных и вредных организмов. Сокращается численность и видовое разнообразие природных опылителей сельскохозяйственных культур, что приводит к недополучению урожая качественной семенной продукции.

Целью данной работы было выявление видового разнообразия опылителей клевера лугового в агробиоценозах, расположенных в окрестностях г. Кирова.

В период цветения клевера лугового проведено изучение видового состава диких пчелиных на опытных полях Зонального НИИ сельского хозяйства Северо-Востока. Для сбора данных использовался маршрутный метод учёта [5], при котором на экспериментальных участках разных сортов клевера лугового были заложены учётные площадки общей площадью 420 кв. м. Всего было проведено 15 учётов в период с 26 июня 2007 г. по 20 июля 2007 г., с интервалом в 2-3 дня. Для установления видовой принадлежности насекомых-опылителей проводился их выборочный отлов при помощи энтомологического сачка с последующим определением вида.

В результате проведённых исследований на учётных площадках было выявлено, что цветы клевера лугового для сбора нектара и пыльцы используют следующие насекомые: шмели, медоносные и одиночные пчёлы (рисунок).

Среди насекомых-опылителей в период учёта на клевере луговом доминировали шмели, количественный состав которых изменялся в зависимости от фазы цветения клевера лугового на различных участках. В начале цветения клевера лугового их количество в течение дня в среднем доходило до 300 шт./га. В период массового цветения (5-6 июля) количество шмелей увеличилось до 888 шт./га. Всего на площадках клевера лугового было зарегистрировано 10 видов шмелей, среди которых доминировал вид *B. lucorum*, составив 71,7% от общего количества шмелей, учтённых за весь период исследований. Виды шмелей *B. agrorum*, *B. equestris*, *B. derhamellus rossicu*, хорошо опыляющие клевер луговой, составили за весь период учётов не более 5,5% от общего количества насекомых-опылителей.

Такое превалирование *B. lucorum* над всеми другими видами в агробиоценозах объясняется тем, что этот вид наиболее пластичный и легко адаптируется в условиях, изменяющихся под влиянием антропогенного фактора. Также немаловажным является и то, что многие тепличные хозяйства для опыления томатов и перцев завозят этот вид шмелей, способствуя, таким образом, их искусственному расселению. В результате изменения агроландшафта исчезают места обитания «красноклеверных» шмелей, что сопровождается уменьшением их популяций, место которых занимают более адаптивные виды.

Из-за нехватки шмелей, хорошо опыляющих клевер луговой, семенная продуктивность этой культуры ежегодно снижается. За последние пять лет на опытных полях института урожайность составляет не более 60-90 кг/га, при потенциальных возможностях получения семян клевера лугового 600-900 кг/га.

В период массового цветения на клевере отмечались медоносные пчёлы, их количество в течение дня достигало 388 шт./га. Наличие пчёл на клевере луговом объясняется тем, что в период с 3 по 19 июля на расстоянии 200 м от поля была расположена пасека, на которой весь период её нахождения проводилась дрессировка медоносных пчёл на клевер луговой. Количество пчёл в фазе отцветания клевера сократилось до 305 шт./га в среднем. В последний день учёта пасеку перевезли на другой участок, и при учёте медоносные пчёлы встречались единично, из чего можно сделать вывод, что наличие пчёл на клевере луговом зависит от человеческого фактора (наличие и размер пасеки, расстояние между пасекой и опыляемым участком, дрессировка пчёл).

Одиночные пчёлы появились на посевах клевера лугового в период его массового цветения (105 шт./га). В период отцветания массива клевера их средняя численность сократилась до 20,5 шт./га. Рассматривать одиночных пчёл как хороших опылителей нельзя, ввиду малой их численности и непродолжительного времени нахождения на массивах клевера.

Анализ видового разнообразия насекомых-опылителей показал, что на массивах клевера лугового присутствует 12 видов насекомых надсемейства пчелиных, из которых 10 видов – представители шмелей. Среди опылителей доминируют шмели вида *B. lucorum* – они составили 47,1% от всех насекомых. Присутствие вида *B. lucorum* в таком количестве негативно сказывается на эффективности опыления клевера. При работе на цветках клевера *B. lucorum* не только не опыляет их, но также создает усло-

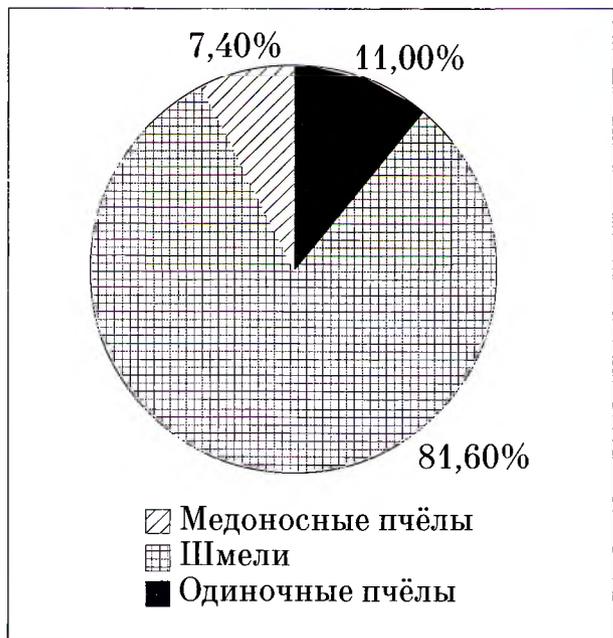


Рис. Соотношение опылителей клевера лугового

вия для недобросовестного получения нектара медоносным пчёлам, в результате чего можно сделать вывод, что опылителей в агробиоценозах, расположенных в окрестностях г. Кирова, недостаточно.

Учитывая сложившуюся ситуацию, в агробиоценозах необходимо принять определённые меры по сохранению ценных видов шмелей – хороших опылителей энтомофильных сельскохозяйственных культур. Для этого требуется создание и сохранение благоприятных мест обитания диких насекомых (микроразоведники). В агробиоценозах, где недостаточно диких опылителей, можно рекомендовать использование медоносных пчёл.

Литература

1. Вовейков Э.К. Насекомые – опылители красного клевера. М.: Издательство Академии наук СССР, 1954. 65 с.
2. Губин А.Ф. Медоносные пчёлы и опыление красного клевера. М.: ОГИЗ Сельхозгиз, 1947. 280 с.
3. Тумасова М.И. Биология цветения многолетних бобовых трав и роль опылителей в повышении их семенной продуктивности // Экологические и биологические основы разведения пчёл и диких пчелиных как опылителей энтомофильных культур в условиях северо-восточного региона РФ: Матер. науч.-практ. конф. Ижевск. 2007. С. 36-41.
4. Бурмистров А.Н., Самохвалова Т.П. Охрана насекомых-опылителей // Пчеловодство. № 6. 1999. С. 47-49.
5. Фасулати К.К. Полевое изучение наземных беспозвоночных: Учебн. пособие для университетов. М.: Высшая школа, 1971. 424 с.

Пищевые волокна и их использование для профилактики неблагоприятных воздействий химических загрязняющих веществ

© 2008. Б.А. Рудой

Группа фармацевтических компаний «Лексирь»

В обзоре анализируется значение пищевых волокон в профилактике патологических состояний человека, обусловленных неблагоприятной экологической обстановкой. Рассматривается возможность повышения хемо-протективной и профилактической роли пищевых компонентов путём введения в пищевой рацион комбинированных препаратов энтеросорбентов и пребиотиков.

It is the analysis of the role of dietary fibers in prevention of pathological states of a human organism caused by unfavorable environmental conditions. The possibility of increase of chemo-protective and prevention role of food components by means of including combined preparations such as entero- sorbents and prebiotics into the diet is considered.

Одним из основных путей воздействия вредных химических веществ на человека является поступление их в организм с водой и пищей. В пище могут содержаться очень большие концентрации веществ, получивших название «чужеродных химических веществ», или «ксенобиотиков». По данным зарубежных исследователей, из общего количества ксенобиотиков, проникающих из окружающей среды в организм, в зависимости от местных условий, 30-80%, а иногда и более поступает с пищей. Спектр их возможного патогенного воздействия на человека многообразен: это неблагоприятное воздействие на пищеварение и усвоение питательных веществ, понижение иммунно-защитных сил организма, сенсибилизация (аллергизация), общетоксическое действие, специфичные виды токсичности (гонадотоксическое, эмбриотоксическое, тератогенное и канцерогенное), ускорение процессов старения [1]. Наконец, биологически чужеродные вещества повышают восприимчивость организма к различным патогенным микроорганизмам, которые при поступлении с пищей способны вызывать тяжёлые инфекционные заболевания (острые кишечные инфекции, пищевые токсикоинфекции, диареи, гепатиты).

Неблагоприятное воздействие химических веществ – компонентов пищевых продуктов и рационов в целом может проявляться в виде острого или хронического отравления. В ряде случаев малые дозы при их более частой повторяемости могут оказаться значительно более опасными для организма, чем большие, но при относительно редком их поступлении в организм. С проблемой весьма малых доз связана и проблема канцерогенности и мута-

генности химических веществ [2]. Аллергизирующее действие различных пищевых компонентов приобретает всё большее значение в эпидемическом распространении группы иммунопатологических состояний (например, атопический дерматит у детей) [3,4].

Пищеварение как один из основных процессов поддержания нормальной жизнедеятельности организма не ограничивается исключительно функциями ферментативного разложения и всасывания продуктов расщепления различных компонентов пищи. Пищеварительный тракт выполняет такие важнейшие функции, как разрушение и выведение токсических веществ, эндо- и экзосекреторная регуляция гомеостаза, кроветворение, участие в процессах иммунной защиты [5]. Кишечник человека, особенно его нижние отделы – место обитания сотен видов микроорганизмов-комменсалов, которые принимают непосредственное участие в реализации всех перечисленных функций желудочно-кишечного тракта. Известно, что нормальная микрофлора кишечника обеспечивает колонизационную резистентность открытых полостей организма хозяина, стимуляцию кишечного ангиогенеза и иммунного статуса, регуляцию липидного обмена, поддержание оптимального уровня метаболических и ферментативных процессов, антитоксическое, антимутагенное и антиканцерогенное действие [6,7]. Более того, представители нормальной микрофлоры кишечника выполняют ряд задач, которые не способны исполнить клетки и органы человека: разложение некоторых видов биополимеров, синтез ряда незаменимых витаминов и коферментов, нейтрализация многих видов химических токсических веществ [8].

Таким образом, последствия попадания различных вредных химических и биологических компонентов из окружающей среды в организм человека через продукты питания и питьевую воду в значительной степени зависят от качественного состава пищи и состояния микробиоценоза кишечника.

В этом плане в последние годы всё большее внимание специалистов привлекают такой важный компонент пищи, как **пищевые волокна** (рис.).

Термин «пищевые (диетические) волокна» (ПВ) впервые введён в научный обиход Е.Н. Hipsley в 1953 году [9]. Наиболее приемлемым и современным следует считать определение ПВ как суммы полисахаридов и лигнина, которые не перевариваются эндогенными секретами желудочно-кишечного тракта человека [10]. Согласно концепции здорового (функционального) питания, которая была сформулирована в 80-е гг. в Японии и к середине 90-х гг. разработана в Европе и США, ПВ относятся к группе *физиологически функциональных ингредиентов*. Эта группа объединяет входящие в состав пищевых продуктов вещества (и их комплексы) животного, растительного и минерального происхождения, а также живые микроорганизмы, обладающие способностью оказывать благоприятное влияние на одну и/или несколько метаболических реакций организма человека при систематическом употреблении в количествах, сопоставимых с суточной физиологической потребностью в них [8, 10].

Пищевые волокна проявляют разнообразные положительные физиологические эффекты. Нерастворимые компоненты волокон, которые не подвергаются действию ферментов бактерий, удерживают воду в кишечнике. Благодаря водопоглотительной способности ПВ стимулируют моторную деятельность кишечника, способствуют продвижению остатков пищи вследствие большого объёма стула. Позитивное физиологическое воздействие пищевых волокон на орга-

низм человека не ограничивается эффектами, связанными с функционированием пищеварительного тракта. Нерастворимые пищевые волокна участвуют в механизме предупреждения кариеса, а также выполняют функции энтеросорбентов, связывая токсичные вещества и радионуклиды и выводя их из организма [11].

Согласно разработанным в РФ нормативам, адекватный уровень потребления ПВ составляет 20–40 граммов в сутки [12].

В аспекте рассматриваемой проблемы необходимо подчеркнуть, что особенности физико-химических свойств и физиологического действия ПВ позволяют рассматривать их как один из эффективных типов так называемых хемопротекторов, или «хемопревентеров», – веществ, нейтрализующих повреждающее, токсическое действие вредных химических загрязняющих примесей. К настоящему времени доказана важная защитная роль некоторых видов ПВ в отношении канцерогенных и мутагенных факторов внешней среды и компонентов пищи.

В наибольшей степени это относится к группам ПВ, проявляющих высокие энтеросорбционные свойства – таким, как пектины, лигнины, целлюлозы.

Пектины – это группа высокомолекулярных соединений – природных полимеров D- галактуроновой кислоты, построенных по типу полисахаридов, которые в основном содержатся в плодах, цитрусовых и овощах. Являясь составной частью наземных растений, пектин всегда был компонентом пищи со времени происхождения человека. Всемирной Организацией Здравоохранения пектин признан абсолютно токсикологически безопасным продуктом. Он не имеет ограничений по применению и признан в подавляющем большинстве стран ценным пищевым продуктом. Пектин используют в качестве студне- и структурообразователя при производстве кондитерских изделий, мармеладов, пастилы, джемов, конфитюров, желе, фруктовых напитков, соков, майонезов,

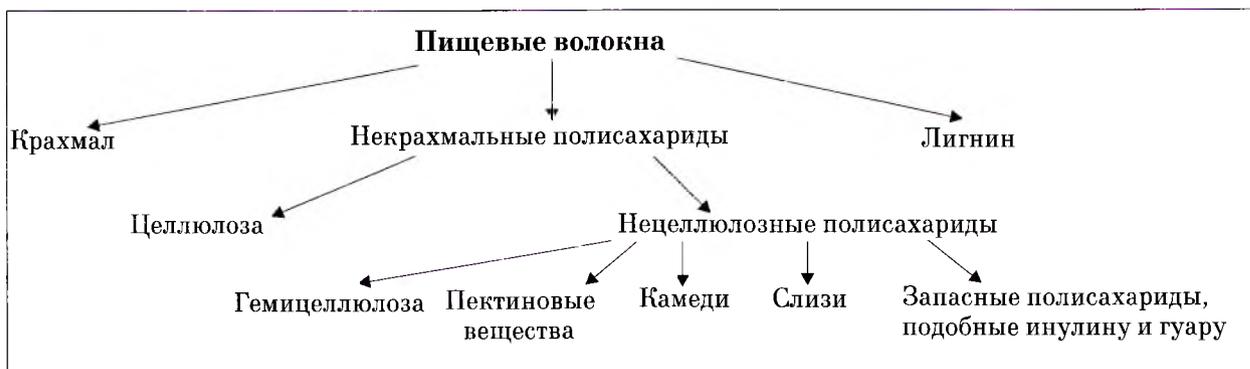


Рис. 1. Основные типы пищевых волокон

йогуртов и других масложировых и молочных продуктов. Чистый пектин при употреблении с пищей не создаёт энергетического запаса в организме, он нейтрален, чем функционально отличается от других полисахаридов [13].

Особую практическую значимость пектин приобрёл в последние три десятилетия, когда появились сведения о способности пектина, образуя комплексы (так называемые пектинаты), выводить из организма человека тяжёлые металлы (свинец, ртуть, цинк, кобальт, молибден и пр.) и долгоживущие (с периодом полураспада в несколько десятков лет) изотопы цезия, стронция, иттрия и т. д., а также способности сорбировать и выводить из организма биогенные токсины, анаболики, ксенобиотики, продукты метаболизма и биологически вредные вещества, способные накапливаться в организме: холестерин, желчные кислоты, мочевины, продукты лизиса тучных клеток [14]. Уже на протяжении более двадцати лет пектины рекомендованы для применения в целях профилактики хронических отравлений работников на свинцовых производствах [15, 16].

Высокоэтирифицированный (метоксилированный) пектин обволакивает кишечную стенку и посредством механизма гель-фильтрации снижает всасывание молекул высокотоксических веществ.

Микроорганизмы кишечника частично гидролизуют пектиновые вещества с образованием олиго- и галактуроновой кислот, которые реабсорбируются в кишечнике и попадают в кровяное русло. Карбоксильные и гидроксильные группы этих кислот связывают свинец, кадмий, ртуть и другие токсичные катионы в крови, способствуют их выведению с мочой [16].

Пектины могут предупреждать вторичную резорбцию токсичных веществ при попадании их в ЖКТ с желчью или в составе других пищеварительных секретов, выводя их с калом [17]. Защитное действие пектинов объясняется также их способностью вместе с другими пищевыми волокнами улучшать работу (перистальтику) кишечника, способствуя тем самым более быстрому выведению токсинов и недоокисленных веществ из организма человека. Попадая в кишечник, пектиновые вещества сдвигают рН среды в более кислую сторону, оказывая тем самым бактерицидное действие на болезнетворные бактерии.

На основе пектиновых веществ разработано большое количество пищевых специализированных продуктов лечебно-профилактического назначения [18]. Пектины также входят в качестве основного компонента в состав различных биологически активных добавок.

В отличие от пектинов, *лигнины* меньше известны в качестве веществ с выраженными лечебно-профилактическими свойствами, хотя они, как и пектины, являются структурными компонентами всех растительных организмов. Содержание лигнинов в разных частях растений варьирует в зависимости от вида растения, его возраста и ряда других факторов в пределах от 3-5% до 30-35% [19].

Лигнины – непалисахаридные биополимеры со сложной разветвлённой пространственной химической структурой. Основные структурные единицы скелета лигнина – фенилпропиловые фрагменты, соединённые между собой эфирными, алкилалкильными и арилалкильными связями. Полимер содержит большое количество свободных гидроксильных и метоксильных функциональных групп, как в алифатических, так и в ароматических частях. В обычных условиях лигнины являются высокостабильными полимерами, нерастворимы в воде, не подвергаются гидролизу пищеварительными ферментами человека. В нижних отделах кишечника лигнины, в отличие от низко- и среднемолекулярных «незащищённых» пектинов, резистентны к воздействию ферментов нормальной кишечной микрофлоры и переходят в фекалии [20].

Лигнин представляет собой уникальный по эффективности природный сорбент, превосходящий по сорбционным свойствам многие искусственно созданные специальные энтеросорбенты, в том числе различные активированные угли [21]. Начиная с 40-х годов прошлого века в ряде стран были проведены специальные масштабные исследования с целью использования именно этого свойства лигнинов. Наибольших успехов в этом направлении удалось достичь отечественным учёным и практикам, разработавшим и внедрившим в практику так называемые лечебные лигнины [22, 23].

Важной отличительной чертой таких сорбентов является их способность связывать значительные количества (до нескольких миллиардов клеток на 1 грамм сорбента) микробных клеток, в том числе многих возбудителей кишечных инфекций [22, 24]. В механизмах сорбции участвует не только пористая структура сорбента, имеет место также хемосорбция на поверхности частиц за счёт присутствия на нём большого количества активных центров. Лечебный лигнин сорбирует из биологических растворов в значительных количествах холестерин, мочевины, креатинин, в меньшей степени – липиды, белки, глюкозу. Также установлено, что он связывает желчные кислоты в ко-

личестве до 12,6 мг/г. Исследование сорбционной активности лечебного лигнина по отношению к ионам тяжёлых металлов показало, что свинец, кадмий и медь сорбируется в количестве 0,04, 0,025 и 0,01 мг-ион/г соответственно [22].

В настоящее время в нашей стране выпускается несколько лекарственных препаратов на основе лечебных лигнинов. Препараты лечебных лигнинов, даже после их очистки, содержат комплекс веществ, в который входят собственно лигнин растительной клетки (около 80%), часть полисахаридов (гидроцеллюлозы) (до 10%), группа веществ лигногуминового комплекса (порядка 5-6%), а также некоторое количество не отмытых после гидролиза моносахаров, минеральных и органических кислот, зольные и другие вещества [21].

Будучи веществом высокомолекулярным, лигнин сам по себе в воде практически нерастворим. Однако в результате его щелочной обработки образуются продукты, существенно более растворимые и обладающие различного рода биологической активностью. Среди них основными являются так называемые гуминовые вещества. В свою очередь составная часть гуминовых веществ – это фульвокислоты, основу которых составляют аминокислоты, углеводы и водорастворимые карбоновые кислоты [25]. Их протекторная функция связана, в частности, с тем, что они способны связывать радионуклиды, пестициды, детергенты и иные техногенные загрязняющие вещества, надолго выводя их из оборота и способствуя разложению.

Показано увеличение эффективности процесса окислительного фосфорилирования под влиянием фульво- и гуминовых кислот в опытах *in vitro* на митохондриях печени крысы. На лабораторных животных, которым в течение 24 дней скармливали гомогенат торфа или выделенные из него гуминовые кислоты, показано снижение холестерина в крови, липидов, глюкозы, увеличение глобулинов, гемоглобина и количества эритроцитов [26]. Установлен ингибирующий эффект гуминовых кислот на протеолитические ферменты [27]. Гуминовые и фульвокислоты *in vitro* сокращают протромбиновое время плазмы человека [28]. Показана способность гуминовых кислот стимулировать некоторые функции нейтрофилов у человека [29].

Предполагается возможность использования гуминовых кислот в качестве средств, повышающих сопротивляемость организма к действию различных неблагоприятных факторов [30]. В Польше выпускается природный иммуномодулятор, состоящий из многих компонентов, в том числе и гуминовых кислот, об-

ладающий интерферогенным эффектом и являющийся индуктором фактора некроза опухолей [31].

Имеются данные об антибактериальной активности препарата из гуминовых кислот [32]. Установлено, что полифенольные композиции на основе гуминовых веществ обладают антимуtagenным и противовирусным действием [33]. Достаточно широко описана антиоксидантная функция гуматов, в том числе при лечении отравлений тяжёлыми металлами [34, 35]. Показано высокое антиоксидантное действие таких препаратов [36, 37]. Рядом авторов отмечается способность гуминовых веществ нейтрализовать мутагенное и канцерогенное действие многих токсических примесей в пищевых продуктах [38, 39].

Одна из наиболее важных физиологических функций растворимых ПВ, обуславливающая их так называемые пребиотические свойства, связана с участием в формировании питательной среды для развития нормальной кишечной микрофлоры. *Пребиотики* – функциональные пищевые ингредиенты в виде вещества или комплекса веществ, обеспечивающие при систематическом употреблении оптимизацию микробиологического статуса организма человека за счёт избирательной стимуляции роста и (или) биологической активности нормальной микрофлоры пищеварительного тракта. К ним относятся волокна полисахаридной природы (инулин, гуммиарабик) и олигосахариды (олигофруктоза, лактулоза), которые способствуют росту и развитию нормальной кишечной микрофлоры человека, в том числе бифидобактерий [40-42]. В настоящее время из пребиотиков наибольшее коммерческое значение имеют олигосахариды и растворимые ПВ. Их использование с пищей не увеличивает содержание глюкозы в крови и не стимулирует образование инсулина. Добавление этих ПВ в пищу не сопровождается ухудшением органолептических свойств продуктов.

В то же время активизация микрофлоры кишечника способствует проявлению естественных защитных её функций [41]. Хорошо известно, что представители большого количества видов микроорганизмов, обитающих в кишечнике человека, способны метаболически нейтрализовать токсические молекулы самой разной структуры, включая известные мутагены типа нитрозоаминов, соединения стероидного ряда и др. [43].

С учётом вышеизложенного особый интерес в плане возможности повышения хемопротективной профилактической роли пище-

вых компонентов представляют комбинированные препараты энтеросорбентов и пребиотиков [44].

Известно, что источниками ПВ, в том числе и лигнина, служат различные злаковые культуры, фрукты, овощи и другие растительные объекты. Однако развитие современных традиционных технологий их переработки приводит к уменьшению содержания в них пищевых волокон. Например, повышение сортности муки сопровождается снижением доли физиологически ценных ингредиентов. В связи с этим возникает необходимость дополнительного введения функциональных добавок в мучные изделия. Это особенно актуально в случаях, когда принципы функционального питания необходимо использовать как один из важнейших инструментов профилактики заболеваний населения в экологически неблагоприятных зонах. Наиболее эффективный способ восстановления нормального уровня поступления ПВ в организм – это использование специальных препаратов биологически активных добавок (БАД), основанных на тех или иных видах ПВ.

Выводы

1. Поступление химических загрязняющих веществ в организм с продуктами питания и пищевой водой – один из основных путей возможного неблагоприятного воздействия токсических веществ на население, проживающее в районах с повышенной экотоксической нагрузкой.

2. Внедрение основных принципов рационального функционального питания – один из путей повышения профилактической эффективности мероприятий по защите здоровья населения в таких неблагоприятных регионах. Важной составной частью такого режима является использование продуктов, содержащих достаточное количество природных пищевых волокон.

3. Наиболее выраженным хемопротекторным действием из природных компонентов пищи обладают пищевые волокна с выраженными энтеросорбционными свойствами – в первую очередь пектины и лигнины.

4. Обеспечение рекомендуемых уровней потребления пищевых волокон и одновременное повышение их профилактической эффективности может быть достигнуто за счёт введения в рацион питания населения регионов с повышенной экотоксической нагрузкой специальных лечебно-профилактических препаратов

на основе очищенных пищевых волокон. При этом наиболее рациональным является использование комбинированных препаратов, содержащих энтеросорбирующие, антиоксидантно-активные и пребиотические пищевые волокна.

Литература

1. Алексеев С.В., Пивоваров Ю.П. Экология человека. М.: ГОУ ВУНМЦ МЗ РФ, 2001. 640 с.
2. Онищенко Г.Г., Новиков С.М., Рахманин Ю.А., Авалиани С.Л., Буштуева К.А. Основы оценки риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду / Под ред. Ю.А. Рахманина, Г.Г. Онищенко М.: НИИ ЭЧ и ГОС, 2002. 408 с.
3. Аллергические болезни. Диагностика и лечение / Под ред. Р. Паттерсона и др. М.: Гэотар, 2000. 733 с.
4. Пампура А.Н., Хавкин А.И. Классификация и клинические проявления пищевой аллергии // Рос. Мед. Журн. 2003. Т. 11. № 20. С. 1126-1130.
5. Агаджанян Н.А., Тель Л.З., Циркин В.И., Чеснокова С.А. Физиология человека. М.: Медицинская книга; Н.Новгород: Изд-во НГМА, 2001. 526 с.
6. Бондаренко В.М., Воробьев А.А. Дисбиозы и препараты с пробиотической функцией // Журн. микробиол. 2004. № 1. С. 84-92.
7. Kelly D., Conway S., Aminov R. Commensal gut bacteria: mechanism of immune modulation // Trends Immunol. 2005. V. 26. P. 326-333.
8. Шендеров Б.А. Нормальная микрофлора и её роль в поддержании здоровья человека // Рос. журн. гастроэнтерол, гепатол, колопрокт. 1998. № 1. С. 61-65.
9. Hipsley E.H. Dietary «fibre» and pregnancy toxæmia // Brit. Med. J. 1953. V. 2. P. 420.
10. Refined carbohydrate foods and disease. Some implications of dietary fibre / D.P. Burkitt, H.C. Trowell, eds. New York: Academic Press. 1975.
11. Trowell H.C., Burkitt D.P. The development of the concept of dietary fibre // Mol. Aspects Med. 1987. V. 9. P. 7-15.
12. Государственное санитарно-эпидемиологическое нормирование Российской Федерации. РАЦИОНАЛЬНОЕ ПИТАНИЕ. Рекомендуемые уровни потребления пищевых и биологически активных веществ. Методические рекомендации МР 2.3.1. 19150-04.
13. Гринчишина З.Ф., Могильный М.П. Применение пектина при производстве продуктов питания // Экология человека: пищевые технологии и продукты на пороге XXI века: Матер. V междунар. симп. Москва. 1998. № 1. С. 35.
14. Донченко Л.В., Фирсов Г.Г. Пектин: основные свойства, производство и применение. М.: Изд. ДеЛи принт, 2007. 276 с.
15. Артамонова В.Г., Шаталова Н.Н. Профессиональные болезни. М.: Медицина, 1996. 432 с.

16. Методические указания по использованию в лечебно-профилактических целях пектинов и пектин-содержащих продуктов. Киев: Урожай, 1990. 16 с.

17. Потиевский Э.Г., Шавахабов Ш.Ш. Экспериментальное и клиническое изучение влияния пектина на возбудителей острых кишечных инфекций // Журн. микробиол. 1994. № 8-9. С. 106-109.

18. Лазарева Е.Б., Меньшиков Д.Д. Опыт и перспективы использования пектинов в лечебной практике // Антибиотики и химиотерапия. 1999. № 2. С. 37-40.

19. Грушников О.П., Елкин В.В. Достижения и проблемы химии лигнина. М.: Наука, 1993. 296 с.

20. Ардатская М.Д. Метаболические эффекты пищевых волокон // Труды кафедры гастроэнтерологии УНЦ МЦ УДП РФ. 2004.

21. Энтеросорбция / Под ред. Н.А.Белякова. Л., 1991. 336 с.

22. Леванова В.П. Лечебный лигнин. С.-Пб.: Центр сорбционных технологий, 1992. 136 с.

23. Леванова В.П., Королькова С.В., Артемьева И.С. и др. Применение энтеросорбента лигносорб в комплексной терапии различных патологических состояний: обзор по публикациям в журнале «Эфферентная терапия» за 1995–2005 гг. // Эфферентная терапия. 2006. Т. 12. № 3. С. 12-18.

24. Бабкин В.А., Леванова В.П., Исаева Л.В. Медицинские препараты из отходов гидролизного производства // Химия в интересах устойчивого развития. 1994. Т. 2. С. 559-581.

25. Платонов В.В., Проскуряков В.А., Никишина М.Б., Новикова И.Л. Химический состав гуминовых кислот бурого угля подмосковного бассейна // Журнал прикладной химии. 1996. Т. 69. Вып. 12. С. 2059-2061.

26. Banaszkiwicz W., Drobnik M. The influence of natural peat and isolated humic acid solution on certain indices of metabolism and of acid-base equilibrium in experimental animals (in Polish) // Roczniki Panstwowego Zakladu Higieny. 1994. Т. 45. №. 4. S. 353-360.

27. Жоробекова Ш.Ж., Кудралиева К.А. Ингибирование протеолитической ферментативной активности гуминовой кислотой // Биологические науки. 1991. № 10. С. 151-154.

28. Lu F.J. Arsenic as a promoter in the effect of humic substances on plasma prothrombin time in vitro // Thromb. Res. 1990. V. 58. № 6. P. 537-541.

29. Riede U.N., Zeck-Kapp G., Freudenberg N. et al. Humate induced activation of human granulocytes // Virchows Arch. B. Cell Pathol. Incl. Mol. Pathol. 1991. V. 60. № 1. P. 27-34.

30. Лотош Т.Д. Экспериментальные основы и перспективы использования препаратов гуминовых кислот из торфа в медицине и сельскохозяйственном производстве // Биологические науки. 1991. № 10. С. 99-103.

31. Ingot A.D., Zielinska-Jenczylik J. Tolpa Torf Preparation (TTP) induces interferon tumor necrosis factor production in human peripheral blood leukocytes // Arch. Immunol. Ther. Exp. Warsz. 1993. V. 41. № 1. P. 73-80.

32. Гаджиева Н.З., Цой Е.П., Туровская С.Т., Аммосова Я.М. Антибактериальная активность гуминового препарата, произведенного из лечебной торфяной грязи Джелал-Абадского месторождения Киргизии // Биологические науки. 1991. № 10. С. 109-113.

33. Gichner T., Badaev S.A., Pospisil F., Veleminsky J. Effect of humic acids, paraaminobenzoic acid and ascorbic acid on the n-nitrosation of the carbamate insecticide propoxur and on the mutagenicity on nitrosopropoxur // Mutat. Res. 1990. V. 229, № 1. P. 37-41.

34. Феоктистов В.М., Морозов А.К., Заличева И.Н. Действие гуминовых веществ на токсичность меди и цинка для *Daphnia magna* / Научные доклады высшей школы. Биологические науки. 1991. № 10. С. 130-135.

35. Dubey S.K., Rai L.C. Heavy metal toxicity in a N₂-fixing cyanobacterium, *Anabaena doliolum*: regulation of toxicity by certain environmental factors // Biomed. Environ. Sci. 1990. V. 3. № 2. P. 240-249.

36. Slamnova D., Kosikova B., Labaj J., Ruzekova L. Oxidative/antioxidative effects of different lignin preparations on DNA in hamster V79 cells // Neoplasma. 2000. V. 47. № 6. P. 349-353.

37. Борисенков М.Ф., Карманов А.П., Кочева Л.С. Физиологическая роль лигнинов // Успехи геронтол. 2005. Вып. 17. С. 34-41.

38. Бузлама В.С., Беркович А.М., Бузлама А.В. Олипифат – адаптогенные, стресс-корректорные и антидиабетические свойства // Отечественные противоопухолевые препараты: Тр. всерос. науч.-практ. конф. М.: ООО Лигфарм, 2002. С. 39-57.

39. Опыт доклинического исследования на примере олипифата // Под. ред А.М. Беркович СПб.: Ника, 2002. 288 с.

40. Хавкин А.И., Бельмер С.В., Жихарева Н.С. Пищевые волокна в коррекции микрoэкологических нарушений у детей // Лечащий врач. № 6. 2002. С. 56-59.

41. Бельмер С.В. Метаболические эффекты пребиотиков: взгляд педиатра // Вопросы детской диетологии. 2005. Т. 3. № 2. С. 33-35.

42. Collins M.D. Probiotics, prebiotics and synbiotics: approaches for modulating the microbial ecology of the gut // Am. J. Clin. Nutr. 1999. V. 69 (suppl.). P. 1052-1057.

43. Бабин В.Н., Домарадский И.В. и др. Биохимические и молекулярные аспекты симбиоза человека и его микрофлоры // Рос. хим. журн. 1994. Т. 38. № 6.

44. Грачёва Н.М., Леонтьева Н.И., Щербakov И.Т., Новиков П.Б., Притула Н.А. Клиническая эффективность препарата «Лактофильтрум» у больных с хроническими заболеваниями желудочно-кишечного тракта, ассоциированными с пилорическим хеликобактером // Гастроэнтерология. 2003. № 10. С. 73-78.

Лесные генетические ресурсы Европы, их сохранение и использование

© 2008. Александр Александров, Денница Пандева
Институт леса Болгарской академии наук

Устойчивое развитие лесных экосистем в современном лесоводстве требует сохранения генетического разнообразия *in situ* и *ex situ*, а также контролируемый обмен репродуктивными материалами. На основе принятых решений министерских конференций по сохранению лесов в Европе в 1994 г. была создана программа для лесных генетических ресурсов (EUFORGEN), цель которой – обеспечить эффективное сохранение и стабильное использование этих ресурсов.

The stable development of forest ecosystems in contemporary silviculture requires preserving genetic diversity *in situ* and *ex situ* and controlled exchange of reproductive materials. On the base of Ministerial Conferences on Forest Protection in Europe (MCPFE) in 1994 the program of Forest Genetic Resources (EUROGEN) was established. Its aim is to provide effective storage and sustainable use of forest resources.

Евразия простирается на площади 53 400 тыс. кв. км и занимает около 1/3 площади суши всей планеты, из которых 16 100 тыс. кв. км, около 30,1% территории – леса. Только в Европе площадь лесов составляет 3 290 тыс. кв. км, а лесистость – 34,3%. Геоморфология старого континента, имеющего самую низкую высоту над уровнем моря (около 300 м), в большой степени способствовала возникновению растительного разнообразия. Горные массивы составляют около 17% территории Европы. Большинство из них: Альпы, Карпаты, Пиренеи, Балканы, и Кавказ ориентированы преимущественно с востока на запад, что способствовало ограничению миграции лесных древесных пород во время ледниковых периодов с севера на юг и обратно.

В период оледенения, в плейстоцене, в Северной и Центральной Европе растительность была уничтожена или вытеснена на юг. В результате миграционных процессов при встрече северной и местной флоры произошло генное обогащение. Таким образом, некоторые полуострова южной Европы превратились в рефугиумы европейской терциерной флоры, где она сохраняется во время делювия и голоцена. В юго-восточной Европе, являющейся мостом между элементами флоры Европы и юго-западной Азии, естественные фитогеографические связи с Малой Азией и Кавказом благоприятствуют возникновению центра формообразования растений.

Бореальные хвойные породы в плейстоцене совершили горизонтальную миграцию с севера на юг и вытеснили лиственные породы, в то время как на юге, в горах, произошла вертикальная миграция. В период самого сильного оледенения тайга отступает на юг прибли-

зительно на 1 500-2 000 км, а в горах, на юге, формация хвойных пород снижается на высоту над уровнем моря 800-1 000 м [1].

Климат отдельных частей Европы в настоящей геологической эпохе определяется как океанский, континентальный, субтропический средиземноморский, субарктический и арктический. В большой степени под его влиянием формируются следующие макробиомы: тундра, тайга, смешанные и лиственные леса умеренной зоны, лесостепи, степи, субтропические леса – средиземноморские склерофильные леса и полупустыни, которые влияют на состав и состояние лесной растительности. Хвойные леса в Европе образуют три пояса: бореальный – в тайге России, Норвегии, Швеции и Финляндии, затем, южнее, – листопадные широколиственные леса, второй пояс из хвойных пород в Альпах и Карпатах, снова листопадные широколиственные леса, а после них – третий пояс из хвойных пород высоко в Балканских горах. Там находятся большие леса в виде островов преимущественно из представителей родов *Pinus* L., *Picea* Dietr. и *Abies* Mill.

В настоящее время 31 европейская хвойная порода относится к 7 родам и 3 семействам:

Сем. Pinaceae – 21 вид из родов *Pinus* L., *Picea* Dietr., *Abies* Mill. и *Larix* Mill.

Сем. Cupressaceae – 9 видов из родов *Juniperus* L. и *Cupressus* L.

Сем. Taxaceae – 1 вид из рода *Taxus* L.
Широколиственные леса состоят приблизительно из 400 представителей 51 семейства и 133 родов, из которых хозяйственное значение имеют:

Сем. Fagaceae – 18 видов из родов *Quercus* L., *Fagus* L. и *Castanea* Mill.

Сем. Betulaceae – 14 видов из родов *Carpinus* L., *Ostrya* Scop., *Betula* L., *Alnus* Gaertn. и *Corylus* L.

Сем. Aceraceae – 8 видов из рода *Acer* L.

Сем. Tiliaceae – 6 видов из рода *Tilia* L.

Сем. Salicaceae – 24 вида из родов *Populus* L. и *Salix* L.

Сем. Oleaceae – 13 видов из родов *Fraxinus* L., *Olea* L., *Syringa* L., *Ligustrum* L., *Jasminum* L. и *Phillyrea* L.

Сем. Ulmaceae – 6 видов из родов *Ulmus* L. и *Celtis* L.

Сем. Rosaceae – 118 видов из 17 родов в т. ч. *Amygdalus* L., *Cerasus* Juss., *Crataegus* L., *Laurocerasus* Roem., *Malus* Mill., *Mespulus* L., *Padus* Mill., *Prunus* L., *Pyrus* L. и *Sorbus* L.

Сем. Juglandaceae – 1 вид из рода *Juglans* L.

Сем. Platanaceae – 2 вида из рода *Platanus* L.

Сем. Moraceae – 4 вида из родов *Morus* L. и *Ficus* L.

Сем. Anacardiaceae – 4 вида из родов *Cotinus* Adans, *Pistacia* L. и *Rhus* L.

Сем. Rhamnaceae – 8 видов из родов *Paliurus* Mill., *Rhamnus* L. и *Frangula* Mill.

Сем. Tamaricaceae – 4 вида из родов *Tamarix* L. и *Myracaria* Desv.

Сем. Caprifoliaceae – 14 видов из родов *Sambucus* L., *Viburnum* L. и *Lonicera* Mill.

Сем. Thymeleaceae – 9 видов из родов *Daphne* L. и *Passerina* L.

Сем. Eleagnaceae – 2 вида из родов *Hippophae* L. и *Eleagnus* L.

Сем. Cornaceae – 2 вида из рода *Cornus* L.

Сем. Buxaceae – 1 вид от рода *Buxus* L.

Сем. Aquifoliaceae – 1 вид из рода *Ilex* L.

Сем. Staphyleaceae – 1 вид из рода *Staphyllea* L.

Сем. Vitaceae – 2 вида из рода *Vitis* Gmel.

Античная цивилизация Древней Греции и Рима зародилась в Средиземноморской части Европы, а средневековая цивилизация – в Центральной и Западной Европе, в то время как современная цивилизация является результатом индустриальной революции, совершённой 100-200 лет назад. От степени развития материальной и духовной культуры этих общественных формаций зависит интенсивность использования природных ресурсов, в т. ч. лесов.

После рубок главного пользования, выкорчевки и сжигания лесов под сельскохозяйственные угодья в настоящее время сохранились лишь изолированные фрагменты первичных лесов, находящиеся преимущественно в странах Скандинавии, Европейской части России и юго-восточной Европе. В последние десяти-

летия, однако, заброшенные земли зарастают кустарниковой растительностью и превращаются в леса, которые разрастаются из-за возрастающей тенденции естественной регенерации.

С увеличением популяции людей, численность которой в Европе составляет 685 млн., уменьшается площадь лесов на душу населения до 0,5 га на человека.

Однако Европа – единственный континент, где площадь лесов, благодаря программам облесения территорий, за период 1900–2000 гг. увеличивалась на 0,1% в год, в то время как в Африке она уменьшилась на 0,8%, в Южной Америке – на 0,4%, в Океании – на 0,2%, в Азии и Северной Америке – на 0,1%, а в мировом масштабе – на 0,2% [2].

Европейские леса повреждаются, прежде всего, вредителями, пожарами, ветровалами, грибными болезнями и дичью. Лесные пожары, основной опустошитель природы в Южной Европе, нанесли огромный ущерб лесу и генетическому фонду. Данные о размере и интенсивности лесных пожаров в прошлом – приближительны, в то время как при более точной инвентаризации, проведённой в последние десятилетия, установлено, что в Испании сгорело 110 000 га леса в 1991 г. и 250 000 га (1994 г.), в Португалии – 100 000 га (1991 г.) и 80 000 га (1995 г.), а в Болгарии 57 000 га (2000 г.) [3,4].

После многовекового уничтожения лесов, особенно в Средиземноморье, в XX веке проведены лесовосстановительные работы, при этом более масштабное облесение совершено во Франции, Италии, Португалии, Испании, Болгарии и других странах. В настоящее время леса на континенте, не подвергнутые деятельности человека, составляют лишь 7 000 тыс. га, или 0,02%. В результате изменяющихся сельскохозяйственных программ в некоторых странах увеличивается доля заброшенных необрабатываемых сельскохозяйственных земель, а урбанизация вклинивается на сельскохозяйственную и лесную территорию, что способствует возникновению дополнительных экологических проблем.

Постепенное возрастание площадей леса в Европе до 329 000 тыс. га способствует росту запаса леса, который в настоящее время составляет 45 000 000 тыс. куб. м, со среднегодовым приростом 793 000 тыс. куб. м [5].

Наиболее систематические исследования лесных генетических ресурсов в мире начаты в Европейских странах, а пионерами этой деятельности являются [6-12].

Начало совместных исследований и практической деятельности в области лесных

генетических ресурсов в странах Восточной Европы и СССР положено в 1974 г. в рамках Совета экономической взаимопомощи, при этом была охвачена огромная территория двух континентов – от Эльбы до Тихого океана и от субтропиков до тундры за Северным полярным кругом. На первом координационном совещании, проведенном в Франкфурте-на-Одере (май 1974 г.), по проекту «Селекция и генетика древесных пород» намечено 10 направлений, по которым началась работа:

- 1) Генетика популяций, ранняя диагностика наследственных свойств;
- 2) Внутривидовая изменчивость и отбор хозяйственно-ценных экотипов и форм;
- 3) Принципы и методы сортоиспытания лесных пород;
- 4) Методы стимулирования плодоношения и повышения урожайности в семенных хозяйствах;
- 5) Организация и ведение семеноводства на селекционной основе;
- 6) Исследования происхождения с целью разработки принципов обмена лесными семенами;
- 7) Селекция тополей и ив;
- 8) Селекция, сортоиспытание и разведение орехоплодных пород;
- 9) Разработка технологий и лесотехнических требований для механизации сбора, обработки и хранения семян;
- 10) Автовегетативное размножение хозяйственно-ценных лесных пород (СЭВ, 1974).

Следующие координационные совещания проведены в Праге в 1976 г. и в Вальдзиверсдорфе (Германия) в 1980 г. Однако реализовать программу полностью не удалось, и в 1985 г. работа по ней прекратилась.

В 1994 г. Совет Европы решил применить Конвенцию о биологическом разнообразии (CBD), которая была подписана в Софии (Болгария) в октябре 2005 г., через Паневропейскую стратегию в области биологического и ландшафтного разнообразия (PEBLDS), имеющую непосредственное отношение к лесным ресурсам.

В 1994 г. создана EUFORGEN – Европейская программа по генетическим ресурсам лесов, способствующая выполнению резолюции S2: «Сохранение европейских генетических ресурсов». Эта программа принята в Страсбурге в 1990 г. на Первой конференции на уровне министров по сохранению ле-

сов в Европе. Главной целью программы является обеспечение эффективного сохранения и устойчивого использования европейских генетических ресурсов лесов.

Различные аспекты исследования и управления генетических ресурсов лесов включены в следующий Паневропейский процесс: Вторая конференция на уровне министров в Хельсинки в июне 1993 г. с резолюцией H2 – Общие руководящие принципы сохранения и управления биоразнообразием европейских лесов и резолюция H4 – Стратегия процесса долгосрочной адаптации европейских лесов к климатическим изменениям; Третья конференция на уровне министров в Лиссабоне в июне 1998 г. с резолюцией L2 – Паневропейские критерии, индикаторы и принципы руководства устойчивого управления лесами и Четвертая конференция, проведенная в Вене 28-30 апреля 2003 г. с резолюцией V4 – Сохранение и повышение биологического разнообразия лесов в Европе.

В первой (1994–1999 гг.) и второй (2000–2004 гг.) фазах EUFORGEN функционировало 5 направлений:

- 1) Хвойные;
- 2) Дубы умеренной зоны и бук;
- 3) Мягколиственные;
- 4) Черный тополь;
- 5) Средиземноморские дубы.

В третьей фазе (2005–2009 гг.) три направления реорганизованы и ориентированы на древесные породы:

- 1) Хвойные;
- 2) Одиночные широколиственные деревья;
- 3) Широколиственные, формирующие насаждения;
- 4) Одно направление по управлению лесами.

В результате деятельности EUFORGEN исследованы генетические ресурсы древесных растений, систематизированы практические знания, а также опубликованы технические руководства по их сохранению и использованию в Европе. Эти технические руководства предназначены для облегчения оценки генного пула древесных пород и сохранения ценных источников семян, а также для их использования в лесоводческой практике.

Однако основной направленностью руководств является сохранение генетического разнообразия древесных пород в европейском масштабе. Рекомендации в этом модуле рассматриваются как обобщенная осно-

ва для дополнения и дальнейшего развития в локальных, национальных или региональных условиях. Технические руководства содержат синтезированную информацию по биологии и экологии, распространению, значению и использованию, генетическому познанию, угрозе генетическому разнообразию, генетической консервации и использованию, а также карты их современного ареала. Эти руководства составлены и в преобладающей части опубликованы для следующих таксонов:

I. Хвойные

Pinus sylvestris L., *Pinus nigra* Arn., *Pinus cembra* L., *Pinus pinaster* Ait., *Pinus halepensis* Mill., *Pinus brutia* Ten., *Pinus pinea* L., *Pinus peuce* Griseb., *Pinus heldreichii* Christ., *Picea abies* (L.) Karst., *Abies alba* Mill., *Taxus baccata* L.

II. Широколиственные

Quercus robur L., *Quercus petraea* Liebl., *Acer pseudoplatanus* L., *Acer campestre* L., *Tilia cordata* Mill., *Tilia platyphyllos* Scop., *Fraxinus excelsior* L., *Populus nigra* L., *Ulmus laevis* Pall., *Sorbus torminalis* (L.) Crantz., *Sorbus domestica* L., *Castanea sativa* Mill., *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn., *Prunus avium* L., *Malus sylvestris* Mill./ *Pyrus pyraister* (L.) Burgsd., *Liquidambar orientalis* Mill.

Новые карты современного распространения отдельных древесных пород леса являются ценным источником, позволяющим сделать сравнение с их ареалом, установленным десятки и сотни лет назад, а также для сопоставления с ареалами в будущем.

В последние годы особое внимание обращается на действие изменений климата на древесные породы леса – миграционную и адаптационную способности. С целью решения проблем в лесах Европы, в связи с наступающими изменениями климата, EUFORGEN под эгидой Международного института растительных генетических ресурсов (IPGRI) и Международного союза лесных исследовательских организаций (IUFRO) провел в марте 2006 г. конференцию на тему: «Климатические изменения и лесное биологическое разнообразие», на которой принято решение работать по следующим направлениям:

- использование лесного генетического разнообразия как фактора смягчения воздействия климатических изменений на лесной сектор в национальных программах и стратегиях;
- содействие лесохозяйственной практической деятельности, поддерживаю-

щей эволюционные процессы в лесах и способствующей естественному возобновлению;

- ускорение приспособления лесных древесных пород к климатическим изменениям путем селекции. Применение потенциально подходящих лесных репродуктивных материалов должно осуществляться по паневропейским правилам по трансферу на научной основе;
- увеличение интердисциплинарных исследований воздействия климатических изменений на леса.

Опасность при поддержке генетической идентичности древесных популяций леса представляет бесконтрольный перенос и использование неидентифицированных лесных репродуктивных материалов, а в будущем уязвимость возрастёт благодаря распространению генно-модифицированных организмов.

Из двух методов сохранения генетических ресурсов леса *in situ* и *ex situ* первый имеет существенные преимущества. Он более динамичен и позволяет эволюционному развитию пород протекать нормально и сохранять адаптационную способность популяций. Для сохранения жизненных популяций в их естественных хабитатах сохранение *in situ* – легче, надежнее и разумнее в финансовом отношении [14].

Автохтонные генетические ресурсы очень ценны из-за их адаптации к местным условиям, но это не значит, что они всегда должны иметь преимущество при сохранении. Если у них обширный ареал и сильная конкурентная способность, как, например, у *Picea abies* (L.) Karst. и *Fagus sylvatica* L., тогда не обязательно предпринимать специальные меры по их сохранению. Другие виды, такие как: *Picea omorica* (Panc.) Purk и *Quercus aegilops* L., имеющие небольшой ареал и слабую конкурентную способность, нуждаются в активной консервационной деятельности.

Стратегия сохранения древесных генетических ресурсов лесов должна быть поливалентной, т. к. на определённом этапе изучения они могут иметь небольшое экономическое, но большое экологическое или социальное значение. Со временем ранги указанных значений меняются, особенно если у этих пород установлены лечебные свойства или какие-либо другие преимущества.

Из проведённой инвентаризации лесной растительности, выращиваемой для генной консервации генетических ресурсов лесов *in situ* и *ex situ*, а также семеноводства в Евро-

пе [15], с дополнением об отсутствующих данных из Европейской части Российской Федерации и некоторых балканских стран, видно хорошо выраженную тенденцию увеличения территории этих консервационных единиц в 1990–2005 гг. Площадь насаждений, выращиваемых для генной консервации *in situ* в Европе, за последние 15 лет возросла почти в два раза и составляет приблизительно 1 млн. га, или 0,3% всех европейских лесов. Этот процент все ещё небольшой, но указывает на существенный рост в сравнении с другими континентами, где он достигает лишь 0,1%. *Ex situ* генная консервация древесных генетических ресурсов леса возросла более чем в 2 раза, что указывает на интенсивную деятельность по сохранению в этот период. Площадь насаждений и плантаций для производства лесных семян в Европе имеет такую же тенденцию, но увеличение составляет 30%.

Некоторые изученные генетические ресурсы лесов Европы могут быть полезны и на других континентах, особенно в соответствующих фитогеографических зонах Азии и Северной Америки. Такие качества имеют генетические ресурсы сосны румелийской (*Pinus peuce* Griseb.) и сосны кедровой европейской (*Pinus cembra* L.). Подходящие происхождения этих пород можно интродуцировать в соответственных районах Сибири не только с целью расширения древесного разнообразия лесов, но и для смягчения эффекта климатических изменений на лес, если адаптационная способность местных древесных популяций леса имеет ограниченные возможности. Лесные культуры сосны румелийской, созданные в Финляндии около 60 лет назад, в наши дни произрастают в горах Рила (Болгария), имеют большой прирост и очень хорошее фитосанитарное состояние, успешно конкурируют с местными породами по росту, статусу здоровья и качеству древесины.

Апробированные лесные репродуктивные материалы из Европы, подходящие для интродукции в Сибири, и из Сибири в Европе, соответственно, будут способствовать обогащению генетических ресурсов лесов, увеличению устойчивости популяций и продуктивности.

Литература

1. Дончев Ж., Бузов Б. Балканите и България като средище на богат генетичен фонд на дървесната растителност. Сборник на регионален симпозиум по проект 8 на МАБ-ЮНЕСКО. Благоевград, БАН, 1981. С. 370-379.
2. FAO. State of the Worlds forests. Rome. 2003. 151 p.
3. Lorenz M., Fischer R., Mues V. Forest Resources in Europe and Their Condition // Conservation and Management of Forest Genetic Resources in Europe. / Ed. T. Geburek, J. Turok. Zvolen: Arbora Publ., 2005. P. 111-126.
4. Alexandrov, A., Tsakov H., Genov K., Stoykov H., Dakov A. Changes in the Biodiversity and Management of Forests Destroyed by Fire // Journal of Balkan Ecology. 2002. V. 5. № 4. P. 348-358.
5. Galembert B. Wood Supply for the Growing European Pulp and Paper Industry // Seminar on Strategies for the Sound Use of Wood, TIM / SEM 1 / 2003 / R4. P. 1-2. Poiana Brashov, Romania.
6. Larsen S. The employment of species types and individuals in forestry. Royal Vet. and Agr. College Yearbook, Copenhagen. 1937.
7. Larsen S. Genetics in Silviculture. Essential Books, Fairlawn, New Jersey. 1956. 224 p.
8. Вересин М. Селекционный отбор быстрорастущих форм древесных пород при лесовыращивании // Научные записки Воронежского ЛИ. 1946. Вып. 9. С. 74-103.
9. Яблоков А. Лесное семеноводство и селекция. М., 1949. 60 с.
10. Lindquist B. Forstgenetik in der schwedischen Waldbaupraxis. Neuman Verlag, Berlin, 1954. 155 p.
11. Rohmeder E., Schonbach H. Genetik und Zuchtung der Waldbaume, Paul Parey, Hamburg und Berlin, 1959. 338 p.
12. Правдин Л. Сосна обыкновенная. Изменчивость, внутривидовая систематика и селекция. М.: Наука, 1964. 192 с.
13. СЭВ, Протокол заседания экспертов лесного хозяйства по вопросу «Разработка предложений по внедрению научных результатов в области генетики и селекции лесных пород в производство и обеспечение стран – членов СЭВ сортовыми семенами и отдельными видами посадочного материала». Франкфурт-на-Одере, 1974. 7 с.
14. Rotach P. In situ Conservation Methods. In: Conservation and Management of Forest Genetic Resources in Europe / Ed. T. Geburek, J. Turok. Zvolen: Arbora Publ., 2005. P. 535-565.
15. Koskela J., Bozzano M. European Forest Genetic Resources Programme (EUFORGEN), Biodiversity International (Indicator 4.6), Rome, 2007. P. 1-7.

Состояние лесных экосистем и задачи охотничьего хозяйства (на примере Приморского края)

© 2008. В.В. Гапонов

Дальневосточный государственный университет
Управление Федеральной службы по ветеринарному и фитосанитарному надзору по Приморскому краю

В статье рассматриваются вопросы по определению критериев охраны и воспроизводства ресурсов животного мира на примере Приморского края Российской Федерации. Обосновываются необходимость проведения сертификации лесных экосистем как основы их дальнейшего использования человеком и роль охотничьего хозяйства в этом процессе.

The problems of defining criteria for conservation and reproduction of fauna resources are observed by the example of Primorsky Krai, Russian Federation. Necessity to conduct certification of forest ecosystems as the base of their further use by people, as well as the role of game husbandries in this process is grounded.

Сохранение биологического разнообразия и предотвращение деградации экосистем – актуальнейшие задачи современности во всём мире. При этом решить проблему созданием лишь особо охраняемых территорий зачастую просто невозможно. Во-первых, сама природная система уже столько веков испытывала антропогенный пресс, что о её оптимальной структуре и продуктивности говорить просто не приходится, во-вторых, нет реальной возможности заповедать огромные территории. Да и смысла в этом нет, ибо то, что существует сейчас, далеко от первозданного состояния, и простым заповеданием или запретами уже нельзя сохранить многие виды. Выход – в оптимизации существующих экосистем и рациональном использовании избытков производимой ими продукции. Именно избытков, накопление которых возможно только на начальных этапах сукцессии экосистем.

На фоне всё более обостряющейся ситуации в отдельных популяциях млекопитающих суши и экологических системах в целом актуальнейшим является выбор правильных ориентиров по использованию ресурсов живой природы и, в первую очередь, ресурсов леса. Существующий в России ведомственный подход в распоряжении ресурсами не оправдывает себя, так как не учитывает состояние смежных звеньев общей экологической системы.

Но ещё более негативное влияние на состояние лесных биоценозов оказывает отсутствие экологических критериев их состояния и объективных параметров по возможному из-

менению в результате хозяйственной деятельности человека. А отсюда вытекает то, что все существующие методики определения наносимого ущерба лишены экологического фундамента, что, кроме прочего, исключает внедрение реального механизма его компенсации.

В последние годы произошли существенные изменения в структуре управления охотничьим хозяйством России. И сейчас, как никогда, важно определиться со стратегическим направлением данного вида деятельности.

В настоящей статье предлагаются критерии охраны и воспроизводства ресурсов животного мира и среды их обитания на примере Приморского края Российской Федерации. Для достижения поставленной цели рассматривается решение двух основных задач: необходимость проведения сертификации лесных экосистем как основы их дальнейшего использования человеком и определение роли охотничьего хозяйства в этом процессе.

Вследствие реорганизации федеральных органов исполнительной власти с 2005 г. вопросы государственного надзора и контроля в области охотничьего хозяйства перешли к Федеральной службе по ветеринарному и фитосанитарному надзору (Россельхознадзор). Согласно существующему Положению об Управлении Россельхознадзора по Приморскому краю, в области, касающейся охоты, на данную службу возложены функции контроля и надзора за:

- выполнением юридическими лицами и гражданами требований федерального и краевого законодательства в области охраны, использования и воспроиз-

водства объектов животного мира, отнесённых к объектам охоты, и среды их обитания;

- деятельностью государственных органов края в области охраны, воспроизводства и использования объектов животного мира, отнесённых к объектам охоты;
- деятельностью юридических лиц и граждан, осуществляющих пользование объектами животного мира, а также иные виды природопользования, в целях предотвращения и прекращения нанесения ущерба объектам животного мира, отнесённым к объектам охоты, и среды их обитания; а также ряд некоторых других функций.

В связи с данными функциями контроля и надзора в первую очередь должна быть выработана концепция ведения охотничьего хозяйства, согласно которой для Службы необходимо сформировать систему показателей. Должен быть выработан объективный критерий и чёткий механизм оценки работы, а также определение, что же, в первую очередь, является предметом надзора.

В указанных полномочиях просматриваются два направления применения надзорных функций – юридическое и экологическое. При этом они тесно взаимосвязаны. Несмотря на существенные пробелы, юридическая база деятельности Службы в настоящее время представляется более чётко, она на виду в показателях работы, и ей сейчас уделяется основное внимание. Но вся юридическая надстройка должна базироваться на экологическом фундаменте, в противном случае она объективно бессмысленна и может превратиться в работу ради работы.

Наиболее распространённым методом управления использованием охотничьих ресурсов продолжает оставаться выявление нарушений правил охоты гражданами. Несмотря на различные реорганизации, за последние 50 лет на территории края выносились от одной до трех тысяч постановлений в год об административных правонарушениях и изымалось до 400 единиц незаконного огнестрельного оружия. Этот административный метод управления охраной и использованием объектов охоты должен дополнять прочие методы. В противном случае теряется цель его применения. В настоящих условиях, при несовершенной нормативной правовой базе охотничьего хозяйства и не устоявшейся организации охотпользования, составление 2,0-2,5 тысячи протоко-

лов на нарушителей правил охоты, при взыскании 1,5-2,0 млн. рублей штрафов и исков говорят о полноценной работе службы охраны. Но на этом столь важный рычаг административного управления охотничьим хозяйством и исчерпывается. Необходимо наводить порядок в самом ведении охотничьего хозяйства. Ясно, что протоколы, составляемые на физических лиц или граждан, предписания и штрафы юридическим лицам – не самоцель, а одно из средств достижения объективной цели – правильного ведения охотничьего хозяйства.

Основной средой обитания объектов охоты на территории Приморского края является лес. Его площадь составляет 13,0 млн. га, из которых более 90% приходится на охотничьи угодья. Энергетическая цепь, состоящая из лесной растительности, растительоядных животных и крупных хищников, представляет своеобразный «каркас» всей лесной экосистемы. При этом копытные-дендрофаги являются не только центральным звеном данной энергетической цепи, но и наиболее значимыми объектами охоты. По данным официальных отчётов, на территории охотничьих угодий Приморского края уже несколько десятилетий обитает относительно стабильное количество объектов охоты: изюбрь (*Cervus elaphus xanthopygos* Milne-Edwards, 1860) – 21,0-24,0 тыс. особей, косуля (*Capreolus pygargus* Pallas, 1777) – 25,0-32,0 тыс. особей, пятнистый олень (*Cervus nippon* Temminck, 1838) – 9,0-12,0 тыс. особей, лось (*Alces alces cameloides* Milne-Edwards, 1867) – 2,0-3,0 тыс. особей. Численность, или плотность животных на заселённой ими территории, составляет (в особях на тыс. га): изюбрь – 2,0; косуля – 2,6; пятнистый олень – 3,5; лось – 1,9. Это в целом на порядок меньше экологически оптимальной численности [1, 2, с. 42; 3]. Кроме того, площадь, пригодная для обитания отдельных видов, почти в два раза больше заселённой ими площади. Для лесных биоценозов характерно наличие «вакантных ниш» или просто многообразных экологических «дыр» в виде отсутствия консументов первого порядка. Структура экосистем нарушена, и популяции многих видов находятся в состоянии выживания.

Они неустойчивы и представлены в большинстве лесных сообществ редкими особями или не представлены вообще.

В то же время численность пятнистого оленя, не являющегося объектом охоты в юго-восточных районах края за последние десятилетия значительно возросла, и вид начал оказывать разрушительное воздействие на фитоценозы [4 – 6]. Численность же

изюбря и косули в большинстве районов низкая, что требует дополнительных ограничительных и воспроизводственных мер по её восстановлению. Особую тревогу вызывает судьба западных популяций изюбря. При этом юго-западная популяция, располагавшаяся в районе Борисовского плато и его отрогов, уже прекратила своё существование, а западная, занимающая предгорья Пограничного хребта, находится в крайне неустойчивом состоянии. Требуется также особая программа по сохранению уссурийского лося. Вследствие антропогенного вмешательства подвид (*Alces alces cameloides* Milne-Edwards, 1867) может исчезнуть уже в ближайшие десятилетия.

Ведение охотничьего хозяйства сопряжено со знанием потенциальной продуктивности экосистем и подразумевает в первую очередь использование животных в составе естественных саморегулирующихся сообществ, при устранении главных лимитирующих факторов. Это устранение решается подкормкой воспроизводственного ядра популяций при дефиците кормов, реконструкцией растительности, прочисткой путей передвижения в снежные зимы, снижением пресса хищников, профилактикой заболеваний и некоторыми другими мерами [2, 39].

Экологически недопустимым является использование угнетённых, находящихся на грани гибели популяций, в которых численность животных постоянно в несколько раз меньше естественной продуктивности ценоза.

Численность отдельных видов диких животных в результате как естественных природных процессов, так и вмешательства человека может быть или аномально низкой, или аномально высокой. В первом случае формируются неестественные экосистемы, во втором – они просто разрушаются. В данном аспекте хозяйство, ведущееся местными охотниками на основе умеренного изъятия части ежегодного прироста популяций, экологически даже более оправдано, чем хозяйство, специализирующееся на интенсивном выращивании копытных. Изменяя видовой состав и численность копытных-дендрофагов, можно целенаправленно формировать ландшафты будущего. Необходимо переосмыслить и само содержание биотехнии, которое должно нести экологическое содержание. Как считал С.С. Фолитарек, биотехния – это раздел экологии, разрабатывающий систему мероприятий по обогащению, оздоровлению, украшению и рациональному ис-

пользованию природных ландшафтов [7]. По большому счёту, биотехния – это процесс перераспределения солнечной энергии, направленный на повышение устойчивости и продуктивности экологических систем, обеспечивающих благополучие человека. Биотехния не должна обслуживать огромные стада диких животных, в процессе своей жизнедеятельности разрушающих природные ландшафты. Экосистема – это организм, и увеличение численности животных сверх нормы ведёт к дисбалансу всей системы – болезням, а то и гибели всего организма.

По уровню проведения биотехнических мероприятий охотничьего хозяйства можно разделить на такие, где:

- биотехнические мероприятия не проводятся вообще или проводится промысловая биотехния, направленная исключительно на облегчение добычи диких животных;
- проводится реконструкция растительности (древостоев) биотехнической направленности и обеспечивается сохранение воспроизводственного ядра популяций при экстремальных условиях в пределах экологически оптимальной численности;
- поддерживается численность диких животных выше естественной продуктивности экосистем за счёт сезонной или круглогодичной подкормки.

Что касается ущерба, наносимого объектам охоты и среде их обитания, то он складывается из прямого уничтожения животных, нарушения структуры популяций и деградации экосистем. К одной из фундаментальных проблем ведения охотничьего хозяйства и охраны природы в целом относится целый пласт нерешённых вопросов об ущербе – как его рассчитывать, кто это способен делать, как и кому его возмещать?

Все существующие в настоящее время методики расчёта ущерба объектам охоты и особенно среде их обитания абсолютно не объективны. Фундамент в этой работе может быть только один – экосистемный, с популяциями и сообществами живых организмов. Можно смело утверждать, что самым большим вопросом в природоохранной деятельности является отсутствие объективной, законно утверждённой методики расчёта ущерба и его компенсации на популяционном и ценозическом уровнях.

Наиболее актуальными проблемами современного охотничьего хозяйства на текущий

период являются охотустройство, экологическая экспертиза и пользование лесным фондом для нужд охотничьего хозяйства. Без решения этих задач ни о каком научно обоснованном развитии отрасли не может быть речи.

Экология является фундаментальной наукой. Её принцип заключается в описании, объяснении и предсказании процессов и явлений живой природы. Охотоведение и лесоводство – это прикладные науки. И их принцип – управлять, создавать нужное. Данной аксиомой и следует руководствоваться при планировании любых мероприятий в лесу, включая охотустройство территории.

Охотничье хозяйство – это вид деятельности человека, но никак не теоретический базис лесной биоценологии и сохранения биологического разнообразия. Поэтому первым основополагающим шагом в использовании ресурсов лесных экосистем является определение оптимальной структуры ценозов, в том числе экологически оптимальной численности копытных. Мы сейчас в лучшем случае знаем, сколько животных обитает на данной территории, но до сих пор абсолютно не представляем, сколько их может быть. Поэтому на первое место выходит задача определения экологически оптимальной численности копытных по стабильной группе кормов с учётом существующих абиотических и биотических факторов. Опираясь на эти данные и зная параметры продуктивности, в дальнейшем можно предлагать варианты и делать расчёты по хозяйственно-целесообразной (хозяйственно допустимой) численности с целью повышения устойчивости и продуктивности всей экосистемы, а также определять и устанавливать минимальную охотничью численность копытных для каждого охотничьего хозяйства. Возможно, как предлагает А.А. Данилкин [8], минимальная охотничья численность копытных должна составлять не менее 40-50% от экологически оптимальной численности. Этот показатель ещё требует доработки, но ясно одно – необходимы правила игры для всех, причём в первую очередь для охотничьих хозяйств любой территории.

Начало по настоящему цивилизованному ведению охотничьего хозяйства может быть положено сертификацией лесных экосистем, в результате проведения которой должны быть определены параметры по лесной растительности, оптимальной численности копытных и устойчивости популяций крупных хищников. Лишь после этого можно рассчитывать ущерб, наносимый среде обитания диких животных

в результате хозяйственной деятельности человека. На территории Приморского края проведено выделение лесов высокой природоохранной ценности по категориям: редкие лесные сообщества, малонарушенные лесные массивы, крупные малофрагментированные лесные территории и места обитания редких и находящихся под угрозой исчезновения видов растений [9, с. 13]. Эта работа должна быть продолжена в виде выделения особо значимых участков леса, в первую очередь, для обитания видов млекопитающих – объектов охоты. Как предлагает В.В. Дежкин [10], методической основой её проведения может быть «Территориальный принцип» Национальной Стратегии сохранения биоразнообразия в России, учитывающий:

- распределение компонентов биоразнообразия по территории;
- общую площадь природных биосистем;
- пространственную структуру популяций, видов и экосистем;
- минимальную площадь для устойчивого существования природных сообществ и экосистем;
- минимальные площади для существования отдельных особей, семей, популяций и разнообразие их сезонных местообитаний.

Сохранение коренных природных систем, определение экологически оптимальной, минимальной охотничьей и допустимой хозяйственной численности диких животных при поддержании высокой продуктивности и устойчивости сообществ – основная задача этой работы. Не кадастровая оценка того, что есть, а определение того, что должно быть. Сертификация как плацдарм для оценки ресурсов, их воспроизводства и рационального использования.

Имея необходимые сертификаты, можно будет полноценно надзирать не только за деятельностью охотпользователей, но и всех субъектов природопользования. Думаю, что переоценить значимость этого мероприятия для сохранения природы региона вряд ли возможно.

Данная работа должна предшествовать созданию Проектов лесоустройства и охотустройства. Состояние экосистемы – это базис, а лесоустройство и охотустройство – технологические процессы, определяющие механизм и пути работы с экосистемой. Экологически оптимальная численность рассматривается как теоретическая база и фундамент для охотустройства, на основании которого планируется комплекс мероприятий по совершенствованию всей экологической

цепочки и возможных путях получения максимальной продукции для человека. Именно проекты по достижению и поддержанию численности и должны быть предметом и основой экологической экспертизы. Та экспертиза, которую пытаются навязать сейчас, по меньшей мере, выглядит неуместно.

Охотничье хозяйство – единственный реальный инструмент по работе с популяциями охотничьих видов, составляющими центральное звено биоценозов, это вид пользования животным миром, но не вид лесопользования, так же как это не вид тундропользования, степепользования, болотопользования и так далее. Неоснованные ведомственные подходы просто неуклюжи в их попытке перетягивания одеяла. Работа с популяциями вольноживущих животных с целью их оптимизации в составе лесных биоценозов не может называться «пользование лесным участком». Это часть комплексного управления экосистемой, звенья которой взаимосвязаны. Необходима расстановка приоритетов. Если речь не идёт о половольном содержании копытных или расчистке кормовых полей в лесу, то взаимоотношения охотничьего и лесного хозяйств должны основываться на равноправных договорах по обоюдному учёту интересов и не более того.

В крае имеется 87 охотпользователей-юридических лиц, за которыми закреплено 85% площади всех охотничьих угодий. По каким критериям можно оценивать работу существующих охотничьих хозяйств? В первую очередь, это показатели численности охотничьих животных. Второе – предоставление охотничьих услуг населению. Одним из основных показателей является проведение биотехнических мероприятий. Но к данной оценке следует подходить очень осторожно. Значительное количество охотпользователей – это коллективы местных охотников, у которых нет средств, необходимых для проведения интенсивной биотехники или содержания штата егерей, т. е. они лишены экономических и административных методов охраны и воспроизводства объектов охоты. Но у них есть мощный социальный рычаг – чувство хозяина территории, а это значит, что по мере своих сил и возможностей никакого массового браконьерства в охотничьих угодьях они не допустят. Во-первых, ресурс принадлежит им и посторонним путь туда запрещён, во-вторых, они боятся потерять угодья, что заставляет самих быть законопослушными. Прежде чем изъять угодья, надо внимательно оценить, есть ли этому альтернатива и какие будут послед-

ствия, не станет ли хуже. Угодья общего пользования – это далеко не лучший вариант ведения охотничьего хозяйства.

С учётом изложенного целью ведения охотничьего хозяйства, по нашему мнению, должно являться формирование оптимальных экологических систем, создание устойчивых популяций видов охотничьих животных и предоставление охотничьих услуг.

Для выполнения поставленной цели на территории Приморского края на среднесрочную перспективу необходимо решить следующие задачи.

1. Провести качественную оценку среды обитания и параметров по её изменению (т. е. в первую очередь определить, кто, в каком количестве и при каких условиях может обитать на конкретной территории), что и подразумевается нами как сертификация экосистем.

2. Принять и реализовать программу по копытным, основной целью которой является создание устойчивых и высокопродуктивных популяций в составе естественных экосистем.

3. Создать оптимальную структуру охотничьих хозяйств и содействовать их развитию.

Всё остальное – это лишь средства достижения поставленной цели.

Структура органов управления охотничьим хозяйством России будет ещё не один раз меняться. Но во всём реформировании главным должно быть не количество, название и уровень ведомств в чиновничьей иерархии, а чёткий методологический подход по выполнению самого предназначения данного вида деятельности человека.

Литература

1. Гапонов В.В. Оптимальная численность изюбра в Уссурийских лесах // Лесное хозяйство. 1991. № 5. С. 44-45.
2. Гапонов В.В. Научные основы увеличения численности копытных на юге Дальнего Востока. Владивосток: Дальнаука, 2006. 52 с.
3. Коньков А.Ю. Влияние косули (*Capreolus pygargus tianschanicus*) на лесообразовательный процесс в долинах рек юго-восточного Приморья // Состояние особо охраняемых природных территорий. Владивосток: Изд. Русский Остров, 2005. С. 95-99.
4. Коньков А.Ю. Нарушение процессов лесообразования в местах интенсивного выпаса пятнистого оленя в Лазовском заповеднике // Леса и лесообразовательные процессы на Дальнем Востоке. Владивосток: Дальнаука, 1999. С. 238-239.
5. Коньков А.Ю. Восстановление ареала пятнистого оленя на Дальнем Востоке в конце XX века //

Арсеньевские чтения: Тез. докл. регион. науч.-практ. конф. Владивосток: Дальнаука, 2003. С. 116-118.

6. Мысленков А.И. Изменения численности пятнистого оленя в Лазовском заповеднике // Состояние особо охраняемых природных территорий. Владивосток: Изд. Русский Остров, 2005. С. 128-132.

7. Фолитарек С.С. Теоретические основы биотехнии и обзор работ Карасукской биотехнической станции // Биотехния. Теоретические основы и практические работы в Сибири. Новосибирск. 1980. С. 163-178.

8. Данилкин А.А. Управление ресурсами диких копытных: основные проблемы // Охота и охотничье хозяйство. 2006. № 3. С. 14-17.

9. Аксёнов Д.Е., Дубинин М.Ю., Карпачевский М.Л., Ликсакова Н.С., Скворцов В.Э., Смирнов Д.Ю., Яницкая Т.О. Выделение лесов высокой природоохранной ценности в Приморском крае. Категории, важные для сохранения растительного покрова. М.: Изд-во МСоЭС, 2006. 186 с.

10. Дежкин В., Попова Л. Экологическая этика и охотничье хозяйство // Охота и охотничье хозяйство. 2006. № 9. С. 12-14.

УДК 504.062(985)

Природопользование Севера России

© 2008. А.В. Евсеев, Т.М. Красовская
Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова

Природопользование рассматривается как функция социоприродной системы. Дается его классификация, характеристика и мелкомасштабная карта для территории Севера России. Показано, что современная структура природопользования не полностью отвечает стратегическим интересам России постиндустриального периода, вследствие нерационального использования природного капитала и игнорирования социокультурной составляющей процесса природопользования.

Nature management is discussed as a function of a social-natural system. Its classification, characteristics and a small-scale map of the Russian North territory are presented. It is shown that modern nature management structure does not correspond fully to strategic interests of postindustrial Russia because of inadequate exploitation of nature capital and ignoring of social-cultural aspects of nature management.

События последних десятилетий существенно изменили территориальную, экономическую и геополитическую обстановку в России, реально превратив её в северную страну. В число важнейших российских интересов в Арктике входят геополитические, оборонные, экономические, правовые, экологические и др. Перед современной Россией стоит насущная проблема пространственной переориентации на Север (и Дальний Восток). Парадоксально, но признание «северного измерения» страны в сознании её граждан идёт очень медленно, а Север всё ещё кажется далёким, мало обжитым краем, свободным от многих «проблем цивилизации». За ним уже прочно закрепился образ «сырьевого придатка» России, что обеспечивается и современной структурой природопользования, сформировавшейся в XX в. Она имеет ярко выраженный моноиндустриальный характер, что мало соответствует концепции сбалансированного регионального развития, а также не отвечает стратегическим интересам России постиндустриального периода.

Наращение социально-экологической напряжённости в регионе, его однобокое экономическое развитие, территориальная дезинтеграция, современная геополитическая обстановка требуют пересмотра политики хозяйственного освоения Севера. В фокусе её внимания должно находиться создание такой структуры природопользования, которая бы соответствовала не только современным, но и будущим интересам России. В сфере этих интересов: рачительное использование сырьевых ресурсов, диверсификация структуры природопользования в целях её экологической оптимизации, сохранение этнокультурного разнообразия региона и укрепление его геополитических позиций, формирование региональной идентичности северян.

Существенным препятствием для перехода региона к сбалансированному развитию является отсутствие системного анализа его природопользования. Отождествление природопользования с экономической системой, либо с практикой ресурсопользования, или даже только использования земель значитель-

но сужают современные научные представления о его сущности. Синергетический подход даёт возможность исследовать самоорганизацию и эволюцию нестационарных сложных систем, к которым относится система «природа – население – хозяйство». Природопользование является одной из функций этой системы, посредством которой взаимодействуют её блоки (также образующие отдельные системы с определёнными механизмами связей). Природопользование представляет собой социокультурный процесс пользования природными ресурсами и экологическими средообразующими услугами геосистем, отличающихся пространственным разнообразием.

Приведённое определение природопользования как «процесса взаимодействия», актуализирующего геоэкологические, экономические и социальные взаимосвязи в системе, позволяет по-иному взглянуть на современную структуру природопользования Севера России. Структура природопользования с системных позиций раскрывает пространственную организацию функциональных связей в системе «природа – население – хозяйство» и их интенсивность, отражающие различные варианты использования экологических услуг геосистем элементами хозяйственной структуры и расселения (традиционно отображаемого экономико-географическими картами). Территориальная и временная несогласованность таких вариантов часто лежит в основе конфликтов природопользования.

К настоящему времени предложено несколько различных классификаций природопользования, каждая из которых отвечает требованиям той или иной исследовательской задачи. Среди наиболее известных из них назовём классификацию К.В. Зворыкина (1993), Т.Г. Руновой с соавторами (1993), П.Я. Бакланова, П.Ф. Бровка (2002), А.В. Евсеева (2004). Для целей региональной характеристики природопользования Севера России основными классификационными критериями выступают: пространственная организация формируемой им структуры хозяйства, на основе которой объединяются различные функциональные разновидности природопользования, имеющие общие закономерности в эксплуатации экологических услуг геосистем, включая ресурсные. Такие классификационные подходы были использованы ранее Т.Г. Руновой, И.Н. Волковой, Т.Г. Нефёдовой при картографировании природопользования ЕТР [1]. По этим принципам построена и классификация природопользования, предложенная А.В. Евсеевым [2], на основании которой описывается современная структура природопользования на изучаемой территории (рис. 1.).

Для Севера России характерны следующие основные виды природопользования: фоновое, крупноочаговое, очаговое и дисперсное. Каждый из них характеризуется определённой интенсивностью вещественно-энергетического обмена (рис.2), а также одновременно может быть охарактеризован как социокультурный

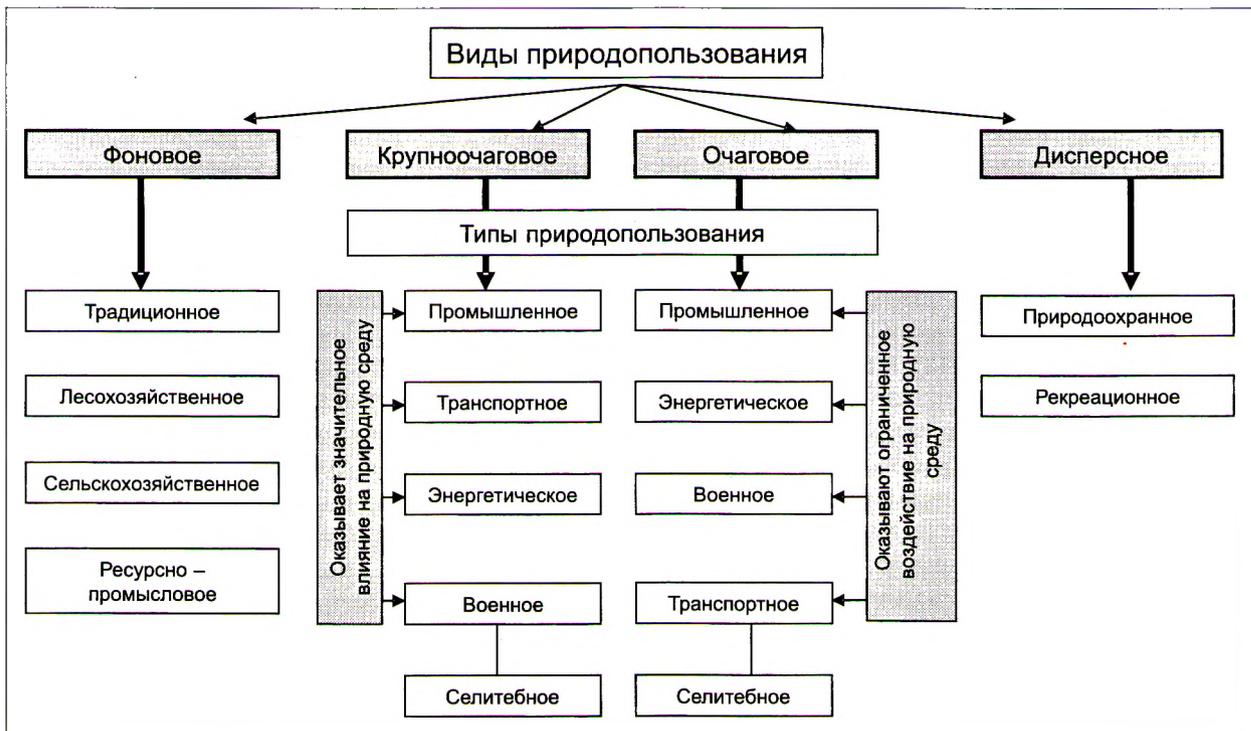


Рис. 1. Современная структура природопользования Севера России

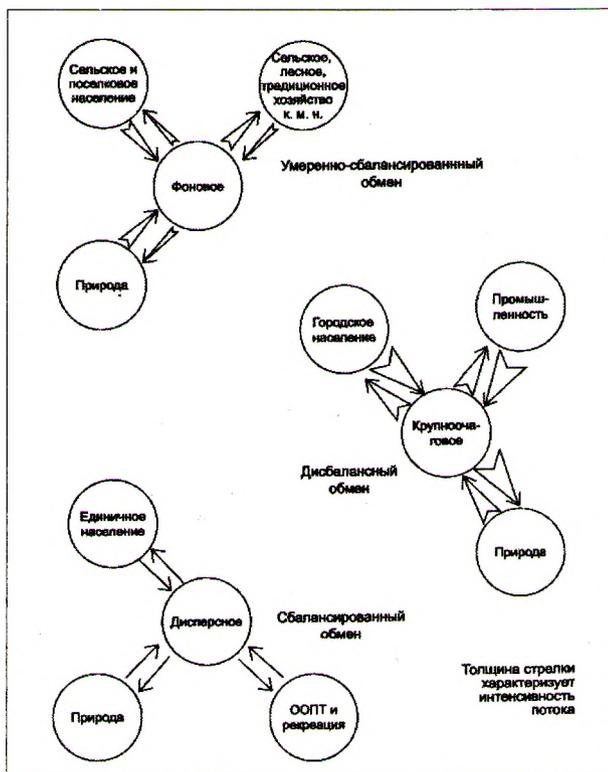


Рис. 2. Ориентированные графы интенсивности вещественно-энергетического обмена в различных типах природопользования Севера России

процесс, что позволяет выделить его традиционный и инновационный культурно-хозяйственные типы [3]. Культурно-хозяйственные типы природопользования не только определяют его конечные цели, но и характеризуют методы освоения северного пространства, которые во многом влияют на степень его территориальной адаптации.

Наибольшее территориальное распространение имеет фоновое природопользование. Оно включает следующие типы: традиционное природопользование коренных малочисленных народов Севера и старожильческого населения (поморов, оленных якутов и др.), лесохозяйственное, сельскохозяйственное и ресурсно-промысловое. Наименьшие ареалы, как правило, линейного типа (вдоль речных долин) среди них имеет сельскохозяйственное природопользование, что связано с особенностью распределения агроклиматических ресурсов для земледелия. Для перечисленных типов природопользования характерна не только прямая зависимость от ресурсных экологических услуг геосистем, но в равной мере и от средообразующих функций, чем обусловлена их преимущественно зональная адаптация. Энерго-вещественные потоки в них умеренно сбалансированы при относительном преобладании антропогенных потоков, которые, однако,

не превышают адаптационные возможности системы «природа – население – хозяйство» (рис. 2). Такое соотношение в рамках настоящего исследования получено экспертно, однако, как показывает наш опыт, поддается и количественным оценкам, которые представляют собой насущную задачу геоэкологии.

Ведущим направлением традиционного природопользования является оленеводство, дополняемое охотничьим и рыболовным промыслами, а также сбором дикоросов. Ареалы его распространения совпадают с ареалами расселения аборигенного населения Севера России. Ресурсно-промысловое природопользование вне границ традиционного в перестроечный период пришло в упадок, и его небольшие ареалы сохранились, главным образом, в Сибири и Мурманской области (заготовка дикоросов).

Лесохозяйственное природопользование наиболее развито на Европейском Севере России. Несмотря на то что основные запасы спелой и перестойной древесины сосредоточены в Сибири, около 60% вырубок приходится именно на Европейский Север. Основные ареалы лесохозяйственного природопользования в пределах исследуемой территории сосредоточены в Архангельской области, однако имеются также в Мурманской области (районы Туломы, Умбы), ограничено – на севере Красноярского края. В условиях преимущественно лесосырьевой экспортной ориентации и экстенсивного развития постоянно снижаются запасы древесины, происходит сокращение площадей и ухудшение качества эксплуатируемых лесов. Сокращаются площади притундровых лесов. В таких условиях лесохозяйственное природопользование скорее можно отнести к группе дегенеративных, чем щадящих типов, тем более что лесовосстановление на этой территории крайне ограничено. Таким образом, для лесохозяйственного природопользования Севера России характерен лишь умеренно-сбалансированный вещественно-энергетический обмен в социоприродной системе с существенной ролью антропогенных потоков (рис. 2).

Большой зависимостью от средообразующих экологических функций геосистем характеризуется и дисперсный вид природопользования, включающий природоохранный и рекреационный типы. По площадному распространению он пока стоит на последнем месте, хотя его роль в поддержании нормального функционирования всей социоприродной системы Севера России очень велика. Эти

два типа природопользования зонально адаптированы. Рекреационный тип природопользования является одновременно и ресурсопотребляющим, и средовоспроизводящим. Включение его в дисперсный вид обусловлено крайне ограниченными ареалами распространения. Наиболее развит он в Мурманской и Архангельской областях.

Природоохранное природопользование распространено на территории, составляющей менее 5% от общей площади, что меньше рекомендуемых норм. На всей территории региона имеются комплексные заповедники и заказники федерального и регионального значения, памятники природы, несколько национальных парков, часть из которых (заповедники Путранский, дельты Лены, острова Врангеля, Магаданский и др.) относится к объектам Всемирного природного наследия.

Рассмотренные типы дисперсного природопользования могут быть отнесены к природосберегающим, «щадящим». Их развитие непосредственно зависит от качества потребляемого природного ресурса, в том числе и от экологического состояния природной среды. Для этих типов природопользования типичен сбалансированный вещественно-энергетический обмен в системе «природа – население – хозяйство» (рис. 2).

Противоположным по воздействию на природную среду является крупноочаговое и очаговое природопользование, широкое развитие которого началось только в первой трети XX в. и связано с промышленной экспансией на Север страны. Эти виды природопользования, различающиеся по интенсивности использования экологических услуг геосистем и воздействия на природную среду, включают следующие типы: промышленное, энергетическое, транспортное, селитебное и военное (последнее в рамках настоящей работы не рассматривается). Развитие крупноочагового природопользования определяется функционированием горнодобывающей промышленности, добычей и частичной переработкой углеводородного сырья, развитием цветной металлургии, целлюлозно-бумажной промышленности, машиностроения, энергетики, а также транспортной сети преимущественно федерального значения.

В Мурманской области развитие крупноочагового природопользования связано с функционированием горно-металлургической промышленности в Заполярном, Никеле, Мончегорске, Оленегорске, горнодобывающей и горно-обогатительной промышленности в Киров-

ске, Ковдоре, работой крупных энергетических предприятий: КАЭС и Кировской ГРЭС, развитием машиностроения, транспортного центра в Мурманске. Для Архангельской области оно связано с развитием лесопромышленного комплекса (Архангельск, Новодвинск, Коряжма), машиностроения (Северодвинск), пищевой промышленности и транспортных узлов (Архангельск), энергетики (Архангельск, Северодвинск). В Ненецком АО очаговое и крупноочаговое природопользование развивается в результате функционирования транспортного узла и пищевой промышленности Нарьян-Мара, крупными очагами добычи углеводородного сырья. На Севере Коми с крупноочаговыми видами природопользования связаны угледобывающие центры Воркуты и Инты, нефтегазодобычи и переработки (Ухта, Сосногорск, Усинск), энергетики (Воркута) и др. Развитие рассматриваемых типов природопользования на Севере Западной Сибири обусловлено функционированием топливно-энергетического (Новый Уренгой, Надым, Ямбург и др.), лесопромышленного комплексов (Лабитнанги, Салехард) и крупных транспортных центров (Салехард, Новый Уренгой, Лабитнанги). На Севере Средней Сибири развитие крупноочагового природопользования сопряжено с горно-металлургической (Норильск), горнодобывающей промышленностью (Каеркан, Талнах), а очагового – с развитием лесопромышленного комплекса, транспортных центров и пищевой промышленности в Игарке, Хатанге. Для Севера Восточной Сибири и Дальнего Востока развитие крупноочагового природопользования обусловлено развитием горнодобывающей промышленности (Чукотский АО) и энергетики (Билибино, Певек, Анадырь), а очагового – с транспортными центрами (Тикси, Черский и др.).

Рассмотренный крупноочаговый тип природопользования при его современном состоянии преимущественно является детериорантным и способствует формированию обширных импактных районов на Севере нашей страны, которые характеризуются как «горячие точки» Арктики [4]. Для этого типа природопользования характерна высокая интенсивность вещественно-энергетического обмена между блоками системы «природа – население – хозяйство», при всё возрастающей роли антропогенных потоков (рис. 2). Основные импактные районы связаны с развитием промышленного и энергетического природопользования, в максимальной степени эксплуатирующих экологические услуги геосистем.

С развитием промышленного и транспортного типов природопользования сочетается селитебное, которое в целом для территории относится к очаговому виду. Крупноочаговым оно является в Мурманске, Архангельске, Воркуте, Норильске. Сельское селитебное природопользование также носит очаговый характер, и его ареалы вкраплены в ареалы фонового традиционного природопользования (Краснощелье, Каневка, Самбург, Яр-Сале, Нори, Мужы, Рыркапий, Уэлен и др.). Очаговое селитебное природопользование сопряжено с развитием транспортных центров (Шойна, Усть-Кара, Нижнеянк, Мыс Шмидта и др.), а также существованием исторических поселений (Походск, Русское Устье и др.). Селитебное и транспортное очаговое природопользование характеризует умеренно-сбалансированный вещественно-энергетический обмен в социоприродной системе (рис. 2).

Невыработанность общих методических принципов картографирования природопользования обуславливает большое разнообразие его современных карт. Отчасти это объясняется сложностью картографируемого объекта: на картах получают отражение те или иные элементы процесса взаимодействия в системе «природа – население – хозяйство» либо субъекты и объекты природопользования. Наиболее часто на картах природопользования присутствуют элементы экономических взаимосвязей, геоэкологических процессов и значительно реже социальных. Это делает такие карты очень похожими на экономико-географические и геоэкологические. Несмотря на значительные различия существующих карт природопользования, их объединяет стремление отразить простран-

ственную организацию хозяйственной эксплуатации какой-либо территории, а также её последствия. Разделение экономической, геоэкологической и социокультурной составляющих природопользования при этом не позволяют адекватно представить территорию при региональном планировании.

Стремление к переходу к картографированию процессов природопользования в социоприродной системе, а не только территориальных особенностей распределения его объектов и субъектов и их геоэкологического эффекта обуславливает необходимость создания специальных синтетических карт. Процесс природопользования развивается в рамках природных, экономических и социокультурных систем, имеющих собственные границы, формируя интегральные природно-культурно-хозяйственные границы ареалов, охваченных этим процессом [5]. Эффективное региональное планирование природопользования требует определения положения границ этих ареалов. Методика выявления таких границ зависит от масштаба картографирования [5].

Попытка выделения границ ареалов природопользования предпринята нами на обзорной мелкомасштабной карте Севера России (М 1:24 млн.) (рис. 3). На этой карте представлены перечисленные выше виды природопользования. В основу создания карты положен анализ расположения соответствующих ареалов на опубликованных ранее разномасштабных тематических картах, характеризующих геоэкологические, социально-экономические и культурно-хозяйственные процессы внутри социоприродной системы Севера России. Использовались и имеющие-

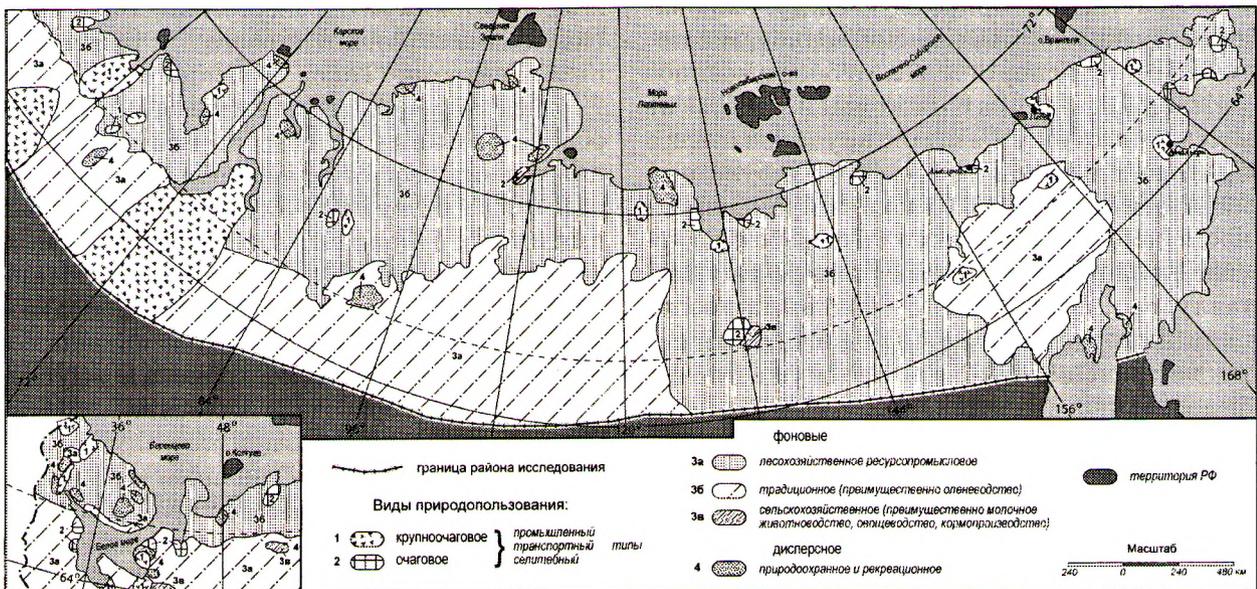


Рис. 3. Природопользование Севера России

ся среднемасштабные карты природопользования отдельных территорий внутри региона. Верификация обеспечивалась результатами многолетних полевых наблюдений.

Для определения положения границ ареалов видов природопользования мы соотнесли существующие хозяйственные ареалы с эколого-географическими (природными) мезорегионами [6], а также геоэкологическими ареалами [7], основываясь на методе такого сопоставления, предложенном В.М.Разумовским [8] и дополненным нами [5]. Ареалы дисперсного природопользования внутри мезорегионов выделялись экспертно при учёте положения природных границ более низкого ранга, чем мезорегионы. Поскольку для современного Севера России традиционный вид природопользования характерен для районов компактного проживания и хозяйствования аборигенного населения, а инновационный – пришлого, занятого в промышленности, на транспорте, сельском хозяйстве (исключая оленеводство), то, соответственно, границы выделенных ареалов на мелко-масштабной карте преимущественно совпадают с социокультурными.

В большинстве выделенных ареалов рекреационного и природоохранного природопользования характерно сочетание его традиционного и инновационного социокультурных типов. Это объясняется как особенностями рекреационного использования территории, так и близостью социокультурных установок, направленных на сбережение природы, в природоохранном и традиционном природопользовании в его классическом варианте [5]. С развитием крупных туристических центров – горнолыжных, альпинистских и т. п. с иной спецификой процесса природопользования его ареалы могут быть обозначены отдельно и отнесены к инновационному культурно-хозяйственному типу.

Особенностью рассматриваемой территории является обратная зависимость между площадями развития отдельных типов природопользования и их ролью в формировании валового регионального продукта. При этом вклад различных типов природопользования в его наполнение отличается по административным районам. Так, доля промышленного крупноочагового и очагового типов природопользования наиболее существенна в Мурманской и Архангельской областях (более 50%), в Долгано-Ненецком АО, Ямало-Ненецком АО (до 80%). В то же время традиционное, сельскохозяйственное при-

родопользование преобладают на севере Республики Саха (Якутии), севере Эвенкийского АО. Переходное положение с тенденцией усиления доли промышленного крупноочагового природопользования занимают Ненецкий АО и Чукотский АО.

Оценку эколого-экономической эффективности современной структуры природопользования в изучаемом районе ещё предстоит выполнить (на неё пока нет социального заказа). Однако, используя концепцию полной стоимости при анализе воспроизводственной системы [9], можно сделать предварительное заключение о том, что, несмотря на сегодняшнее относительное благополучие ряда районов развития промышленного природопользования, они несут большие убытки при экспорте продукции добывающей промышленности за счёт колоссальных потерь в полной стоимости воспроизводства. Подавляющая часть «дарового» продукта природы (ренды) присваивается отнюдь не сырьевым сектором экономики (т. е. не используется ни в самом районе, ни даже в России), а уходит в верхние высокомонополизированные отрасли перерабатывающей промышленности и сферы услуг [9,10]. Практически полное игнорирование стоимости природного капитала в его средовоспроизводящей части создают искажённую картину в экономической оценке целесообразности сохранения современной структуры природопользования, преувеличивая значение промышленного природопользования в ней.

Следует признать, что современная структура природопользования Севера России мало соответствует критериям экономической эффективности в контексте устойчивого развития, а её сохранение может привести к значительным, однако отдалённым социально-экономическим и экологическим потерям. В этой связи необходимо заметить, что изменение тенденций регионального развития только путем рыночных преобразований социально-экономического пространства Севера России вряд ли возможно. Требуется стратегическое государственное регулирование процесса.

Пространственная организация природопользования региона формировалась на протяжении многих столетий, являя собой продукт территориальной адаптации хозяйственной и социальной системы к природным условиям. Революционное её изменение нельзя осуществить без существенных потерь: экономических, социальных, экологических. Для регионального перехода к устойчивому развитию необходимо постепенно преобразовывать

существующую структуру природопользования, основываясь на историческом опыте его пространственной организации, учёте долгосрочных перспектив экологических, экономических и геополитических функций региона в развитии нашей страны. Основой преобразований должен стать системный анализ энергоинформационных процессов, обеспечивающих сбалансированное развитие социоприродной системы. В ходе такого анализа возможна разработка системных адаптационных механизмов природопользования путём оптимизации вещественных и энергетических потоков через налоговое, нормативное и правовое регулирование, корректировку прямых и обратных связей в системе, формирование новых информационных полей и т. д. Природопользование является инструментом координации иерархической системы целей блоков системы «природа – население – хозяйство», в результате чего достигается её сбалансированное развитие.

Литература

1. Рунова Т.Г., Волкова И.Н., Нефёдова Т.Г. Территориальная организация природопользования. М.: Наука, 1993. 207 с.
2. Евсеев А.В. Методологические аспекты регионального природопользования. Региональные проблемы природопользования: Север России // Региональное природопользование. М.: Изд. Моск. ун-та, 2004. С. 10-67.
3. Красовская Т.М. Культурно-экологические проблемы бассейна озера Имандра // Культурный ландшафт: теоретические и региональные исследования: Тр. семинара. М.: Изд. Моск. ун-та, 2003. С. 107-116.
4. Yevseev A.V., Ivanov V.V., Krasovskaya T.M., Solntseva N.P. Environmental Hot-Spots and Impact Zones of the Russian Arctic et al. <http://www.acops.org>
5. Красовская Т.М. Картографирование природопользования: теория и практика (на примере Севера России) // Интеркарто-ИнтерГИС-12: Матер. междунар. конф. Калининград-Берлин. 2006. Т. 1. С. 257-259.
6. Исаченко А.Г. Экологическая география России. СПб.: Изд. СПб. ун-та, 2001. С. 10-24.
7. Евсеев А.В., Воробьёва Т.А., Котова О.И., Красовская Т.М. Современная структура природопользования на Европейском Севере России // Стратегия развития северных регионов России: Матер. всерос. науч. конф. Архангельск. 2003. С. 206-211.
8. Разумовский В.М. Природопользование. Изд. СПб. ун-та, 2003. 291 с.
9. Никольский А. Ф. Анализ мировой воспроизводственной системы на основе концепции полной стоимости // География и природные ресурсы. 2003. № 3. С. 38-52.
10. Львов Д.С., Поршнева А.Г. Управление социально-экономическим развитием России. М.: Экономика, 2002. 702 с.

Проблемы региональной экологии в условиях устойчивого развития VI Всероссийская научная школа

26-29 ноября 2007 г. в Кирове на базе Вятского государственного гуманитарного университета лабораторией биомониторинга Института биологии Коми НЦ УрО РАН проведена 6-я Всероссийская научная школа, программа которой включала:

- V Всероссийскую научно-практическую конференцию с международным участием «Проблемы региональной экологии в условиях устойчивого развития»;
- научно-методический семинар «Повышение экологической компетентности учителей естественно-научного цикла базовых образовательных учреждений по экологии» с участием учителей экологии школ Кировской области;
- научно-методический семинар «Физическое и нравственное здоровье как основа личностного развития ребенка» с участием учителей экологии города Кирова и Кирово-Чепецка;
- научно-методологический семинар «Современные технологии мониторинга окружающей природной среды в районе ОУХО» с участием специалистов Региональных центров государственного экологического контроля и мониторинга из г. Ижевска (Удмуртия), Курской, Пензенской, Брянской, Саратовской, Кировской областей;
- семинар «Проблемы хранения и уничтожения химического оружия: состояние и мониторинг», в котором приняли участие учителя экологии Оричевского и Котельничского районов;
- круглый стол «Экологические проблемы региона: состояние, пути развития».

В конференции приняли участие 315 человек из 32 регионов России, в том числе из Республик Мордовия, Марий-Эл, Коми, Башкортостана, из Болгарии, представители государственных, научных и общественных организаций, природоохранных служб, средств массовой информации, специалисты в области экологического образования, воспитания и просвещения, преподаватели вузов, методисты, учителя, аспиранты и студенты.

Пленарное заседание открыла сопредседатель организационного комитета Всероссийской научной школы, профессор ВятГГУ Т.Я. Ашихмина. С приветствием к участникам конференции обратились ректор ВятГГУ, заслуженный деятель науки РФ В.С. Данюшенков, глава департамента образования Правительства Кировской области, заслуженный учитель школы РФ А.М. Чурин, зам. руководителя управления по технологическому и экологическому надзору по Кировской области Ю.А. Семёновых, начальник управления

конвенциональных проблем администрации Правительства Кировской области М.Г. Манин, зам. руководителя управления Росприроднадзора В.Л. Измestьев.

С докладами на пленарном заседании выступили д.б.н. А.И. Видякин (Институт биологии Коми НЦ УрО РАН), д.б.н. А.А. Широких (НИИСХ Северо-Востока), д.б.н. М.М. Долгин (Институт биологии Коми НЦ УрО РАН), д.т.н. Т.Я. Ашихмина (Институт биологии Коми НЦ УрО РАН).

На конференцию поступило 293 доклада, в соответствии с этим материалы были сформированы по девяти направлениям и секциям:

Секция 1. Экологический мониторинг природных сред и объектов.

Секция 2. Оценка и прогноз антропогенного воздействия на компоненты природной среды.

Секция 3. Экологическая безопасность региона.

Секция 4. Промышленная экология.

Секция 5. Растительный мир и механизмы его адаптации к средам обитания.

Секция 6. Экология микроорганизмов и их адаптация к средам обитания.

Секция 7. Животный мир и механизмы его адаптации к средам обитания.

Секция 8. Здоровье и окружающая среда.

Секция 9. Экологическое образование.

На двух последних секциях вопросам экологического образования участники конференции уделили особое внимание. Было отмечено, что экологическое образование, оставаясь востребованным, обеспечивает не только естественно-научный фундамент понимания экологических проблем и ключевых идей устойчивого развития, но и сохраняет приоритет в становлении экологической культуры в обществе.

Ключевыми вопросами на конференции стали:

- новые технологии в организации государственного экологического контроля и мониторинга;
- показатели эффективности систем экологической безопасности;
- решение экологических проблем регионального и локального уровней;
- оценка и прогноз антропогенного воздействия на компоненты природной среды;
- сохранение биоразнообразия;
- механизмы адаптации растительного и животного мира к средам обитания;
- экология микроорганизмов и их адаптация к средам обитания;
- новое качество образования в условиях модернизации образовательной системы в России;

- эффективные методы воспитания экологической культуры, особенности организации школьного экологического мониторинга, экспедиционной и эколого-краеведческой работы;
- физическое и нравственное здоровье как основа личностного развития ребенка.

Активно шло обсуждение за круглым столом темы «Экологические проблемы региона: состояние, пути развития». На обсуждение были вынесены вопросы, касающиеся хранения и утилизации отходов промышленности, в том числе и радиоактивных отходов, хранящихся на территории Кирово-Чепецкого химкомбината. Большую дискуссию за круглым столом вызвали такие вопросы, как здоровье детей и взрослых, качество питьевой воды кировчан, проблемы лесовосстановления и лесосохранения, безопасного уничтожения химического оружия на работающем уже более года объекте «Марадыковский» в Оричевском районе Кировской области и многие другие. В работе круглого стола приняли участие журналисты кировских газет, телевидения и радио.

По материалам работы Всероссийской научной школы издан 6-й выпуск сборника «Проблемы региональной экологии в условиях устойчивого развития» в двух томах.

На заключительном заседании участники конференции отметили высокий уровень представленных на секциях докладов, качественные презентации, активность молодых учёных, аспирантов. Было отмечено, что для многих учёных эти встречи дают возможность приобрести новые и укрепить прежние контакты, получить экологическую информацию «из первых рук», обменяться опытом, переосмыслить многие аспекты научной и природоохранной деятельности в области экологии. Участниками конференции предложено проведение данных конференций и в последующие годы на гостеприимной вятской земле. Одобрена работа организаторов конференции и

Всероссийской научной школы – Лаборатории биомониторинга Института биологии Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ, которая в шестой раз проводит ежегодные научные конференции, семинары, круглые столы по экологическим проблемам, объединяя единомышленников не только из России, но и стран ближнего и дальнего зарубежья.

Соучредителями конференции выступили Управление охраны окружающей среды и природопользования Кировской области, Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, Вятский государственный гуманитарный университет, Международный и Российский Зелёный Крест.

Подобные конференции – это уникальная возможность собрать и объединить специалистов, учёных российских вузов, НИИ, в том числе и академической науки для конструктивного научного диалога, установления научных контактов, партнёрских отношений, организации совместных научных исследований и экологических экспедиций.

Актуальность и востребованность темы настоящей конференции обусловлена потребностью общества в сохранении принятого педагогическим сообществом курса на создание в стране системы образования в интересах устойчивого развития (в соответствии с Экологической доктриной РФ, 2002 г.). Участники конференции и научно-методических семинаров отметили необходимость разработки новых научных технологий по созданию систем обеспечения экологической безопасности, внедрения современных экспресс-методов экологического мониторинга, проведения комплексных исследований по изучению экологического состояния своей местности – дома, в котором мы живём.

Т.Я. Ашихмина

*Лаборатория биомониторинга
Института биологии Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ*

Правительство Кировской области

Управление охраны окружающей среды и природопользования Кировской области
Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения Российской академии наук
Вятский государственный гуманитарный университет

**УВАЖАЕМЫЕ КОЛЛЕГИ!
ПРИГЛАШАЕМ ВАС ПРИНЯТЬ УЧАСТИЕ ВО**

**ВСЕРОССИЙСКОЙ НАУЧНОЙ ШКОЛЕ-КОНФЕРЕНЦИИ
«ПРОБЛЕМЫ РЕГИОНАЛЬНОЙ ЭКОЛОГИИ
В УСЛОВИЯХ УСТОЙЧИВОГО РАЗВИТИЯ»**

25-27 НОЯБРЯ 2008 г.

Вятский государственный гуманитарный университет, г. Киров

Контактные адреса и телефоны оргкомитета:

610002, г. Киров, ул. Свободы, 122, лаборатория биомониторинга, телефон/факс (8332) 37-02-77,

e-mail: ecolab@vshu.kirov.ru

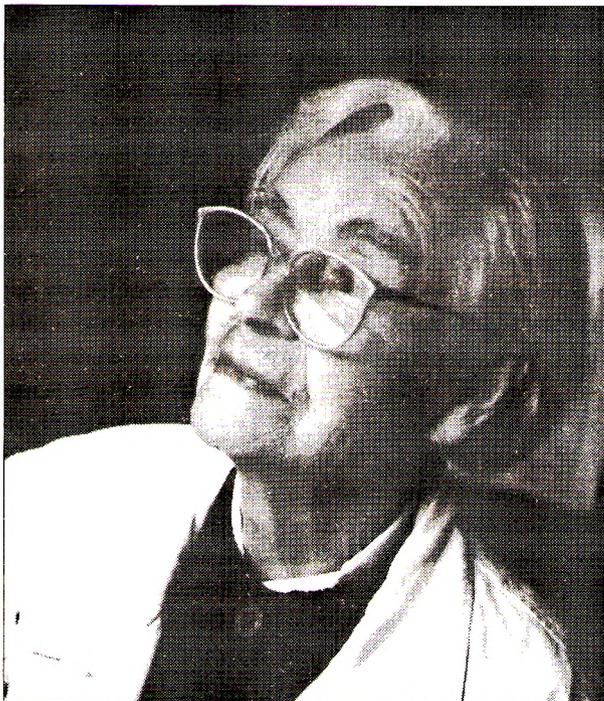
ПАМЯТИ ЭМИЛИИ АДРИАНОВНЫ ШТИНОЙ (1910 – 2007)

9 декабря 2007 года не стало Эмилии Адриановны Штиной. С её уходом из жизни закончилась целая эпоха отечественной биологической науки, связанная с дерзновенными пионерными исследованиями выдающихся женщин-учёных, родившихся на заре XX века, таких как Т.В. Аристовская, Н.И. Базилевич, М.М. Кононова.

Э.А. Штина родилась в Вятской губернии 1 июля 1910 г. в семье агронома. Детские годы она провела в маленьком уездном городке Нолинске. Волшебная природа вятского края заставила маленькую Милю навсегда полюбить растения, связать свою жизнь с ботаникой, с изучением флоры высших и низших растений. Детство её было далеко не безоблачным, как, впрочем, тяжёлой была жизнь всех людей того поколения. Её отец умер очень рано. Мама одна воспитывала трёх дочек, среди которых Миля была старшей. Среди невзгод и лишений формировался её стойкий характер, её необычайная работоспособность, которые впоследствии вывели маленькую девочку из уездного городка к вершинам мировой науки. Книги, чтение стали главной страстью её детских лет.

После окончания школы 2 степени в 1928 году Эмилия Адриановна поступила на химико-биологическое отделение Вятского педагогического института и окончила его в 1931 г. Ещё в студенческие годы была депутатом Вятского городского Совета рабочих, крестьянских и красноармейских депутатов. В институте судьба свела её с Иваном Дмитриевичем Штиным, который стал её мужем, отцом её детей – дочери и сына. После института она работала учителем биологии в школе. Стремление учиться дальше привело её в аспирантуру Московского государственного университета, где она обучалась с 1934-го по 1937 год под руководством выдающегося учёного, классика отечественной ботаники – Константина Игнатьевича Мейера, преклонение перед которым Эмилия Адриановна пронесла через всю жизнь. В аспирантуре она получила узкую специальность по альгологии – исследованию водорослей. Её кандидатская диссертация посвящена изучению альгофлоры рек Вятки, Камы и других водоёмов Кировской области. За годы обучения в аспирантуре Эмилия Адриановна глубоко изучила мировую литературу по водорослям, читая в подлиннике монографии на немецком, английском, французском языках. Знать европейские языки, читать на них – такие задачи ставил перед своими аспирантами К.И. Мейер. Тема её кандидатской диссертации «Флора водорослей среднего течения реки Вятки».

С 1941 г. по 1989 г. Э.А. Штина работала в Кировском сельскохозяйственном институте, ныне Вятской сельхозакадемии. Работа в сельскохозяйственном институте определила главное направление дальнейшей исследовательской деятельности Э.А. Штиной – изучение



почвенных водорослей. В докторской диссертации «Водоросли дерново-подзолистых почв Кировской области и их роль в почвенных процессах», которую она защитила в 1956 г., были заложены основы глубокого, всестороннего системного изучения почвенных водорослей. Э.А. Штина и её многолетний соавтор и друг, ленинградский альголог Максимилиан Максимилианович Голлербах фактически стали основоположниками новой науки – почвенной альгологии.

Под руководством Э.А. Штиной на кафедре ботаники Кировского сельскохозяйственного института сформировался научный коллектив, который многие годы был ведущим центром почвенной альгологии. Мировая научная общественность познакомилась с работами Э.А. Штиной благодаря её участию в международных конгрессах, таких как 7-й Международный конгресс почвоведов в США (1960), 8-й Международный конгресс почвоведов в Румынии (1964), 10-й Международный ботанический конгресс в Великобритании (1964), 9-й Международный конгресс почвоведов в Австралии (1968), 4-й Международный коллоквиум по почвенной зоологии во Франции (1970) и многих других. Многочисленны работы Эмилии Адриановны, опубликованные в иностранных изданиях. Эмилия Адриановна была инициатором и руководителем уникальных, единственных в мире конференций по почвенной альгологии, на которые в г. Киров, наряду с аспирантами, приезжали крупнейшие ведущие учёные СССР. Так, в 1967 г. прошла конференция «Современное состояние и перс-

пективы изучения почвенных водорослей в СССР», в 1972 г. – «Методы изучения и практического использования почвенных водорослей», в 1977 г. – «Развитие и значение водорослей в почвах Нечернозёмной зоны». В 1980 г. альгологи СССР съехались в г. Киров на конференцию, посвящённую 70-летию со дня рождения Э.А. Штиной.

Эмилия Адриановна была из плеяды тех великих учёных, результаты исследований которых не стареют с годами, а становятся классикой мировой науки, поскольку посвящены решению фундаментальных проблем, поскольку связаны с изучением процессов, протекающих в природе. Она имела дар предвидения, и уже в докторской диссертации намечены те направления развития почвенной альгологии, которые успешно разрабатываются в течение последних пятидесяти лет. Её монографии, написанные в соавторстве с М.М. Голлербахом «Почвенные водоросли» (1969) и «Экология почвенных водорослей» (1976), не устарели и по сей день, являясь настольными книгами любого исследователя, кто в своей работе соприкоснулся с почвенными водорослями. Уникальна монография Э.А. Штиной «Флора водорослей бассейна реки Вятки» (1997), в предисловии которой автор пишет: «На исходе дней я считаю своим долгом составить сводный список водорослей бассейна реки Вятки... Мне довелось изучать местную флору водорослей (альгофлору) в течение 62 лет, начиная с 1935 года. За эти годы получены данные о водорослях основных водоёмов области и всех типов почв. Рассмотрен ряд вопросов, связанных с ролью водорослей в водоёмах и почвах». После выхода данной монографии активное изучение альгофлоры Эмилией Адриановной продолжалось ещё в течение 5 лет. В мировой науке, безусловно, не найти аналогов, чтобы один исследователь одними глазами изучал определённый объект почти 70 лет, как было в случае исследования водорослей Вятки и её притоков у Эмили Адриановны Штиной.

В становлении почвенной альгологии как науки выделяются направления, разработанные Э.А. Штиной и её учениками, связанные с изучением состава, численности и закономерности распространения водорослей в почвах разных зон бывшего СССР. Подробно изучена экология почвенных водорослей, их зависимость от условий среды и взаимодействие с другими обитателями почвы. Установлена роль водорослей в создании и восстановлении почвенного плодородия – накопление ими органического вещества, их противоэрозионное значение, их роль в биологической рекультивации нарушенных земель. Многочисленные исследования посвящены влиянию водорослей на высшие растения и разработке приёмов практического использования водорослей. Впервые было доказано, что водоросли можно применять в качестве биоиндикаторов состояния почвы.

Помимо научных исследований Эмилия Адриановна огромное внимание уделяла работе со студентами. Она была блестящим преподавателем, ярким лектором. Она давала студентам не только профессиональные знания по ботанике и охране природы, но и была эталоном высоко порядочного человека. Многим поколениям будущих агрономов выпало счастье встретиться на своём пути настоящего Учителя. Её лекции и семинарские занятия навсегда запомнили и студенты МГУ и ЛГУ, где в течение нескольких лет Эмилия Адриановна вела курс почвенной альгологии.

Широкой и многогранной была научно-организационная и общественная деятельность Э.А. Штиной. Многие годы она возглавляла Кировские отделения Русского ботанического общества, Общества почвоведов, Микробиологического общества, а также Всероссийского общества охраны природы. С 1961 года деятельность Эмили Адриановны была связана с вопросами охраны природы. В течение 10 лет она была председателем депутатской комиссии областного совета по охране природы. С 1967-го по 1971 год была депутатом Верховного Совета РСФСР. За большой вклад в науку, культуру, образование Эмилия Адриановна награждена орденом Ленина, пятью медалями, ей присвоено звание «Заслуженный деятель науки РСФСР», с 1969 года она являлась почётным гражданином города Кирова. Вся жизнь, творческий путь, научная деятельность Э.А. Штиной составляют золотой фонд творческой интеллигенции России. К 90-летию Эмили Адриановны ей были посвящены такие строки:

«Земля подарила великую силу –
Азартом учёного Вас наградила,
Пытливым умом, вдохновенным талантом.
Штина – это Имя, визитная карта.
Штина – это титул, другого не надо,
Как званье, как орден, как просто награда.
Вы славили кафедру, город, Россию.
Штина – это символ альгологов мира.
Нам выпало в жизни огромное счастье –
Учиться у Вас, бесконечно общаться.
Звезда альгологии водной и почвенной,
Мы Вами гордимся и любим Вас очень».

Горько и больно прощаться с такими людьми, как Эмилия Адриановна Штина. Её наследство и завет нам – бесконечная преданность науке, редкий дар понимания людей, самоотверженность, целеустремлённость, порядочность, умение дружить и любить. Светлая память Вам, дорогая Эмилия Адриановна, наш мудрый Учитель, великий учёный, прекрасный человек.

Кафедра ботаники, физиологии растений и микробиологии Вятской государственной сельскохозяйственной академии; лаборатория биомониторинга Вятского государственного гуманитарного университета и Института биологии Коми НЦ УрО РАН

ПРАВИЛА ДЛЯ АВТОРОВ

К публикации принимаются статьи в соответствии с тематикой журнала, объемом (включая подписи к рисункам, таблицы, аннотацию и список литературы) до 16 машинописных страниц.

В предлагаемых для публикации научных статьях должно содержаться:

- обоснование актуальности,
- четкая постановка целей и задач исследования,
- методика, результаты и их обсуждение, заключение или выводы.

Заглавие должно быть кратким (8-10 значащих слов), информативным и по возможности точно отражать содержание статьи.

Статья должна иметь индекс УДК.

К статье прилагается аннотация на русском и английском языках (объемом до 400 знаков). В английском переводе перед текстом аннотации помещается английское название статьи: инициалы и фамилия автора в английской транскрипции, название учреждения и почтовый адрес на английском языке.

Все материалы должны быть набраны в текстовом редакторе Word книжным шрифтом (14 кегль) с одной стороны листа бумаги стандартного формата (А4). На странице рукописи должно быть не более 30 строк, отпечатанных через 1.5 интервала, в каждой строке не более 65 знаков, включая пробелы между словами. Все поля рукописи должны быть не менее 20 мм. Размер абзацного отступа – 5 знаков.

Ссылки на литературу даются цифрами в квадратных скобках по порядку упоминания в тексте.

Список литературы прилагается в конце статьи. Приводятся фамилии всех авторов и полное название цитируемой работы. Следует строго соблюдать следующий порядок библиографического описания.

Для журнальных статей:

1. Кабиров Р.Р., Сагитова А.Р., Суханова Н. В. Разработка и использование многокомпонентной тест-системы для оценки токсичности почвенного покрова городской территории // Экология. 1997. № 6. С. 408-411.

2. Gautret P., De Wit R., Camoin G., Golibic S. Are environmental conditions recorded by the organic matrices associated with precipitated calcium carbonate in cyanobacterial microbialites? // Geobiology. 2006. V. 4. № 2. P. 93-107.

Для сборников научных трудов, материалов конференций и тезисов докладов:

1. Левин С.В., Гузев В.С., Асеева И.В., Бабьева И.П., Марфенина О.Е., Умаров М.М. Тяжелые металлы как фактор антропогенного воздействия на почвенную микробиоту // Микроорганизмы и охрана почв. М.: Изд-во МГУ. 1989. С. 5-46.

2. Мипарин С.И., Колесниченко А.В., Антипина А.И., Войников В.К. Влияние низких температур на синтез белков озимой ржи и пшеницы // 2-й Съезд Всерос. о-ва физиологов раст.: Тез. докл. Ч. 2. М. 1992. С. 139.

3. Ханисламова Г.М. Использование колленибол для лабораторной оценки токсичности загрязняющих почву соединений // Проблемы охраны окружающей среды на Урале. Уфа. 1995. С. 152-157.

Для авторефератов диссертаций:

1. Ступникова И.В. Термостабильные белки злаков в период низкотемпературной адаптации: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Иркутск: СИФИБР СО РАН. 2001. 20 с.

Для монографий:

1. Гублер Е.В., Генкин А.А. Применение непараметрических критериев статистики в медико-биологических исследованиях. Л.: Медицина, 1973. 141 с.

Таблицы не должны быть громоздкими. Каждая таблица должна иметь порядковый номер и название. Табличный материал приводится в тексте. Нумерация таблиц сквозная. Не следует повторять и пересказывать в тексте статьи цифры и данные, приведенные в таблицах.

Рисунки предоставляют с приложением подрисуночных подписей для всех рисунков на отдельной странице. Рисунки снабжаются всеми необходимыми цифровыми или буквенными обозначениями, пояснениями в подписях к ним. На обороте каждого рисунка карандашом указывается его номер и фамилия авторов.

Иллюстративные материалы выполняются в программах Corel DRAW, Adobe Photoshop, Adobe Illustrator. Электронный вариант каждой таблицы и рисунка записывается в отдельный файл в формате программы, в которой они были созданы. Подписи к иллюстрациям следует давать отдельным списком.

Фотоснимки (размером не менее 9x12 см) представляются с четким контрастным изображением и хорошо проработанными деталями. На обороте иллюстрации необходимо указать фамилию автора, название статьи и номер рисунка. Ксерокопии не принимаются.

Направляемая в редакцию статья должна быть подписана всеми авторами с указанием фамилии, имени и отчества (полностью) и содержать следующие данные: наименование организации, в которой выполнена работа, должность, учёная степень и звание, почтовый адрес, телефоны (рабочий и домашний) факс, адрес электронной почты автора (соавторов), отпечатанные на отдельном листе. В названиях учреждений не следует использовать сокращения.

Для публикации представляется электронный вариант (на магнитном носителе или пересылкой по электронной почте) и распечатка статьи в 2 экземплярах. К статье прилагается экспертное заключение о возможности публикации материалов в открытой печати.

При несоблюдении этих требований статья не рассматривается редакцией и возвращается авторам на доработку.

Статьи проходят обязательное рецензирование. Решение о принятии их для публикации в журнале принимается на заседании редколлегии.

Экземпляр журнала с опубликованной статьей авторам не высылается и распространяется только по подписке. Гонорар не выплачивается.

Электронный вариант и бумажная копия статьи автору не возвращаются.

Индекс 82027



ISSN 1995-4301



9 771995 430004