



*Теоретическая
и прикладная*

ЭКОЛОГИЯ

№2

ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ
ПРОБЛЕМЫ
ЭКОЛОГИИ

МОНИТОРИНГ
АНТРОПОГЕННО
НАРУШЕННЫХ
ТЕРРИТОРИЙ

СОЦИАЛЬНАЯ
ЭКОЛОГИЯ

ЭКОТОКСИКОЛОГИЯ

ЭКОЛОГИЗАЦИЯ
ПРОИЗВОДСТВА

АГРОЭКОЛОГИЯ

РЕМЕДИАЦИЯ И
РЕКУЛЬТИВАЦИЯ

МЕТОДОЛОГИЯ
И МЕТОДЫ
ИССЛЕДОВАНИЙ.
МОДЕЛИ
И ПРОГНОЗЫ

ОБЩЕСТВЕННО-НАУЧНЫЙ ЖУРНАЛ



ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ БЮДЖЕТНОЕ
ОБРАЗОВАТЕЛЬНОЕ УЧРЕЖДЕНИЕ ВЫСШЕГО ПРОФЕССИОНАЛЬНОГО ОБРАЗОВАНИЯ
«ВЯТСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ ГУМАНИТАРНЫЙ УНИВЕРСИТЕТ»
ИНСТИТУТ ЕСТЕСТВЕННЫХ НАУК



Институт естественных наук в ВятГГУ создан в сентябре 2014 года путём слияния двух крупных и авторитетных факультетов – химического и естественно-географического.

В состав института входят 4 кафедры естественного цикла: биологии, географии, химии, экологии.

Кадровый потенциал Института – это 15 докторов наук, 12 профессоров, 37 кандидатов наук и доцентов.

Директор Института естественных наук, к.х.н.
Алла Викторовна Албегова.

Институт проводит обучение по следующим специальностям и направлениям подготовки на очной форме обучения:

- специалитет – фундаментальная и прикладная химия (5 лет);
- бакалавриат – химия, биология, география, экология и природопользование (4 года);
- магистратура – химия, биология, география, экология и природопользование, педагогическое образование (2 года).

На заочной форме обучения:

- бакалавриат – педагогическое образование, профили биология и география (5 лет);
- магистратура – педагогическое образование, профили биология и география (2,5 года).

На кафедрах действует несколько аспирантур: по ботанике, генетике, физиологии, экологии, геоэкологии, физической географии и биогеографии, географии почв и геохимии ландшафта, геоморфологии и эволюционной географии.

В Институте идёт активная подготовка молодых учёных, которые в последние годы регулярно получают на проведение исследований гранты Российского фонда фундаментальных исследований и Президента РФ.

Наши выпускники проходят практику и работают в организациях и на предприятиях: Департамент экологии Кировской области, Росприроднадзор по Кировской области, Центр гигиены и эпидемиологии в Кировской области, «КЧХК» ОАО «ОХК «Уралхим»», ОАО «Шинный комплекс Амтел – Поволжье», Государственный природный заповедник «Нургуш», лесопромышленные предприятия Кировской области, производственные лаборатории пищевой и непищевой промышленности, землеустроительные и кадастровые организации, образовательные и научные организации и лаборатории города, области и др.



*Теоретическая
и прикладная*
ЭКОЛОГИЯ
№ 2, 2015

**Журнал включён в Перечень ведущих
рецензируемых научных журналов
и изданий, в которых должны быть
опубликованы основные
научные результаты
диссертаций на соискание
учёных степеней доктора и кандидата наук**

Учредитель журнала
ООО «Издательский дом «Камертон»
Главный редактор ООО «ИД «Камертон»,
д.г.н., профессор Б.И. Кочуров

РЕДАКЦИОННАЯ КОЛЛЕГИЯ

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

Зам. главного редактора
В.В. Гутенёв, д.т.н., профессор,
первый зам. председателя Комитета
Государственной Думы РФ по промыш-
ленности, лауреат Государственной и
Правительственной премий РФ

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

Зам. главного редактора
И.Г. Широких, д.б.н., зав. лабораторией
биотехнологии растений и микроорганизмов
Зонального научно-исследовательского
института сельского хозяйства
Северо-Востока
им. Н.В. Рудницкого

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

ПРЕДСЕДАТЕЛЬ РЕДАКЦИОННЫХ СОВЕТОВ

Н.П. Лавёров председатель межведомственной комиссии
при Совете безопасности РФ, вице-президент
РАН, академик РАН

ПРЕЗИДИУМ РЕДАКЦИОННОГО СОВЕТА:

В.А. Грачёв д.т.н., профессор, член-корреспондент РАН,
председатель Общественного совета
Федеральной службы по экологическому,
техническому и атомному надзору

В.И. Холстов д.х.н., директор Департамента реализации
конвенционных обязательств Министерства
промышленности и торговли РФ

В.Г. Ильницкий д.э.н., директор ОАО «Научно-исследо-
вательский проектно-изыскательский
институт «Кировпроект»

А.П. Трегуб к.и.н., директор ФБУ «Государственный
научно-исследовательский институт
промышленной экологии»

ЧЛЕНЫ РЕДАКЦИОННОГО СОВЕТА:

В.А. Алексеев д.т.н., профессор Ижевского государственного
университета

С.И. Барановский д.т.н., профессор, академик РЭА,
заместитель председателя Общественного
совета «Росатома», председатель
Российского экологического конгресса

Л.И. Домрачева д.б.н., профессор Вятской государственной
сельскохозяйственной академии

И.Е. Дубовик д.б.н., профессор Башкирского
государственного университета

Г.П. Дудин д.б.н., зав. кафедрой биологии растений,
селекции и семеноводства, микробиологии
Вятской государственной
сельскохозяйственной академии

Г.А. Евдокимова д.б.н., профессор, заместитель директора
Института проблем промышленной экологии
Севера Кольского НЦ РАН

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

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

В.И. Измалков д.т.н., профессор Военной Академии
Генштаба МО РФ

Г.Я. Кантор к.т.н., научный сотрудник Института биологии
Коми НЦ УрО РАН

Э.И. Коломиец д.б.н., член-корреспондент НАН Беларуси,
директор Института микробиологии
национальной академии наук Беларуси

Л.В. Кондакова д.б.н., зав. кафедрой экологии Вятского
государственного гуманитарного университета

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

Журнал издаётся при поддержке
Института биологии Коми научного
центра Уральского отделения РАН,
ФГБОУ ВПО «Вятский государственный
гуманитарный университет»

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

Подписные индексы 82027, 48482
в каталоге Агентства «Роспечать»

Зарубежная подписка оформляется
через фирмы-партнёры
ЗАО «МК-ПЕРИОДИКА» по адресу:
129110, г. Москва,
ул. Гиляровского, 39,
Тел.: (495) 281-91-37, 281-97-63.
Факс (495) 281-37-98
E-mail: info@periodicals.ru.
http://www.periodicals.ru

To effect subscription it is necessary to address to one
of the partners of JSC «MK-Periodica» in your country
or to JSC «MK-Periodica» directly. Address: Russia,
129110, Moscow, 39, Gilyarovsky St.,
JSC «MK-Periodica»

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

Подготовлен к печати
в издательстве ООО «О-Краткое»
610000, г. Киров, Динамовский проезд, 4
Тел./факс (8332) 32-28-39. E-mail: okrat@okrat.ru
Оригинал-макет, дизайн – Татьяна Коршунова
Фото – Александр Широких
Перевод – Ирина Кондакова
Выпускающий редактор Мария Зелаева
© Оформление. Издательство «О-Краткое»
Директор издательства «О-Краткое»
Евгений Дрогов

Подписано в печать 18.06.2015. Формат 60x84¹/₈.
Печать офс. Бумага офс. Усл.п.л. 11,86.
Тираж 1150 экз. Заказ № 698.

Отпечатано в полном соответствии с качеством
предоставленных материалов
в ООО «Кировская цифровая типография»
610000, г. Киров, ул. Энергетиков, 38

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

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

СОДЕРЖАНИЕ

ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ ЭКОЛОГИИ

- А. И. Фокина, Т. Я. Ашихмина, Л. И. Домрачева,
Е. А. Горностаева, С. Ю. Огородникова*
Тяжёлые металлы как фактор изменения метаболизма
у микроорганизмов (обзор) 5

МОНИТОРИНГ АНТРОПОГЕННО НАРУШЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

- Е. А. Робакидзе, Н. В. Торлопова* Состав и состояние
растений напочвенного покрова ельников черничных
в зоне техногенного действия целлюлозно-бумажного
производства 19

СОЦИАЛЬНАЯ ЭКОЛОГИЯ

- И. А. Жуйкова, С. А. Пурьшева, З. Г. Жуйкова*
Аэропалинологические исследования пыльцевого дождя
Северо-Востока Русской равнины 25
Д. А. Кузнецова, Е. Н. Сизова, В. И. Циркин Выбор населённых
пунктов в качестве модели изучения влияния техногенных
и климатогеографических факторов на человека 34

ЭКОТОКСИКОЛОГИЯ

- Р. В. Галиулин, Р. А. Галиулина, Б. И. Кочуров*
Техногенное загрязнение окружающей среды
канцерогенными веществами 42

ЭКОЛОГИЗАЦИЯ ПРОИЗВОДСТВА

- А. В. Албегова, А. М. Гонопольский, В. А. Марьев, И. Ю. Петухова*
Анализ проблем управления российской системой
обращения с отходами производства и потребления 47

АГРОЭКОЛОГИЯ

- Л. И. Домрачева, Л. В. Трефилова, А. Л. Ковина,
Е. А. Горностаева, Д. В. Казакова, Е. С. Субботина*
Микробная интродукция и состояние почвенной
аборигенной микрофлоры 55
*А. А. Широких, Е. В. Товстик, Р. И. Абубакирова,
Я. И. Назарова, О. Н. Шуплецова, К. И. Пересторонин,
И. Г. Широких* Утилизация сменных тепличных грунтов
с использованием местных штаммов почвенных
микроорганизмов-деструкторов 60

РЕМЕДИАЦИЯ И РЕКУЛЬТИВАЦИЯ

- И. Э. Шарапова, Е. М. Лаптева, С. П. Маслова,
Г. И. Табаленкова, А. В. Гарабаджиу*
Использование интегрального коэффициента биологической
активности почвы и индекса фитотоксичности для оценки
фиторемедиации нефтезагрязнённых почв 67
*К. А. Кыдралиева, Ш. Ж. Жоробекова, О. М. Топильская,
М. И. Акулова, В. А. Терехова* Экспериментальная характеристика
ремедиационных свойств гуминовых препаратов разного
генезиса по фону загрязнения почв медью 74

МЕТОДОЛОГИЯ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ. МОДЕЛИ И ПРОГНОЗЫ

- Е. С. Сунцова, Е. С. Петухова, Т. Я. Ашихмина, Г. Я. Кантор*
Анализ содержания радионуклидов и тяжёлых металлов
в системе «почва – растения» на техногенной территории
Кирово-Чепецкого промышленного комплекса 80
Е. В. Степанова, Т. О. Чаплина Моделирование разливов нефти
на поверхности воды и метод ликвидации поверхностных
загрязнений углеводородами с использованием овечьей шерсти 86
Р. В. Селезнев, Г. Я. Кантор, И. В. Rogozin Прибор для
автоматического потенциометрического анализа воды. Конструкция,
принцип работы и программно-методическое обеспечение 94

БИБЛИОГРАФИЯ

- Photosynthetic pigments – chemical structure, biological function
and ecology / Eds. T. K. Golovko, W. I. Gruszeski,
M. N. V. Prasad, K. Strzalka 99
Н. А. Бурков Современные подходы к управлению
региональным природопользованием (Кировская область) 100

CONTENTS

THEORETICAL ISSUES OF ECOLOGY

- A. I. Fokina, T. Ya. Ashikhmina, L. I. Domracheva, E. A. Gornostaeva, S. Yu. Ogorodnikova* Heavy metals as a factor of microorganisms metabolism changes (review) 5

MONITORING OF ANTHROPOGENI- CALLY DAMAGED AREAS

- E. A. Robakidze, N. V. Torlopova* Composition and state of soil cover plants in bilberry spruce phytocenoses in the technogenic pollution zone of the pulp and paper mill 19

SOCIAL ECOLOGY

- I. A. Zhuykova, S. A. Pupysheva, Z. G. Zhuykova* Aeropalynologic study of pollen rain in the northeastern part of the Russian plain 25
- D. A. Kuznetsova, E. N. Sizova, V. I. Tsirkin* Selection of settlements as a model for studying the effect of anthropogenic and climatic and geographical factors on human 34

ECOTOXICOLOGY

- R. V. Galiulin, R. A. Galiulina, B. I. Kochurov* Technogenesis contamination of environment by cancerogenic substances 42

ECOLOGIZATION OF INDUSTRY

- A. V. Albegova, A. M. Gonopolskiy, V. A. Maryev, I. Yu. Petukhova* Analysis of management problems in the Russian system of dealing with production and consumption waste 47

AGROECOLOGY

- L. I. Domracheva, L. V. Trefilova, A. L. Covina, E. A. Gornostaeva, D. V. Kazakova, E. S. Subbotina* Microbial introduction and the state of the soil indigemous microflora 55
- A. A. Shirokikh, E. V. Tovstik, R. I. Abubakirova, Ya. I. Nazarova, O. N. Shupletsova, K. I. Perestoronin, I. G. Shirokikh* Disposal of removable greenhouse soils using local strains of soil microorganisms-destroyers 60

REMEDICATION AND RECOLTIVATION

- I. E. Sharapova, E. M. Lapteva, S. P. Maslova, G. N. Tabalenkova, A. V. Garabadzhiu* Using the integral coefficient of soil biological activity and the phytotoxicity index for accessing phytoremediation of oil-polluted soils 67
- K. A. Kydralieva, Sh. Zh. Zhorobekova, O. M. Topilskaya, M. I. Akulova, V. A. Terekhova* Experimental characterization of remediation properties of different humic preparations in copper contaminated soil 74

METHODOLOGY AND RESEARCH METHODS. PROJECTS AND FORECASTS

- E. S. Suntsova, E. S. Petukhova, T. Ya. Ashikhmina, G. Ya. Kantor* Assessing the content of radionuclides and heavy metals in the system «soil – plant» on the territory of the Kirovo-Chepetsk industrial complex 80
- E. V. Stepanova, T. O. Chaplina* Modeling oil spreading in the vortex flow of water and oil spill response by using fleece 86
- R. V. Selezenev, G. Ya. Kantor, I. V. Rogozin* Device for automatic potentiometric water analysis. Design, operating principles, software and methodological support 94

BIBLIOGRAPHY

- Photosynthetic pigments – chemical structure, biological function and ecology / Eds. T. K. Golovko, W. I. Gruszeski, M. N. V. Prasad, K. Strzalka 99
- N. A. Burkov* Modern methods of regional environmental managing (Kirov region) 100

Тяжёлые металлы как фактор изменения метаболизма у микроорганизмов (обзор)

© 2015. А. И. Фокина¹, к.б.н., доцент,

Т. Я. Ашихмина^{1,2}, д.т.н., профессор, зав. кафедрой, зав. лабораторией,
Л. И. Домрачева^{2,3}, д.б.н., в.н.с., профессор, Е. А. Горностаева³, аспирант,
С. Ю. Огородникова^{1,2}, к.б.н., доцент, с.н.с.,

¹Вятский государственный гуманитарный университет,

²Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,

³Вятская государственная сельскохозяйственная академия,

e-mail: ecolab2@gmail.com

В обзоре рассматриваются различные аспекты влияния тяжёлых металлов (ТМ) на функционирование микроорганизмов. Рассмотрены механизмы биосорбции металлов на примерах внутриклеточного, внеклеточного взаимодействия и взаимодействия на поверхности клетки. Показано, что под влиянием подобного антропогенного фактора происходят существенные изменения в морфологических, анатомических, биохимических и физиологических показателях микробных клеток. Характер изменений во многом определяется свойствами ТМ, их концентрацией, внешними условиями (рН, аэрация, солевой режим). В то же время специфика ответных реакций на действие токсикантов зависит от систематического положения микроорганизмов, возраста и физиологического состояния культуры, активности ферментов, особенностей экзометаболизма. Обсуждена сравнительная адсорбционная способность микроорганизмов на примере ряда грамположительных и грамотрицательных гетеротрофных бактерий, цианобактерий, зелёных водорослей, дрожжей и плесневых грибов к различным соединениям тяжёлых металлов (свинец, кадмий, хром, цинк, кобальт, серебро, марганец, молибден, титан, радий и др.). Отмечено, что на биодоступность ТМ влияет ряд факторов: подкисление среды, концентрация соединений металлов, природные органические соединения (гумус, полимерные компоненты, полисахариды, пентогликаны) и анионные лиганды.

The review discusses the various aspects of heavy metals' (HM) impact on the functioning of organisms. The mechanisms of biosorption of metals by the examples of intracellular interaction, extracellular interaction, and interaction at the cell surface are considered. It is shown that under the influence of anthropogenic factors there take place significant changes in the morphological, anatomical, physiological and biochemical indicators of microbial cells. The nature of the changes is largely determined by the properties of HM, their concentrations, as well as by the external conditions (pH, aeration, salt regime). At the same time the specificity of responses to toxicants depends on the taxonomic position of microorganisms, the age and physiological state of the culture, enzyme activity, and exometabolites. Comparative adsorption capacity of microorganisms a number of gram-positive and gram-negative heterotrophic bacteria, cyanobacteria, green algae, yeast, and molds to various compounds of heavy metals (lead, cadmium, chromium, zinc, cobalt, silver, manganese, molybdenum, titanium, radium and etc.) is discussed. It is noted that the bioavailability of HM is affected by several factors: acidification of the medium, the concentration of the metal compounds, natural organic compounds (humus polymer components polysaccharides pentoglycans) and anionic ligands.

Ключевые слова: тяжёлые металлы, адаптация, метаболизм, микроорганизмы, бактерии, водоросли, микромицеты, адсорбция, биоремедиация.

Keywords: heavy metals, adaptation, metabolism, microorganisms, bacteria, algae, micromycetes, adsorption, bioremediation.

Тяжёлые металлы (ТМ), циркулирующие в окружающей среде (ОС) в результате антропогенной деятельности, в той или иной степени оказывают влияние на все живые организмы, включая микробиоту. Ответные реакции микроорганизмов (МО) на стрессовые воздействия можно рассматривать в различных аспектах: как примеры адаптационных возможностей, как фактор селекции на резистентные и неустойчивые штаммы, как вероятность использования в качестве тест-организмов или

организмов-индикаторов и, наконец, как перспективу использования отдельных микробных группировок, микробных консорциумов или растительно-микробных ассоциаций для биоремедиации химически загрязнённых сред.

Попадая в ОС, ионы ТМ, в первую очередь, сталкиваются с экзометаболитами живых организмов, в частности, микроорганизмов, и компонентами клеточных стенок. При этом активная концентрация ионов поллютантов в среде может значительно изменяться.

Способность микроорганизмов снижать концентрацию ТМ в окружающей среде. Особенности химического строения клеток микроорганизмов и специфика функционирования в присутствии ионов ТМ определяет их способность к изменению концентрации металлов в окружающей среде.

В соответствии с локализацией процесса биосорбции металлов механизмы биосорбции могут быть классифицированы как внутриклеточное взаимодействие, взаимодействие на поверхности клетки, внеклеточное взаимодействие.

При этом большую роль играет физико-химическое взаимодействие между ионами металлов и поверхностью МО. Биосорбция, главным образом, – пассивное, не зависящее от метаболизма взаимодействие с металлами. Если элементы питания не поддерживают жизнедеятельность МО, то для удаления ТМ эффективно используются как живые, так и мёртвые клетки [1].

Внутриклеточное взаимодействие. Активный транспорт металла через мембраны клетки приводит к его внутриклеточному накоплению, которое зависит от метаболизма бактерии [2]. Эссенциальные металлы активно поглощаются специализированными системами поглощения, так как они необходимы, но другие, второстепенные, металлы также могут быть поглощены из-за того, что их ошибочно принимают за микроэлемент [3].

При высоких концентрациях токсичных металлов МО активно поглощают ионы металлов, чтобы детоксицировать среду своего обитания.

Фактически виды бактерий способны к преобразованию ионов металлов и неметаллов до органометаллических и органонеметаллических лигандов внутри клетки, типа металлотрионеинов [4].

У МО также имеются метаболические процессы, типа биоосаждения для усиления поглощения металлов [5, 6]. Осаждение ТМ в клетках обусловлено работой ферментных систем, преобразующих одну форму металла в другую, при этом образуется осадок.

Нерастворимое металлосодержащее вещество осаждается в виде ионов металлов, объединённых с различными анионами, образующимися при метаболизме клетки [7]. Например, *Citrobacter sp.* может накапливать высокие уровни урана, никеля и циркония путём формирования осадков фосфатов металлов [8]. Иногда осаждение тяжёлых металлов не является результатом непосредственного на них

действия химических веществ микроорганизмов. Так, в присутствии желатина сульфатредуцирующие бактерии активно продуцируют сероводород, последний в свою очередь осаждает практически все ионы ТМ. Осадок может адсорбироваться на поверхности клеток или выпадать независимо от организмов.

Взаимодействие на поверхности клетки. Сорбция на поверхности клеток обусловлена наличием в клеточных стенках соединений, имеющих функциональные группы (фосфатная, карбоксильная, сульфгидрильная, гидроксильная и др.), способные связывать положительно заряженные ионы ТМ. Такой вид сорбции происходит быстро, обратимо, часто не зависит от температуры и энергетического метаболизма.

Механизмы, которыми металл связывается на поверхности клетки, вероятно, включают электростатические взаимодействия, ван-дер-ваальсовы силы, ковалентное взаимодействие комбинацию этих процессов [9, 10]. В случае физико-химического взаимодействия, основанного на физической адсорбции, ионном обмене и комплексообразовании между металлом и функциональными группами поверхности клетки, поглощение металлов не зависит от метаболизма [11, 12].

Показано, что за биосорбцию кобальта морскими водорослями могут быть ответственны электростатические взаимодействия [13].

Отрицательно заряженные группы, такие, как карбоксильные, гидроксильные, фосфорильные группы клеточной оболочки бактерий, адсорбируют катионы металлов силами электростатического поля.

Сорбция металлов может также иметь место через комплексообразование на поверхности клетки между металлами и металлсвязывающими белками [14]. Биосорбция урана и тория у *Rhizopus arrhizus* имеет механизм, основанный не только на физической адсорбции, но также и на комплексообразовании на клеточной стенке [15].

Бактерии могут использоваться как превосходный биосорбент для сорбции металлов, так как они имеют большую удельную поверхность связывания с активными центрами сорбции в бактериальных клеточных оболочках [16]. В частности, чистые микробные штаммы имеют чрезвычайно большие ёмкости селективного поглощения металлов из разбавленных металлсодержащих растворов [17, 18].

Внеклеточное взаимодействие. Некоторые бактерии могут производить большое количество внеклеточных полимерных веществ

(ВПВ), включая отрицательно заряженные функциональные группы [19, 20]. ВПВ могут связывать и аккумулировать катионогенные металлы, такие, как магний и кадмий. Полимер из *Alteromonas macleodii* обладал сродством к свинцу, кадмию и цинку. Свинец поглощался избирательно, но между цинком и кадмием отмечали конкуренцию за одни и те же центры связывания [24].

Поверхности клетки грамположительных и грамотрицательных бактерий, живые или неживые, имеют множество функциональных групп, которые связывают ионы металлов с ВПВ. Они также содержат фосфатные, карбоксильные, гидроксильные и аминные функциональные группы. У грамотрицательных бактерий ВПВ составлены из полисахаридов и белков, которые менее жёстко связаны с поверхностью клетки. Внешние полисахариды грамотрицательных бактерий представлены многими функциональными группами, например, карбоксильными, гидроксильными, сульфатными, фосфатными и аминными группами, которые могут координационно взаимодействовать с ионами ТМ. У грамположительных бактерий тейхоевые кислоты, равно как полисахариды и белки, которые не закреплены в клеточной оболочке, вносят свой вклад в ВПВ. Поэтому они могут накапливать больше ионов ТМ, чем грамотрицательные бактерии [1].

Снижение концентрации ионов металлов может происходить не только за счёт сорбции на внешней стороне клеточной стенки и осаждения, но и при биоаккумуляции внутри клеток.

Необходимо отметить, что снижение концентрации ТМ в среде часто носит характер ответной реакции на увеличение содержания токсиканта и направлен на его детоксикацию.

Так как явление снижения концентрации ионов ТМ в среде имеет большое прикладное значение, исследователи ограничиваются изучением остаточного содержания токсиканта в культуральной жидкости, тем самым обозначая всё количество ТМ, независимо от его формы и местонахождения относительно клетки (внутри или на клеточной стенке), более общим понятием – сорбционная ёмкость, сорбционная активность и т. д., а процесс накопления – сорбция, биосорбция и т. п. Хотя встречаются исследования, где отражено накопление металла в различных частях клетки, фракциях или в результате различных процессов.

подавляющее большинство изученных МО обладают определённой сорбционной активностью по отношению к ТМ. Скорость и величина биосорбции определяются многими

факторами и зависят от вида и возраста культур МО, времени контакта, рН, концентрации ТМ в окружающей среде.

Показано, что биосорбция Cu^{2+} *Ganoderma lucidum* и *Aspergillus niger* из водного раствора зависит от рН среды: связывание металла имело тенденцию к увеличению при рН от 2 до 6, с максимумом между 5 и 6 [22].

Адсорбция ионов кобальта (II), никеля (II) и хрома (III) на *Pseudomonas aeruginosa* сильно зависит от рН раствора. Процент адсорбции металла при более низких уровнях рН (1-3) был значительно ниже из-за конкуренции с ионами H^+ за центры связывания на поверхности бактерий. Увеличение рН способствовало сорбции металлов, главным образом за счёт повышенного содержания отрицательно заряженных групп на поверхности клеток [1].

При исследовании многокомпонентной микробной системы в качестве биосорбента было показано, что уровень сорбции возрастает при повышении значения рН [23]. В противоположность этому снижение рН с 4,5 до 2,0 вызывало увеличение извлечения ТМ автотрофной бактерией *Thiobacillus spp.* из растворов, содержащих Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Sr, Ti, Zn. Максимальное извлечение (более 90%) установлено для Cu и Pb, для Cd, Co, Ni, Sr – 60-80% [24]. При значениях рН < 2 было возможным селективное извлечение Ag и Au из растворов биомассой МО, отходов микробиологических производств антибиотиков (*Aspergillus terreus*, *Rhizopus arrhizus*, кормовых дрожжей) с отделением сопутствующих ТМ – Cu и Ni [25]. При этом биосорбционная активность изученных МО достигает 94,0–98,8%, такой же величины, как у активированного угля (98,8%).

Поглощение ионов определённых ТМ из ОС иногда регулируется другими ионами. Так, показано, что ионы Mg^{2+} регулируют поглощение ионов Ni^{2+} клетками бактерий р. *Pseudomonas*, защищая таким образом их от этого токсичного металла [26]. Особенности биосорбции ТМ из смешанных растворов клетками цианобактерии (ЦБ) *Spirulina platensis* существенно изменяются в зависимости от концентрации ТМ, состояния клеток и преинкубации с солями ТМ: сорбционная способность живых клеток выше, чем у мёртвых; если концентрация таких ионов, как Co^{2+} или Mn^{2+} , не превышает $0,1 \cdot 10^{-3}$ моль/л. При более высоких концентрациях этих ионов сорбция в обоих случаях близка для живых и инактивированных клеток и составляет около 1 мг металла на 1 г сухой биомассы. Преинкубация культуры ЦБ с солями кобальта и марганца приводит к

тому, что сорбционные параметры инактивированных клеток превышают таковые показатели для метаболизирующих клеток [27].

Максимальной биосорбционной активности биоплёнок *Arthobacter vicosus* (до 50–100% удаления Pb из раствора) способствовало размещение биоплёнки на активированном угле [28]. Способностью в 10^3 – 10^4 раз концентрировать катионы ТМ обладают биоплёнки морских прокариот *Hyphomonas sp.* и *Shewanella colwelliana* за счёт выделения экзополисахаридов [29].

Например, при экспонировании двух видов зелёных водорослей (*Chlorella pyrenoidosa* и *Scenedesmus obliquus*) при разных концентрациях Zn^{2+} и Cu^{2+} в течение 8 дней было отмечено, что эффективность удаления из среды соединений Zn^{2+} резко увеличивалась в 1-й день, затем стабилизировалась. Эффективность удаления соединений Cu^{2+} медленно нарастала в течение всего периода опыта. Во всех культурах количества обоих металлов, удаляемых интерцеллюлярно, были намного меньше адсорбируемых поверхностью клеток. Максимальная эффективность удаления обоих металлов из водных растворов приближалась к 100%. Ионы Cu^{2+} эффективнее удаляла *Chlorella pyrenoidosa*, чем *Scenedesmus obliquus*, который, в свою очередь, эффективнее удалял ионы Zn^{2+} , чем Cu^{2+} [30].

Размеры сорбции колеблются в зависимости от вида МО и формы присутствия ТМ в ОС. При исследовании биоаккумуляции ионов Cu^{2+} клетками зелёной водоросли *Dunaliella viridis* было установлено, что при внесении в среду 10 мг/л $CuSO_4 \cdot 7H_2O$ в клетках обнаружилось до 1,8 г/кг ионов Cu^{2+} [31]. При изучении биоаккумуляции цинка, осуществляемой популяциями зелёной водоросли *Spirogyra fluviatilis*, установлено, что поглощение ионов Zn^{2+} усиливалось при возрастании его концентрации в среде вне зависимости от уровня органического загрязнения местообитаний [32]. При исследовании сравнительной способности к удалению ионов Cu^{2+} у образующих экзополисахариды ЦБ в разных технологических условиях было установлено, что эффект удаления металла напрямую связан с высоким соотношением поверхности к объёму в системе ЦБ-ТМ, при этом биомасса ЦБ могла многократно использоваться в циклах сорбции-десорбции металла без снижения эффекта его удаления [33]. В серии опытов было показано, что к сорбции ряда ТМ (Cd, Cu, Pb, Mn, Zn) способны очищенные капсулярные полисахариды ЦБ. Потенциал насыщающего связывания полисахаридами этих металлов варьировал в пределах 1,2–4,0

мМ металла/г капсулы, что соответствует 1 металлоэквиваленту на 2–4 сахаридные субъединицы полимера [34].

При изучении сорбционной активности меланизированных грибов *Alternaria alternata* и *Aspergillus carbonarius* было показано, что меланинодержащая биомасса и чистые меланины микромицетов различаются по величине сорбционной ёмкости по отношению к различным ТМ, по селективности их извлечения из растворов, при этом очистка пигментов от других компонентов биомассы улучшает их сорбционные свойства [35].

Высокая сорбционная способность по отношению к ТМ нашла отражение в создании и патентовании множества биосорбентов.

В способе биологической очистки водных растворов от хрома сорбцией мицелием грибов *Aspergillus flaeres* при исходной концентрации хрома (VI) 11,4 г/л и хрома (III) 0,39 г/л степень очистки составляет 72,8% [36].

Контактирование водных растворов $CuSO_4$ с суспензией гомогенизированной биоплёнки с доминированием безгетероцистных цианобактерий рода *Phormidium* в течение 1–3 часов в соотношении 0,2 г биомассы на 1 литр раствора. При этом из индивидуальных растворов с максимальной концентрацией Cu^{2+} 20 мг/дм³ степень очистки составляет 95,7–99,4%, что соответствует снижению концентрации меди до уровня близкого к ПДК (0,1 мг/дм³). Уже в первые минуты после контакта концентрация металла снижается на 99,4%. Из растворов, содержащих смесь с ионами меди (II), за промежуток времени, равный 1–3 часам, концентрация меди снижается на 98,9%. При проведении очистки воды от ионов меди нет необходимости в постоянном встряхивании, достаточно перемешать культуру ЦБ в растворе, содержащем ионы Cu^{2+} , 1–2 раза в течение времени контакта (от 1 до 3 часов). Достижение необходимого положительного результата стало возможным при следующем составе доминирующих видов: *Phormidium ambiguum* (Jom.), *Phormidium boryanum* (Kütz.), *Leptolyngbya foveolarum* (Rabenhorst ex Gom), *Plectonema boryanum* (Gom. f. boryanum) [37]. Подобный эффект наблюдается и по отношению к ионам никеля. Контактирование водных растворов $NiSO_4$ с суспензией гомогенизированной культуры от 1 до 3 часов в соотношении 0,2 г биомассы на литр раствора. При этом из индивидуальных растворов с концентрацией Ni^{2+} 20 мг/дм³ степень очистки составляет 99,4–99,9%, что соответствует снижению концентрации никеля до уровня ПДК (0,1 мг/дм³) и менее. Уже

в первые минуты после контакта концентрация металла снижается на 98,5% [38].

Большой сорбционный потенциал отмечен у родококков. О способности родококков аккумулировать металлы из загрязнённых естественных мест обитаний отмечается в работах [39]. В предложенном [40] способе извлечения металла цезия автор использует виды *Rhodococcus erythropolis* CS 98 и *Rhodococcus sp.* strain CS 402. Решаются задачи по подбору оптимальных условий эффективного извлечения цезия с учётом температуры, pH, источника углерода, соотношения ионов K^+ и Cs^+ в среде культивирования [39].

Оптимальными условиями, при которых происходит интенсивное (от 49 до 70%) извлечение металлов Zn, Cd, Pb из среды, оказались следующие: температура 25–28°C; pH 7,8–8,0; источник углерода – ацетат аммония; присутствие металлов (Pb, Zn или Cd) в концентрации от 0,29 до 2,47 мг/дм³. По полученным данным наиболее активными биоаккумуляторами Zn, Pb и Cd являются коллекционные штаммы *R. ruber* [41].

Отмечено влияние на биодоступность кадмия и цинка таких комплексобразователей как ЭДТА, фитохелатины и цистеин фитопланктоном. Отмечено одиночное влияние комплексобразователей как при различных pH, так и совместное. Подкисление ведёт к уменьшению биодоступности [42]. Влияет на биодоступность меди для цианобактерий *Nostoc linckia* содержание в среде восстановленного глутатиона (GSH). При концентрации Cu^{2+} в водном растворе 1 мг/дм³ при увеличении мольной доли GSH к металлу от 1:1 до 1:4 наблюдается тенденция к возрастанию биодоступности [43]. Выявлена роль природного органического вещества (гумусовые и другие полимерные природные компоненты, например, полисахариды и пептогликаны) на биодоступность и токсичность для некоторых микроорганизмов (бактерии и микроводоросли, обитающие в морской воде) компонентов нанопокровов, содержащих селен, цинк, серу, кадмий, галлий, титан, серебро и некоторые другие химические элементы. При исследованиях учитывалась возможность перехода элементов в водную среду в ходе применения и образования соединений с природными лигандами при различных уровнях кислотности. Было обнаружено ослабление действия ионов серебра цистеином. Уменьшение биодоступности связано не только со снижением проникающей способности ионов металла, но и с уменьшением возможности сорбироваться на

поверхности клеток и, как следствие, снижать приклеточную концентрацию токсиканта [44].

Широко распространённые бактерии серебряных рудников *Thiobacillus ferrooxidans* и *Th. thiooxidans* накапливают около Ag 250 мг/г сухой биомассы. Количество связанного серебра зависит от условий проведения реакций – от pH, регулирующего степень ионизации поверхностных групп клетки, и от присутствия анионных лигандов в среде. Так, ЭДТА, сульфат, хлорид, фосфат, глутамат и карбонат ингибируют связывание ионов серебра клетками микроорганизмов. Перспективны микробиологические методы сорбции и осаждения ионов металлов. Для извлечения металлов из растворов могут быть использованы представители различных таксономических групп. Так, клетки *Th. ferrooxidans* извлекают из раствора ионы Cd(II), Co(II), Cu(II), Cr(VI), Fe(III), Ni(II), Ag⁺, Au(III); цианобактерии – Cd(II), Au(III); клетки хлореллы – Cd(II), Ni(II), Co(II), Zn(II), Sr(II), Mo(II); дрожжи *Candida lipolytica*, *Candida utilis*, *Rhodotorula mucilaginosa* – Cd(II), Co(II), Cu(II), Ni(II), Zn(II); мицелиальные грибы рода *Aspergillus* – Co(II), Ra(II) [45].

Кроме того, на степень поглощения микроорганизмами поллютантов влияет форма нахождения культуры в среде. Показано, что цианобактериальные сообщества в виде плёнок поглощают ТМ меньше, чем те же сообщества, но в гомогенизированном состоянии [46].

Более подробное изучение способности накапливать ТМ, чем определение остаточного содержания в фильтрате, даёт больше информации. Например, изучение накопления меди в различных фракциях культуры ЦБ *Nostoc linckia* 271 в ходе её контакта с раствором $CuSO_4$ помогло установить временную динамику содержания металла в различных частях клетки, предположить механизм адаптации культуры к действию токсиканта [47].

В первую очередь результатом контакта катионов металлов и микроорганизмов является изменение физиолого-биохимических свойств, состава и структуры клеток МО.

Влияние тяжёлых металлов на состав и структуру микробных клеток

Многочисленные исследования показали, что ТМ оказывают разнообразное действие на химический состав компонентов микробных клеток. Одновременно и чувствительность многих МО к действию токсикантов определяется составом органических веществ микроб-

ных клеток. В частности, при исследовании влияния состава жирных кислот в мембранах цитоплазмы на чувствительность дрожжей *Saccharomyces cerevisiae* было показано, что клетки, обогащённые линолевой кислотой, более чувствительны к действию меди. После добавления нитрата меди скорость оттока K^+ (нарушение целостности мембраны) в 2 раза выше у клеток с линолевой кислотой, чем у контрольных клеток. У клеток, снабжаемых линолевой кислотой в процессе роста, выше уровень накопления клеточной Cu . После 10-минутной экспозиции культуры дрожжей с ионами меди остаются жизнеспособными только 5% клеток, обогащённых линолевой кислотой, однако 100% клеток остаются жизнеспособными, если они были выращены в отсутствие линолевой кислоты [48].

Изменение функционирования клеток при стрессе, вызванном воздействием ТМ, ведёт к появлению морфологических аномалий МО, что часто выражается в изменении их формы и размеров [49, 50]. Так, при культивировании *Escherichia coli* на средах в присутствии высоких концентраций ТМ её клетки приобретают несвойственные нитевидные формы. В большинстве случаев эти нарушения связаны с разобщением процессов роста и деления клеток [51]. У кислотолюбивых гетеротрофных бактерий *Acidophilium symbioticum* было отмечено максимальное изменение в размерах, когда бактерии подвергали субингибирующим концентрациям соединений Cu и Cd (до 12,5 ммоль/л $CuSO_4$ и до 500 ммоль/л $CdSO_4$) [52]. Формировались цепи коккоидальной формы с линзовидными сужениями на стыках между клетками в присутствии соединений Cd^{2+} . При постепенном увеличении концентрации ионов Cd^{2+} снижалось отношение площади поверхности к объёму, в результате чего клетки становились более удлинёнными. В Ni-стрессовых условиях происходила агрегация клеток (концентрация до 25 ммоль/л $NiSO_4$), но, как и в случае с соединениями Cd , при увеличении концентрации ионов Ni^{2+} значительно снижалось отношение площади поверхности к объёму. Под действием соединений меди клетки становились округлой либо удлинённой формы. Меньшие морфологические нарушения наблюдались при воздействии соединений Zn (до 100 ммоль/л $ZnSO_4$) – форма бактерий, в целом, сохранялась, углубления на поверхности клеток практически отсутствовали. При воздействии ТМ были обнаружены делящиеся клетки. Таким образом, морфологический анализ показал, что *A. symbioticum* обходит

токсическое воздействие ТМ за счёт уменьшения отношения площади поверхности клетки к объёму ячейки через изменение клеточной структуры. Так, в присутствии Cd наблюдалось максимальное увеличение объёма клеток, а воздействие Cu уменьшало их объём до минимума. Аналогичным защитным механизмом обладает и бактериальный штамм *Acidocella sp.* [53]. Другими авторами также было показано, что уменьшение клеточной поверхности относительно объёма клеток играет ключевую роль в последующем снижении токсических воздействий за счёт уменьшения открытой поверхности клетки для прикрепления поллютанта [54].

Увеличение размера клетки наблюдается и у фототрофных бактерий после воздействия оксианионов, таких как хроматы, селенаты, арсенаты [55]. Была изучена реакция ЦБ *Spirulina platensis*-S5 к действию Pb , Cu , Zn в концентрациях 0,05; 0,10; 0,15 и 0,20 мг/дм³. Степень токсичности увеличивалась с увеличением концентрации металлов. Обнаружено пожелтение и фрагментация нитей, а также уменьшение числа спиралей [56]. Наибольшее воздействие металлы оказывали на длину вегетативных клеток, гетероцист, длину и ширину акинет ЦБ *Cylindrospermum michailovskoense*. В целом, по степени влияния на морфометрические характеристики и выживаемость как вегетативных клеток, так гетероцист и спор ТМ можно расположить в следующей последовательности: $Cd > Cu > Pb > Ni > Mn$ [57].

Интересная реакция ЦБ *Nostoc paludosum*, *N. linckia* и *N. muscorum* прослеживается на действие Pb в виде ацетата и меди в виде сульфата в концентрации 15 мг/кг. Действие Cu вызвало полную гибель всех трёх видов ЦБ, однако микроскопирование показало, что под влиянием меди сохраняются структурные особенности нитей и клеток, форма, их размеры, т.е. происходит своеобразная «мумификация» клеток [58].

Замечена чувствительность ЦБ *Synechocystis aquatilis* к сульфату цинка с концентрацией 0,001-0,05 мг/дм³. Частота патоморфологических отклонений клеток возрастала с увеличением концентрации ТМ. При действии ионов Zn^{2+} (0,03 мг/дм³) в клетке происходили заметные изменения в её ультраструктуре, что выражалось в агглютинации тилакоидов и формировании скоплений фикобилисом. Также на внешней стороне клетки образовывались электронно-плотные отложения [59]. В присутствии солей ТМ ($AgNO_3$; $3CdSO_4 \cdot 8H_2O$; $Hg(CH_3COO)_2$; $CuSO_4 \cdot 5H_2O$) у *Synechocystis sp.* обнаружено, что данный штамм в нетипичных

условиях способен формировать многоклеточные агрегаты и цепочки, содержащие до 10 клеток. Произошло утолщение клеточной стенки, был зарегистрирован плазмолиз, т.к. местами пептидогликановый слой утолщился и становился менее электронноплотным, в результате чего происходило отслоение клеточной стенки от протопласта [60].

Деструктивное действие соединений Pb^{2+} на морфологическом уровне для *N. commune* проявляется в сокращении числа трихомов, в более активном продуцировании клетками рыхлой слизи. Чехлы ЦБ становятся толстыми с неровными краями [61].

Исследование изменений структурных особенностей биоплёнок с доминированием ЦБ рода *Phormidium* методом растровой электронной микроскопии показало, что при любой продолжительности контакта с токсикантом наблюдается разрыв связей между компонентами биоплёнки. В контрольном варианте нити ЦБ облеплены бактериями-спутниками. Под действием токсикантов бактерии-спутники выстраиваются в отдельные самостоятельные колонии. Ионы металлов, вступая во взаимодействие с компонентами слизистых чехлов ЦБ, нарушают физико-химические свойства чехла, делая его непригодным для существования в нём спутников [62].

Показано действие никеля и нефтепродуктов в концентрациях 2 и 20 г/л на интенсивность развития ЦБ *Nostoc linckia* и бактерий-спутников. Поллютанты оказывают сильное действие как на культуру ЦБ *N. linckia*, так и на состояние популяций бактерий-спутников. Действие это различно: применяемые токсиканты в любой концентрации вызывают угнетение развития фототрофной бактерии и увеличение процентного содержания в её популяции мёртвых клеток, что особенно чётко проявляется во всех вариантах с внесением ионов Ni^{2+} . В то же время с ингибированием развития *N. linckia* происходит активизация размножения бактерий-спутников [63].

Учёт численности клеток *Scenedesmus obliquus* и биомассы *N. linckia* показал, что степень угнетения альгокультуры возрастала с увеличением концентрации токсиканта – катионов Cd^{2+} в культуральной среде. Токсикант не оказывал летального действия, но, начиная с 3-х суток, размеры клеток *Scenedesmus* в опыте стали больше, чем в контроле. Авторы предполагают, что это связано с тем, что аплантоспоры, образующиеся в клетках, не выходят из материнской оболочки, которая служит защитой от ТМ. Носток стал образовывать большое число

спорообразующих клеток, которые были значительно крупнее. При концентрации токсиканта 10 мг/дм³ размеры клеток ЦБ отличались от контроля на протяжении всего времени эксперимента, хотя при других концентрациях размеры изменялись, но на непродолжительные моменты [64].

Проведены наблюдения за тератологическими изменениями ЦБ и водорослей под действием ионов Cu^{2+} и Ni^{2+} [65–69]. Основные изменения были следующие: 1) изменение окраски ЦБ на светло-жёлтую и полное обесцвечивание зелёных водорослей; 2) измельчение клеток; 3) интенсивное развитие слизи у ЦБ; 4) лизис клеток при высоких концентрациях металлов, причём клеточные оболочки зелёных водорослей сохраняются очень долго; 5) образование газовых вакуолей у ЦБ.

При исследовании действия дихромата калия в концентрациях до 10 мг/дм³ на лабораторную культуру микроводоросли *Scenedesmus quadricauda* наблюдалось укрупнение средних размеров клеток, причём увеличение пропорционально повышению концентрации токсиканта в среде [70]. При изучении влияния хлоридов Cu , Ni и Mn на морфологию водоросли *Xanthonema exile* установлено, что ряд токсичности изученных металлов следующий: $Cu > Ni > Mn$. Все ТМ вызывали уменьшение длины нитей. Ионы меди (II) в концентрации $1 \cdot 10^{-5}$ – 10^{-2} моль/л вызывали полное разрушение клеток, а при концентрации $1 \cdot 10^{-7}$ – 10^{-6} моль/л была замечена гранулированность цитоплазмы, причём при увеличении концентрации увеличивалось число гранулированных клеток. Так, число клеток возрастало на 40–50% при концентрации меди 10^{-6} моль/л. Замечено, что при внесении ТМ прослеживалось увеличение длины клеток. Происходило изменение длины нитей и ширины клеток с увеличением концентрации ТМ [71]. Такая же реакция на действие сульфата Cu была и у морских водорослей *Platymonas arnoldii* и *Cladophora vagabunda* [72].

При изучении сравнительной токсичности ионов C^{2+} и Cd^{2+} для *Chlamydomonas reinhardtii* в различных биотестах было установлено, что общий глутатион и отношение восстановленного к окисленному глутатиону различались у клеток водоросли при экспозиции с различными металлами [73].

При изучении влияния Cu , Pb , Cd , Co , Ni и Zn -ионов было установлено, что при 20% от летальной концентрации металлоионы приводили к морфологической деформации клеток ЦБ *Anabaena variabilis* и *Synechocystis aqua-*

tilis [74]. В клетках происходили деструкция и перераспределение фикобилисом, дезинтеграция тилакоидов, снижение процентного содержания хлорофилла. Ионы Ni и Cd влияли на формирование муреинового слоя в клеточной стенке, появление внеклеточных капсул, деление клетки на неравные части. Ионы цинка специфически влияли только на *Synechocystis aquatilis*, где ионы сорбировались белками внешнего слоя клеточных капсул.

Исследование биоплёнок диатомей в загрязнённых пресноводных водоёмах показало, что органический матрикс на поверхности биоплёнки действует как барьер против вредоносного влияния ТМ на диатомовые сообщества. Действие подобного барьера осуществляется несколькими механизмами: градиентами, лимитирующими диффузию ионов Cd и Zn во внутреннюю часть биоплёнки; усилением отмирания поверхностных клеток, образующих тонкий защитный слой; продуцированием большого количества комплексирующих металлы экзополисахаридов [75].

Изучение влияния ионов Zn на клетки ЦБ *Synechococcus sp.*, *Anabaena variabilis* и *Nostoc sp.* показало, что наиболее чувствительными тест-параметрами, наблюдаемыми на электронном уровне для всех культур, являются изменение формы и размера клеток за счёт варьирования толщины и нарушения целостности пептидогликанового слоя, увеличения объёма клеток в 1,5-2 раза, расхождение тилакоидных мембран с образованием внутритилакоидных пространств, а также накопление полифосфатных и липидных гранул [50]. Наиболее уязвимыми оказываются клетки, лишённые внешних защитных приспособлений в виде слизистых чехлов.

Резистентность клеток ЦБ к действию ТМ, в частности меди, возрастает в условиях усиленного синтеза клеточных полисахаридов [76].

В условиях возрастающих концентраций Cd, Zn и Pb реакция одноклеточной зелёной водоросли *Scenedesmus bernardii* проявлялась в образовании одиночных клеток, обильной секреции слизи, встречаемости компактных ценобиов и их агрегатов [77].

Через 1 сутки экспозиции цианобактериального сообщества с доминированием ЦБ рода *Phormidium* с растворами солей меди происходит резкое увеличение доли азотсодержащих соединений (в 3,3–3,5 раза) и чуть в меньшей степени – серосодержащих (в 2,1–3,0 раза). Обращает на себя внимание тот факт, что чем выше концентрация Cu^{2+} в растворе, тем меньше доля азот- и серосодержащих ве-

ществ. К 14-м суткам вклад серосодержащих соединений в вариантах с ионами меди (II) практически сводится к нулю. При этом доля азотсодержащих соединений существенно возрастает (практически до 100%). Уменьшение серосодержащих соединений на 14-е сутки, возможно, связано с биоразложением углеводородного радикала и высвобождением соли меди с кислотным остатком, содержащим серу. Под действием ионов Cu^{2+} разнообразие соединений резко уменьшается. Через 1 сутки резко уменьшается количество углеводов, а аминов возрастает. Почти во всех вариантах увеличивается доля кетонов и уменьшается эфиров. Через 14 суток экспозиции с токсикантами в культуральной жидкости всех вариантов, подвергшихся воздействию меди, не удалось обнаружить углеводов, кислот и ангидридов, фосфорсодержащих соединений. Увеличивается количество кетонов и эфиров, по сравнению с контролем. Следует отметить, что разнообразие соединений в фильтрате снижается в ряду: контрольный вариант → 24-часовая экспозиция → 2-недельная экспозиция. Таким образом, выявлено, что полярные соединения (непредельные углеводороды, карбоновые кислоты и ангидриды кислот, фосфорорганические соединения) участвуют в связывании ионов меди (II). Ионы меди (II) стимулируют образование азотсодержащих соединений, способствующих детоксикации. Этот факт может служить биоиндикационным признаком на присутствие соединений меди в окружающей среде [62].

Влияние тяжёлых металлов на физиолого-биохимические процессы у микроорганизмов

Изменение биосинтетических процессов у МО под влиянием ТМ носит различный характер. Отмечено, в частности, что такие ТМ, как Zn и Cu, подавляли рост, снижали содержание фотосинтетических пигментов и нарушали ультраструктуру клеток зелёных микроводорослей *Chlorella pyrenoidosa* и *Scenedesmus obliquus* [30]. Cd в диапазоне концентраций 0,001-10 мг/л ослаблял жизнеспособность у зелёных водорослей *Sc. quadricauda*, *Ch. vulgaris* и ЦБ *Nostoc linckia*, снижал их фотосинтетическую активность. Предполагают, что в данном случае механизм токсичности обусловлен дестабилизацией белково-пигментного комплекса, нарушением функций пигментных систем [78]. Снижение скорости роста, содержания пигментов и активности фотосинтеза под влиянием Cu

происходило и у двух видов красных водорослей (*Gracillaria femaneiformis* и *G. lichenoides*) [79]. На примере представителя рода зелёных водорослей *Sc. quadricauda* на разных стадиях роста в широком диапазоне численности клеток (0,008-1,0000 млн. кл./мл) исследовали воздействие различных концентраций меди. Были определены минимально действующая, токсичная и летальная концентрации меди для культур с различной плотностью клеток. В результате было показано, что токсический эффект меди определяется количеством металла, приходящимся на одну клетку [80]. Влияние Cu и Pb в концентрациях 0,05; 0,5 и 1,0 мг/л исследовали на культурах *Microcystis aeruginosa* и *Ch. vulgaris*. Ионы свинца меняли темпы прироста количества клеток, их сухой массы и содержания хлорофилла а. Cu была очень токсична для *M. aeruginosa*, отмирание её клеток наблюдалось уже при концентрации 0,5 мг/л. *C. vulgaris* была более устойчива [81]. При изучении влияния Cd на диатомеи было установлено, что на фоне снижения скорости роста наблюдаются симптомы окислительного стресса, индуцированного увеличением продукции реактивных форм кислорода [82]. Действие Cu на диатомеи проявлялось в существенном повышении активности клеточной эстеразы, автофлуоресценции хлорофилла и содержании липидов [83]. При стрессах ряд микроводорослей синтезирует много триацилглицерина (до 20-50% сухой массы клетки), что происходит в результате активации фермента фосфолипид диацилглицеринацилтрансферазы, расщепляющей мембранные липиды [84].

Установлено изменение биохимической активности бацилл под влиянием свинцового загрязнения дерново-подзолистой почвы [85]. В ходе проведения модельных опытов с возрастающими концентрациями свинца (80, 800, 8000 и 80000 мг/кг) у *Bacillus idosus* и *B. mycoides* произошло существенное снижение активности таких ферментов, как протеаза, амилаза, нитратредуктаза, а также снижение аммонифицирующей способности и образования нитратов по мере увеличения свинцового стресса. Однако невысокие дозы свинца (80 мг/кг) несколько стимулировали активность энзиматического аппарата, что связывают с предположительной активизацией защитных механизмов до определённого уровня загрязнения, после которого происходят более глубокие нарушения функционирования микробных клеток, приводящие к резкому снижению и полному подавлению клеточных ферментов. Такой ТМ, как ванадий, обладает определён-

ными особенностями его токсического воздействия на ЦБ: увеличение проницаемости мембран, измеряемое по изменению (возрастанию) электропроводности среды культивирования, и увеличение каталазной активности [86]. Каталазная активность клеток *Anacystis nidulans* возрастает в течение лаг-фазы и начала экспоненциальной фазы роста, а затем снижается. Наблюдаемые изменения мембранной проницаемости и каталазной активности клеток под действием ионов ванадия предшествуют появлению видимых симптомов поражения клеток.

ТМ оказывают влияние и на состав биоэлементов в микробных клетках. Так, при обработке ЦБ р. *Nostoc* кадмием данный ТМ вызывал существенное повышение содержания Zn и Mn; добавка в среду соединений Ca оказывал защитное действие от потерь Fe, Mg и K, что объясняют антагонистической функцией кальция в отношении кадмиевого токсикоза [87].

Ингибирование процесса азотфиксации и повышение активности супероксиддисмутазы под влиянием Ni отмечено в лабораторной культуре и в природе у *Trichodesmium* [88].

Выявлены молекулярные механизмы, регулирующие потребление ионов Cu^{2+} у мицелиального гриба *Humicola lutea*, внутриклеточное их распределение, хранение и вывод из клетки. Повышенное содержание ионов ТМ приводит к ультраструктурным изменениям у гриба. Первой мишенью являются митохондрии. Действие меди на активность ключевых ферментов включают 3 основных пути метаболизма – гликолиз, пентозофосфатный цикл и цикл трикарбоновых кислот [89].

Под влиянием ТМ существенно меняется характер продуцируемых МО экзометаболитов. Очень часто это выражается в синтезе веществ, которые являются вредными для высших растений и становятся причиной токсикоза почвы. Так, например, показано, что под влиянием соединений Pb в дерново-подзолистой легкосуглинистой почве под культурами гороха и овса происходили изменения метаболических процессов у грибов р. *Alternaria*, выражающиеся в образовании токсичных для растений соединений [90].

Вторичные метаболиты, в частности, токсины, образуемые некоторыми видами динофлагеллят и ЦБ, способны блокировать поглощение меди [91].

При действии на культуры ЦБ возрастающих концентраций ионов Zn^{2+} отмечалось возрастание в среде содержания углеводов и белков [50].

В растворе с концентрацией Cu^{2+} 20 мг/дм³ биоплёнка с доминированием ЦБ р. *Phormidium* даёт существенный физиолого-биохимический отклик по определяемым показателям устойчивости (жизнеспособность клеток, каталазная активность, интенсивность перекисного окисления липидов (ПОЛ), содержание хлорофилла *a*), что является основой для **создания биотестера**. Под воздействием Cu^{2+} через 1 час контакта концентрация хлорофилла *a* в растворе снижается, появляется феофитин, усиливается интенсивность процессов перекисного окисления липидов. Несмотря на высокую гибель клеток ЦБ, через сутки экспозиции с растворами токсикантов микроорганизмы адаптируются к возникшим экстремальным условиям, о чём свидетельствует высокая каталазная активность, снижение интенсивности процессов ПОЛ и восстановление уровня хлорофилла *a* [62]. Появление феофитина и активация каталазной активности под действием ионов меди отмечена также у природной биоплёнки с доминированием ЦБ *N. commune* [46].

Изменение на физиолого-биохимическом уровне, на уровне структуры и состава клеток естественно отражается на количественном составе и структуре микробсообществ.

Влияние тяжёлых металлов на структуру и количественный состав микробсообществ

Многочисленные альгологические, бактериологические и микологические исследования показывают, что ТМ являются активными регуляторами состава и численности природных микробных комплексов. Под влиянием конкретных ТМ происходят такие изменения, как возрастание или снижение общей численности определённых МО, увеличение или снижение видового разнообразия, смена доминирующих и соподчинённых видов и т.д.

На примере конкретных почв показано, что эти процессы во многом регулируются типом почвы, количеством органического вещества, содержащегося в ней. Так, при внесении ТМ в чернозём обыкновенный в концентрации 1 и 5 ПДК уже в течение первого месяца происходит восстановление общего количества МО до уровня контроля, что свидетельствует о формировании стабильного ценоза [92]. При действии смеси ТМ в концентрациях до 15 ПДК формирование стабильного ценоза происходит в течение двух месяцев. Однако действие высоких концентраций ТМ приводит к существенному изменению ценоза актиномицетов – их

численность не восстанавливается даже через 2 месяца после внесения токсикантов.

В аллювиальных почвах выявлена корреляционная зависимость между следующими показателями: С и N микробной биомассы, дегидрогеназной активностью, содержание общего углерода и общего азота в почве, содержанием ТМ – Cu, Pb, As. Микробная биомасса в расчёте на единицу почвенного органического вещества уменьшалась с увеличением концентрации ТМ, особенно в присутствии Cu. Также снижалась и дегидрогеназная активность с возрастанием содержания Cu [93].

При высоком содержании в водной среде As и Cu в перифитоне снижалась роль диатомовых водорослей и ЦБ и снижалось видовое разнообразие сообществ [94].

В сериях альгологических работ показано, что ТМ провоцируют явление, которое получило название цианофитизация и которое проявляется в значительном численном преобладании ЦБ над эукариотными водорослями при техногенном загрязнении почвы [95, 96]. Предлагается схема причин устойчивости ЦБ к ТМ, которые могут быть разделены на:

1) факторы внешней среды; 2) неспецифические механизмы защиты клеток и 3) специфические механизмы, возникающие в ответ на действие конкретного токсического металла [97].

Есть и другие сведения. Например, в работах флористической направленности отмечается, что такие ТМ, как Cd и Ni, внесённые в лугово-чернозёмную почву, уменьшают видовое разнообразие альгофлоры, но не влияют на её структуру: лидирующие позиции занимают зелёные водоросли, на долю которых приходится от 45 до 60% от общего видового состава [98]. Действие ТМ практически всегда проявляется в изменении комплексов МО. Чувствительными группировками являются, например, почвенные альгоценозы. Неоднократно в различных климатических зонах отмечалось, что под влиянием ТМ уменьшается видовое разнообразие микрофототрофов. Под влиянием антропогенных факторов на лидирующие позиции выходят новые виды водорослей и ЦБ, по сравнению с почвами фоновых территорий [98].

Доказано, что при воздействии различных солей ТМ наблюдается перераспределение диатомовых водорослей в бациллярноценозе: полидоминантное сообщество диатомовых водорослей, наблюдаемое в контроле, при внесении ТМ постепенно превращается в монодоминантное, т.е. вдоль вектора загрязнения из сообщества

последовательно «выбивались» виды, обладающие разной чувствительностью [99].

В водной среде на примере техногенно загрязнённой реки было установлено, что при высоком содержании в среде As и Co в перифитоне происходили изменения таксономического состава перифитона; снижалась роль диатомовых водорослей и нитчатых ЦБ, снижалось видовое разнообразие сообщества, в котором доминировали одиночные ЦБ [94].

На листьях винограда отмечалось обильное развитие меланизированных грибов, обладающих устойчивостью к сульфату меди, используемому для фитосанитарной обработки виноградников [100].

Прикладной аспект в исследовании действия ТМ на МО проявляется в попытке их использования для очистки ОС от нежелательных видов. До сих пор большой проблемой является «цветение» воды, вызванное массовым размножением цианобактерий. При оценке эффективности сульфата меди, хлора, перманганата калия, перекиси водорода и озона в отношении *Microcystis aeruginosa* было показано, что сульфат меди не только нарушал жизнеспособность клеток ЦБ, но и проявлял сильнейший альгистатический потенциал через 7 суток после обработки [101].

Установлено что диоксид титана обладает антифунгальным действием и способствует снижению скорости роста фитопатогенного гриба *Fusarium oxysporum* на 8-13% от контроля в зависимости от его концентрации [102].

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта Президента РФ МК-3964.2015.5.

Литература

1. Ким К.В., Канг С.Ю. Бактериальная биосорбция микроэлементов // Микроэлементы в окружающей среде: биогеохимия, биотехнология и биоремедиация / Под ред. М.Н.В. Прасада и др. М.: ФИЗМАТЛИТ, 2009. С. 381–386.
2. Veglio F., Beolchini F. Removal of metals by sorption: a review // Hydrometallurgy, 1997. V. 44. P. 301–316.
3. Ledin M. Accumulation of metals by microorganisms – process and importance for soil systems // Eath Sci. Rev. 2000. V. 51. P.1–31.
4. Robinson N.J., Whitehall S.K., Cavet J.S. Microbial metallothioneins // Adv. Microbiol. Phisiol. 2001.V. 44. P. 173–213.
5. Gadd G.M. Bioremedial potential of microbial mechanisms of metal mobilization and immobilization // Curr. Opin. Biotechnol. 2000. V. 11. P. 271–279.
6. Vails M., de Lorenzo V. Exploiting the genetic and biochemical capacities of bacteria for the remediation of

heavy metal pollution // FEMS Microbiol. Rev. 2002. V. 26. P. 327–338.

7. Kotrba P., Ruml T. Bioremediation of heavy metal pollution exploiting constituents, metabolites and metabolic pathways of livings // Collect. Czech. Chem. Commun. 2000.V. 65. P. 1205–1247.

8. Basnakova G., Macaskie L. E. Accumulation of zirconium and nickel by *Citrobacter* sp. // J. Chem. Technol. Biotechnol. 1999. V. 74. P. 509–514.

9. Flemming H. C. Sorption sites in biofilms // Water Sci. Tech. 1995. V. 32. P. 27–33.

10. Beveridge T.I., Fyfe W. S. Metal fixation by bacterial cell walls // Can. J. Earth Sci. 1985. V. 22. P. 1893–1898.

11. Gadd G.M. Metals and microorganisms // FEMS Microbiol. Lett. 1992. V. 100. P. 197–204.

12. Volesky B. Detoxification of metal-bearing effluents: biosorption for the next century // Hydrometallurgy. 2001. V. 59. P. 203–216.

13. Kuyucak N., Volesky B. Accumulation of cobalt by marine alga // Biotechnol. Bioeng. 1989. Ч. 33. P. 809–814.

14. White C., Wilkinson S. C., Gadd G.M. The role of microorganisms in biosorption of toxic metals and radionuclides // Int. Biodeterior. Biodegr. 1995. V. 35. P. 17.

15. Tsezos M., Volesky B. Biosorption of uranium and thorium // Biotechnol. Bioeng. 1981. V. 23. P. 583–604.

16. Beveridge T.J. Role of cellular design in bacterial metal accumulation and mineralization // Annu. Rev. Microbiol. 1989. V. 43. P. 147–171.

17. Nourbakhsh M.N. et al. Biosorption of Cr⁶⁺, Pb²⁺, Cu²⁺ ions in industrial waste water on *Bacillus* sp. // Chem. Eng. J. V.85. 2002. P. 351–355.

18. Kang S. Y., Lee J. U., Kim K. W. Selective biosorption of chromium (III) from wastewater by *Pseudomonas aeruginosa* // The 227th American Chemical Society National Meeting, Anaheim Division of Environmental Chemistry. 2004. ENVR. 91.

19. Marqués R. X., Simon-Pujol D.M., Fuste M. C., Congregado F. Uranium accumulation by *Pseudomonas* sp. EPS-5028 // Appl. Microbiol. Biotechnol. 1991. V. 35. P. 406–410.

20. Christensen B.E. The role of extracellular polysaccharides in biofilms // J. Biotechnol. 1989. V. 10. P. 181–202.

21. Loaec M., Olier R., Guezennec J. G. Uptake of lead, cadmium and zinc by a novel bacterial exopolysaccharide // Water Res. 1997. V. 31. P. 1171–1179.

22. Rao C.R.N., Lyengar L., Venkobachar C. Sorption of copper (II) from aqueous phase by waste biomass // J. Environ. Eng. 1993. V. 119. P. 369–377.

23. Ledin M., Krantz-Rulcker C., Allard B. Microorganisms as metal sorbents. Comparison with other soil constituents in multi-compartment systems // Soil Biol. and Biochem. 1999. V. 31. № 12. P. 1639-1648.

24. Kayser G., Koeckritz T., Markert B. Bioleaching zur Reinigung schwermetallbelasteter Boden mit *Thiobacillus* spp. // Wasser und Boden. 2001. V. 53. № 1-2. P. 54-58.

25. Каравайко Г.И., Захарова В.И., Авакян З.А., Стрижко Л.С. Селективное извлечение благородных металлов из растворов микроорганизмами // Прикл. биохим. и микробиол. 1996. Т. 32. № 5. С. 562–566.
26. Tripathi V.N., Strivastova S. Ni²⁺-uptake in *Pseudomonas putida* strain S4: A possible role of Mg²⁺-uptake pump // J. Biosci. 2006. V. 31. № 1. P. 61-67.
27. Карамушка В.И., Грузина Т.Г., Ульберг З.Р. Особенности биосорбции тяжёлых металлов из смешанных растворов клетками *Spirulina platensis* // Коллоид. ж. 1998. Т. 60. № 3. С. 327-330.
28. Quintelas C., Tavares T. Lead (II) and Iron (II) removal from aqueous solution: Biosorption by a bacterial biofilm // Resour. and Environ. Biotechnol. 2002. V. 3. № 4. P. 193-202.
29. Weiner R., Kovach J., Chang E., Walch M. Influence of microbial biofilms on the cycling and impact of heavy metals // 37th Conf. Int. Assoc. Great Lakes Res. and Estuarine Res. Fed. Windsor, 1994. P. 99.
30. Zhou Guang-Cu, Peng Fu-Qiang, Zhang Li-Juan, Ying Guang-Guo Biosorption of zinc and copper from aqueous solutions by two freshwater green microalgae *Chlorella pyrenoidosa* and *Scenedesmus obliquus* // Environ. Sci. and Pollut. Res. 2012. V. 19. №7. P. 2918-2929.
31. Голтвянский А.В. Биоаккумуляция ионов металлов клетками *Dunaliella viridis* Teod. (Chlorophyta) // Альгология. 1999. Т. 9. № 2. С. 33.
32. Saygideger S. Bioaccumulation and toxicity of zinc in *Spirogyra fluviatilis* Hilse (Chlorophyta) // Water, Air and Soil Pollut. 1998. V. 101. № 1-4. P. 323-331.
33. Paperi R., Micheletti E., De Phillppis R. Optimizatiuon of copper sorbing-desorbing cycles with confined cultures of the exopolysaccharide-praducing cyanobacterium *Cyanospira capsulatan* // J. Appl. Microbiol. 2006. V. 101. № 6. P. 1351-1356.
34. 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 *Mycrocystis aeruginosa f. flos-aquae* strain C3-40 // J. Appl. Phycol. 2000. V. 12. № 3-5. P. 219-224.
35. Ровбель Н.М., Гочарова И.А., Бабицкая В.Г., Соколова Т.В. Томсон А.Э. Биосорбция ионов тяжёлых металлов грибами *Alternaria alternate* и *Aspergillus carbonarius* // Микробиология и биотехнология на рубеже 21 столетия. Матер. междунар. конф. Минск, 2000. С. 78-79.
36. Роуз Э. Химическая микробиология. М.: Мир, 1971, 291 с.
37. Патент РФ. 2501745 «Способ очистки водного раствора, содержащего соль меди, от ионов меди».
38. Патент РФ. 2521653 «Способ очистки водного раствора, содержащего соль никеля, от ионов никеля».
39. Пешкур Т.А. Оптимальные условия эффективного извлечения цезия бактериями рода *Rhodococcus* // Охрана природы и здоровья человека. – Оренбург. 2000. С. 50-52.
40. Tomioka N., Uchiyama H., Yagi O. Cesium accumulation and growth characteristics of *Rhodococcus erythropolis* CS98 and *Rhodococcus* sp. strain CS402 // Appl. Env. Microbiol. 1994. V. 14, 2. P. 283-290.
41. Патент РФ. 2216525 «Способ микробиологической очистки сточных вод промышленных предприятий от ионов тяжелых металлов: цинка, кадмия и свинца».
42. Aristilde L., Xu Y., Morel F. M. M. Weak Organic Ligands Enhance Zinc Uptake in Marine Phytoplankton // Environ. Sci. Technol. 2012. V. 46 (10). P. 5438–5445.
43. Фокина А.И., Лялина Е.И., Ашихмина Т.Я., Жаворонков В.И., Петраш В.В., Данилов Д.Н. Исследование состава, устойчивости и токсичности медьсодержащих соединений глутатиона в водном растворе // Фундаментальные исследования. 2014. № 9 (часть 4). С. 757-762.
44. Quigg A., Chin W.C., Chen C.S., Zhang S., Jiang Y., Miao A.J., Schwehr K.A., Xu C., Santschi P.H. Direct and Indirect Toxic Effects of Engineered Nanoparticles on Algae: Role of Natural Organic Matter // ACS Sustainable Chem. Eng. 2013. V. 1 (7). P. 686–702
45. Бурукаева А. Д., Русанов А.М., Лантух В.П. Роль микроорганизмов в очистке сточных вод от тяжёлых металлов. Оренбург, 1999. 53 с.
46. Горностаева Е.А., Фокина А.И., Кондакова Л.В., Огородникова С.Ю., Домрачева Л.И., Лаптев Д.С., Сластинова Е.М. Потенциал природных биоплёнок *Nostoc commune* как сорбентов тяжёлых металлов в водной среде // Вода: химия и экология. 2013. № 1. С. 93–101.
47. Фокина А.И., Черезова К.О., Кузнецова Е.О., Лялина Е.И. Тактика исследования трансформации соединений меди и никеля в клетках почвенных цианобактерий // Закономерности функционирования природных и антропогенно трансформированных экосистем: Материалы всерос. науч. конф. Киров, 2014. С. 305–309.
48. Avery S.V., Howlett N.G., Radice S. Copper toxicity towards *Saccaromyces cerevisiae*: Dependence on plasma membrane fatty acid composition // Appl. and Environ. Microbiol. 1996. V. 62. № 11. P. 3960-3966.
49. Левин С.В., Гузев В.С., Асеева И. В., Бабьева И.П., Марфенина О.Е., Умаров М.Н. Тяжелые металлы как фактор антропогенного воздействия на почвенную микробиоту // Микроорганизмы и охрана почв. М.: Изд-во МГУ. 1989. С. 5–14.
50. Савельев И.Б., Селях И.О. Влияние ионов цинка на морфологию и ультраструктуру клеток цианобактерий // Автотрофные микроорганизмы: Материалы междунар. науч. конф. М.: МАРС Пресс. 2000. С. 159–160.
51. Багаева Т.В., Ионова Н.Э., Надеева Г.В. Микробиологическая ремедиация природных систем от тяжелых металлов. Казань: Казанский университет, 2013. 56 с.
52. Chakravarty R., Banerjee P. C. Morphological changes in an acidophilic bacterium induced by heavy metals // Extremophiles. 2008. Т. 12. № 2. P. 279–284.
53. Chakravarty R., Manna S., Ghosh A.K., Banerjee P.C. Morphological changes in an *Acidocella* strain in

- response to heavy metal stress // Res J Microbiol. 2007. № 2. P. 742–748.
54. Neumann G., Veeranagouda Y., Karegoudar T.B., Sahin O., Mausezahl I., Kabelitz N., Kappelmeyer U., Heipieper H.J. Cells of *Pseudomonas putida* and *Enterobacter* sp. adapt to toxic organic compounds by increasing their size // Extremophiles. 2005. V. 9. P. 163–168.
55. Nepple B.B., Flynn I., Bachofen R. Morphological changes in phototrophic bacteria induced by metalloid oxyanions // Microbiol Res. 1999. V. 154. P. 191–198.
56. Choudhary M., Jetley U.K., Khan M.A., Zutshi S., Fatma T. Effect of heavy metal stress on proline, malondialdehyde, and superoxide dismutase activity in the cyanobacterium *Spirulina platensis* S5 // Ecotoxicology and environmental safety. 2007. T. 66. №. 2. P. 204–209.
57. Зарипова Л.Х. Биология и экология почвенной цианобактерии *Cylindrospermum michailovskoënsë* (CYANOPROKARYOTA). Автореф. дис. ... канд. биол. наук: Уфа, 2009.
58. Огородникова С.Ю., Зыкова Ю.Н., Березин Г.И., Домрачева Л.И., Калинин А.А. Комплексная оценка состояния цианобактерий *Nostoc paludosum* Kutz при воздействии различных поллютантов // Теоретическая и прикладная экология. 2010. № 3. С. 47–52.
59. Волошко Л.Н., Гаврилова О.В. Чувствительность *Synechocystis aquatilis* Sauv. (Cyanophyta) к ионам цинка // Альгология. 1992. Т. 2. № 1. С. 77–80.
60. Богачева, А.С. Чувствительность цианобактерий к токсическому действию солей тяжёлых металлов: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Санкт–Петербург. 2011.
61. Домрачева Л. И., Кондакова Л. В., Пегушина О. А., Фокина А. И. Биоплёнки *Nostoc commune* – особая микробная сфера // Теоретическая и прикладная экология. 2007. № 1. С. 15–19.
62. Гребёнкина О.Н., Фокина А.И., Жмак М.С., Огородникова С.Ю., Васильева А.Н. Исследование влияния ионов меди и никеля на почвенные цианобактерии // Закономерности функционирования природных и антропогенно трансформированных экосистем: Материалы всероссийской научной конференции. Киров, 2014. С. 193–197.
63. Зыкова Ю.Н., Фокина А.И., Домрачева Л.И. Развитие цианобактерии *Nostoc linckia* и бактерий-спутников при действии никеля и нефтепродуктов // Молодые ученые в решении актуальных проблем науки: Труды международной конференции. Владикавказ. 2011. С. 21–25.
64. Рублева И. М., Жарова О. А., Светлова А. Э., Ульданова А. И. Устойчивость низших растений к действию тяжёлых металлов // Эколого-биологические проблемы Волжского региона и Северного Прикаспия: Мат-лы V-й Всероссийской науч. конф. Астрахань, 2002. С. 165-167.
65. Штина Э.А., Андропова М.Ф. Почвенные водоросли как индикаторы загрязнения почвы промышленными выбросами // Бюл. Почвенного института им. В.В. Докучаева. 1983. Вып. 35. С. 58–72.
66. Штина Э.А., Неганова Л.Б., Ельшина Т.А., Шилова И.И., Андропова М.Ф. Особенности почвенной альгофлоры в условиях техногенного загрязнения // Почвоведение. 1985. № 10. С. 97–106.
67. Штина Э.А., Евдокимова Г.А. Реакция водорослей на загрязнение почвы тяжёлыми металлами // Биологические проблемы Севера: Тез. докл. XXI Всесоюзн. Симп. Якутск, 1986. Вып. 2. С. 92–93.
68. Штина Э.А. Микроскопические водоросли как индикаторы загрязнения почвы токсическими веществами // Тр. ВНИИСХ Микробиологии. Л. 1987. С. 45–46.
69. Штина Э.А. Водоросли как экологические индикаторы // Водная токсикология и радиоэкология. 1990. Т. 26. № 5. С. 93–96.
70. Артюхова В.И., Дмитриева А.Г., Филленко О.Ф., Ицзюнь Ч. Последствие действия бихромата калия на культуру *Scenedesmus quadricauda* (Turpin) Vreb. (Chlorophyta) при изменениях токсической нагрузки // Альгология. 1996. Т. 6. №2. С.142–149.
71. Гайсина Л. А., Фазлутдинова А.И., Кабиров Р.Р. Популяционная альгология. Уфа: Гилем, 2008. 152 с.
72. Ткаченко Ф.П., Кирсанова Е. В. Влияние тяжёлых металлов (Cd, Cu, Hg) на морфофизиологические показатели у зелёных водорослей *Cladophora vagabunda* (L.) Hoek и *Platymonas arnoldii* (Proch. – Lavr.) Matv. // I съезд гидробиологов Молдавии: Тез. докл. Кишинев, 1986. С. 97–99.
73. Stoiber T.L., Shafer M.M., Armstrong D.E. Differential effects of copper and cadmium exposure on toxicity endpoints and gene expression in *Chlamydomonas reinhardtii* // Environ. Toxicol. and Chem. 2010. V. 29. № 1. P. 191-200.
74. Voloshko L.N., Gavrilova O.V. Influence of heavy metals over growth cuves and ultrastructure of blue-green algae // 15th Int. Congr. Yokogama. Aug. 28 Sept. 1993. P. 3287.
75. Soizic M., Duony T.T., Boutry S., Coste M. Modulation de la toxicité des métaux vis-à-vis du development des biofilms de cours d'eau (basin versant de Decazeville, France) // Coste Michel. Cryptogamie. algol. 2008. V. 29. № 3. P. 201-216.
76. Хасанова Л.А., Иванов А.Ю., Полякова Л.Р., Яппарова Э.И., Хасанова З.М. Изучение устойчивости клеток *Anacystis nidulans* Drouert (Cyanophyta) // Альгология. 1999. Т. 9. №2. С. 150.
77. Димитрова-Дюлгерова И., Иванова Д., Стоянов П., Тенева И., Белкинова Д. *Scenedesmus bernardtii* G.M. Smith – чувствительный биоиндикатор за наличие на тежке метали във води // Науч. тр. Биол.- Plant. Пловдив. унив. 2011. Т. 41. № 6. С. 125-140.
78. Рублева И.М., Ирбе И.К., Мерещанова А.Ю., Басова Е.Е. Фотосинтез как индикатор устойчивости альгокультуры к тяжёлым металлам // I Всерос. конф. фотобиологов. Пушино, 28-30 мая 1996. Пушино. 1996. С. 45–46.
79. Huang H., Liang J., Wu X., Zhang H., Li Q., Zang Q. Comparison in copper accumulation and physiological

responses of *Gracillaria femaneiformis* and *G. lichenoides* (Rhodophyceae) // Chin. J. Oceanol. and Limnol. 2013. V. 31. № 4. P. 803-812.

80. Шавырина О.Б., Гапочка Л.Д. Устойчивость *Scenedesmus quadricauda* к воздействию меди в зависимости от фазы роста и плотности культуры // Гидробиология: Тр. 5 Всерос. конф. по водным растениям. Борок, 10-13 окт. 2000. Борок. 2000. С. 91-92.

81. Ключенко П.Д., Медведь В.А. Влияние свинца и меди на некоторые показатели жизнедеятельности зелёных и синезелёных водорослей // Гидробиол. ж. 1999. Т. 35. № 6. С. 52-62.

82. Morelli E., Cioni P., Posarelli M., Gabellieri E. Chemical stability of CdSe quantum dots in seawater and their effects on a marine microalga // Aquat. Toxicol. 2012. V. 122-123. P. 153-162.

83. Lelong A., Jolley D.F., Soudant P., Hegaret H. Impact of copper exposure on *Pseudo-nitzschia* spp. physiology and domoic acid production // Aquat. Toxicol. 2012. V. 1 18-119. P. 37-47.

84. Kangsup Y., Danxiang H., Yantao L., Sommerfeld M., Qiang H. Phospholipid: Diacylglycerol acyltransferase is a multifunctional enzyme involved in membrane lipid turnover and degradation while synthesizing triacylglycerol in the unicellular green microalga *Chlamydomonas reinhardtii* // Plant Cell. 2012. V. 24. № 9. P. 3708-3724.

85. Довлетярова Э.А. Изменение биохимической активности бактерий под влиянием свинцового загрязнения дерново-подзолистой почвы // Докл. ТСХА (Московская с.х. акад. им. Тимирязева). М., 2004. Вып. 276. С. 342-346.

86. Саванина Я.В., Лебедева А.Ф. Использование микроводорослей для определения токсичности ванадия // Альгология. 1999. Т. 9. № 2. С. 129.

87. Fernandez-Pinas F., Mateo P., Bonilla I. Effect of cadmium on the bioelement composition of *Nostoc UAM208*: Interaction with calcium // Bull. Environ. Contam. and Toxicol. 1997. V. 58. № 4. P. 543-549.

88. Ho T.-Y. Nickel limitation of nitrogen fixation in *Trichodesmium* // Limnol. and Oceanogr. 2013. V. 58. №1. P. 112-120.

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

90. Мосина Л.В., Давлетярова Э.А. Тяжёлые металлы в почве как источник опасности микотоксинов // Докл. ТСХА. 2012. № 284. Ч. 1. С. 207-209.

91. Cusick K.D., Weyzel R.K., Minkin S.C., Dodani S.C., Wilhelm S.W., Sayler G.S. Paralytic shellfish toxins

inhibit copper uptake in *Chlamydomonas reinhardtii* // Environ. Toxicol. and Chem. 2013. V. 32. № 6. P. 1388-1395.

92. Сыщиков О.В., Гришко В.Н. Действие тяжёлых металлов на количественный состав микробеценоза чернозёма обыкновенного // Экология и биология почв. Ростов-на-Дону. 2004. С. 275-279.

93. Masakazu A., Toshiyuki N. Factors affecting microbial biomass and dehydrogenase activity in apple orchard soils with heavy metal accumulation // Soil Sci. and Plant Nutr. 1996. V. 42. № 4. P. 821-831.

94. Genter R.B., Lehman R.M. Metal toxicity inferred from algal population density, heterotrophic substrate use, and fatty acid profile in a small stream // Environ. Toxicol. and Chem. 2000. V. 19. № 4. P. 869-878.

95. Кондакова Л.В. Альго-цианобактериальная флора и особенности её развития в антропогенно нарушенных почвах (на примере почв подзоны южной тайги Европейской части России): Автореф. ... дис. докт. биол. наук. Сыктывкар, 2012. 34 с.

96. Карапун М.Ю., Камуквамбе М., Мусаева Ж.К. Альгобактериальные сообщества почв промышленной зоны г. Актау (Республика Казахстан) // Биодиагностика в экологической оценке почв и сопредельных сред: Тезисы докл. Междун. конф., Москва, 4-6 февр. 2013. М. 2013. С. 90.

97. Гусев М.В., Лебедева А.Ф., Саванина Я.В., Барский Е.Л. Устойчивость культур цианобактерии *Anacyctis nidulans* и микроводоросли *Dunaliella maritime* к токсическому действию ванадия: влияние фосфата, железа и цистеина // Вест. МГУ, 1997. Сер. 16. № 2. С. 17-21.

98. Трубина Н.К. Влияние кадмия и никеля на видовой состав альгофлоры лугово-чернозёмной почвы Омского Прииртышья // Совр. состояние чернозёма: Матер. Междунар. научной конф. Ростов-на-Дону, 24-26 сент., 2013. Ростов-на-Дону. 2013. С. 3116-318.

99. Фазлутдинова А.И. Влияние солей тяжёлых металлов на состояние комплексов почвенных *Bacillariophyta* // Проблемы ботан. на рубеже 20-21 веков. 1998. С. 119-120.

100. Grube M., Shmidt F., Berg G. Black fungi and associated bacterial communities in the phyllosphere of grapevine // Fungal Biol. 2011. V. 115. 10. P. 978-986.

101. Fan J., Ho L., Hobson P., Brookes J. Evaluation the effectiveness of copper sulfate, chlorine, potassium permanganate, hydrogenate peroxide and ozone on cyanobacterial cell integrity // Water Res. 2013. V. 47. №14. P. 5153-5164.

102. Сухушина А.О., Минаева О.М. Влияние наночастиц диоксида титана на скорость роста гриба *Fusarium oxysporum* // Проблемы современной биологии: Матер. 10 Междунар. научно-практ. конф. Москва, 15 окт., 2013. М. 2013. С. 25-27.

**Состав и состояние растений напочвенного покрова
ельников черничных в зоне техногенного действия
целлюлозно-бумажного производства**

© 2015. Е. А. Робакидзе, к.б.н., н.с., Н. В. Торлопова, к.б.н., с.н.с.,
Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,
e-mail: robakidze@ib.komisc.ru

Исследовано влияние техногенного загрязнения выбросами целлюлозно-бумажного производства на растения напочвенного покрова в еловых насаждениях. Анализ видового состава растений напочвенного покрова ельников черничных показал его значительное сходство с видовым составом растений в других еловых насаждениях черничного типа, произрастающих в подзоне средней тайги. Количество видов растений в исследуемых еловых фитоценозах зоны техногенного действия «Монди СЛПК» варьирует от 15 до 24, что в 1,4-2,2 раза меньше, чем в фоновом районе. Общее проективное покрытие травяно-кустарничкового яруса ельников в зоне воздействия выбросов отлично от фонового: на ближайшем к источнику выбросов участке в 2 раза ниже, чем на фоновом, на двух следующих – выше в 1,3 раза. На пробных площадях (ПП) экспериментальных ельников зоны загрязнения количество видов травянистых растений в 1,8-3,0 раза, а мхов в 1,1-2,0 раза меньше, чем на ПП фонового района. Показано, что в загрязненных ельниках черничных плотность ценопопуляции черники в среднем в 3,7 раза, а брусники – в 5,7 раза больше, чем на фоновых участках. Поврежденность рассматриваемых видов кустарничков увеличивается в два раза по сравнению с фоновым районом и составляет для черники 24–34, брусники – 8–15 %.

Technogenic pollution of soil cover plants with pulp-and-paper industry emissions in spruce forests has been studied. Analysis of the plant composition in ground cover of blueberry spruce forest showed a significant similarity with the plant species composition in other spruce blueberry forests growing in the middle taiga subzone. Number of plant species in the impact zone of the 'Mondi SLPK' plant and paper mill varies from 15 to 24 which is less than that in the background plot by 1,4-2,2 times. Total projective cover of grasses and dwarf shrubs in spruce forests from the impact zone is not the same as in the background. It is twice as less at the plot being at the shortest distance from the emission source and exceeds the background value by 1,3 at the other two study plots. At the study sample plots (SPs) number of grassy plant species is by 1,8-3,0 and of mosses by 1,1-2,0 as less than at the background plot. Density of bilberry plants in polluted bilberry spruce forests is normally by 3,7 and that of cowberries – by 5,7 times as higher than they are at the background. The disturbance rate of the above dwarf shrubs increases twofold compared to the background and makes 24-34 for bilberry and 8-15% for cowberry.

Ключевые слова: аэротехногенное загрязнение, еловые фитоценозы, видовое разнообразие, черника, брусника.

Keywords: aerotechnogenous pollution, spruce phytocenoses, diversification in species, bilberry, cowberry.

На европейском Северо-Востоке России основными загрязнителями воздуха являются предприятия целлюлозно-бумажного производства. В среднетаёжной зоне Республики Коми крупнейшим источником промышленных выбросов в воздушный бассейн является ОАО «Монди Сыктывкарский лесопромышленный комплекс» («Монди СЛПК»), поллютантами которого являются оксиды углерода, серы, азота, сероводород, сероорганические соединения, минеральная пыль. В 2005 и 2006 гг. суммарное количество выбросов этих веществ от целлюлозно-бумажного производства ОАО «Монди СЛПК» составило 26–28 тыс. тонн. Среднегодовые концентрации по основным загрязняющим веществам были ниже ПДК [1]. Вместе с тем в условиях длительного

полевого эксперимента установлено, что уровень концентраций серы, азота, хлора, кальция, калия и натрия в атмосферных выпадениях (снеговой покров) на порядок выше, чем в фоновом районе. Нами ранее также показано, что в зоне воздушного загрязнения ОАО «Монди СЛПК» происходят существенные изменения в экологической структуре древостоя [2].

В условиях функционирования лесных экосистем при техногенном воздействии высокой индикаторной значимостью обладает флористический состав фитоценоза [3]. Растение-индикатор – это такое растение, у которого признаки нарушения или повреждения появляются при воздействии на него фитотоксичной концентрации одного загрязняющего или смеси

таких веществ. Растения напочвенного покрова бореальных лесов по стратегии минерального питания можно разделить на две группы: поглощающие их преимущественно из атмосферы (зелёные мхи и лишайники) и из почвы (кустарнички и травянистые растения). Воздушное промышленное загрязнение изменяет химический состав атмосферных осадков, что может привести к повреждению и гибели зелёных мхов и лишайников [4, 5]. Исследования [6] показали, что избыток в почве соединений серы, азота и тяжёлых металлов приводит к изменениям возрастной структуры, плотности и морфометрических показателей растений травяно-кустарничкового яруса. Выявление количественных и качественных изменений растений в травяном, кустарничковом и моховом ярусах фитоценоза под влиянием аэротехногенного загрязнения представляется чрезвычайно важным для оценки состояния лесных сообществ.

В задачу данной работы входило изучение влияния техногенных выбросов целлюлозно-бумажного производства ОАО «Монди СЛПК» на состав и состояние растений напочвенного покрова в еловых насаждениях.

Материал и методика

Исследования проводили на постоянных пробных площадях (ППП) 33, 35, 36, 37, заложенных в ельниках черничных на разном удалении от источника загрязнения по направлению доминирующей составляющей розы ветров (рис. 1). В качестве фонового было выбрано еловое насаждение ППП 38, расположенное в 50 километрах от источника загрязнения на территории Ляльского лесозащитного участка Института биологии Коми НЦ УрО РАН (табл. 1).

Первоначальный подбор объектов проведён по таксационным описаниям выделов

и планам лесонасаждений. Выбор экспериментальных участков для проведения исследований предусматривал их сопоставимость по основным лесорастительным свойствам почв и таксационным характеристикам насаждений, расположенных в зоне воздействия выбросов и фоновом районе. Подробная лесоводственно-таксационная характеристика древостоев нами проведена ранее [2].

Геоботаническое описание травяно-кустарничкового и мохового ярусов проводили по руководству [7]. Тип леса определяли по [8]. Визуальную оценку обилия сосудистых растений, мохообразных проводили по шкале Друде в её цифровом обозначении по [9]. Оценка флористического сходства фонового насаждения и сообществ зоны действия выбросов ОАО «Монди СЛПК» проведена с использованием коэффициента Жаккара (J) [10], который позволяет сравнивать между собой растительный покров участков по наличию одних и тех же видов без учёта их покрытий:

$$J = N_{AUB} / (N_A + N_B - N_{AUB}),$$

где N_{AUB} – число видов, общее для сравниваемых описаний (площадок) А и В, N_A , N_B – число видов соответственно в описаниях А и В.

Обилие растений и дехромацию листьев растений кустарничкового яруса на экспериментальных участках учитывали на площадках размером 50×50 см в 30 повторностях [3]. Названия растений приведены по [11]. Обработку результатов проводили на ПЭВМ с использованием пакета программ MS Excel 2000. Полученные данные, если не обозначено специально, анализировались со степенью надёжности 90% ($P < 0,1$). Такая степень надёжности допустима для биологических объектов, особенно таких сложных и многокомпонентных, как лесные фитоценозы.

Таблица 1

Лесоводственно-таксационная характеристика древостоев ельников черничных

Номер ППП (расстояние от МБП СЛПК, км)	Состав древостоя	Возраст, лет*	Среднее значение		Число деревьев, шт./га	Запас древесины, м ³ /га
			высота, м*	диаметр, см*		
Зона действия выбросов ОАО «Монди СЛПК»						
37 (3.5)	6ЕЗБ1С	90-180	14,0	14,0	2050	291
33 (4.3)	10Е+Б	100-230	15,2	16,3	1555	304
35 (5.3)	7Е2Б1С	80-150	14,5	16,0	1355	275
36 (10.0)	6Е2С1Б1Ос	70-120	16,0	16,5	1722	365
Фоновый район						
38 (50.0)	7ЕЗБ+С,Пх	90-170	18.4	22.6	966	337

Примечание: * – возраст, высота и диаметр приведены по ели

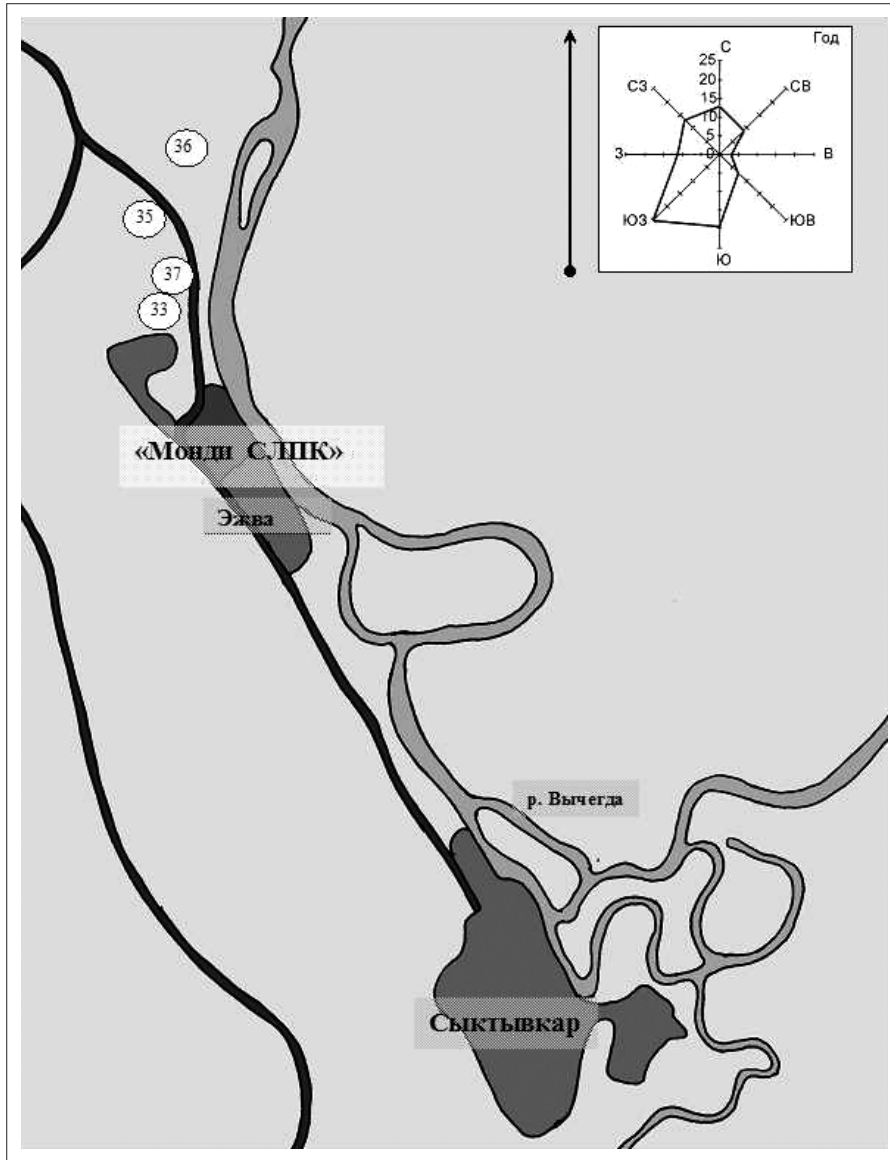


Рис. 1. Расположение постоянных пробных площадей на территории, загрязнённой промышленными выбросами ОАО «Монди СЛПК»; «Роза ветров» представлена из «Атласа..., 1997»; 33 – номер пробной площади.

Результаты и их обсуждение

Ельники черничные (*Piceetum myrtillosum*) произрастают на типичных подзолистых почвах. Древостой средней продуктивности, спелые, разновысотные, но ярусность не выражена. Ель представлена несколькими возрастными генерациями. Древесный ярус образует в основном ель сибирская (*Picea obovata* Ledeb.). В его составе часто присутствуют сосна обыкновенная (*Pinus sylvestris* L.), берёза повислая (*Betula pendula* Roth.), берёза пушистая (*Betula pubescens* Ehrh.), реже – осина дрожащая (*Populus tremula* L.) и пихта сибирская (*Abies sibirica* Ledeb.). Ранее выявлено, что по совокупности показателей жизненного состояния отдельных деревьев, древостоя, подроста,

еловые фитоценозы, произрастающие в районе аэротехногенного загрязнения СЛПК, характеризуются как слабо- и среднеповреждённые, в фоновом – как здоровые [2]. Подлесок редкий, состоит из можжевельника (*Juniperus communis* L.), ив (*Salix* sp.), рябины (*Sorbus aucuparia* L.), шиповника иглистого (*Rosa acicularis* Lindl.) и жимолости Палласа (*Lonicera pallasi* Ledeb.). Неравномерно расположенный по площади подрост представлен в основном здоровой разновозрастной елью (2,0-4,3 тыс. экз. на гектар).

Анализ состава растений напочвенного покрова ельников черничных (табл. 2), показал его значительное сходство с видовым составом растений в еловых насаждениях черничного типа, произрастающих в подзоне средней тайги [12, 13]. Общее проективное покрытие (ОПП) в травяно-

МОНИТОРИНГ АНТРОПОГЕННО НАРУШЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

кустарничковом ярусе составляет 40-60%. Первый подъярус (высота до 40 см) образуют черника (*Vaccinium myrtillus* L.), брусника (*Vaccinium vitis-idaea* L.), голубика (*Vaccinium uliginosum* L.), костяника обыкновенная (*Rubus saxatilis* L.), золотарник обыкновенный (*Solidago virgaurea* L.), щитовник мужской (*Dryopteris filix-mas* (L.) Schott.), хвощ лесной (*Equisetum sylvaticum*

L.), луговик извилистый (*Avenella flexuosa* (L.) Dreu), осока шаровидная (*Carex globularis* L.), ястребинка лесная (*Hieracium altipes* L.), герань лесная (*Geranium sylvaticum* L.). Редко встречается крапива двудомная (*Urtica dioica* L.). Второй подъярус (высота до 10 см) формируют кислица (*Oxalis acetosella* L.), седмичник (*Trientalis europaea* L.), майник двулистный (*Maianthemum*

Таблица 2

Видовой состав и обилие растений напочвенного покрова ельников черничных

Ярус, вид	Номер ППП									
	37		33		35		36		38	
	обилие, баллы	встречаемость, %	обилие, баллы	встречаемость, %	обилие, баллы	встречаемость, %	обилие, баллы	встречаемость, %	обилие, баллы	встречаемость, %
Кустарнички:										
<i>Linnaea borealis</i>	-	-	3	82	-	-	1	35	4	83
<i>Vaccinium myrtillus</i>	4	85	4	87	5	100	5	100	3	65
<i>V. vitis-idaea</i>	1	17	3	72	5	100	5	100	3	78
<i>V. uliginosum</i>	-	-	+*	+	+	+	-	-	-	-
Травы:										
<i>Avenella flexuosa</i>	-	-	-	-	+	+	1	7	2	23
<i>Carex globularis</i>	1	8	2	55	2	37	-	-	-	-
<i>Dryopteris filix-mas</i>	+	-	1	10	-	-	-	-	1	33
<i>Equisetum sylvaticum</i>	+	5	3	82	1	17	+	5	1	8
<i>Geranium sylvaticum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	10
<i>Goodyera repens</i>	-	-	-	-	+	3	-	-	-	-
<i>Hieracium altipes</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lathyrus sylvestris</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	8
<i>Luzula pilosa</i>	-	-	-	-	1	10	1	27	2	50
<i>Maianthemum bifolium</i>	+	-	2	47	-	-	4	87	4	95
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	-	-	+	+	1	7	1	27	2	53
<i>Oxalis acetosella</i>	-	-	2	50	-	-	-	-	3	58
<i>Pyrola media</i>	-	-	1	15	-	-	-	-	1	3
<i>Rubus saxatilis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	10
<i>Solidago virgaurea</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	30
<i>Trientalis europaea</i>	-	-	1	37	-	-	1	30	2	38
<i>Veronica chamaedrys</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	8
<i>Urtica dioica</i>	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Мхи:										
<i>Dicranum polysetum</i>	+	-	-	-	1	33	1	17	1	20
<i>Dicranum sp.</i>	-	-	1	17	-	-	-	-	-	-
<i>Hylocomium splendens</i>	1	30	2	55	4	93	1	33	3	88
<i>Pleurosium Schreberi</i>	+	-	3	80	5	97	3	77	2	23
<i>Polytrichum commune</i>	-	-	1	17	1	37	2	53	2	35
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	-	-	-	-	1	27	-	-	1	3
<i>Rhodobrium roseum</i>	-	-	-	-	-	-	-	--	1	3
<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>	+	-	-	-	1	17	1	10	1	3
<i>Sphagnum sp.</i>	-	-	3	72	+	3	+	-	1	38

Примечание: * – вид присутствует единично.

bifolium (L.) F.W.Schmidt), ожика волосистая (*Luzula pilosa* (L.) Willd.), линнея северная (*Linnaea borealis* L.), грушанка средняя (*Pyrola media* Sw.), марьяник лесной (*Melampyrum sylvaticum* L.), гудайера ползучая (*Goodyera repens* (L.) R. Br.), чина лесная (*Lathyrus sylvestris* L.). Моховой покров с проективным покрытием 70-95 % образуют *Hylocomium splendens* (Hedw.) Br., Sch. et Cmb., *Pleurozium schreberi* (Brid). Mitt, *Dicranum polysetum* (Mich.) Sw., *Rhytidiadelphus triquetris* (Hedw.) Schwaegr., пятнами *Polytrichum commune* (Hedw.) и *Sphagnum* sp. Ельник черничный (ППП 37), расположенный в 3,5 км от «Монди СЛПК», довольно сильно отличается по встречаемости видов от остальных еловых сообществ. ОПП живого напочвенного покрова составляет 35 % и он представлен 13 видами растений, из которых доминируют черника и *Hylocomium splendens*, а остальные – типичные для ельников виды – встречаются единично. В данном типе сообщества в составе напочвенного покрова присутствует крапива.

Количество видов растений (с древесными и подлеском) в исследуемых еловых фитоценозах зоны техногенного действия «Монди СЛПК» варьирует от 15 до 24, что в 1,4-2,2 раза меньше, чем в фоновом районе (табл. 2). На ППП экспериментальных ельников зоны загрязнения количество видов травянистых растений в 1,8-3,0 раза, а мхов в 1,1-2,0 раза меньше, чем на ППП фонового района. Встречаемость и обилие наиболее распространённого мха *Pleurozium schreberi* в 2,5-3,0 раза выше, чем на фоновых. С приближением к источнику эмиссии снижается встречаемость майника, марьяника и ожики, вплоть до полного их исчезновения на ППП 37.

Для оценки сходства флористических списков растений напочвенного покрова вычислены коэффициенты Жаккара (табл. 3). Коэффициенты показывают значительное сходство их на контрольных и экспериментальных участках ельников. Из экспериментальных участков выделяется ППП 37, наиболее повреждённый ельник, расположенный в 3,5 км от источника эмиссии.

Важной характеристикой нарушенности фитоценоза является изменение ценотической значимости видов: изменение доли участия в формировании проективного покрытия, числа побегов и т.д. [14]. Общее проективное покрытие травяно-кустарничкового яруса ельников в зоне воздействия выбросов отлично от фонового: на ближайшем к источнику выбросов в 2 раза ниже, чем на фоновом, на двух следующих – выше в 1,3 раза (рис. 2).

Таблица 3

Степень сходства растений напочвенного покрова ельников (коэффициент Жаккара)

№ ППП	№ 33	№ 35	№ 36	№ 38
№ 37	0,30	0,31	0,27	0,15
№ 33		0,43	0,48	0,50
№ 35			0,58	0,46
№ 36				0,56

При обследовании распространения особей доминирующих видов – черники и брусники – было выявлено, что динамика плотности размещения этих кустарничков имеет неоднонаправленные тенденции. Данные рисунка 3 показывают, что в ельниках черничных загрязненной территории плотность особей черники в среднем в 3,5 раза, а брусники – в 4,5 раза больше, чем на фоновой территории. Число побегов брусники увеличивается от 13 в наиболее приближенном к источнику эмиссии фитоценозе до 57 экз./м² на удалении от него на 10 км. Относительно черники таких закономерных изменений количества её побегов по градиенту загрязнения не наблюдается. Следует отметить, что интенсивное появление новых побегов возможно лишь при уменьшении конкуренции со стороны других, менее устойчивых к воздействию токсикантов, сосудистых растений, что ранее отмечали в исследованиях, проведённых в сосняках Кольского полуострова Н.М. Деева и Е.А. Мазная [15].

Изучение жизненного состояния ассимиляционного аппарата растений-доминантов травяно-кустарничкового яруса показало повреждённость листьев черники и брусники в зоне

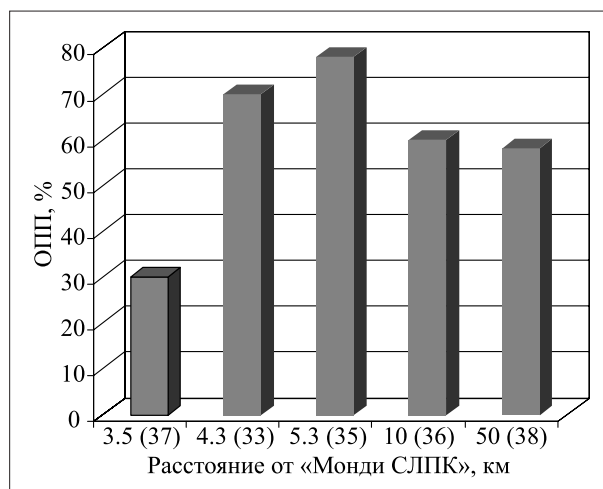


Рис. 2. Общее проективное покрытие растений напочвенного покрова в ельниках в зависимости от удаления от «Монди СЛПК» (по оси ординат – общее проективное покрытие, %; по оси абсцисс – расстояние от «Монди СЛПК», км. (33) – номер ППП.

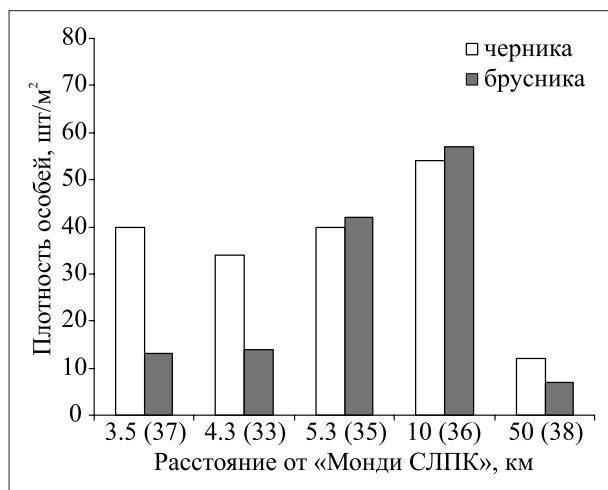


Рис. 3. Плотность размещения особей черники и брусники на территории фоновых и загрязненных ельников (по оси ординат – плотность особей, шт/м²; по оси абсцисс – расстояние от «Монди СЛПК», км. (33) – номер ППП.

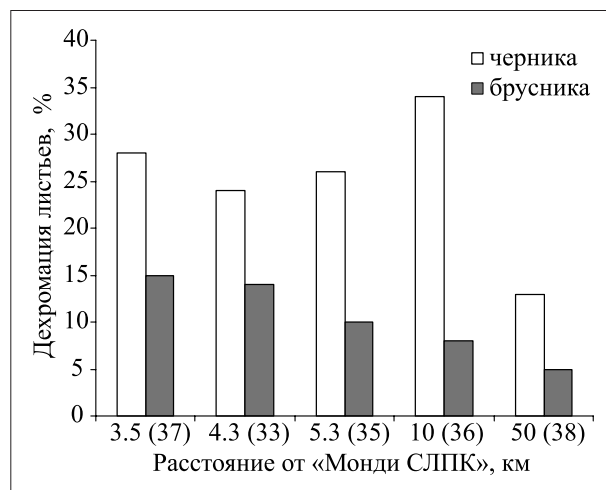


Рис. 4. Дехромация листьев черники и брусники на территории фоновых и загрязненных ельников (по оси ординат – дехромация листьев, %; по оси абсцисс – расстояние от «Монди СЛПК», км. (33) – номер ППП.

воздействия выбросов целлюлозно-бумажного производства (рис. 4). Поврежденность листьев рассматриваемых видов кустарничков увеличивается в два раза по сравнению с фоновым районом и составляет: черники 24-34, брусники 8-15 %. Причем поврежденность черники усиливается, а брусники уменьшается по мере удаления от «Монди СЛПК». У кустарничков наблюдаются пожелтение и побурение листьев, появляются на них точечные ожоги вплоть до разрушения тканей. Это происходит вследствие нарушения в них обменных процессов [16].

В заключение следует отметить, что в результате аэротехногенного воздействия целлюлозно-бумажного производства в ельниках: а) повреждаются растения напочвенного покрова; б) увеличивается поврежденность листьев и плотность размещения особей кустарничков; в) сокращается количество видов растений напочвенного покрова.

Список литературы

1. Государственный доклад «О состоянии окружающей природной среды Республики Коми в 2005 году». Сыктывкар, 2006. http://www.agiks.ru/data/gosdoklad/gd2005/h11_3.htm
2. Торлопова Н.В., Робакидзе Е.А. Влияние поллютантов на хвойные фитоценозы (на примере Сыктывкарского лесопромышленного комплекса). Екатеринбург: УрО РАН, 2003. 147 с.
3. Меннинг У.Д., Федер У.А. Биомониторинг загрязнения атмосферы с помощью растений. Л. 1985. 143 с.
4. Андреева Е.Н. Динамика видового состава мхов // Влияние промышленного атмосферного загрязне-

ния на сосновые леса Кольского полуострова. Л. 1990. С. 133–141.

5. Горшков В.В. Влияние атмосферного загрязнения окислами серы на эпифитный лишайниковый покров северотаежных лесов // Лесные экосистемы и атмосферное загрязнение. Л. 1990. С. 144–158.
6. Черненко Т.В. Состояние лесных фитоценозов в окрестностях комбината «Североникель» // Воздействие металлургических производств на лесные экосистемы Кольского полуострова. СПб. 1995. С. 53–85.
7. Полевая геоботаника. М.-Л., 1964. Т. 3. 530 с.
8. Сукачев В.Н., Зонн С.В. Методические указания к изучению типов леса. М.: Изд-во АН СССР, 1961. 144 с.
9. Шенников А.П. Введение в геоботанику. Л. 1964. 448 с.
10. Методы изучения лесных сообществ. СПб. 2002. 240 с.
11. Черепанов С.К. Сосудистые растения России и сопредельных государств. СПб. 1995. 990 с.
12. Бобкова К.С., Забова И.В. Еловые леса // Биопродукционный процесс в лесных экосистемах Севера. СПб. 2001. С. 20–30.
13. Бобкова К.С. Еловые леса средней подзоны тайги // Коренные еловые леса: биоразнообразие, структура, функции. СПб. 2006. С. 99–159.
14. Илькун Г.М. Загрязнение атмосферы и растения. Киев, 1978. 249 с.
15. Деева Н.М., Мазная Е.А. Структура ценопопуляций кустарничков // Влияние промышленного атмосферного загрязнения на сосновые леса Кольского полуострова. Л., 1990. С. 116–129.
16. Робакидзе Е.А., Бобкова К.С. Накопление углеводов в разновозрастной хвое ели сибирской // Физиология растений. 2003. Т.50. № 4. С. 1–8.

Аэропалинологические исследования пыльцевого дождя Северо-Востока Русской равнины

© 2015. И. А. Жуйкова¹, к.г.н., доцент, С. А. Пупышева¹, к.г.н., доцент,
З. Г. Жуйкова², к.м.н.

¹Вятский государственный гуманитарный университет,
²ООО «РГСМЕД»,
e-mail: kaf_geo@vshu.kirov.ru, zhuikova@yandex.ru

В работе рассмотрены результаты аэропалинологических исследований, выполненных на кафедре географии Института естественных наук ВятГГУ. Исследован качественный и количественный состав пыльцевого спектра воздушной среды городов таёжной зоны Северо-Востока европейской части России – Ухты, Микуня и Сыктывкара и выявлена динамика количественного содержания аллергенной пыльцы различных таксонов в воздухе. Выделены три периода повышения концентрации пыльцы в воздухе изучаемого региона: весенний, связанный с цветением деревьев (иногда называемый «деревянный поллиноз»), летний (луговые травы) и осенний (сорные травы). Основное значение в спорово-пыльцевых спектрах имеет продукция ветроопыляемых растений, пыльца которых выделяется в огромных количествах и легко разносится на большие расстояния. На основании предварительных результатов был выявлен наиболее опасный для людей, страдающих поллинозом, период с максимальным содержанием пыльцы в воздухе.

The paper considers the results of aeropalinologic research performed in the Department of Geography of the Institute of Natural Sciences of the VyatGGU. The qualitative and quantitative composition of the pollen spectrum of urban air in the taiga zone of the North-East of the European part of Russia - Ukhta, Syktyvkar and Mikun. The dynamics of the quantitative content of allergenic pollen of different taxa in the air is revealed. Three periods of increasing pollen concentration in the air of the region under study are investigated: spring period which is associated with the flowering trees (sometimes called “wooden hay fever”), summer period (meadow grass), and autumn period (weeds). The main part in spore-pollen spectra is wind-pollinated plant products, their pollen is released in large quantities and is easily carried over large distances. Based on preliminary results, the most dangerous period for people suffering from hay fever, with maximum pollen content in the air, was stated.

Ключевые слова: поллиноз, аэропалинология, спорово-пыльцевой спектр, аэропалинологический мониторинг.

Keywords: hay fever, aeropalinology, spore-pollen spectrum monitoring aeropalynologic.

Аллергическими заболеваниями, по статистике, страдают примерно 20–25% населения земного шара [1]. Эта цифра увеличивается из года в год, а медики сравнивают аллергию с эпидемией. За последние 30 лет распространённость аллергических заболеваний удваивается каждое десятилетие, а в России различными видами аллергий страдают в среднем уже 15–35% жителей [1]. Рост аллергозов связывают с современным образом жизни человека: массовой вакцинацией от инфекционных заболеваний, применением различных сывороток, увеличением количества используемых лекарств, особенно за счёт синтетических препаратов, внедрением в быт синтетических химических средств. Немалую роль в росте числа аллергических заболеваний играет загрязнение среды обитания человека, а также нервное напряжение, вы-

зываемое несоответствием физиологических возможностей организма с постоянно возрастающим ускорением производственного процесса, и т.д. [2].

Среди загрязняющих веществ биологического происхождения особую активность приобретает пыльца растений, являющаяся как основным фактором, вызывающим аллергические заболевания, так и биоструктурой, аккумулирующей на своей поверхности аллергенные микрочастицы и транспортирующей их на значительные расстояния. Кроме того, под воздействием окружающей среды белковый состав и аллергенные свойства самих пыльцевых зёрен могут претерпевать серьёзные изменения. Это, как правило, приводит к усилению ответной аллергической реакции организма человека. В связи с этим возникла необходимость организации и про-

ведения комплексных медико-биологических и мониторинговых исследований техногенных загрязнителей воздуха и биоаэроаэрозолей.

Поэтому со второй половины прошлого столетия аэробиология – наука, изучающая атмосферные аэрозоли, стала стремительно развиваться в направлении изучения аллергенных свойств пыльцы и спор, находящихся в воздухе.

Поллиноз, вызываемый аэроаллергенами, относится к одному из наиболее распространённых аллергических заболеваний людей любого возраста и пола. Число больных поллинозом в разных странах составляет от 1,6 до 24%. По последним данным в России поллинозом страдает около 10% детей и 20–30% взрослого населения [3, 4].

У взрослых поллиноз встречается чаще, чем у детей, и преобладает в возрасте от 18 до 40 лет, поллинозом преимущественно болеют женщины. В Европейской части России (и близкой к ней по климатическим данным Беларуси), по данным [4] – заболеваемость поллинозом составляет – 5–7%. Количество больных поллинозом во всём мире каждые 10 лет удваивается, а количество детей, больных поллинозом, за этот же период увеличивается в среднем на 60%. У жителей городов поллиноз встречается в 6 раз чаще, чем у сельских жителей. Это объясняется влиянием загрязнения воздуха: под действием таких веществ, как диоксид серы, озон и оксиды азота, а также кислых аэрозолей, происходит повреждение зёрен пыльцы и выход на их поверхность новых аллергенов [5].

Поллиноз вызывает пыльца ветроопыляемых растений. Из многих тысяч распространённых во всем мире растений примерно 60 продуцируют пыльцу, которая вызывает поллиноз. В основном это ветроопыляемые растения, пыльца которых имеет чрезвычайно мелкие размеры (от 10 до 50 микрометров), выделяется в огромных количествах и легко разносится ветром на большие расстояния – десятки и даже сотни километров [5].

Поэтому проявления болезни могут встречаться даже в тех регионах, где аллергенных растений нет. Растения, имеющие яркую окраску и приятный запах, а также опыляемые насекомыми, редко вызывают аллергию. Наиболее высокой аллергенной активностью обладает пыльца амброзии (*Ambrosia* sp.), полыни (*Artemisia* sp.), трав семейства злаковые (Poaceae) и березы (*Betula* sp.), но в разных регионах «свиристствуют» разные аллергены (в Японии – это пыльца кедра, на Украине –

каштана и дуба, в Южной Европе – постенницы).

Согласно исследованиям [6–8], распространённость аллергических реакций на пыльцу растений имеет ярко выраженный региональный характер и обусловлена разнообразием флоры, сроками цветения растений, степенью аллергенности их пыльцы, экологическими условиями региона. Пики содержания пыльцы растений в воздухе совпадают с периодом возрастания обострения и заболеваемости поллинозом среди жителей данного региона. Поэтому очень важно знать о содержании и виде пыльцы и спор грибов в 1 м³ вдыхаемого воздуха в течение всего сезона цветения растений.

С конца 80-х годов прошлого столетия аэробиологи большинства европейских стран объединились для создания международной аэропаллинологической службы и банка данных, в который вошли бы сведения о динамике содержания в воздухе пыльцы наиболее распространённых и аллергенных таксонов. В настоящее время Общеввропейский банк аэропаллинологических данных объединяет более 400 национальных станций аэропаллинологического мониторинга из большинства европейских стран и предоставляет информацию о пылении разных растений на территории Европы [9, 10].

В России до 2004 г. аэропаллинологическая станция МГУ (Москва) была единственной на территории нашей страны, производившей постоянный мониторинг по стандартной международной методике. Но состав атмосферных аэрозолей, в том числе их пыльцевой компоненты, многих регионов России и сопредельных стран остаётся неизученным. Это относится и к районам северо-востока Европейской части России (Республика Коми).

Нами был исследован качественный и количественный состав пыльцевого спектра воздушной среды городов таёжной зоны северо-востока Европейской части России – Ухты, Микуня и Сыктывкара и выявлена динамика количественного содержания аллергенной пыльцы различных таксонов в воздухе. Результаты, полученные для Микуня и Сыктывкара, из-за географической близости последних очень близки, и для получения сравнительного анализа состава пыльцы в воздухе были взяты данные максимально удалённых друг от друга пунктов: Микуня и Ухты.

Целью исследования было изучение состава и закономерности формирования пыльцевого дождя, образованного совокупностью

находящихся в воздухе пыльцевых зёрен и спор, выявление роли пыльцевых зёрен в формировании и развитии поллинозов.

Материалы и методы исследований

Аэропалинологические исследования включали: сбор пыльцы растений и спор грибов, содержащихся в воздухе, их идентификацию, количественное определение при визуальном подсчёте в поле зрения микроскопа и построение кривых изменения содержания пыльцы и спор разных таксонов в воздухе.

Для улавливания биологических частиц использовались гравитационные ловушки – взвешенные в воздухе частицы осаждались под действием силы тяжести на горизонтальную поверхность. Для получения общей региональной динамики пыльцевого дождя ловушки устанавливались на высоте 10–20 м над уровнем земли на крыше зданий вдали от стен и других укрытий. Улавливающая поверхность в пыльцеуловителе представляла собой предметные стёкла, поверхность которых покрыта смесью вазелина и воска (18 г вазелина и 2 г воска). В качестве среды для изготовления препаратов использовали следующую смесь: глицерин (70 мл), желатин (10 г), дистиллированная вода (60 мл), фенол (0,1 г).

Стекла экспонировались на протяжении 24 час. и менялись ежедневно в одно и то же время, и, таким образом, каждое стекло соответствовало одним суткам наблюдений. Процесс определения и подсчёта пыльцы велся с использованием биологического бинокулярного микроскопа Микромед 3 Professional обычно при увеличении микроскопа от 280 до 400 раз поверхности площадью 24×24 мм². Таксономическая принадлежность микрофоссилий, попавших в поле зрения, определялась путём сравнения с имеющимися микрофотографиями и описаниями из атласов пыльцы и спор [7, 11].

Характеристика района исследования

Города Сыктывкар (61°41' с.ш., 50°47' в.д.), Микунь (62°21' с.ш., 50°04' в.д.) и Ухта (63°34' с.ш., 53°41' в.д.), где отбирались пробы (рис. 1), расположены в пределах подзон средней и северной тайги, на широтах от 61 до 64° с.ш., Республика Коми (РК). На исследуемой территории преобладают бореальные восточно-европейские ландшафты (рис. 2).

Основной лесобразующей породой в регионе является ель сибирская, на долю которой в РК приходится 56,1% [13]. Сосновые



Рис. 1. Географическое положение пунктов отбора проб на территории Республики Коми.

насаждения распространены повсеместно и преобладают в окрестностях городов Сыктывкара и Ухты. Лиственница и пихта в виде естественной примеси встречаются в сосновых и еловых лесах на всей территории республики [14]. На долю берёзы приходится 16,4% покрытых лесной растительностью земель региона. Сплошные рубки и пожары явились основными факторами, способствующими возникновению на больших площадях берёзовых насаждений. Из твёрдолистных пород в естественных условиях встречается вяз гладкий в виде единичных деревьев. В южных районах, в смешанных лиственнично-хвойных насаждениях, в примеси встречается липа мелколистная [15].

Результаты и обсуждение

Несмотря на относительное постоянство календаря пыления для данного региона, каждый конкретный сезон пыления имеет свои особенности. В значительной степени может измениться пыльцевая продуктивность отдельных таксонов, могут варьировать сроки и продолжительность пыления. Эти особенности обусловлены, в первую очередь, климатическими и метеорологическими условиями, а также многолетними биологическими ритмами развития растений. Концентрация пыльцы в атмосфере связана с температурой воздуха, атмосферным давлением, скоростью ветра, что во многом определяет интенсивность аллергической реакции. В сухую и тёплую погоду

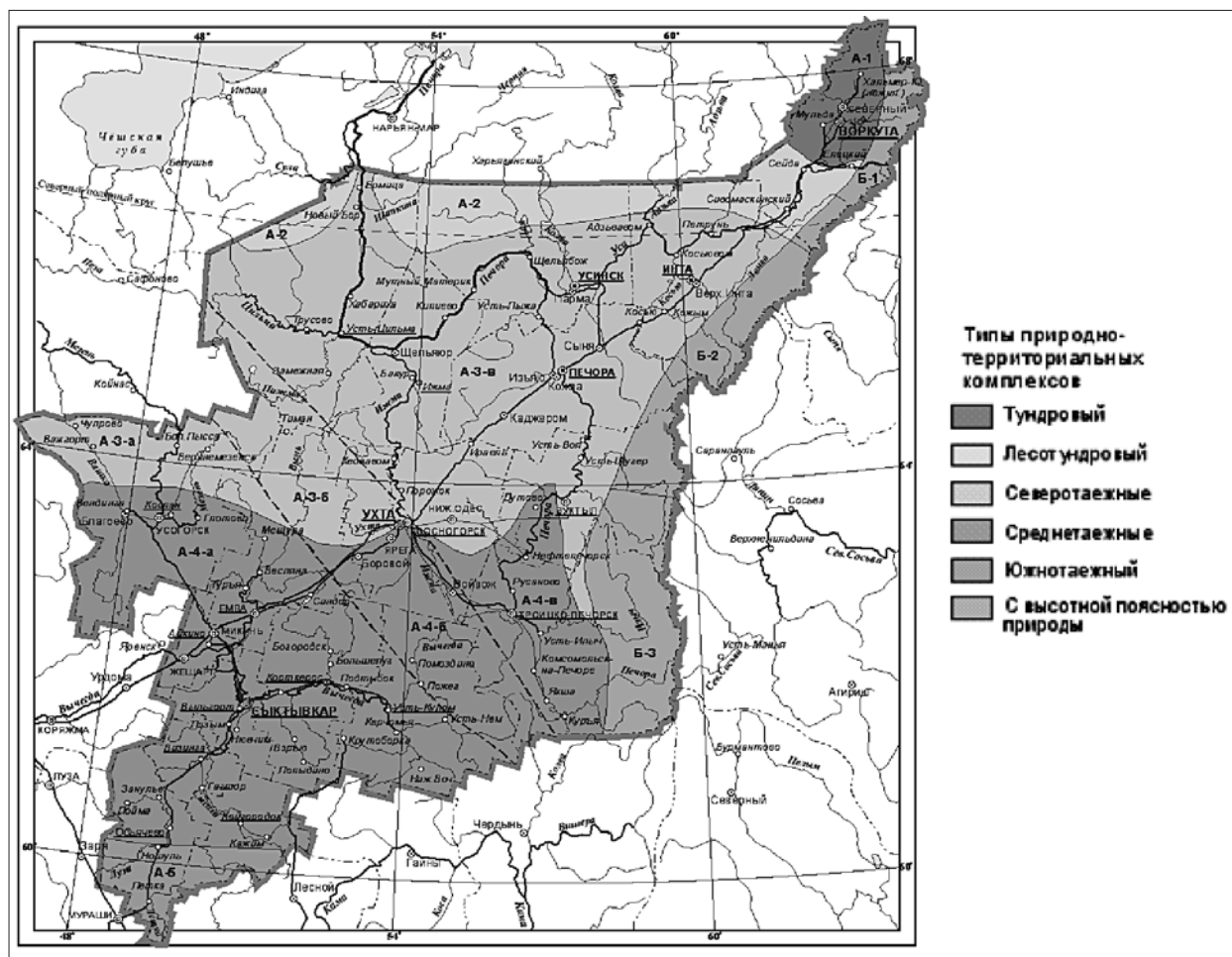


Рис. 2. Республика Коми: физико-географическое районирование [12].

растения пылят интенсивнее и симптомы аллергии усиливаются. В холодные дни пыльцы выбрасывается гораздо меньше, но и период цветения растений удлиняется. Существенно снижается концентрация пыльцы в воздухе во время и сразу после дождя и в безветренную погоду. В утренние часы (с 5 до 11 часов) интенсивность пыления максимальна, к вечеру она снижается, и минимальна ночью.

Обычно отмечается три периода подъёма содержания пыльцы в воздухе: весенний (цветение деревьев), летний (цветение луговых трав) и осенний (цветение сорных трав). Первый период характеризуется наличием пыльцы только древесных растений. Это связано с особенностями флоры города. Именно эти данные объясняют пик обращений пациентов к аллергологам с симптомами поллинозов в период цветения древесных растений в мае – начале июня.

На территории Европейской части России сезон цветения открывает ольха серая (*Alnus incana* L.). Существует интересная методика расчёта поллиноза по сумме эффективных температур. Меры по ограничению контак-

та с пыльцой следует начинать, как только температура впервые поднялась до +5°C, а вероятные сроки цветения рассчитываются по сумме эффективных температур (t^0 эффективная = t^0 средняя суточная – 5°C). Для цветения берёзы (*Betula* sp.) сумма эффективных температур должна достигнуть 70°C [5].

Весна 2012 г. на территории Республики Коми была достаточно ранней. В мае преобладала очень тёплая погода, на фоне которой наблюдались похолодания. Средняя температура воздуха составила +6 – +11°C и оказалась на 3–5°C выше климатической нормы [15]. Переход среднесуточных температур воздуха через +10°C в сторону повышения произошёл 15-16 мая, что на 2-3 недели раньше обычных сроков (рис. 3).

При повышенной температуре древесные растения пылили более интенсивно, но заметное увеличение количества пыльцевых зёрен запаздывало на 1-3 дня после повышения температуры (рис. 3). В спектре сезона 2012 г. присутствуют пыльцевые зёрна следующих родов: *Alnus*, *Betula* (рис. 4А), *Pinus* (рис. 4Б), *Picea* (рис. 4В), *Larix*, *Tilia*.

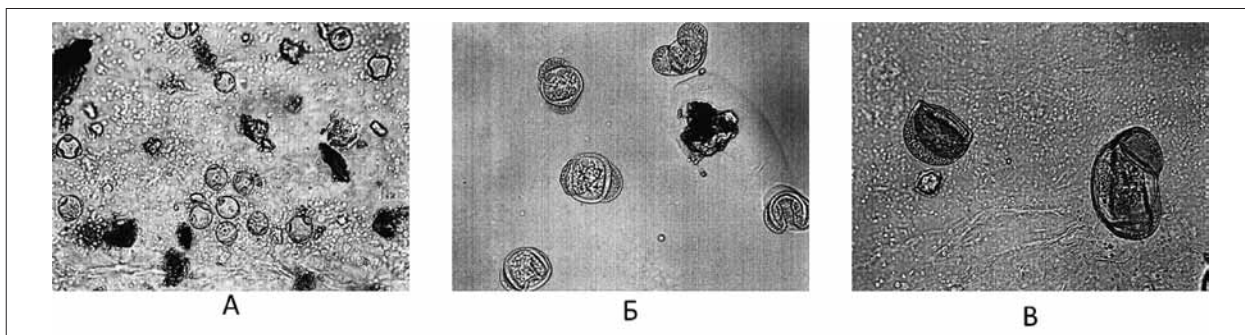


Рис. 4. Пыльца некоторых древесных растений под микроскопом: А – берёзы (проба от 18 мая, г. Микунь), Б – сосны (проба от 31 мая, г. Ухта), В – ели (проба от 25 мая, г. Ухта).

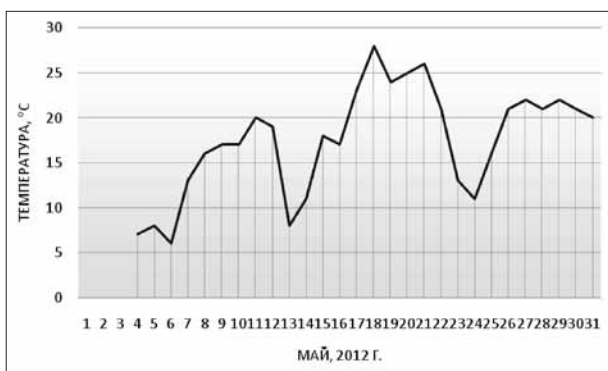


Рис. 3. График колебания дневных максимальных температур для г. Микуня (май 2012 г.).

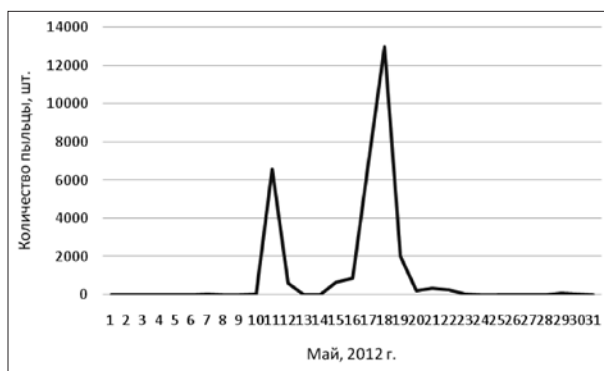


Рис. 5. Кривая изменения содержания пыльцы берёзы в воздухе г. Микуня.

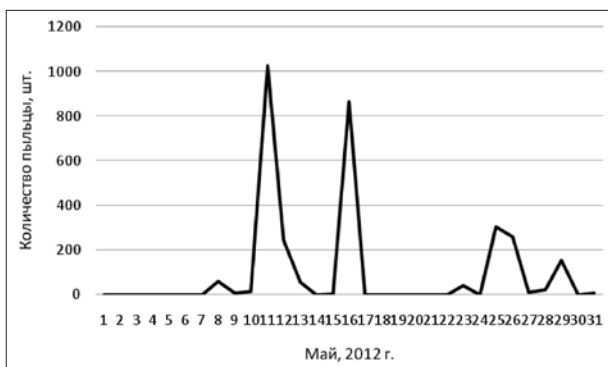


Рис. 6. Кривая изменения содержания пыльцы берёзы в воздухе г. Ухты.

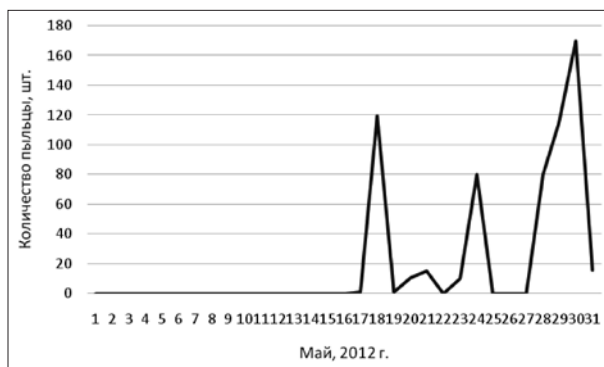


Рис. 7. Кривая изменения содержания пыльцы сосны в воздухе г. Микуня.

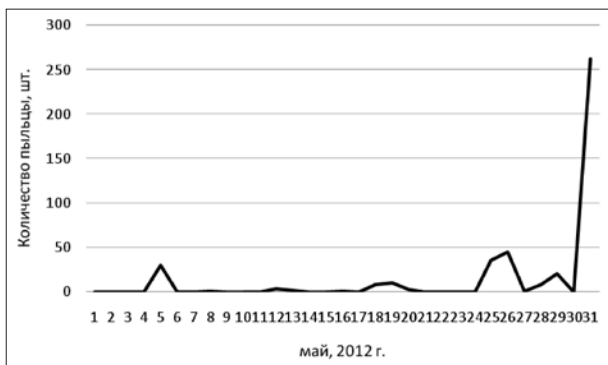


Рис. 8. Кривая изменения содержания пыльцы сосны в воздухе г. Ухты.

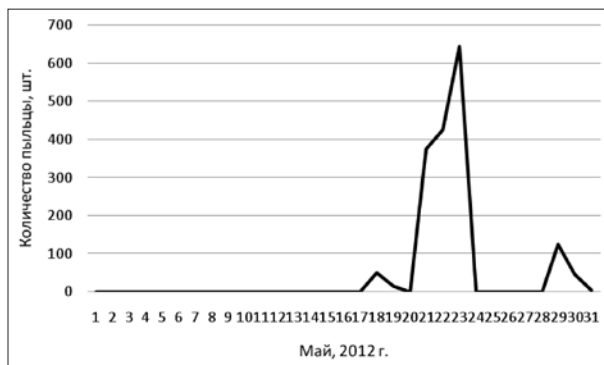


Рис. 9. Кривая изменения содержания пыльцы ели в воздухе г. Микуня.

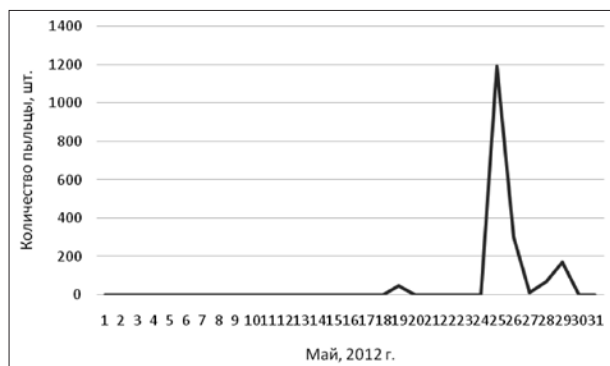


Рис. 10. Кривая изменения содержания пыльцы ели в воздухе г. Ухты.

Количественный анализ спорово-пыльцевых данных показал, что доминантами в спектрах являются роды *Betula* и *Pinus*. Концентрация пыльцевых зёрен в атмосфере в этот период максимальна.

При изучении динамики содержания пыльцевых зёрен растений различных таксонов в воздухе установлены некоторые закономерности. В течение сезона пыления наблюдается два выраженных пика концентрации пыльцы в воздухе. Первый пик связан с цветением *Betula* во вторую декаду мая (рис. 5, 6) и соответствует максимальной концентрации пыльцы в воздухе. Второй – с пылением *Pinus* во 2-3 декаду мая (рис. 7, 8). Далее количество пыльцы в атмосфере города постепенно уменьшается, несмотря на пыление трав.

Большинство раннецветущих деревьев характеризуются относительно непродолжительным пылением со «взрывным» началом и постепенным спадом концентрации пыльцы. Максимум содержания пыльцы всегда приходится на начало пыления, а максимальные концентрации регистрируются очень непродолжительное время, не более 1-3 дней.

Часто кривая пыления имеет несколько пиков (рис. 9, 10), среди которых первый – доминирующий – всегда связан с началом пыления, а последующие провалы и пики обусловлены метеорологическими факторами. Для некоторых видов отмечен вторичный подъём пыльцевых зёрен в атмосферу.

Исключение составляет берёза, обладающая огромной пыльцевой продуктивностью, а её пыльца, легко переносимая по воздуху на десятки и сотни километров, регистрируется в составе пыльцевого спектра в течение всего сезона пыления (рис. 6).

Осадки способны играть определяющую роль в изменении концентрации пыльцы в воздухе, при условии их обильности и невысоких температур. Это происходит вследствие

осаждения пыльцевых аллергенов в дождливую погоду. Ливневые дожди, продолжающиеся в течение нескольких часов, способны резко снижать концентрацию пыльцы (в некоторых случаях до нуля), а также обеспечивать её пониженное содержание в последующие сутки. Незначительные осадки, продолжающиеся короткое время, при высоких температурах вызывают кратковременное понижение концентрации. При низких температурах влияние осадков отсутствует (рис. 11, 12).

Анализ содержания аллергенной пыльцы в пробах воздуха изучаемого региона разных месяцев сезона пыления выявил, что максимальная концентрации пыльцы наблюдается в мае (в среднем 69,5% от общего количества пыльцы). Второй по насыщенности атмосферы аллергенной пылью месяц – июнь (в среднем 17,2%). Самое низкое содержание пыльцы в атмосфере наблюдается в сентябре (в среднем 0,1%).

Таким образом, по предварительным оценкам, наиболее опасным для больных, страдающих поллинозами изучаемого региона, является месяц май, когда в атмосфере регистрируется одновременно максимальное количество пыльцы наиболее сильного ал-

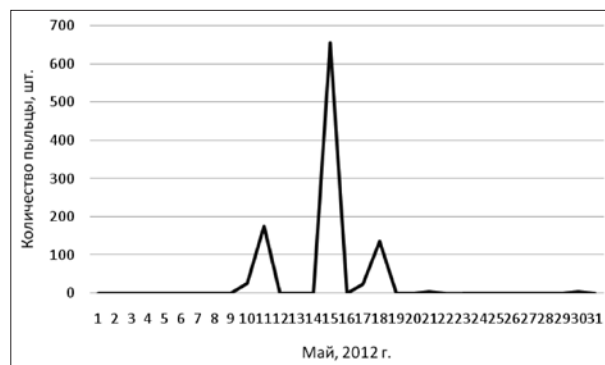


Рис. 11. Кривая изменения содержания пыльцы лиственницы в воздухе г. Микуня.

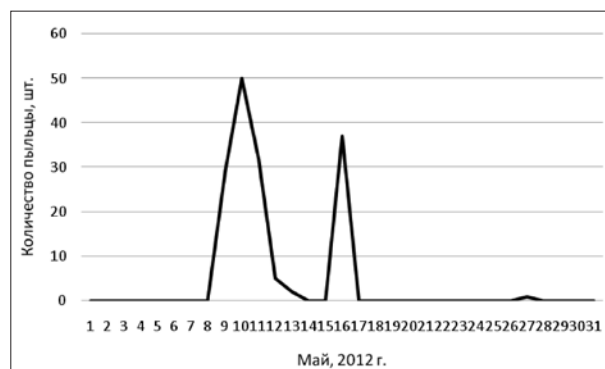


Рис. 12. Кривая изменения содержания пыльцы лиственницы в воздухе г. Ухты.

Таблица
Вероятная дальность заноса пыльцы
разных таксонов ветром [16]

Наименование таксона	Дальность заноса пыльцы
Larix (лиственница)	несколько сотен метров
Pinus (сосна)	500 – 1700 км
Picea (ель)	300 – 400 км
Abies (пихта)	1250 – 1300 км
Betula (берёза)	250 – 300 км
Alnus (ольха)	250 – 300 км
Quercus (дуб)	около 1 км
Tilia (липа)	в пределах ареала
Carpinus (граб)	в пределах ареала
Ulmus (вяз)	в пределах ареала
Травы	в пределах ареала

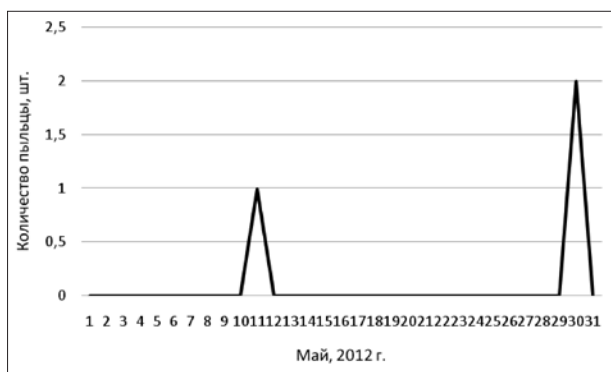


Рис. 13. Кривая изменения содержания пыльцы липы в воздухе г. Микуня.

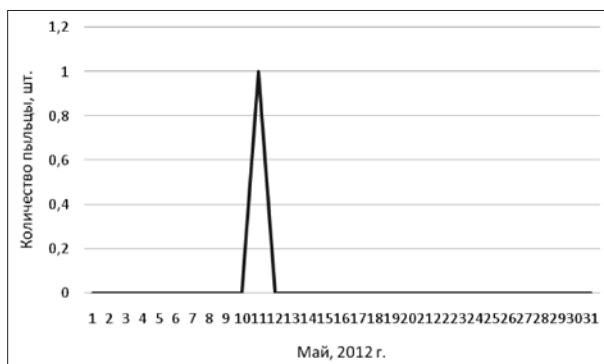


Рис. 14. Кривая изменения содержания пыльцы вяза в воздухе г. Микуня.

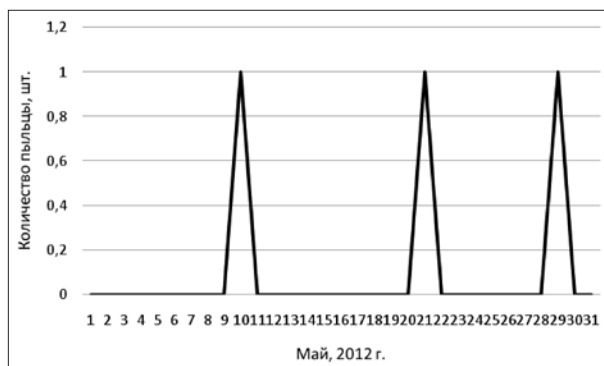


Рис. 15. Кривая изменения содержания пыльцы вяза в воздухе г. Ухты.

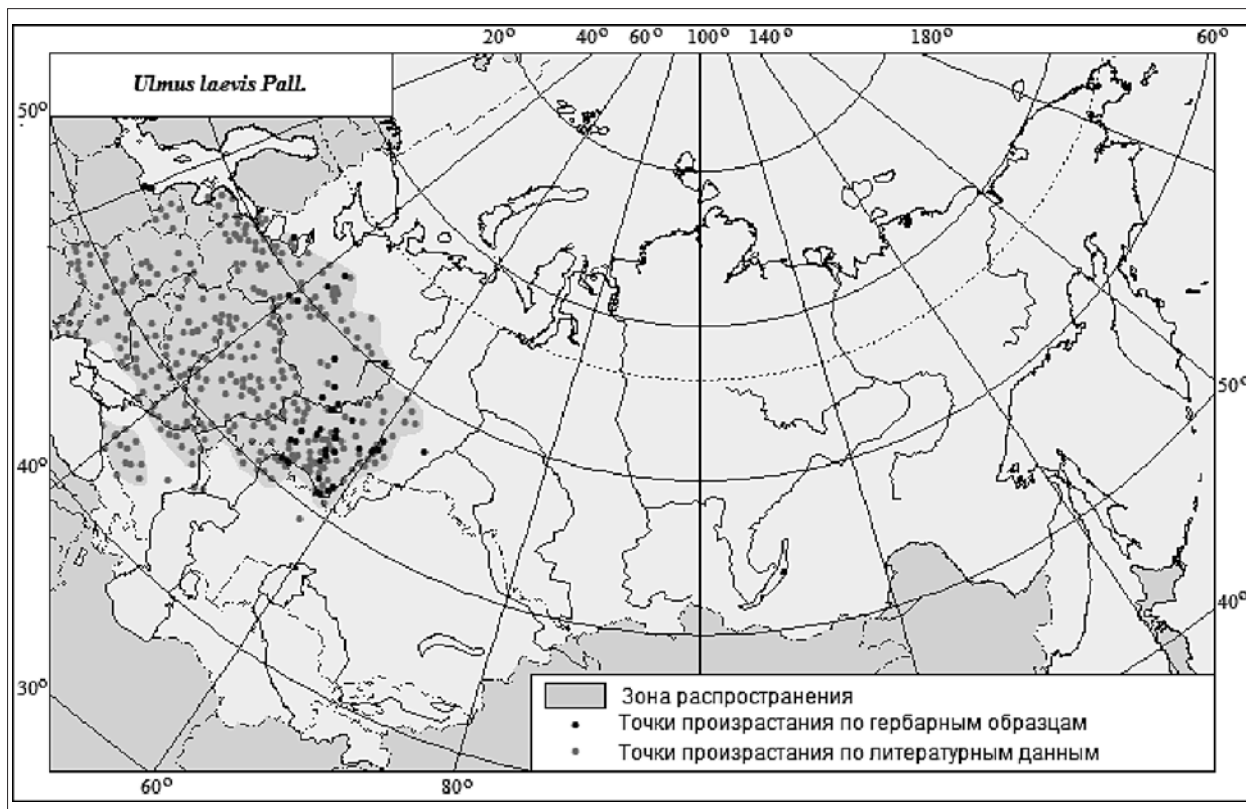


Рис. 16. Ареал распространения вяза [17].

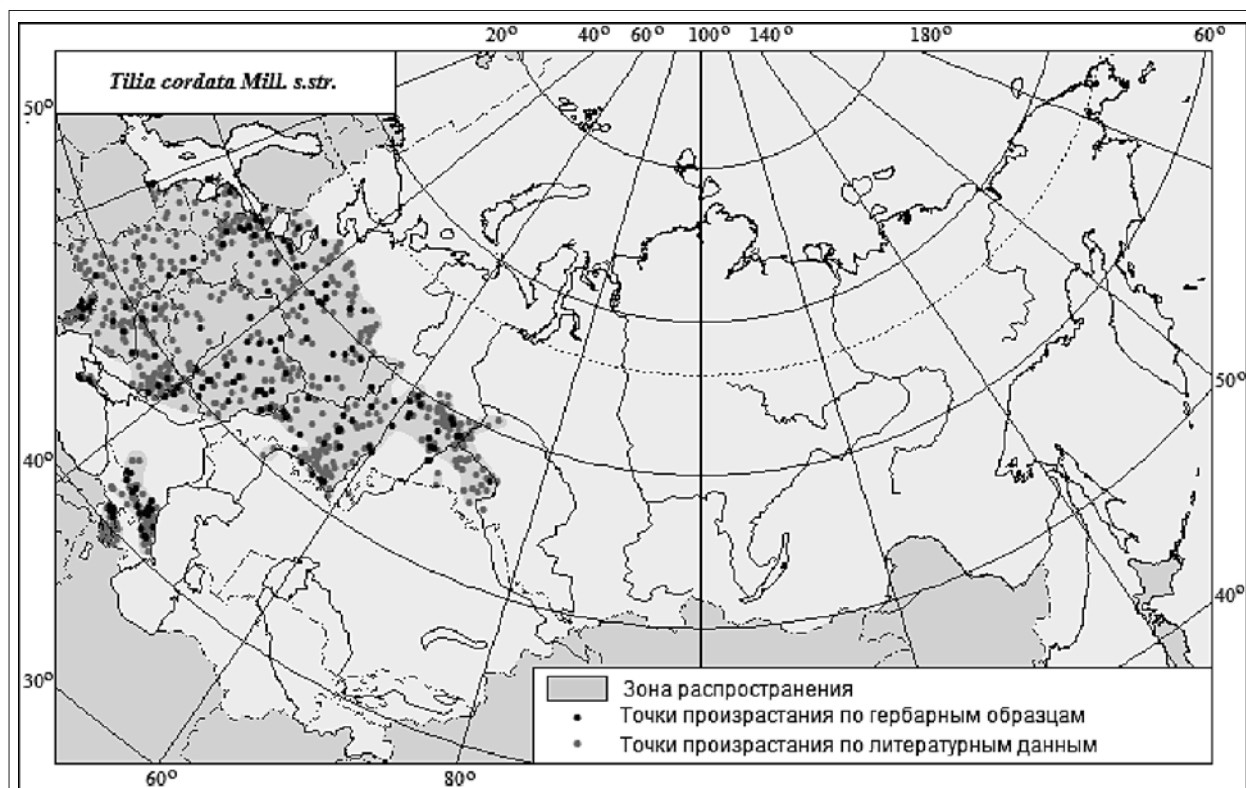


Рис. 17. Ареал распространения липы [17].

лергена – берёзы. В России пылью берёзы вызываются 30% респираторных аллергий.

Анализ и сопоставление времени пыления отдельных таксонов растений и появление пиковых концентраций пыльцы в воздухе показали, что пыльца ветроопыляемых растений в городах появляется раньше средних дат цветения этих видов в регионе, что можно объяснить как заносом из более южных регионов (табл.), так и более ранней и тёплой весной сезона 2012 г. для тех растений, которые не переносятся на дальние расстояния.

Так, регистрация пыльцы таких широколиственных пород, как липы (рис. 13) и вяза (рис. 14, 15), в спектрах исследуемого региона, вероятнее всего, связана с близостью северных границ ареалов этих видов (рис. 16, 17) к региону исследования.

В целом, гравиметрический метод наблюдений даёт возможность определить качественный состав спектра и определить относительное содержание пыльцы доминирующих таксонов, но не позволяет оценить концентрацию пыльцы в атмосфере. Для количественной оценки содержания пыльцы в атмосфере, разработки календаря и прогнозов пыления необходимо продолжить наблюдения с использованием стандартных международных методик (волюметрический метод) и применения современных приборов.

Литература

1. Верткин А.Л., Турлубеков К.К., Дадыкина А.В. Острые аллергические заболевания. М.: Московский государственный медико-стоматологический университет, 2005. 24 с.
2. Пыцкий В. И., Адрианова Н. В., Артомасова А.В. Аллергические заболевания М.: Триада-Х, 1999. 470 с.
3. Польнер С. А. Новое о сенной лихорадке // Энергия. 2006. № 6. С. 68–73.
4. Хаитов Р. М., Богова А. В., Ильина Н. И. Эпидемиология аллергических заболеваний России // Иммунология. 1998. № 3. С. 4–9.
5. Поллиноз, аллергия на пыльцу и календарь цветения // Режим доступа: <http://www.doctor-al.ru/article/445/9471/>.
6. Ненашева Г.И., Репин Н.В., Репин К.Н. Прикладные аспекты аэропаллинологических исследований на примере Алтайского края // Известия АГУ. 2011. № 3-1 (71). Науки о Земле. С. 84–87.
7. Северова Е. Э., Полевова С. В., Мейер-Меликян Н. Р., Бовина И. Ю. Таксономический состав аэропаллинологического спектра г. Москвы // Бюлл. Московского общества испытателей природы. Отдел. биол. 2000. Т. 105. Вып. 1. С. 44–50.
8. Дзюба О.Ф. Растения Санкт-Петербурга, вызывающие пыльцевую аллергию (поллинозы) // Жизнь и безопасность. 1999. № 3-4. С. 614–619.
9. Мейер-Меликян Н. Р., Северова Е. Э., Гапочка Г. П., Полевова С. В., Токарев П. И., Бовина И. Ю. Прин-

ципы и методы аэропалинологических исследований. М., 1999. С. 5–18.

10. Северова Е. Э. Особенности пыления березы по результатам многолетних наблюдений // Бюллет. Московского общества испытателей природы. Отдел. биол. 2004. Т. 109. Вып. 1. С. 53–55.

11. Дзюба О.Ф. Атлас пыльцевых зёрен (неацетоллизированных и ацетоллизированных), наиболее часто встречающихся в воздушном бассейне восточной Европы. М. 2005. 68 с.

12. Территориальный фонд информации по природным ресурсам и охране окружающей среды Республики Коми // Режим доступа: <http://www.agiks.ru/data/GeoMaster/Nature/Fgray/fgray1.htm>.

13. Лесное хозяйство и лесные ресурсы Республики Коми / Под ред. Г.М. Козубова, А.И. Таскаева.

М.: Изд-во Дизайн. Информация. Картография, 2000. 512 с.

14. Атлас Республики Коми. М.: Изд-во Дизайн. Информация. Картография, 2001. 552 с.

15. Государственный доклад о состоянии окружающей среды Республики Коми в 2012 году. Сыктывкар, 2013. //Режим доступа: http://gov.rkomi.ru/content/7564/2013.07.05_%D0%93%D0%94_2012.pdf.

16. Сладков А.Н. Введение в спорово-пыльцевой анализ М.: Наука, 1967. 270 с.

17. Афонин А.Н., Грин С.Л., Дзюбенко Н.И., Фролов А.Н. Агроэкологический атлас России и сопредельных стран: экономически значимые растения, их вредители, болезни и сорные растения [Интернет-версия 2.0]. 2008. // Режим доступа: <http://www.agroatlas.ru>.

Выбор населённых пунктов в качестве модели изучения влияния техногенных и климатогеографических факторов на человека

© 2015. Д. А. Кузнецова¹, аспирант, Е. Н. Сизова², д.б.н., зав. кафедрой,
В. И. Циркин³, д.б.н., профессор,

¹Вятский государственный гуманитарный университет,

²Вятский социально-экономический институт,

³Казанский государственный медицинский университет,

e-mail: kdashik@mail.ru

С целью изучения влияния техногенных факторов на организм человека, проживающего на различных географических широтах, дана экологическая, а также климатогеографическая, демографическая и социально-экономическая характеристика четырёх населённых пунктов по показателям, взятым из официальных источников, находящихся в открытом доступе. Два из них расположены в средних широтах (Киров и Яранск), а два – на Европейском Севере (Ухта и Седью). Судя по таким показателям, как концентрация взвешенных веществ, оксида углерода, оксида азота, диоксида серы, формальдегида и бенз(а)пирена в атмосферном воздухе, Яранск и Седью предложено рассматривать как населённые пункты с низким уровнем техногенного загрязнения, а Киров и Ухту – с высоким уровнем. В то же время не выявлено существенных различий между Кировом и Яранском или Ухтой и Седью по остальным показателям, а также между Кировом и Ухтой и между Яранском и Седью по демографическим и социально-экономическим показателям. Всё это позволяет использовать предложенные населённые пункты как модель для изучения влияния техногенных факторов на организм проживающих либо в условиях средних широт, либо в условиях Европейского Севера.

To study the influence of anthropogenic factors on the human body in different geographical latitudes, the environmental and climatic, demographic and socio-economic characteristics of the four settlements is given (respectively 6, 16, 7 and 24 indicators taken from official sources in the public domain). Two of them are located in the middle latitudes (Kirov and Yaransk), and two - in the European North (Ukhta and Sedyu). Based on indicators such as the concentration of suspended matter, carbon monoxide, nitrogen oxide, sulfur dioxide, formaldehyde and benzpyrene in the air, Yaransk and Sedyu suggested regarded as localities with low anthropogenic pollution and Kirov and Ukhta - high. At the same time revealed no significant differences between the Kirov and Yaransk or Ukhta and Sedyu by other indicators, as well as between the Kirov and Ukhta and between Yaransk and Sedyu and demographic and socio-economic indicators. All this allows the use of the proposed settlements as a model for studying the influence of anthropogenic factors on the living conditions or in the middle latitudes, or in the context of the European North.

Ключевые слова: взвешенные вещества, оксид углерода, оксид азота, диоксид серы, формальдегид, бенз(а)пирен, Европейский Север, средние широты, экологическая модель.

Keywords: particulate matter, carbon monoxide, nitrogen oxide, sulfur dioxide, formaldehyde, benzpyrene, the European North, the middle latitudes, ecological model.

Введение

Выбор населённых пунктов в качестве модели для изучения влияния техногенного загрязнения на организм человека, проживающего в различных климатогеографических условиях, например, в условиях Европейского Севера, либо в средних широтах, является чрезвычайно важным. При этом желательно, чтобы демографические, социально-экономические, медицинские и другие факторы были, по возможности, идентичны и учтены исследователем. Ранее влияние техногенных загрязнений на организм человека, проживающего в условиях Европейского Севера,

было изучено, в частности, в г. Сыктывкаре [1–3], либо в средних широтах, в частности, в г. Кирове [4, 5]. Указанные авторы сравнивали показатели двух групп людей, одна из которых проживала в экологически благоприятном районе города, а другая – в экологически неблагоприятном районе этого же города, что, с точки зрения методики экологического исследования [6], недостаточно корректно, так как при этом не исключалась возможность ежедневной миграции человека из одного района в другой. Кроме того, в данных исследованиях [1–5] отсутствовали сведения об особенностях демографических, социально-экономических, медицинских и других факторов в сравниваем-

мых районах и, как правило, – об уровне техногенного загрязнения. Очевидно, что с целью изучения влияния техногенного загрязнения на организм человека, проживающего в различных климатогеографических условиях, более корректным были бы исследования, в которых по единой методике оценивалось влияние исследуемых факторов на проживающих в двух различных регионах, причём часть исследуемых – в населённом пункте с низким уровнем техногенного загрязнения, а часть – с высоким. В частности, мы предположили, что для изучения влияния техногенных загрязнений на организм человека, проживающего либо в средних широтах, либо на Европейском Севере, можно использовать подобную модель, состоящую из четырёх населённых пунктов, из которых два (Киров и Яранск) расположены в средних широтах России, а два – на Европейском Севере России (Ухта и Седью). При этом мы предположили, что Киров и Ухта, как города с развитой промышленностью, можно рассматривать в качестве населённых пунктов с высоким уровнем техногенного загрязнения, а Яранск и Седью (вследствие отсутствия промышленных предприятий) – как населённые пункты с низким уровнем техногенного загрязнения. Естественно, можно предложить и другие варианты населённых пунктов для нашей экологической модели, но их типичность и возможность получения материалов для исследования определили выбор именно этих четырёх населённых пунктов. В связи со сказанным, целью работы явилось обоснование возможности использования четырёх населённых пунктов (Кирова, Яранска, Ухты и Седью) в качестве экологической модели изучения влияния техногенного загрязнения на организм проживающих либо в условиях Европейского Севера, либо в средних широтах. Актуальность такого рода исследований диктуется перспективами освоения Севера.

Методика исследования

Техногенные показатели, а именно количество взвешенных веществ, диоксид серы, оксид углерода, оксид азота, формальдегид и бенз(а)пирен (рис.) рассчитывали как среднее арифметическое за 5 лет (2006–2010 гг.), взятое из региональных официальных докладов [7, 8]. Эти показатели выражали в мг/м³ и нормировали по ПДК [9], т.е. в процентах от него. Климатогеографические показатели, включая широтность, тип климата, тип природной зоны, среднегодовую температуру, среднеме-

сячную температуру зимних и летних месяцев, среднее многолетнее количество осадков, среднее число дней со снежным покровом, глубину промерзания почвы, многолетнюю мерзлоту, среднюю скорость ветра, преобладающее направление ветра в январе и июле, продолжительность светового дня в январе и июле, оценивали за 14 лет (с 1996 по 2010), используя сведения региональных докладов [7, 8] и выражали их в виде средней арифметической и её ошибки ($M \pm m$). Демографические и социально-экономические показатели, а также показатели, характеризующие уровень медицинского обслуживания, оценивали по 2011 г., используя официальные источники [10]. Эти показатели сравнивали со средними данными по России, представленными Росстатом РФ [11]. Результаты исследования подвергнуты статистическому анализу, различия оценивали по t-критерию Стьюдента и χ^2 считали их статистически значимыми при $p < 0,05$ [12].

Результаты исследования и их обсуждение

Нами установлено, что г. Киров отличается от г. Яранска по уровню техногенного загрязнения (рис., панели А-Е, первые столбцы) – в г. Кирове количество взвешенных веществ, диоксида серы, оксида углерода и азота находится в пределах ПДК, а количество формальдегида и бенз(а)пирена выше ПДК (в 2,0 и в 1,9 раза соответственно). В Яранске все перечисленные показатели были ниже ПДК. В Кирове, в сравнении с Яранском, статистически значимо ($p < 0,05$, по критерию Стьюдента) был выше уровень взвешенных загрязняющих веществ (в 6,3 раза; $0,1 \pm 0,001$ против $0,016 \pm 0,001$ мг/м³), диоксида серы (в 2,0 раза; $0,002 \pm 0,001$ против $0,001 \pm 0,001$ мг/м³), оксида углерода (в 3,3 раза; $1,26 \pm 0,08$ и $0,38 \pm 0,001$ мг/м³), оксида азота (в 55 раз; $0,022 \pm 0,001$ и $0,0004 \pm 0,001$ мг/м³), формальдегида (в 60 раз; $0,006 \pm 0,001$ и $0,0001 \pm 0,001$ мг/м³) и бенз(а)пирена (в 19 раз; $0,19 \times 10^{-3} \pm 0,20$ и $0,01 \times 10^{-3} \pm 0,01$ мг/м³).

В то же время Киров статистически значимо не отличается от Яранска по климатогеографическим показателям, в том числе по таким, как среднегодовая температура (плюс $2,2 \pm 0,02$ в Кирове, и плюс $2,2 \pm 0,03^\circ\text{C}$ в Яранске; $p > 0,05$), среднемесячная температура летних месяцев (соответственно плюс $17,32 \pm 0,41$ и плюс $19,10 \pm 0,40^\circ\text{C}$; $p > 0,05$), среднемесячная температура зимних месяцев (минус $12,28 \pm 0,71$ и минус $10,79 \pm 0,40^\circ\text{C}$; $p > 0,05$)

и другие. В обоих городах большинство социально-экономических показателей были близки к средним (по 2011 г.) показателям по России (табл.), хотя в Кирове была выше относительная (в % от заработной платы) стоимость минимального набора продуктов (21,2% против 18,9%, $p < 0,05$), относительная стоимость единицы скорой помощи (8,5% против 5,1%, $p < 0,05$) и амбулаторной помощи (1,3% против 0,9%, $p < 0,05$), ниже укомплектованность врачами-педиатрами в пригороде (80% против 100% от числа штатных должно-

стей, $p < 0,05$) и выше обеспеченность детского населения больничными койками (240,4‰ против 109‰, $p < 0,05$).

Исходя из представленных нами данных, полагаем, что Киров следует рассматривать как город с высоким уровнем техногенного загрязнения, расположенный в средней широте, а Яранск – как город с низким уровнем техногенного загрязнения, расположенный в этой же широте. Поэтому сравнение жителей городов Кирова и Яранска, несмотря на наличие отдельных различий между этими

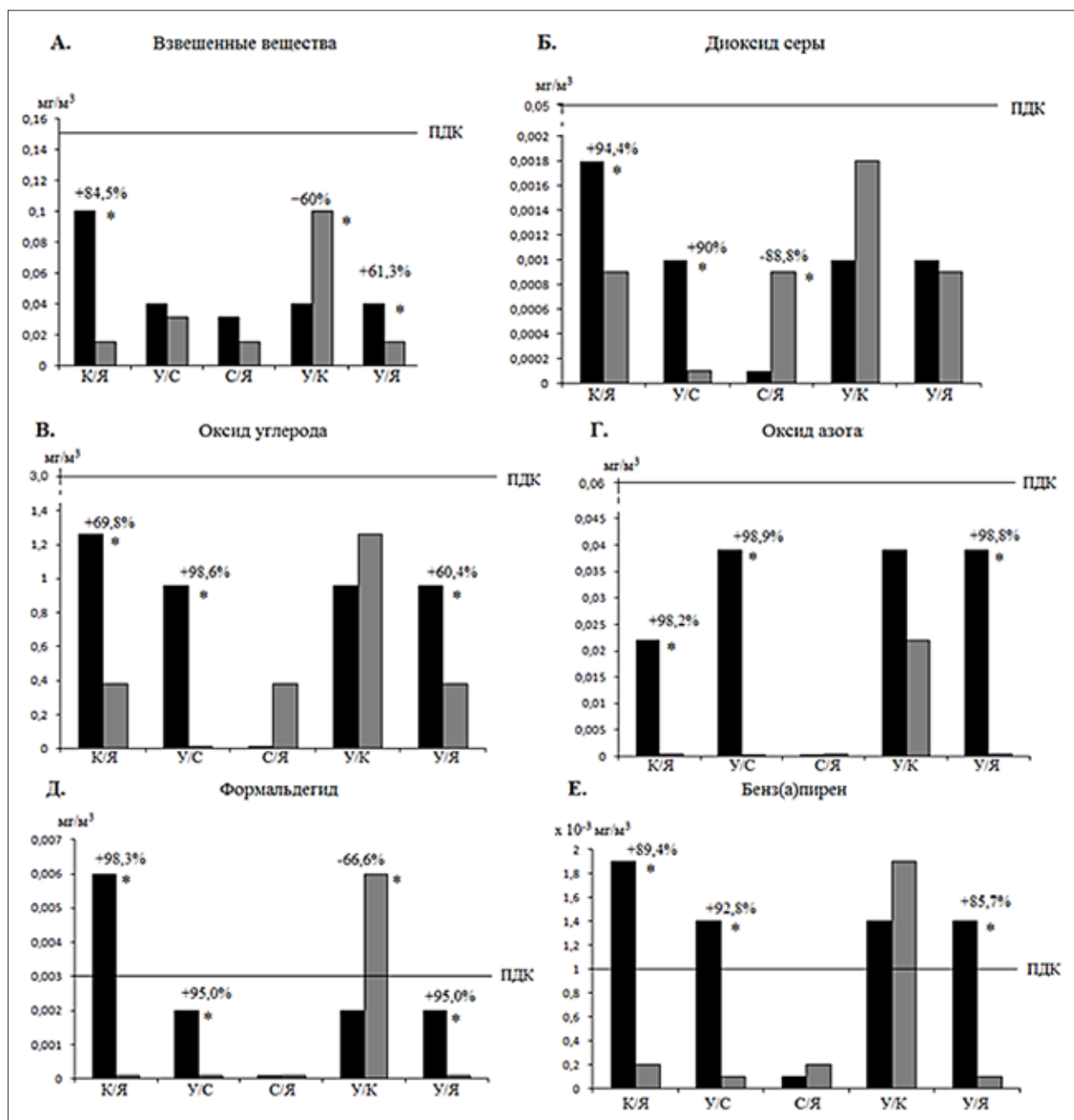


Рис. Сравнительный анализ содержания вредных веществ в атмосферном воздухе: взвешенных веществ, диоксида серы, оксида углерода, оксида азота, формальдегида и бенз(а)пирена (панели А, Б, В, Г, Д, Е) в Кирове (К), Яранске (Я), Ухте (У) и Седью (С), где ПДК – предельно допустимые концентрации, * – различия статистически значимы ($p < 0,05$) по критерию Стьюдента.

Таблица

Национальный состав, основные демографические и социально-экономические показатели жизни населения и уровень медицинского обслуживания в 2011 г.

№ п/п	Показатели		г. Ухта	п. Седью	г. Киров	г. Яранск	Средние данные по РФ
1.	Число русских	%	75,4	75,4	90,8	90,8	77,7
Различия Седью – Яранск; Ухта – Киров, Ухта – Яранск							
2.	Число коми	%	9,3	9,3	0,1	0,1	0,2
Различия Седью – Яранск; Ухта – Киров, Ухта – Яранск							
3.	Число лиц других национальностей	%	15,3	15,3	9,1	9,1	22,1
Различия не выявлены							
4.	Число родившихся	‰	9,5	9,5	11,9	9,9	12,6
Различия не выявлены							
5.	Число умерших	‰	18,2	18,2	15,8	16,2	13,5
		до 1 г., ‰	3,6	3,6	5,0	1,4	7,3
Различия не выявлены							
6.	Среднемесячная номинальная начисленная заработная плата одного работника, руб.		35 550	35 550	14 451	12 513	22 277
Различия не оценивались							
7.	Количество зарегистрированных безработных	‰	26,50	26,50	256,06	37,95	106,1
Различия не выявлены							
8.	Стоимость коммунальных услуг за 1 м ²	% от з/п	0,3	0,2	0,5	0,6	0,4
Различия Киров – Яранск, Ухта – Киров							
9.	Стоимость 1 м ² жилья	‰ от з/п	8,7	8,4	18,9	21,2	19,6
Различия не выявлены							
10.	Стоимость минимального набора продуктов питания	% от з/п	7,9	7,9	17,7	20,8	12,4
Различия Киров – Яранск, Седью – Яранск, Ухта – Киров, Ухта – Яранск							
11.	Цена 1 буханки белого хлеба, 400 г	% от з/п	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2
Различия Седью – Яранск, Ухта – Киров, Ухта – Яранск							
12.	Цена 1 кг говядины	% от з/п	0,9	0,9	2,2	2,1	1,1
Различия Седью – Яранск, Ухта – Киров, Ухта – Яранск							
13.	Цена 1 л молока	% от з/п	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2
Различия Седью – Яранск, Ухта – Киров, Ухта – Яранск							
Параметры уровня медицинского обслуживания населения							
14.	Объем стационарной помощи (круглосуточный и дневной) больничных учреждений (дети 0-17 лет)	‰	11,3	11,3	13,2	18,6	11,3
Различия не выявлены							
15.	Уровень госпитализации, общий для детского населения	‰	113,7	113,7	240,4	207,8	126,0
Различия Седью – Яранск, Ухта – Киров, Ухта – Яранск							
16.	Обеспеченность больничными койками	‰	104,0	104,0	160,0	109,0	228,0
Различия Киров – Яранск, Ухта – Киров							
17.	Обеспеченность врачами	‰	28,6	28,6	35,6	30,5	20,68
Различия не выявлены							
18.	Укомплектованность занятыми должностями в городе	%	96,0	96,0	92,9	100,0	99,9

№ п/п	Показатели	г. Ухта	п. Седью	г. Киров	г. Яранск	Средние данные по РФ	
Различия Седью – Яранск, Ухта – Киров, Ухта – Яранск							
19.	Укомплектованность занятыми должностями в пригороде	%	100,0	100,0	80,0	100,0	99,9
Различия Киров – Яранск, Ухта – Киров							
Стоимость единицы медицинской помощи в рамках территориальной программы государственной гарантии (ТПГГ):							
20.	- скорая	% от з/п	3,5	3,5	8,5	5,1	4,5
Различия Киров – Яранск, Седью – Яранск, Ухта – Киров, Ухта – Яранск							
21.	- амбулаторная	% от з/п	0,5	0,5	1,3	0,9	1,0
Различия Киров – Яранск, Седью – Яранск, Ухта – Киров, Ухта – Яранск							
22.	- стационарная	% от з/п	5,2	5,2	3,4	8,2	6,2
Различия Седью – Яранск, Ухта – Киров, Ухта – Яранск							

Примечание: з/п – номинальная ежемесячная заработная плата. Различия – статистические значимые различия между соответствующей парой населенных пунктов ($p < 0,05$) – по критерию χ^2 .

двумя городами по социально-экономическим показателям, может быть использовано для оценки влияния техногенного загрязнения на состояние организма человека, проживающего с момента рождения в средних широтах.

Нами установлено, что г. Ухта отличается от п. Седью по уровню техногенного загрязнения (рис.) – в г. Ухте количество диоксида серы, оксида углерода, оксида азота и формальдегида находится в пределах ПДК, а количество бенз(а)пирена выше ПДК в 1,4 раза. В п. Седью все перечисленные показатели были ниже ПДК. В г. Ухте в сравнение с п. Седью был выше уровень взвешенных загрязняющих веществ (в 1,3 раза; $0,04 \pm 0,001$ и $0,031 \pm 0,001$ мг/м³), диоксида серы (в 10 раз; $0,001 \pm 0,001$ и $0,0001 \pm 0,001$ мг/м³), оксида углерода (в 71 раз; $0,96 \pm 0,08$ и $0,017 \pm 0,001$ мг/м³), оксида азота (в 39 раз; $0,039 \pm 0,01$ и $0,001 \pm 0,001$ мг/м³), формальдегида (в 20 раз; $0,002 \pm 0,001$ и $0,0001 \pm 0,001$ мг/м³) и бенз(а)пирена (в 14 раз; $0,14 \cdot 10^{-3} \pm 0,05$ и $0,01 \cdot 10^{-3} \pm 0,01$ мг/м³). В то же время Ухта статистически значимо не отличается от п. Седью по климатогеографическим показателям, в том числе таким как, среднегодовая температура (минус $1,10 \pm 0,02$ в Ухте и минус $1,10 \pm 0,01$ °С в Седью; $p > 0,05$), среднемесячная температура зимних месяцев (минус $15,03 \pm 0,60$ и минус $15,70 \pm 0,32$ °С; $p > 0,05$), среднемесячная температура летних месяцев (плюс $13,70 \pm 0,54$ и плюс $13,50 \pm 0,71$ °С; $p > 0,05$). Кроме того, Ухта не отличалась от Седью по всем изученным нами социально-экономическим показателям (табл.), большинство из которых было близко к средним показателям по России за 2011 г. [11].

Исходя из представленных нами данных, полагаем, что Ухту следует рассматривать как город с высоким уровнем техногенного загрязнения, расположенный на Европейском Севере, а Седью – как посёлок с низким уровнем техногенного загрязнения, расположенный в этой же широте, в связи с чем сравнение жителей населённых пунктов Ухты и Седью может быть использовано для оценки влияния техногенного загрязнения на состояние организма человека, проживающего с момента рождения на Европейском Севере.

Нами установлено, что п. Седью отличается от г. Яранска (рис., панели А-Е, третьи столбцы) лишь по содержанию в воздухе диоксида серы – в Седью оно было ниже в 9 раз; ($0,0001 \pm 0,001$ против $0,001 \pm 0,001$; $p < 0,05$), различия остальных 5 показателей были статистически незначимы (содержание взвешенных веществ, оксида углерода, оксида азота, формальдегида и бенз(а)пирена), при этом все 6 показателей, включая содержание формальдегида и бенз(а)пирена, не превышали ПДК. В то же время п. Седью отличается ($p < 0,05$) от г. Яранска по климатогеографическим показателям – в Седью статистически значимо ($p < 0,05$) выше – широтность ($63^{\circ}33'$ против $57^{\circ}18'$), среднее многолетнее количество осадков ($700,25 \pm 30,45$ против $600,10 \pm 18,35$ мм), среднее число дней со снежным покровом ($190,53 \pm 3,48$ против $162,30 \pm 4,15$ дней), глубина промерзания почвы ($2,0 \pm 0,01$ против $0,9 \pm 0,01$ м), средняя скорость ветра ($4,1 \pm 0,02$ против $3,8 \pm 0,01$ м/с), продолжительность светового дня в июле ($1167,43 \pm 0,53$ против $1140,50 \pm 0,28$ мин.), но ниже среднегодовая

температура (минус $1,10 \pm 0,01$ против плюс $2,20 \pm 0,60^\circ\text{C}$), среднемесячная температура зимних месяцев (минус $15,70 \pm 0,32$ против минус $10,79 \pm 0,40^\circ\text{C}$), среднемесячная температура летних месяцев (плюс $13,50 \pm 0,71$ против плюс $19,10 \pm 0,60^\circ\text{C}$), продолжительность светового дня в январе ($336,50 \pm 0,35$ против $440,57 \pm 0,30$ мин.). Отметим, что п. Седью отличается от г. Яранска по национальному составу – в нём ниже число русских (75,4 против 90,8%), но выше число коми (9,3 против 0,1%). Большинство социально-экономических показателей в Седью и в Яранске близки к средним показателям по России (2011 г.). Однако в п. Седью была статистически значимо ($p < 0,05$) выше относительная (от заработной платы) стоимость минимального набора продуктов (20,8 против 7,9%), относительная стоимость буханки белого хлеба (0,2 против 0,1%), 1 л молока (0,2 против 0,1%) и 1 кг говядины (2,1 против 0,9%). В Седью был статистически значимо ($p < 0,05$) ниже уровень госпитализации детского населения (113,7‰ против 207,8‰) и укомплектованности врачами-педиатрами (96,0 против 100,0% от числа штатных должностей).

Исходя из представленных нами данных, полагаем, что Седью следует рассматривать как посёлок с низким уровнем техногенного загрязнения, расположенный на Европейском Севере, а Яранск как город с низким уровнем техногенного загрязнения, расположенный на средней широте. Поэтому сравнение жителей Седью с жителями Яранска, несмотря на наличие отдельных различий между этими населёнными пунктами по социально-экономическим показателям, может быть использовано для оценки влияния климатогеографических факторов на состояние организма людей проживающих с момента рождения на разных широтах, но в отсутствии техногенного загрязнения.

Нами установлено, что в Ухте в сравнении с Кировом (рис., панели А-Е, четвёртые столбцы) статистически значимо ($p < 0,05$) ниже содержание взвешенных веществ в воздухе (в 2,5 раза; $0,04 \pm 0,001$ против $0,1 \pm 0,001 \text{ мг/м}^3$) и ниже содержание формальдегида (в 3,0 раза; $0,002 \pm 0,001$ против $0,006 \pm 0,001 \text{ мг/м}^3$), которое в Ухте составляло 66,7% от ПДК, а в Кирове -200% от ПДК. Различия Ухты с Кировом по остальным 4 показателям были статистически незначимы ($p > 0,05$), причём содержание бенз(а)пирена в Ухте, как и в Кирове, превышало ПДК (соответственно в 1,4 раза и 1,9 раза).

Показано, что г. Ухта статистически значимо ($p < 0,05$) отличается от г. Кирова по климатогеографическим показателям – в Ухте в сравнении с Кировом выше широтность ($63^\circ 34'$ против $58^\circ 36'$), среднее многолетнее количество осадков ($700,30 \pm 25,44$ против $500,00 \pm 5,14$ мм), среднее число дней со снежным покровом ($189,79 \pm 6,00$ против $175,10 \pm 5,14$), глубина промерзания почвы ($2,0 \pm 0,01$ против $1,65 \pm 0,01$ м), средняя скорость ветра ($4,1 \pm 0,01$ против $3,7 \pm 0,01$ м/с), но ниже среднегодовая температура (минус $1,10 \pm 0,02$ против плюс $2,20 \pm 0,02^\circ\text{C}$), среднемесячная температура зимних месяцев (минус $15,03 \pm 0,60$ против минус $12,28 \pm 0,71^\circ\text{C}$), среднемесячная температура летних месяцев (плюс $13,7 \pm 0,54$ против плюс $18,32 \pm 0,41^\circ\text{C}$), продолжительность светового дня в январе ($336,50 \pm 0,32$ против $432,50 \pm 0,28$ мин.). Ухта статистически значимо ($p < 0,05$) отличается от Кирова по национальному составу – в Ухте ниже число русских (75,4 против 90,8%), но выше число коми (9,3 против 0,1%). Большинство социально-экономических показателей в Ухте и Кирове были близки к средним показателям по России. Однако в Ухте статистически значимо ($p < 0,05$) выше относительная (от заработной платы) стоимость минимального набора продуктов (7,9 против 17,7%), относительная стоимость буханки белого хлеба (0,1 против 0,2%), 1 л молока (0,1 против 0,2%) и 1 кг говядины (0,9 против 2,2%). В Ухте в сравнении с Кировом была статистически значимо ($p < 0,05$) ниже стоимость коммунальных услуг за 1 м^2 (0,3 против 0,5%), стоимость единицы скорой помощи (3,5 против 8,5%), амбулаторной помощи (0,5 против 1,3%) и стационарной помощи (5,2 против 3,4%) но ниже уровень госпитализации детского населения (113,7 против 240,4‰), обеспеченность больничными койками детского населения (104 против 160‰) и укомплектованность врачами-педиатрами в городе (96,0 против 92,9% от числа штатных должностей) и в пригороде (100 против 80%).

Исходя из представленных нами данных, Ухту следует рассматривать как город с высоким уровнем техногенного загрязнения, расположенный на Европейском Севере, а Киров – как город с высоким уровнем техногенного загрязнения, расположенный в средних широтах. Поэтому сравнение жителей Ухты и города Кирова, несмотря на то, что в Ухте содержание взвешенных веществ и формальдегида в воздухе ниже, чем в Кирове, а также имеются отдельные различия по

социально-экономическим показателям, является корректным и позволяет оценить влияние высокого уровня техногенного загрязнения на состояние организма в зависимости от широты места его проживания.

Нами установлено, что в Ухте статистически значимо ($p < 0,05$) выше, чем в Яранске, содержание всех 6 загрязняющих веществ (рис., панели А-Е, пятые столбцы), в том числе взвешенных веществ (в 2,6 раза; $0,040 \pm 0,001$ и $0,016 \pm 0,001$ мг/м³), оксида углерода (в 2,5 раза; $0,96 \pm 0,08$ и $0,38 \pm 0,001$ мг/м³), оксида азота (в 10 раз; $0,039 \pm 0,01$ и $0,004 \pm 0,001$ мг/м³), формальдегида (в 20 раз; $0,002 \pm 0,001$ и $0,0001 \pm 0,001$ мг/м³) и бенз(а)пирена (в 7 раз; $0,14 \cdot 10^{-3} \pm 0,05$ и $0,02 \cdot 10^{-3} \pm 0,01$ мг/м³). При этом в Ухте, как и в Яранске, содержание взвешенных веществ, диоксида серы, оксида углерода и оксида азота, формальдегида не превышает ПДК, а содержание бенз(а)пирена в Ухте выше ПДК (в 1,4 раза), в то время как в Яранске ниже ПДК.

Показано, что г. Ухта статистически значимо ($p < 0,05$) отличается от г. Яранска по климатогеографическим показателям. В г. Ухте выше широтность ($64^{\circ}33'$ против $57^{\circ}18'$), среднее многолетнее количество осадков ($700,35 \pm 25,44$ против $600,10 \pm 18,35$ мм), среднее число дней со снежным покровом ($189,79 \pm 6,00$ против $162,30 \pm 4,15$), глубина промерзания почвы ($2,0 \pm 0,01$ против $0,9 \pm 0,01$ м), средняя скорость ветра ($4,1 \pm 0,02$ против $3,8 \pm 0,01$ м/с), продолжительность светового дня в июле ($1167,43 \pm 0,53$ против $1140,50 \pm 0,28$ мин.), но ниже среднегодовая температура (минус $1,10 \pm 0,02$ против плюс $2,2 \pm 0,03^{\circ}\text{C}$), среднемесячная температура зимних месяцев (минус $15,03 \pm 0,60$ против минус $10,79 \pm 0,40^{\circ}\text{C}$), среднемесячная температура летних месяцев (плюс $13,7 \pm 0,54$ против плюс $19,10 \pm 0,60^{\circ}\text{C}$), продолжительность светового дня в январе ($336,50 \pm 0,35$ против $440,57 \pm 0,30$ мин.). Ухта статистически значимо ($p < 0,05$) отличается от Яранска по национальному составу – в Ухте ниже процент русских (75,4 против 90,8%), но выше процент коми (9,3 против 0,1%). Большинство социально-экономических показателей в г. Ухте и в г. Яранске близки к средним показателям по России (2011 г.). Однако в Ухте статистически значимо ($p < 0,05$) выше относительная (от заработной платы) стоимость буханки белого хлеба (0,1 против 0,2%), число физических лиц, работающих в городе в расчете на 1000 человек детского населения (0-17 лет; 9,2 против 0,8‰), но ниже относительная (от заработной

платы) стоимость коммунальных услуг за 1 м² (0,3 и 0,6%), относительная стоимость 1 м² жилья (8,7 и 21,2%), относительная стоимость минимального набора продуктов (7,9 против 20,8%), относительная стоимость 1 буханки белого хлеба (0,1 против 0,2%), относительная стоимость 1 кг говядины (0,9 против 2,1%), относительная стоимость 1 л молока (0,1 против 0,2%). В Ухте статистически значимо ($p < 0,05$) ниже, чем в Яранске, уровень госпитализации детского населения (113,7 против 207,8‰), укомплектованность врачами-педиатрами в городе (96 против 100%), относительная стоимость единицы сокрой медицинской помощи (3,5 против 5,1% от средней месячной заработной платы), относительная стоимость единицы амбулаторной медицинской помощи (0,5 против 0,9%), относительная стоимость единицы стационарной медицинской помощи (5,2 против 8,2%).

В целом, Ухту следует рассматривать как город с высоким уровнем техногенного загрязнения, расположенный на Европейском Севере, а Яранск – как город с низким уровнем техногенного загрязнения, расположенный на средней широте. Поэтому сравнение жителей Ухты с жителями Яранска, несмотря на отдельные различия по социально-экономическим показателям, может быть использовано для оценки влияния техногенного загрязнения на состояние организма человека, проживающего с момента рождения на Европейском Севере в сравнении с проживающими на средних широтах, при отсутствии техногенных загрязнений.

Таким образом, предлагаемую нами модель, состоящую из четырёх населённых пунктов, правомерно использовать для изучения влияния техногенного загрязнения на организм проживающего либо в условиях Европейского Севера, либо в средних широтах. Кроме того, эта модель даёт возможность оценить влияние климатогеографических факторов на организм человека, проживающего при отсутствии техногенных загрязнений.

Выводы

1. Сравнение жителей Кирова с жителями Яранска может быть использовано для оценки влияния техногенного загрязнения на человека, проживающего в средних широтах, так как в г. Кирове по сравнению с г. Яранском выше содержания взвешенных веществ (в 6,5 раза), диоксида серы (в 3,3 раза), оксида углерода (в 55 раз), оксида азота (в 60 раз), формальдегида (в 19 раз) и бенз(а)пирена (в

2,0 раза) при несущественных различиях по социально-экономическим показателям.

2. Сравнение жителей Ухты с жителями Седью может быть использовано для оценки влияния техногенного загрязнения на человека, проживающего в условиях Европейского Севера, так как в г. Ухте в сравнении с п. Седью выше содержание взвешенных веществ в воздухе (в 1,3 раза), диоксида серы (в 10 раз), оксида углерода (в 71 раз), оксида азота (в 39 раз), формальдегида (в 20 раз) и бенз(а)пирена (в 14 раз) при несущественных различиях по социально-экономическим показателям.

3. Сравнение жителей п. Седью с жителями Яранска может быть использовано для оценки влияния условий Европейского Севера на человека в сравнении с условиями средних широт и отсутствия техногенного загрязнения, так как в Седью выше среднегодовая температура (минус 1,1 против плюс 2,2°C), среднемесячная температура летних месяцев (плюс 13-13 против плюс 18-20°C), среднемесячная температура зимних месяцев (минус 13-17 против минус 9-12°C) и др. при несущественных различиях по социально-экономическим показателям.

4. Сравнение жителей Ухты с жителями Кирова может быть использовано для дополнительной оценки влияния на организм человека, проживающего в условиях Европейского Севера (в сравнении с проживанием в средних широтах), при наличии в обоих случаях высокого уровня техногенного загрязнения, в частности, бенз(а)переном, уровень которого в Ухте выше ПДК в 1,4 раза, а в Кирове – в 1,9 раза, но при отсутствии существенных различий по социально-экономическим показателям.

5. Сравнение жителей Ухты с жителями Яранска может быть использовано для дополнительной оценки совместного влияния на организм человека двух факторов – проживания в условиях Европейского Севера (в сравнении с проживанием в условиях средних широт) и техногенного загрязнения на Европейском Севере (при его отсутствии в средних широтах), но в относительно одинаковых социально-экономических условиях.

6. Применение трёх основных (Киров – Яранск, Ухта – Седью, Седью – Яранск) и двух дополнительных (Ухта – Киров и Ухта –

Яранск) населённых пунктов позволит использовать их для изучения влияния техногенных факторов на организм человека, проживающего либо в условиях средних широт, либо в условиях Европейского Севера.

Литература

1. Полякова О.А., Иллек Я.Ю. Распространённость и особенность течения бронхиальной астмы у детей, проживающих в г. Сыктывкар // Вятский медицинский вестник. 2008. № 1. С. 24–27.
2. Солонин Ю.Г., Бойко Е.Р., Варламова Н.Г., Вахнина Н.А., Есева Т.В., Канева А.М., Кеткина О.А., Кочан Т.И., Логинова Т.П., Льюорова Т.М., Паршукова О.И., Помаскина Е.Н., Пономарев М.Б., Потолицына Н.Н., Шадрин В.Д. Влияние аэровыбросов целлюлозно-бумажного производства на организм подростков Коми // Экология человека. 2008. № 8. С. 22–26.
3. Зайнуллин В.Г., Бондарь И.С. Экологически обусловленная заболеваемость детского населения Республики Коми // Теоретическая и прикладная экология. – 2012. – № 2. С. 128–133.
4. Циркин В. И., Богатырев В. С., Сюткин В. М., Дворянский С. А. Экологические факторы и репродуктивное здоровье девушек. Киров: Изд-во ВятГГУ, 1999. 187 с.
5. Сизова Е. Н., Родыгина С. Н., Мищенко Н. В., Тулякова О. В. Уровень полового созревания 14-летних девушек как индикатор аэротехногенного загрязнения // Сибирский медицинский журнал. 2008. № 8. С. 73–75.
6. Ревич Б.А., Авалиани С. Л., Тихонова Г. И. Экологическая эпидемиология М.: Академия, 2004. – 384 с.
7. О состоянии окружающей среды Кировской области в 1996-2011 гг.: Региональный доклад / Под общей редакцией А.В. Албеговой. Киров: ООО «Типография «Старая Вятка», 1997-2012 гг.
8. О состоянии окружающей среды Республики Коми в 1996-2011 гг.: Региональный доклад / Под общей редакцией Ю. В. Лисина. Сыктывкар. 1997-2012 гг.
9. ГН 2.1.6.1338-03. Предельно допустимые концентрации (ПДК) загрязняющих веществ в атмосферном воздухе населенных мест. Москва: Изд-во стандартов, 2003.
10. Ресурсы и деятельность учреждений здравоохранения: Статистический сборник. Москва. 2012. 375 с.
11. Россия в цифрах 2011: Краткий статистический сборник / Под ред. А. Е. Суринова. Москва: Росстат, 2012. 581 с.
12. Гланц С. Медико-биологическая статистика. М.: Практика, 1999. 459 с.

Техногенное загрязнение окружающей среды канцерогенными веществами

© 2015. Р. В. Галиулин¹, д.г.н., в.н.с., Р. А. Галиулина¹, н.с., Б. И. Кочуров², д.г.н., в.н.с.,

¹Институт фундаментальных проблем биологии РАН,

²Институт географии РАН,

e-mail: galiulin-rauf@rambler.ru

Исследованы особенности техногенного загрязнения окружающей среды канцерогенными веществами (бенз(а)пиреном, мышьяком, никелем, цинком, свинцом, кадмием, хромом, ртутью, бериллием и железом) на примере территории Челябинска, характеризующейся высокой концентрацией промышленных предприятий и энергетических объектов в пределах границ города. Анализ содержания бенз(а)пирена в компонентах окружающей среды – в почве и растении (тростнике обыкновенном), а также в воде и донных отложениях р. Миасс и оз. Первое проводился на жидкостном хроматографе высокого давления, а других веществ – на атомно-абсорбционный спектрофотометре. Установлено, что средние содержания бенз(а)пирена, цинка, свинца, кадмия, хрома и ртути были больше, соответственно в 1,8–7,5 раза в донных отложениях, чем в почве. Количество бенз(а)пирена в почве и кадмия в воде превышали их предельно допустимые концентрации соответственно в 3,3–19,6 раза и 7–11 раз, а количества мышьяка, цинка, кадмия, никеля и свинца в различных почвах были больше их ориентировочно допустимых концентраций в 2,8–15,2 раза. По ходу течения р. Миасс содержания отдельных веществ возрастали в почве, растениях, воде или донных отложениях, как свидетельство усиления техногенного загрязнения окружающей среды.

Peculiarities of technogenic environmental contamination with cancerogenic substances (benzo(a)pyrene, arsenic, nickel, zinc, lead, cadmium, chrome, mercury, beryllium and iron) by the example of the Chelyabinsk territory, which is characterized by high concentration of industrial enterprises and power objects within city borders, were investigated. The analysis of benzo(a)pyrene content in environment components – soil and plant (common reed), and also in water and bottom sediments of the Miass river and Pervoe lake was carried out on a high pressure liquid chromatograph, and the analysis of others substances content was carried out on a nuclear-absorbing spectrophotometer. It is established that average contents of benzo(a)pyrene, zinc, lead, cadmium, chrome, and mercury prevailed, respectively by 1.8-7.5 times, in bottom sediments as compared with soil. The quantities of benzo(a)pyrene in soil and cadmium in water exceeded their maximum permissible concentrations respectively by 3.3-19.6 times and 7-11 times, and quantities of arsenic, zinc, cadmium, nickel, and lead in various soils were more their approximately admissible concentrations by 2.8-15.2 times. On the watercourse of the Miass river the contents of separate substances increased in soil, plant, water or bottom sediments, as a sign of strengthening of technogenic environmental contamination.

Ключевые слова: почва, растение, вода, донные отложения, техногенное загрязнение, канцерогенные вещества, предельно допустимая концентрация, ориентировочно допустимая концентрация.

Keywords: soil, plant, water, bottom sediments, technogenic contamination, cancerogenic substances, maximum permissible concentration, approximately admissible concentration.

Введение

Считается, что за возникновение злокачественных опухолей человека до 80-90% ответственны химические вещества, к числу которых отнесены, в частности, бенз(а)пирен, As, Ni, Zn, Pb, Cd, Cr, Hg, Be и Fe [1–4]. При техногенезе основными источниками поступления данных канцерогенных веществ в окружающую среду являются газопылевые выбросы и стоки предприятий чёрной и цветной металлургии, машиностроения и энергетики. Вещества, поступающие в атмосферу,

например, с выбросами при пирометаллургии, т.е. получении металлов из руд посредством обжига, а также вследствие сжигания угля, нефти, газа и других процессов оседают на растения, почву и водоёмы, а выпускаемые в составе стоков ещё больше загрязняют водные объекты. Загрязнение воздушного бассейна и территорий, особенно вокруг крупных предприятий чёрной металлургии, достигает десятков километров, охватывая расположенные в их окрестностях садово-огородные участки и сельскохозяйственные угодья, и негативно отражается на качестве

получаемой при этом растениеводческой и животноводческой продукции [5].

В связи с этим важное значение приобретает исследование особенностей техногенного загрязнения окружающей среды канцерогенными веществами, что позволяет идентифицировать доминирующие пути их поступления, прогнозировать формирование техногеохимических аномалий данных веществ и оценить риск их воздействия на человека, чтобы оперативно предпринимать необходимые профилактические меры. Особенно актуальны подобного рода исследования для территории г. Челябинска, характеризующейся высокой концентрацией промышленных предприятий и энергетических объектов в пределах границ города [6].

Цель работы – исследование особенностей техногенного загрязнения окружающей

среды канцерогенными веществами (бенз(а)пиреном, As, Ni, Zn, Pb, Cd, Cr, Hg, Be и Fe) на примере территории г. Челябинска.

Методика исследований

Исследования на территории г. Челябинска проводили в прибрежной полосе р. Миасс и оз. Первое (рисунок), где отбирали усреднённые образцы почвы из слоя 0–15 см и надводную биомассу тростника обыкновенного (*Phragmites communis*). В реке и водотоке, впадающем в озеро, отбирали пробы воды с глубины до 20 см и образцы донных отложений из слоя 0–15 см. Краткая физико-химическая характеристика почв и донных отложений представлена в таблице 1. Образцы почвы, растений и донных отложений предварительно высушивали при комнатной температуре, размалывали и просеивали.

В случае анализа бенз(а)пирена навески почвы и донных отложений (по 10 г) экстрагировали смесью н-гексана (50 мл) и ацетона (100 мл) один раз, растений (2 г) – н-гексаном трижды (25, 15 и 10 мл) на ультразвуковой бане (в течение 1 ч). Пробы воды (0,5 л) экстрагировали н-гексаном (30 мл) дважды. Экстракты после центрифугирования (2500 об./мин., 5 мин.) концентрировали до 2 мл. Вытяжки почвы, донных отложений и растений очищали, используя колонку с Al₂O₃, а последние ещё и с сефадексом LH-20. Воду анализировали без этой процедуры. Элюенты выпаривали досуха, растворяли в н-гексане и анализировали на жидкостном хроматографе высокого давления «Varian» (США) с флуоресцентным детектором. Условия хроматографирования: подвижная фаза вода–ацетонитрил–метанол, 5:85:10, длина волны возбуждения 296 нм, эмиссии 404 нм.

При определении содержания As, Ni, Zn, Pb, Cd, Cr, Hg, Be и Fe в навески почвы, донных отложений и растений (по 0,5 г), помещённые в тефлоновые ёмкости, добавляли по

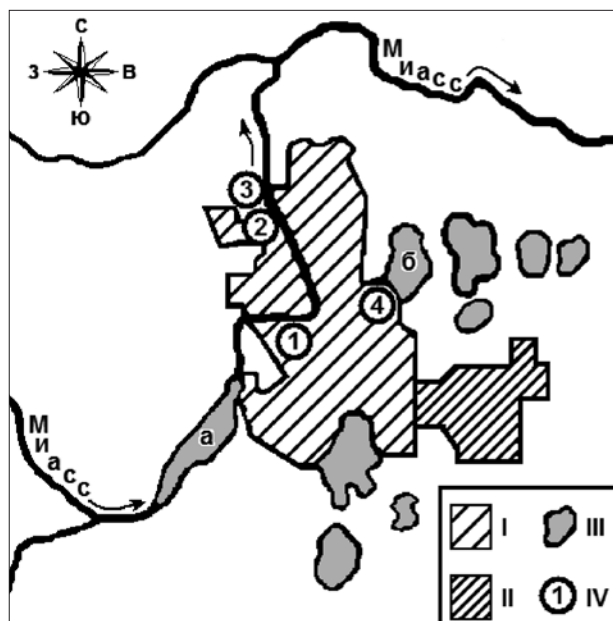


Рис. Карта-схема исследуемой территории [6]. I – г. Челябинск; II – г. Копейск; III – водные объекты: Шершнёвское водохранилище (а), оз. Первое (б) и другие озера; IV – места отбора образцов и проб прибрежных почв, растений, воды и донных отложений в Центральном (1), Металлургическом (2, 3) и Тракторозаводском (4) районах г. Челябинска.

Краткая физико-химическая характеристика образцов прибрежных почв и донных отложений водных объектов, отобранных на территории г. Челябинска

Таблица 1

№ места отбора образцов (как на карте-схеме)	Почва		Донные отложения	
	классификация по гранулометрическому составу	pH _{KCl}	классификация по гранулометрическому составу	pH _{KCl}
1	суглинок лёгкий	7,1	песок связный	6,9
2	супесь	7,2	суглинок лёгкий	7,0
3	суглинок лёгкий	7,2	суглинок средний	6,8
4	суглинок лёгкий	7,1	суглинок лёгкий	7,1

3 мл концентрированной HNO₃ (ос. ч) и выдерживали в микроволновой печи MDS-2000 при давлении 160 psi (ед. фунт-силы/дюйм²) в течение 1 ч. Затем объём охлаждённых образцов доводили до 20 мл бидистиллированной водой. Пробы воды (50 мл) подкисляли 2-3 каплями концентрированной HNO₃ и выпаривали досуха. Сухой остаток в охлаждённых пробах растворяли в 2 мл 2 моль/л HNO₃. Анализ содержания веществ в образцах и пробах проводили на атомно-абсорбционном спектрофотометре «Varian Spectr AA-250 Plus»: As, Ni, Pb, Cd, Cr и Be в режиме электротермической атомизации, Zn и Fe – методом пламенной атомизации и Hg – способом «холодного пара», используя гидридную приставку. Статистическую обработку аналитических данных осуществляли общепринятыми методами.

Риск воздействия канцерогенных веществ на человека

В отличие от органического вещества – бенз(а)пирена, инициирование неоплазии, т.е. образование новой ткани или опухоли, под действием соединений As, Ni, Zn, Pb, Cd,

Cr, Hg, Be и Fe не требует специальной метаболической активности, кроме окисления-восстановления или растворения их частиц в плазме крови [7]. Если вещество способно достичь конкретного органа и внедриться в клетки так, чтобы со временем возникла достаточно высокая концентрация, то это вещество способно вызвать канцерогенный ответ. Из исследуемых веществ бенз(а)пирен индуцирует опухоли кожи, мочевого пузыря и кишечника, соединения мышьяка – кожи и кроветворной ткани, никеля – опухоли полости носа, гортани и почек, свинца увеличивают риск заболеваемости раком желудка, почек и мочевого пузыря, соединения кадмия индуцируют лейкемию, опухоли яичка и предстательной железы, шестивалентный хром – рак полости носа, соединения ртути – предстательной железы и почек, бериллия – остеосаркомы [1–4].

Однако в условиях техногенных газопылевых выбросов основным органом-мишенью для перечисленных канцерогенных веществ, включая цинк и железо являются лёгкие. О большом риске интоксикации человека, в частности, бенз(а)пиреном можно судить по случаю экстремально высокого загрязнения данным

Таблица 2

Распределение содержания бенз(а)пирена (C₂₀H₁₂), As, Ni, Zn, Pb, Cd, Cr, Hg, Be и Fe в объектах окружающей среды на территории г. Челябинска

Компоненты	Объекты	
	почва, мг/кг	тростник, мкг/кг
(C ₂₀ H ₁₂)	199,7(65,0 – 392,5)	2,4 (2,0 – 3,0)
As	29,8(22,7 – 35,4)	0,52 (0,39 – 0,67)
Ni	62,5(54,2 – 78,5)	1,6(0,8 – 2,6)
Zn	504(144 - 926)	44,8(25,1 – 54,4)
Pb	67(28,1 – 124,1)	2,2(1,4 – 2,8)
Cd	6,9(0,6 – 17,5)	0,27(0,10 – 0,51)
Cr	116(89 -141)	4,2(1,9 – 5,9)
Hg	0,53(0,07 – 1,18)	0,002(0,002 – 0,002)
Be	1,23(0,98 – 1,52)	0,005(0,003 – 0,007)
Fe	25600(20700 - 31200)	173,5(133,6 – 199,0)
	вода, мкг/л	донные отложения, мкг/кг
(C ₂₀ H ₁₂)	0,0007(0,0002 – 0,0012)	362,5(71,3 – 900,0)
As	0,002(0,001 – 0,003)	33,7(22,7 – 46,7)
Ni	0,0021(0,0002 – 0,0042)	80,1(38,5 – 110,0)
Zn	0,19(0,01 – 0,52)	2509(99 -7010)
Pb	0,0008(0,0001 – 0,0016)	158,7(50,9 - 400,0)
Cd	0,0046(0,0001 – 0,0110)	49,5(0,5 – 100,0)
Cr	0,0001(0,0001 – 0,0001)	250(97 - 424)
Hg	0,0001(0,0001 – 0,0001)	4,0(0,08 – 11,4)
Be	0,0001(0,0001- 0,0001)	1,4(0,9 – 2,0)
Fe	0,007(0,001 – 0,018)	35200(16700 - 48900)

Примечание. *мкг/кг, **мкг/л; в скобках – минимальное и максимальное содержание.

веществом атмосферного воздуха в г. Челябинске, когда его содержание в 13 раз было больше предельно допустимой концентрации (ПДК) [8]. Исследованиями, на примере г. Кемерово, была выявлена прямая сильная корреляционная зависимость ($r = 0,81-0,97$) между годовыми среднесуточными концентрациями бенз(а)пирена в атмосферном воздухе и стандартизированными показателями различных видов онкологической заболеваемости, в том числе раком лёгких [9]. Отмечается также высокий риск заболеваемости раком лёгких у людей, работающих в обжиго-восстановительных цехах никелевых предприятий, в воздухе которых обнаруживаются высокие концентрации пыли, содержащие различные соединения никеля [3]. Аналогичное можно сказать о горняках, добывающих цинк, свинец, ртуть и железо [2, 3, 10].

Результаты и их обсуждение

Было установлено, что среднее содержание бенз(а)пирена в донных отложениях р. Миасс и водотока, впадающего в оз. Первое оказалось в 1,8 раза больше, чем в прибрежных почвах (табл. 2). Это свидетельствует о накоплении данного канцерогенного вещества в донных отложениях в результате преимущественно водного пути его поступления в окружающую среду, т. е. с промышленными сточными водами. При этом содержание бенз(а)пирена по ходу течения р. Миасс увеличивалось в почве в 1,8 раза, воде – 3,3 раза и донных отложениях – 12,6 раза, что свидетельствовало об усилении техногенной нагрузки на окружающую среду. В районе р. Миасс по сравнению с районом оз. Первое содержание бенз(а)пирена в почве было больше в 6 раз, воде – 6,1 раза и донных отложениях – 7,6 раза. Это позволило считать территорию, дренируемую р. Миасс, подверженной большей техногенной нагрузке, чем ареал оз. Первое. Кроме того, содержание бенз(а)пирена в почвах района р. Миасс оказалось больше ПДК (20 мкг/кг [4]) в 6,3–19,6 раза, оз. Первое – в 3,3 раза.

Между тем существенных различий в содержании As в почвах и донных отложениях водных объектов не было обнаружено. Однако количество вещества по ходу течения р. Миасс увеличивалось не только в почве (в 1,6 раза), но и в биомассе тростника (в 1,7 раза), воде (в 1,5 раза) и донных отложениях (в 2,1 раза), что позволило считать биомассу тростника, биогеохимия которого связана с поверхностной водой и донными отложениями, индикатором загрязнения речных илов As. В тростнике из района р. Миасс по сравнению с ареалом оз.

Первое содержание вещества было больше в 1,7 раза, воде – 3 раза и донных отложениях – 1,7 раза. Содержание As в суглинистой и супесчаной почвах было больше ориентировочно допустимой концентрации, ОДК (10 и 2 мг/кг [11]) соответственно в 2,8–3,3 и 17,7 раза.

Оценка распределения других веществ в окружающей среде показала, что их средние количества (за исключением Ni, Be и Fe) в донных отложениях водных объектов в зависимости от вещества были больше в 2,2–7,5 раза, чем в прибрежных почвах. Кроме того, по ходу течения р. Миасс содержание Zn; Pb; Cd; Hg и Be в почвах увеличивалось соответственно в 3,0; 3,1; 8,8; 5,1 и 1,6 раза, Ni; Cd и Be в биомассе тростника – в 3,2; 4,3 и 2,3 раза, Ni; Zn; Pb; Cd и Fe в воде – в 15; 52; 16; 110 и 18 раз, Ni; Zn; Pb; Cd; Cr; Hg; Be и Fe в донных отложениях – в 2,9; 70,5; 7,4; 204; 4,4; 141; 2,3 и 2,9 раза. В районе р. Миасс по сравнению с ареалом оз. Первое содержание Zn; Pb; Cd; Cr; Hg и Fe в почвах было больше соответственно в 6,4; 4,4; 27,3; 1,6; 17,4 и 1,5 раза, тростнике Ni; Zn; Pb; Cd и Be – в 3,3; 2,2; 1,5; 5,1 и 1,8 раза, воде Zn; Pb; Cd и Fe – в 52; 2; 55 и 9 раз, донных отложениях Zn; Pb; Cd; Cr; Hg; Be и Fe – в 25,4; 7,9; 32,3; 2,5; 67,1; 1,8 и 1,8 раза. В районе р. Миасс содержание Zn и Cd в суглинистой почве было больше их ОДК (220 и 2 мг/кг [11]) соответственно в 4,2 и 8,8 раза, Ni; Zn; Pb и Cd в супесчаной почве превышало их ОДК (20; 55; 32 и 0,5 мг/кг [11]) – в 3; 11,7; 3,9 и 15,2 раза. Содержание Cd в воде р. Миасс было больше ПДК (0,001 мг/л [2]) в 7–11 раз.

Сравнительный анализ данных двухлетнего мониторинга содержания некоторых канцерогенных веществ выявил тенденцию их возрастания в различных компонентах окружающей среды на исследуемой территории. Так, среднее содержание бенз(а)пирена за один год увеличилось в донных отложениях в 2,1 раза, As – в почве и донных отложениях соответственно в 2,6 и 2,2 раза, Ni; Zn и Cd – в воде в 1,6; 2,8 и 2,1 раза.

Таким образом, особенности техногенного загрязнения территории г. Челябинска канцерогенными веществами заключаются преимущественно в водном пути их поступления и накоплении в донных отложениях. Кроме того, увеличение содержания данных веществ по ходу течения р. Миасс в различных компонентах окружающей среды свидетельствует об усилении техногенной нагрузки на окружающую среду. Сопоставление результатов анализа по содержанию веществ в почве и воде с их ПДК или ОДК выявило превышение

уровней загрязнения этих сред бенз(а)пиреном, As, Ni, Zn, Pb и Cd.

Литература

1. Путилова А.А., Блохина Н.Н. Природные и антропогенные предпосылки и факторы риска злокачественных новообразований // Проблемы региональной экологии. 2006. № 6. С. 61–66.
2. Бандман А.Л., Гудзовский Г.А., Дубейковская Л.С. и др. Вредные химические вещества. Неорганические соединения I-IV групп. Л.: Химия, 1988. 512 с.
3. Бандман А.Л., Волкова Н.В., Грехова Т.Д. и др. Вредные химические вещества. Неорганические соединения V-VIII групп. Л.: Химия, 1989. 592 с.
4. Бандман А.Л., Войтенко Г.А., Волкова Н.В. и др. Вредные химические вещества. Углеводороды. Галогенпроизводные углеводородов. Л.: Химия, 1990. 732 с.
5. Грибовский Г.П., Грибовский Ю.Г., Плохих Н.А. Биогеохимические провинции Урала и проблемы техногенеза // Техногенез и биогеохимическая эволюция таксонов биосферы. М.: Наука, 2003. С. 174–187.
6. Кононов А.Н., Нестеренко В.С., Мочалова С.А. О комплексном экологическом мониторинге г. Челябинска // Проблемы экологии Южного Урала. 1998. № 4. С. 8–20.
7. Коста М., Хек Дж.Д. Канцерогенность ионов металлов // Некоторые вопросы токсичности ионов металлов. М.: Мир, 1993. С. 213–227.
8. Дмитриевская Е.С., Красильникова Т.А., Маркова О.А. О загрязнении природной среды и радиационной обстановке на территории Российской Федерации в январе 2013 г. // Метеорология и гидрология. 2013. № 4. С. 111–116.
9. Мун С.А., Ларин С.А., Браиловский В.В. и др. Бенз(а)пирен в атмосферном воздухе и онкологическая заболеваемость в Кемерово // Гигиена и санитария. 2006. № 4. С. 28–30.
10. Заридзе Д.Г., Ильичева С.А., Шаньгина О.В. Канцерогенность экотоксикантов в когортных исследованиях индустриальных популяций // Гигиена и санитария. 2003. № 6. С. 71–73.
11. Новые гигиенические нормативы // Токсикологический вестник. 2009. № 6. С. 56–58.

Анализ проблем управления российской системой обращения с отходами производства и потребления

© 2015. А. В. Албегова¹, к.х.н., директор, А. М. Гонопольский², д.т.н., профессор, зав. кафедрой, В. А. Марьев³, нац. эксперт, рук. проекта, И. Ю. Петухова⁴, гл. консультант,

¹Вятский государственный гуманитарный университет,

²Московский государственный машиностроительный университет,

³Центр Международного промышленного сотрудничества Юнидо в Российской Федерации,

⁴Департамент экологии и природопользования Кировской области,

e-mail: albegovala@gmail.com, amgonopolsky@mail.ru, depgreen43@mail.ru

В статье проведён анализ состояния российского законодательства по стратегическому планированию и прогнозированию территориально-производственных комплексов, а также представлены результаты анализа методических подходов и моделей исследований систем обращения с отходами производства и потребления. Рассмотрены общие принципы решения задач: оперативного управления, среднесрочного планирования, стратегического развития применительно к системам обращения с отходами. Показано, что управление территориальными системами отходов, имеющими признаки больших систем, должно строиться с использованием специальных методов, таких, как теории операций, сетевого моделирования, массового обслуживания, а также с применением статистического моделирования. Сделан вывод о необходимости дальнейшей разработки нормативно-правовой базы в области стратегического территориального планирования и управления отходами в России. Управление отходами территорий должно стать отдельной технико-экономической формой и иметь собственное назначение и логику. Такой подход позволит эффективно управлять системой обращения с отходами в регионе и в России в целом.

The article shows the analysis of the Russian legislation on strategic planning and forecasting of the territorial-production complexes. It also presents the results of the analysis of methodological approaches and models of systems research of dealing with production and consumption waste. The general principles of problem solving are considered, such as: operational management, medium-term planning, strategic planning in relation to waste treatment systems. It is shown that the management of territorial waste systems, which have the characteristics of large systems, should be done with use of special methods, such as: theory of operations, network modeling, queueing, and using statistical modeling. The conclusion is made about the necessity of further development of the legal framework in the field of strategic territorial planning and waste management in Russia. Waste management in areas should be a separated feasibility form and should have its own purpose and logic. This approach allows us to effectively manage the waste handling system at the regional level, as well as in Russia in general.

Ключевые слова: отходы, управление отходами, обращение с отходами, жилищно-коммунальное хозяйство, региональные отходы, планирование, прогнозирование, моделирование систем, системы отходов, методы управления, программы отходов, генеральная схема очистки, программы развития.

Keywords: waste, waste management, dealing with waste, housing and communal services, regional waste planning, forecasting, modeling systems, waste management, waste program, general cleanup scheme, development programme.

Технологии управления системой обращения с отходами производства и потребления (УСОПП) — это совокупность методов, способов и приёмов, используемых для обеспечения нормативной экологической и техносферной безопасности территории, а также для получения ликвидной товарной продукции из вторичного сырья.

Исследование технологий УСОПП базируется на представлении их в виде объектов технологического моделирования, которые в

настоящее время по всей стране характеризуются:

- слабостью теоретических знаний, отсутствием теории развития;
- качественным характером знаний о системе;
- большой долей субъективных экспертных знаний при описании и структуризации объекта моделирования;
- слабоструктурированными задачами управления системой;

– высоким уровнем неопределённости исходной информации, как внутренней, так и внешней.

Под внутренней неопределённостью понимают совокупность факторов, которые не контролируются полностью на уровне принятия решения, что может оказывать на них влияние. Например, на внутреннюю социально-экономическую обстановку на предприятиях, влияют факторы риска, такие как: надёжность оборудования, некомпетентность руководства предприятиями, волюнтаризм в принятии решений и др.

Внешняя неопределённость зависит от характера взаимодействия с внешней средой. То есть это те факторы, которые находятся под слабым контролем органа, принимающего решение (например: экологическая и демографическая ситуация на территории, наличие организованных протестных групп населения и организаций, преследующих только местные интересы и др).

Различают три типа задач УСОПП: задачи оперативного управления, среднесрочного планирования и стратегического развития.

Для исследования задач оперативного управления подобных систем используют:

- методы теории массового обслуживания, с преобладанием экспертных оценок значимости факторов;
- детерминированные модели для постановки и решения задач оптимального управления;
- алгоритмы, использующие статистические данные.

Для любого метода исследования используют обобщённую модель УСОПП территории, которая должна описывать динамику развития системы с учётом воздействия различных факторов, таких как:

- изменение ситуации в жилом фонде;
- планирование деятельности жилищно-коммунального хозяйства;
- бюджетный процесс и предпринимательская активность в городе;
- деятельность строительных организаций;
- финансовые отношения;
- демографические и миграционные процессы.

Особенность УСОПП состоит в том, что развитие системы происходит одновременно интенсивно (путём внедрения новых технических средств) и экстенсивно (путём расширения функций и зон обслуживания селитебных территорий).

Задача УСОПП – найти вариант управленческого решения, приемлемый как с позиции нормативно-законодательной базы, так и исходя из финансово-экономических возможностей территории, и затем принять такое решение как оптимальное. Однако многообразие действующих факторов и ограничений практически не позволяют получить однозначное и детерминированное решение, не только для определённой территории, но даже для отдельного предприятия.

К сожалению, подавляющее большинство российских законодательных и нормативных документов перманентно подменяют понятие «управление отходами» понятием «обращение с отходами». Отсюда возникают иллюзии того, что только лишь применением «наилучших из доступных технологий» можно решить такую системную проблему как управление многоконтурным объектом с перекрёстными межконтурными связями, какой и является территориальная система управления отходами города, мегаполиса, региона, федерального округа. Поэтому в большинстве документов и работ на эту тему всё сводится к рассмотрению экологических, производственных и финансово-экономических характеристик оборудования, т.е. того, что имеет отношение к обращению с отходами, но не приводит к управлению ими. Именно по этой причине анализ зарубежного опыта всегда сводится к экскурсиям на предприятия, ознакомлением с машинами и аппаратами для переработки отходов. Реально анализом зарубежных систем управления отходами в нашей стране никто и никогда не занимался. Центры принятия решений для территориальных систем управления отходами (методология управления потоками отходов, алгоритмы управления, программные продукты и многое другое из того, что составляет технологию управления) в России никто и никогда не изучал так, как того требует научный анализ исследования систем. По этой причине, прежде чем анализировать применимость мирового опыта управления отходами к российским условиям, рассмотрим общие принципы УСОПП, характерные для всех цивилизованных территорий.

Изменяя значения регуляторов системы управления, находящихся в компетенции местных органов власти, необходимо воспроизвести поведение действующей территориальной системы обращения с отходами на компьютерной модели и затем уже сравнить варианты управленческих решений между собой с учётом их краткосрочных и долго-

срочных последствий. Комплексный характер исследования позволяет учесть как цели отдельных подсистем транспортировки, переработки, захоронения, составляющих основу экологической безопасности города (населённого пункта), так и найти согласованное, компромиссное решение по вопросам выбора групповых технологий переработки и обезвреживания отходов и размещения предприятий на территориях региона. Особенность больших систем состоит не только в очень большом количестве элементов, но и во множестве разнообразных связей между ними, образующих иерархию подсистем, структура которых может изменяться в зависимости от многих условий. Поэтому управление такой системой на основе строгого математического описания почти не представляется возможным, поскольку практически невозможно предусмотреть и учесть все эти условия. Вследствие чего управление большими системами в отличие от управления обычными, допускающими поэлементное математическое описание, строится на основе специальных методов теории операций, сетевого и статистического моделирования, массового обслуживания.

Теория операций [1] исследует принципы оптимального управления деятельностью коллективов, составляющих большую систему, которая стремится к достижению определённого результата. В нашем случае – это нормативная экологическая безопасность за счёт ограниченных материальных и финансовых ресурсов. Оптимальность управления операцией оценивается по критерию её эффективности, определение которого составляет важную, но не всегда ясную задачу исследования. Оптимальный план управления системой вырабатывается путём анализа её математической модели. Такие модели имеют характер сетей, в которых отдельные компоненты операции изображаются в виде связок сети. Сетевое моделирование представляет операцию в форме ориентированного конечного графа. Каждое ребро графа представляет собой процессы, позволяющие перейти от одного этапа операции, как события, обозначенного соответствующей вершиной графа, к следующему. Если такой сетевой график организует только сроки проведения операции, то каждое ребро графа получает временную характеристику. Если на учёт, кроме того, берётся рациональное использование материальных ресурсов и другие показатели, то вводятся дополнительные характеристики. Сетевые модели могут иметь фиксированную каноническую структуру,

когда во всех вершинах графа выполняется логическая операция «и» (т. е. для осуществления события необходимо завершение всех обуславливающих процессов). Кроме того, возможна и переменная (альтернативная) структура сети, когда на некоторых вершинах графа выполняется логическая операция «или» (т. е. событие может осуществиться при завершении лишь одного из нескольких обуславливающих процессов). Следует отметить, что при функционировании большой системы в режиме оперативного управления все параметры сети могут существенно изменяться, если на основании сравнения планируемого хода функционирования системы с её фактическим состоянием производится коррекция управляющих воздействий.

В СССР сетевое моделирование было основным и весьма действенным методом территориально-производственного управления. Применение таких моделей оправдано для систем с жёстким непрерывным производственным циклом (т.е. на стабильных окончательно сформированных селитебных территориях), к которым относится и УСОПП.

Теория массового обслуживания [2, 3] решает задачи согласования вероятностно-связанной деятельности многочисленных компонентов большой системы по временным, пространственным, энергетическим и другим показателям. В системах обращения с отходами задачи такого рода большей частью связаны с фактором времени. В частности, с такой организацией средств их вывоза, которая обеспечивала бы удовлетворение вызовов, поступающих в случайном порядке от многочисленных абонентов, или с таким взаимодействием перерабатывающих отходы предприятий разной мощности, при котором пропускная способность всей системы была бы максимальной.

Сложность решения задач массового обслуживания, в первую очередь, связана со случайным характером взаимодействия элементов больших систем, закономерности которого не поддаются аналитической формализации. Примером такого случайного характера взаимодействия элементов в больших системах могут служить: пробки на дорогах, поломки мусоровозов, вандализм на контейнерных площадках и т.п.

В таких случаях находят применение *методы статистического моделирования*, в частности, так называемый метод Монте-Карло [4]. Используя принципы теории вероятностей, метод Монте-Карло состоит в

воспроизведении большого количества реализаций исследуемого случайного процесса для получения численных значений его исходных характеристик. Применение подобных методов требует создания обширных структурированных банков данных по управлению аналогами исследуемых систем. В России такие банки данных полностью отсутствуют. При этом следует принимать во внимание следующее: чем большим является статистический массив, тем выше точность прогноза и тем более адекватной является прогнозная модель.

Многие особенности управления в больших системах связаны с их иерархической структурой. Такая структура складывается в муниципальных системах как естественный результат расчленения множества взаимодействующих элементов на локальные группы, формирующиеся различием местных условий. Каждая такая группа приобретает некоторые специфические черты своей организации и свойства регулирования происходящих в ней процессов. При этом как части большой системы регулирования отдельные специфические черты подчиняются общим закономерностям системы, но в пределах своего уровня обладают известной степенью автономности.

Иерархическая структура позволяет разделить грандиозную и практически невыполнимую задачу непосредственного управления всеми уровнями подсистем и множествами элементов большой системы из единого центра на последовательные операции задания целевых функций от уровня к уровню. При этом решения на каждом уровне принимаются в результате обработки такого объёма информации, который вполне доступен лицу, принимающему решение. На уровень более высокого ранга управления передаётся лишь обобщённая информация, отфильтрованная от ненужных деталей. Компьютерные платформы автоматического программного управления большими системами, построенные по иерархическому принципу, выгодно отличаются от принятого в России бюрократического аппарата прямого централизованного управления. Такое управление более пластично (так как может гибко изменяться на многих уровнях) и более надёжно (так как ошибки на одном из уровней могут быть программно исправлены на других уровнях).

Применение таких моделей оправдано для развивающихся систем с меняющимся непрерывным производственным циклом, к которому относится и УСОПП. Подтверждением этому могут служить постоянно развивающиеся

селитебные территории, которые могут не только вновь застраиваться, но и вымирать.

Анализ зарубежного опыта УСОПП, по данным отчетов Международной ассоциации по твёрдым отходам ISWA (International Solid Waste Association), показывает, что такого бюрократического аппарата прямого централизованного оперативного управления отходами, который принят в России, нет ни в странах ЕС, ни в Северной Америке. Поэтому именно там действуют наиболее эффективные компьютерные платформы автоматического программного управления отходами. В России автоматического программного управления отходами нет ни в одном мегаполисе, не говоря уже о средних и малых населённых пунктах.

Задачи среднесрочного планирования в УСОПП России сводятся к разработке генеральных схем обращения с отходами производства и потребления для различных административных территорий (начиная от населённых пунктов, городов и заканчивая территориями регионов, округов). Следует отметить, что каких-либо специальных норм и требований по разработке таких схем в Российской Федерации не установлено. Крайне негативная ситуация в отрасли обращения с отходами, а точнее – полная стагнация и отсутствие каких-либо положительных тенденций в ней – заставляют руководство нашей страны действовать в режиме ручного управления. Об этом свидетельствует поручение Президента РФ В.В. Путина о необходимости разработки реализации региональных и межмуниципальных программ в области обращения с отходами, данное в декабре 2013 г. в адрес глав регионов.

Единственное, что было и пока остаётся механизмом регулирования вопросов обращения с отходами на территориях – это Генеральная схема санитарной очистки территорий муниципальных образований (далее – Генеральная схема). Разработка Генеральной схемы выполняется в соответствии с ведомственным постановлением санитарно-эпидемиологических органов, которое определяет методику и порядок разработки таких схем [5]. Необходимость разработки Генеральных схем также определена требованиями санитарных правил и норм [6]. Однако надо понимать, что речь в данном случае идёт только о территориях населённых пунктов, которые не охватывают вопросы межмуниципального взаимодействия.

Несмотря на то, что обязанность по разработке Генеральных схем возложена на органы местного самоуправления, на практике непосредственная разработка Генеральных

схем выполняется с участием федеральных и областных организаций с обязательным учётом местных особенностей по комплексному решению всех проблем образования, сбора, использования, обезвреживания, транспортировки и размещения отходов. Такая ситуация вытекает из полномочий федеральных органов и субъектов РФ, реализующих государственную политику в сфере обращения с отходами в виде принятия соответствующих программ. А такая политика, безусловно, должна быть направлена на благоприятную окружающую среду и обеспечение экологической безопасности граждан.

Генеральная схема является программным документом, который определяет направление развития данной отрасли на территории района, даёт объективную оценку и возможность принятия руководителями органов местного самоуправления и руководителям специализированных в данной области предприятий правильных решений в сфере санитарной очистки и обращения с отходами на подведомственных территориях.

Постоянно упоминаемым, но никогда не исполняемым требованием к разработке Генеральных схем обращения с отходами на территориях современных населённых пунктов является использование прогнозируемых решений их развития. Повсеместно в России прогнозы строятся на волюнтаристских программах развития территорий, не подкреплённых соответствующими расчётами по прогнозным моделям. Поэтому попытки реализации Генеральных схем с горизонтом более пяти лет успеха не имели и иметь не будут.

С 1 января 2014 г. вступил в силу новый «Общероссийский классификатор территорий муниципальных образований» [7]. Вышеуказанный Общероссийский классификатор территорий входит в состав национальной системы стандартизации России и предназначен для обеспечения систематизации и однозначной идентификации на всей территории РФ муниципальных образований и населённых пунктов, входящих в их состав, с отражением структуры и уровней территориальной организации местного самоуправления для решения задач сбора, автоматизированной обработки, представления и анализа информации в разрезе муниципальных образований в различных областях экономики, включая статистику, прогнозирование, налогообложение.

Муниципальные образования и входящие в их состав населённые пункты объединяются по субъектам РФ, на территориях которых они

находятся, и далее располагаются в порядке следования федеральных округов. Объектами классификации являются территории муниципальных образований:

- муниципальных районов;
- городских округов;
- внутригородских территорий (внутригородских муниципальных образований), городов федерального значения;
- городских поселений;
- сельских поселений;
- территорий со специальным статусом.

Потребности в применении прогнозных моделей возникают и здесь. Поэтому тем более спорным является отмена федерального закона №115-ФЗ [8], в котором хотя бы рамочно, но были обозначены требования к прогнозным моделям. В связи с изменением законодательства предполагалось, что функции прогнозирования ситуаций с отходами на муниципальном уровне возьмут на себя органы местного самоуправления. Однако глава 3 Федерального закона № 131-ФЗ [9], посвящённая вопросам местного значения, а именно п. 18: «организация сбора и вывоза бытовых отходов и мусора», не содержит полномочий по разработке генеральных схем обращения с отходами производства и потребления на территориях современных населённых пунктов, городов и районов. Отсюда следует естественный вывод об отсутствии должных обоснований при разработке генеральных схем санитарной очистки территорий от отходов производства и потребления и о неизбежных хаотичных корректировках при их реализации. Наибольшее развитие в прошлом в СССР и в странах ЕС сегодня, получил программно-целевой метод — это прогнозирование от будущего к настоящему (прогнозирование «наоборот»). Используя данный метод сначала устанавливаются желаемые конечные параметры развития (цели), а затем определяются необходимые для этого финансовые, материальные и трудовые ресурсы. Такое прогнозирование называют ещё нормативным или целевым. Нормативно-целевой прогноз разрабатывается на базе заранее определённых желаемых целей. Его задача — определить пути и сроки, принимаемые в качестве цели, для достижения возможных состояний объекта прогнозирования в будущем. Для задач УСООПП этот метод среднесрочного прогнозирования является единственно приемлемым. Ограничением к его применению являются: профессиональная подготовка и опыт разработчика Генеральной схемы очистки территорий от отходов.

Задачи стратегического развития системы управления отходами на территории (за горизонт 25–30 лет) ни в одном субъекте России не решались. В настоящее время общепризнанным механизмом эффективного управления развитием экономически и социально значимых больших хозяйственных систем считается стратегическое управление. Наличие стратегического управления делает экономику управляемой в условиях нестабильности внешней среды. Поэтому после разрушения системы жёсткого директивного планирования и управления активизировалась работа по созданию планово-прогнозных документов, разрабатываемых и принимаемых на уровне субъектов Российской Федерации и призванных влиять на развитие региона. Нормативной базой этой работы являлся ранее уже упомянутый Федеральный закон № 115-ФЗ [8].

Закон ставил во главу всех работ в сфере государственной плановой деятельности – разработку системы прогнозов социально-экономического развития в целом по стране, по народнохозяйственным комплексам и отраслям экономики, а также по регионам. При этом основной упор делался на методах стратегического и индикативного планирования с учётом возможностей органов государственной власти на разных уровнях при проведении ими самостоятельной социально-экономической политики. С принятием указанного правительственного документа [8] методология стратегического планирования в редакции данного документа становилась доктриной со всеми вытекающими отсюда последствиями. Главное значение закона состояло, во-первых, в том, что стратегическому планированию возвращалось утраченное ранее место в системе государственного управления. Во-вторых, в стране и на региональных уровнях была создана законодательная база, обеспечивающая основу упорядоченного и целенаправленного стратегического планирования.

Что касается контроля качества региональных стратегий и программ, то во исполнение Распоряжения Правительства Российской Федерации [10], Минэкономразвития России выпустило Приказ [11], в котором возложило эту функцию в основном на департаменты Минэкономразвития России. В то же время контроль за программами, связанными с управлением отходами, был возложен на Минприроды, где цели и задачи управления были подменены целями и задачами экологического надзора и контроля. Поэтому реальные программы стратегического развития систем

управления и обращения с отходами в нашей стране на сегодня отсутствуют. Программным отраслевым прогнозированием по-прежнему никто не занимается. Ярким примером изложенного может служить позиция Росприроднадзора России, излагаемая практически на всех всероссийских совещаниях в отношении неблагоприятной ситуации, сложившейся в сфере обращения с твёрдыми бытовыми (коммунальными) отходами (ТБО) в регионах. Основную свою задачу в сфере управления отходами Федеральная служба Росприроднадзора видит в борьбе с неэкологичными полигонами ТБО и незаконными свалками отходов. Очевидно, что это борьба со следствиями, а не с причинами. Причины проблем в сфере обращения с отходами обусловлены, во-первых, отсутствием УССОПП, а во-вторых, огромным дефицитом мощностей легитимных предприятий по захоронению, сортировке, рециклингу отходов практически во всех субъектах РФ. Дефицит мощностей легко читается в любой региональной программе обращения с отходами в виде существующего и планируемого процента переработки отходов от объёма образования. Эта цифра для Москвы и Московской области составляет около 35% (в других регионах и того меньше), остальные 65% просто некуда девать. При таком подходе всегда будет сохраняться «вечнозелёное поле» героической борьбы с незаконными свалками ТБО. Реальная причина сложившейся ситуации в сфере отходов связана с полным отсутствием стратегического отраслевого планирования.

Упомянутым Приказом Минэкономразвития России [11] был утверждён Порядок согласования программ социально-экономического развития субъектов РФ с федеральными органами (приложение 1), который предполагал при реализации программ развития регионов использование средств федерального бюджета. Вышеуказанный приказ также утверждал «Типовой макет программ экономического и социального развития субъектов РФ» (приложение 2).

Позже в целях активизации процессов стратегического развития Минрегиона России были разработаны и утверждены общие требования к разработке стратегий [12]. Требования уточняли юридический статус таких понятий стратегического управления, как факторы развития, прогнозы и риски, сценарии, ресурсы, производственный кластер, приоритетные направления развития. Стратегия социально-экономического развития регионов в данном документе была определена как «система мер

государственного управления, опирающихся на долгосрочные приоритеты, цели и задачи политики органов государственной власти» и предполагала законодательное обеспечение таких мер государственного управления.

В то же время с упразднением 115-ФЗ [8] предполагалось, что функции стратегического планирования ситуации с отходами на муниципальном уровне возьмут на себя органы местного самоуправления. Введённый взамен вышеуказанного закона № 115-ФЗ Закон Российской Федерации «О стратегическом планировании» [13] закрепил за муниципальными органами вопросы стратегического планирования по вопросам, отнесённым к полномочиям органов местного самоуправления. Однако уже упомянутый Закон № 131-ФЗ [9] не содержит таких полномочий на муниципальном уровне. Соответственно прекратилась какая-либо работа в этой сфере: поскольку нет полномочий, нет и статьи расхода для такой работы.

Авторы полагают, что, вне всякого сомнения, следует и дальше разрабатывать нормативно-правовую базу в области стратегического управления развитием систем обращения с отходами регионов России. Основным руководящим принципом в этом вопросе должен быть взгляд на территориальное стратегическое планирование и прогнозирование этих систем, как на самостоятельную форму экономической работы, имеющей собственную цель, назначение и логику. Это означает, что плано-прогнозная работа по УСООПП в структурах исполнительной власти региона не должна сводиться лишь к удовлетворению информационных потребностей федеральных органов управления, а должна создавать реальные механизмы управления отраслью отходов.

Первостепенное значение в данном вопросе приобретает необходимость придания нормативного статуса принципиальным вопросам стратегического планирования отрасли, оставшимся на сегодняшний день вне правового поля. Так, в современных условиях в качестве основного метода разработки региональных стратегий развития чаще всего применяется метод экспертных оценок, который базируется на рациональных доводах и интуиции специалистов (экспертов). Данный метод широко применяется в случаях большой неопределённости, отсутствия достоверной информации, когда объект не поддаётся предметному описанию или математической формализации. Однако в России до сих пор отсутствует должное правовое обеспечение экспертного прогнозирования. Не обоснован

сам статус эксперта, требуют разработки положения: «об экспертном прогнозировании», «о стимулировании и ответственности лиц, участвующих в экспертном прогнозировании» и другие. Не развита сама институциональная система применения данного метода, которая, на наш взгляд, должна в себя включать центр по разработке методологии, методик и программного обеспечения в области экспертного прогнозирования. Кроме того, необходимо создание на постоянной основе институтов, занимающихся как проведением экспертиз, так и подготовкой и повышением квалификации кадров прогнозистов и экспертов.

Развитие стратегического территориального планирования и управления замедляется в связи с сохраняющейся неопределённостью, отсутствием чёткого разделения прав и полномочий органов управления федерального, регионального и муниципального уровней в сфере обращения с отходами. Следует отметить достаточно низкий уровень контроля и мониторинга реализации программных мероприятий в УСООПП, своевременной коррекции по мере выявления их значительного отставания по времени реализации. С нашей точки зрения, при расходовании средств, выделяемых на реализацию программ либо стратегий, необходим не только контроль за работой исполнителей со стороны государственного заказчика, но и контроль за должным выполнением функций и обязательств со стороны самого заказчика. Действующий нормативный порядок устанавливает лишь обязательность сбора ежеквартальной статистической отчетности о реализации принятых целевых программ и то лишь по небольшому перечню показателей на уровне ряда федеральных органов. При этом на Минэкономразвития России (с участием Минфина России, заказчика и заинтересованных органов государственной власти федерального и регионального уровней) возложена организация экспертных проверок хода реализации программ. Такой контроль нацелен исключительно на мониторинг фактического расходования финансовых ресурсов. Реальная же ответственность конкретных лиц за реализацию разработанных программ отсутствует.

Вывод из вышеизложенного следующий: в современной нормотворческой деятельности в области стратегического управления сферой обращения с отходами регионам Российской Федерации необходимо устранить рассмотренные выше несоответствия. Только в этом случае внедрение стратегического планирования в сфере управления и обращения

с отходами в регионах будет способствовать эффективному и легитимному решению наиболее масштабных для каждого региона проблем. Это позволит эффективно осуществлять управление функционирующей на рыночных началах территориальной экономикой отрасли посредством сочетания государственного регулирования и рыночного саморегулирования.

Литература

1. Заболотский В.П., Оводенко А.А., Степанов А.Г. Математические модели в управлении: Учеб. пособие. СПб: СПбГУАП, 2001. 196 с.
2. Хинчин А.Я. Работы по математической теории массового обслуживания / По ред. Б.В. Гнеденко. М.: Физматиздат, 1963. 236 с.
3. Ивченко Г.И., Каштанов В.А., Коваленко И.Н. Теория массового обслуживания: Учеб. пособие для вузов. М.: Высшая школа, 1982. 256 с.
4. Мееров В.Б. Статистическое моделирование и параллельные вычисления. Н.Новгород: Проект «Виртуоз», 2005. 24 с..
5. Постановление Государственного комитета РФ по строительству и жилищно-коммунальному комплексу от 21.08.2003 г. № 152 «Об утверждении Методических рекомендаций о порядке разработки Генеральных схем очистки территории населенных пунктов Российской Федерации». // Официальный сайт: КонсультантПлюс [Электронный ресурс].
6. СанПиН 42-128-4690-88 «Санитарные правила содержания территорий населенных мест» (утв. Минздравом СССР 5 августа 1988 г. № 4690-88) // Официальный сайт: КонсультантПлюс [Электронный ресурс].
7. ОК 033–2013 (ОКТМО) «Общероссийский классификатор территорий муниципальных образований» (утв. Приказом Федерального агентства по техническому регулированию и метрологии от 14 июня 2013 г. № 159-ст) // Официальный сайт: КонсультантПлюс [Электронный ресурс].
8. Федеральный закон «О государственном прогнозировании и программах социально-экономического развития Российской Федерации» от 20 июля 1995 г. № 115-ФЗ (признан утратившим силу). // Официальный сайт: КонсультантПлюс [Электронный ресурс].
9. Федеральный закон «Об общих принципах организации местного самоуправления в Российской Федерации» от 06.10.2003 №131-ФЗ (в ред. Фед. закона от 31.12.2014 N 499-ФЗ). // Официальный сайт: КонсультантПлюс [Электронный ресурс].
10. Распоряжения Правительства Российской Федерации от 14 июня 2001 г. № 800-р. //Официальный сайт: КонсультантПлюс [Электронный ресурс].
11. Приказ Минэкономразвития России «О совершенствовании разработки, утверждения и реализации программ экономического и социального развития субъектов Российской Федерации» от 17 июня 2002 г. №170. //Официальный сайт: КонсультантПлюс [Электронный ресурс].
12. Приказ Минрегион России от 27 февраля 2007 г. № 14 «Об утверждении Требований к стратегии социально-экономического развития субъекта Российской Федерации» //Официальный сайт: КонсультантПлюс [Электронный ресурс].
13. Федеральный закон «О стратегическом планировании в Российской Федерации» от 28 июня 2014 г. № 172-ФЗ // Официальный сайт: КонсультантПлюс [Электронный ресурс].

Микробная интродукция и состояние почвенной аборигенной микрофлоры

© 2015. Л. И. Домрачева^{1,2}, д.б.н., профессор, в.н.с., Л. В. Трефилова¹, к.б.н., доцент, А. Л. Ковина¹, к.б.н., доцент, Е. А. Горностаева¹, аспирант, Д. В. Казакова¹, магистр, Е. С. Субботина¹, магистр,

¹Вятская государственная сельскохозяйственная академия;

²Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,
e-mail: dli-alga@mail.ru

Изучение состояния аборигенной микрофлоры после интродукции различных групп микроорганизмов (*Rhizobium loti*, *Fischerella muscicola* и *Fusarium culmorum*), попавших в почву в результате предпосевной инокуляции семян люцерны коровяка, показало, что в составе микробных комплексов происходят определённые изменения. Нечёткая и труднообъяснимая реакция отмечена для группы аммонифицирующих бактерий. Микромицеты при учёте на питательной среде Чапека отвечают повышением численности при всех видах микробной интродукции, особенно данная реакция выражена в случае предпосевной инокуляции семян люцерны бинарной (*Rhizobium loti* + *Fischerella muscicola*) и тройной (*Rhizobium loti* + *Fusarium culmorum* + *Fischerella muscicola*) смесью. При прямом микроскопическом количественном учёте грибов наблюдаются некоторые расхождения, по сравнению с методом учёта путём посева почвенной суспензии на питательную среду. Наибольшее влияние фузариозная интродукция оказала на структуру микокомплексов, что проявилось в выходе на доминирующие позиции грибов с бесцветным мицелием, как у фузария.

Микробная интродукция практически не повлияла на развитие водорослей в почве. Однако только в вариантах с инокуляцией *Fischerella muscicola* наблюдалось размножение в почве цианобактерий, что существенно повлияло как на общую численность фототрофных микроорганизмов, так и на структуру фототрофных популяций.

The study of the state of indigenous microflora after introduction of various groups of microorganisms (*Rhizobium loti*, *Fischerella muscicola* and *Fusarium culmorum*), which got in the soil as a result of seedbed inoculation of cat's clover, showed that certain changes take place in the composition of the microbial complexes. A fuzzy and hard-to-explain reaction is indicated in the group ammonifying bacteria. Micromycetes registered in the Capek medium increase in number at all types of microbial introduction, this reaction is especially well seen in case of cat's clover seedbed inoculation with binary (*Rhizobium loti* + *Fischerella muscicola*) and triple (*Rhizobium loti* + *Fusarium culmorum* + *Fischerella muscicola*) mixture. In direct microscopic quantitative registration of fungus there are some differences, as compared with the results of using the method of counting by planting soil suspension in the nutrient medium. *Fusarium* introduction has made the biggest impact on the myco-complexes structure, the result of that was a dominant position of the fungus with colorless mycelium, such as *Fusarium*.

Microbial introduction did lead to algae growth in soil. However, only in variants with inoculation of *Fischerella muscicola* cyanobacteria propagation in soil took place, which greatly influenced both the total number of phototropic microorganisms and the structure of phototrophic populations.

Ключевые слова: интродукция, инокуляция, цианобактерии, водоросли, микромицеты, структура популяций, микоценоз, альгоценоз.

Keywords: introduction, inoculation, cyanobacteria, algae, micromycetes, population structure, myco-coenosis, algo-coenosis.

Интродукция микроорганизмов в почву преследует различные цели. Вероятно, первые опыты в этом направлении были связаны с использованием ещё в конце XIX века бактериальных удобрений на основе клубеньковых бактерий р. *Rhizobium* при обработке семян бобовых для повышения урожая этих культур. В настоящее время спектр использования микробных биопрепаратов в земледелии существенно расширился и включает такие направления, как ростстимулирующая

активность микробов-инокулянтов, фосфат-мобилизующая активность, защита растений от вредителей и болезней, биоремедиация загрязнённых территорий. При этом даже традиционное использование препаратов клубеньковых бактерий модифицируется путём внесения других бактериальных препаратов, оказывающих дополнительное влияние на адаптивные свойства и продуктивность бобовых [1]. Во всех случаях при интродукции или реинтродукции в почву попадают

микроорганизмы, способные оказывать определённое воздействие на аборигенную микрофлору и вмешиваться в ход микробных сукцессий с воспроизведением определённого равновесного сообщества [2]. С другой стороны, судьба вселенцев, а следовательно, и эффективность применяемых препаратов во многом определяются взаимодействием с коренными обитателями почвы. Например, для эффективного подавления фитопатогенов микробам-интродуцентам необходимо быть среди первых колонизаторов зон корня, которые являются «воротами инфекции». Поэтому остро стоят вопросы поиска среди антагонистических штаммов наиболее ранних колонизаторов ризопланы и разработки приёмов их доставки в зону возможного поражения корня [3]. Эффективность влияния интродуцированных микроорганизмов на растение также во многом зависит от их хемотаксисных и адгезивных свойств [4].

Задача по перемещению нежелательного объекта на другую ранговую позицию с понижением его функциональной значимости может быть обеспечена посредством интродукции разнообразных микроорганизмов, включая как популяции антагонистов для конкретной мишени, так и микробные популяции сложного состава, эффективность которых связана с полифункциональностью. Высокий уровень обилия микроорганизмов в таких препаратах позволяет на какое-то время с помощью прямой конкуренции и механизмов инициации микробных сукцессий понизить значимость нежелательных доминантов в природной среде [5].

Цель данной работы – изучить состояние микробных комплексов почвы после интродукции в неё определённых групп микроорганизмов.

Объекты и методы исследования

Исследования по влиянию интродуцированной микрофлоры на состояние аборигенной микрофлоры были проведены на посевах лядвенца рогатого (*Lotus corniculatus*). Предпосевную инокуляцию семян проводили следующими видами микроорганизмов: клубеньковыми бактериями *Rhizobium loti*, цианобактерией (ЦБ) *Fischerella muscicola* и микромицетом *Fusarium culmorum* в виде монокультур и в различных сочетаниях (ди- и тривидовые инокулюмы). Выбор микробов-интродуцентов был обусловлен необходимостью разработки дополнительных

путей стимуляции клубеньковых бактерий, обеспечивающих максимальный уровень активности в симбиозе с бобовым растением. Поэтому ЦБ *Fisch. muscicola* была выбрана в качестве биостимулятора и для ризобиума, и для лядвенца, а при использовании *F. culmorum* предполагалось изучение антагонистической активности фишереллы.

Инокуляцию механически скарифицированных семян проводили путём выдерживания их в течение суток в суспензиях ризобиума с титром $3,2 \cdot 10^9$ кл./мл, фишереллы с титром $(2,1 \pm 0,36) \cdot 10^7$ кл./мл, фузариума с титром $(1,1 \pm 0,15) \cdot 10^6$ макроконидий/мл и в их смесях.

В полевом опыте посев семян проведён на микроделянке площадью $0,25 \text{ м}^2$ в 3-кратной повторности 20 мая 2014 г. с производственной нормой высева $15,2 \text{ кг/га}$.

Прореживание посевов, определение количества образовавшихся клубеньков на корнях, степени нодуляции и ксеромассы надземной части растений проведены через 1,5 месяца в период бутонизации и начала цветения лядвенца. Было установлено, что самым эффективным оказался вариант с одновременной обработкой семян ризобием и фишереллой, в котором количество клубеньков в среднем на 1 корень в 10 с лишним раз было больше, чем в контроле (неинокулированные семена). При этом клубеньки образовались на корнях всех растений, в отличие от контроля, где этот показатель менее 50%. По сравнению с ризобияльной обработкой обработка семян *Rh. loti* + *Fisch. muscicola* приводила к возрастанию числа клубеньков на корне почти в 6 раз. Только в этом варианте степень нодуляции достигала 100%. Прирост сухой биомассы надземной части лядвенца рогатого в данном варианте также оказался максимальным и составил 76,6% по отношению к контролю [6]. В этот же срок (т.е. через 1,5 месяца после внедрения микробов-интродуцентов в микробные почвенные системы) были отобраны почвенные образцы для проведения микробиологического и альгологического количественного анализа.

Учёт численности аммонифицирующих бактерий проводили методом разведения с последующим посевом на питательную среду МПА. Численность водорослей и ЦБ проводили методом прямого учёта под микроскопом. Для определения численности микромицетов использовали 2 метода: посев почвенных разведений на питательную среду Чапека и метод прямого учёта под микроскопом с определени-

ем длины бесцветного и меланизированного мицелия, а также численности грибных пропагул (в данном случае – фрагментов мицелия).

Результаты и обсуждение

Определение численности гетеротрофных бактерий и грибов, выросших на питательных средах, показало, что существует определённый разброс результатов по вариантам (табл. 1). Численность бактерий максимальная и остаётся на уровне контроля в двух вариантах: *Rh. loti* + *Fisch. muscicola* и *Rh. loti* + *F. culmorum* + *Fisch. muscicola*. К значительному снижению численности этой группы микроорганизмов приводит интродукция монокультур – *Rh. loti*, *Fisch. muscicola* и *F. culmorum*, а также бинарной смеси *Rh. loti* + *F. culmorum*.

В случае грибов чётко прослеживается тенденция увеличения их численности во всех вариантах с микробной интродукцией. При этом максимальные показатели (превышающие в 4 раза показатели контроля) отмечены в вариантах с бинарной (*Rh. loti* + *Fisch. muscicola*) и тройной (*Rh. loti* + *F. culmorum* + *Fisch. muscicola*) смесью. Абсолютные показатели численности грибных популяций при данном методе количественного

определения колеблются от 400 тыс. КОЕ/г до 1,6 млн. КОЕ/г.

Близкие результаты получаются при прямом количественном учёте грибов на мазках под микроскопом, когда одновременно проводили не только подсчёт численности грибных пропагул (в данном случае обрывков мицелия), но и определение длины мицелия (табл. 2). Так, численность грибных зачатков колеблется в диапазоне от 840 тыс. до 1,3 млн пропагул/г почвы. Однако проявляется тенденция не стимуляции, а, наоборот, некоторого снижения численности микромицетов во всех вариантах с микробной интродукцией, по сравнению с контролем (табл. 1 и 2).

Определение длины грибного мицелия показало, что в двух вариантах (*F. culmorum* и *Fisch. muscicola*) этот показатель выше, чем в контроле, в других – ниже, чем в контроле. Таким образом, дополнительное внесение в почву грибного инокулята (*F. culmorum*) практически не повлияло на численность микромицетов в почве.

Однако влияние этого интродуцента, имеющего бесцветный мицелий, привело к изменению структуры микоценозов, что проявилось в усилении доли грибов с бесцветным мицелием (рис. 1).

Таблица 1

Влияние микробной интродукции на численность бактерий и грибов в почве

Вариант	Бактерии (МПА) • 10 ⁶ КОЕ/г	Грибы (Чапек) • 10 ⁵ КОЕ/г
1. Контроль	5,2±0,7	4,4±0,7
2. <i>Rh. loti</i>	1,5±0,7	10,3±1,6
3. <i>Rh. loti</i> + <i>F. culmorum</i>	3,8±0,4	5,9±0,4
4. <i>Rh. loti</i> + <i>Fisch. muscicola</i>	5,9±0,5	16,4±0,5
5. <i>Rh. loti</i> + <i>F. culmorum</i> + <i>Fisch. muscicola</i>	5,9±0,4	16,0±1,9
6. <i>Fisch. muscicola</i>	3,3±0,1	8,4±1,3
7. <i>F. culmorum</i>	2,6±0,1	7,1±0,8

Таблица 2

Влияние микробной интродукции на количественные характеристики почвенных микоценозов (по результатам прямого микроскопического учёта)

Варианты	Длина мицелия, м/г			Количество пропагул, тыс./г		
	бесцветного	окрашенного	общая	бесцветных	окрашенных	всего
1. Контроль	16,1±3,2	18,5±6,8	34,6±10,0	400±100	930±200	1330±300
2. <i>Rh. loti</i>	13,9±3,3	13,9±1,8	27,8±5,1	430±50	700±100	1130±150
3. <i>Rh. loti</i> + <i>F. culmorum</i>	16,4±1,6	11,2±1,0	27,6±2,6	670±20	630±110	1300±130
4. <i>Rh. loti</i> + <i>Fisch. muscicola</i>	17,1±4,8	15,5±2,4	32,6±7,2	370±50	470±110	840±160
5. <i>Rh. loti</i> + <i>F. culmorum</i> + <i>Fisch. muscicola</i>	12,8±3,2	11,7±0,7	24,5±3,9	367±50	630±20	997±70
6. <i>Fisch. muscicola</i>	18,1±1,0	20,2±1,3	38,3±2,3	430±30	470±20	900±50
7. <i>F. culmorum</i>	30,9±1,9	9,6±2,6	40,5±3,7	600±100	400±100	1000±200

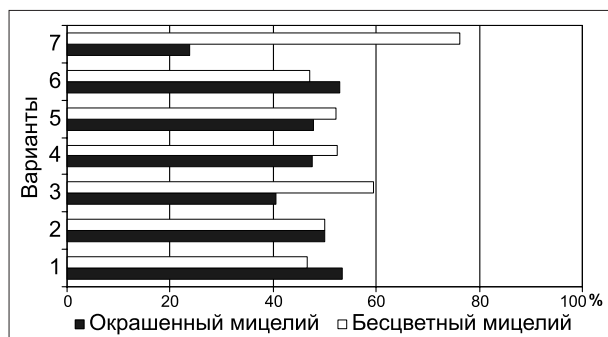


Рис. 1. Влияние микробной интродукции на структуру грибных популяций по длине окрашенного и бесцветного мицелия (%). Варианты: 1. Контроль. 2. *Rh. loti*. 3. *Rh. loti* + *F. culmorum*. 4. *Rh. loti* + *Fisch. muscicola*. 5. *Rh. loti* + *F. culmorum* + *Fisch. muscicola*. 6. *Fisch. muscicola*. 7. *F. culmorum*.

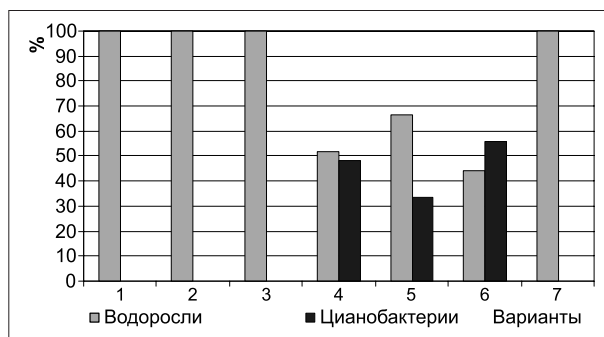


Рис. 2. Влияние микробной интродукции на структуру фототрофных популяций (%). Варианты: 1. Контроль. 2. *Rh. loti*. 3. *Rh. loti* + *F. culmorum*. 4. *Rh. loti* + *Fisch. muscicola*. 5. *Rh. loti* + *F. culmorum* + *Fisch. muscicola*. 6. *Fisch. muscicola*. 7. *F. culmorum*.

Изучение влияния микробной интродукции на фототрофные популяции показало, что численность фототрофов является максимальной в тех вариантах, где происходила инокуляция семян *Fisch. muscicola* и связана с размножением ЦБ. При этом в остальных вариантах численность водорослей практически была одинаковой – в пределах 1 млн. кл./г почвы. Vegetация ЦБ в 4-6-м вариантах явно обусловлена цианобактериальной интродукцией и непосредственным размножением только *Fisch. muscicola*, а не ускорением хода сезонной сукцессии, что порой наблюдается при внесении в почву различных удобрений, пестицидов и других поллютантов [7, 8]. Пик размножения ЦБ наблюдается в варианте с внесением *Fisch. muscicola* (табл. 3).

Появление в фототрофном микробном комплексе цианобактериального компонента приводит в конечном итоге к изменению структуры альгоценозов (рис. 2).

Таким образом, результаты проведённых исследований показывают, что при микробной интродукции в почве происходят опреде-

лённые изменения количественных показателей и структуры микробных комплексов. Существуют косвенные доказательства приживаемости интродуцированных микроорганизмов. Свидетельством этому является увеличение числа клубеньков на корнях лядвенца и степени нодуляции в вариантах с внесением *Rhizobium loti* [6]; увеличение доли грибов с бесцветным мицелием в вариантах с внесением *Fusarium culmorum*; массовое развитие ЦБ в вариантах с цианобактериальной инокуляцией. Единственной группой изучаемых микроорганизмов, на которую микробная интродукция не оказала никакого влияния, являются водоросли, численность которых во всех вариантах практически одинаковая.

Наиболее явные изменения статуса микробных комплексов регистрируются на уровне структуры популяций в микокомплексах (увеличение представительства грибов с бесцветным мицелием в вариантах с фузариозной инокуляцией) и в альгоценозах (расширение спектра фототрофов, обусловленное появлением прокариотного компонента в вариантах с цианобактериальной инокуляцией).

Таблица 3
Влияние микробной интродукции на количественные показатели фототрофной микрофлоры

Варианты	Численность фототрофов, тыс. кл./г				
	Зелёные водоросли	Диатомовые водоросли	Водоросли	Цианобактерии	Всего
1. Контроль	800±0	200±0	1000±0	не обнаружено	1000±0
2. <i>Rh. loti</i>	800±100	230±50	1030±150	не обнаружено	1030±150
3. <i>Rh. loti</i> + <i>F. culmorum</i>	667±50	270±50	937±100	не обнаружено	937±100
4. <i>Rh. loti</i> + <i>Fisch. muscicola</i>	800±0	200±0	1000±0	930±150	1930±150
5. <i>Rh. loti</i> + <i>F. culmorum</i> + <i>Fisch. muscicola</i>	670±50	200±0	870±50	443±65	1313±165
6. <i>Fisch. muscicola</i>	700±100	300±100	1000±200	1270±32	2270±232
7. <i>F. culmorum</i>	700±200	230±50	930±250	не обнаружено	930±250

Работа выполнена при финансовой поддержке внутривузовского гранта Вятской государственной сельскохозяйственной академии № 3 от 01.07.2014 г.

Литература

1. Пузырева М.Л., Бурденкова Т.В. Влияние бактериальных и ростстимулирующих препаратов на адаптивные свойства и продуктивность козлятника восточного // Достижения науки и техники АПК. 2010. № 12. С. 48–51.

2. Кожевин П.А. «Здоровье» почвы как проблема биотехнологии // Биотехнология: состояние и перспективы развития: Матер. конгресса. Ч. 2. М.: 2007. С. 114.

3. Кураков А.В., Костина Н.В. Сапротрофные микромицеты ризопланы томатов, огурцов и дерново-подзолистой почвы и их способность подавлять фузариозную инфекцию корней // Почвоведение. 1998. № 2. С. 193–199.

4. Курдиш И.К., Чуйко Н.В., Бега З.Т. Хемотаксисные и адгезивные свойства *Azotobacter vinelandii* и

Bacillus subtilis // Прикл. биохимия и микробиология. 2010. Т. 46. № 1. С. 58–63.

5. Кожевин П.А. Некоторые аксиомы почвенной биотехнологии и применение эффективных микроорганизмов // Микробиологические препараты «Байкал ЭМ1», «Тамир», «ЭМ-курунка». Практическая биотехнология в сельском хозяйстве, экологии, здравоохранении. Сб. трудов. М.: ООО «Изд-во Агрорус», 2006. С. 76–80.

6. Домрачева Л.И., Трефилова Л.В., Ковина А.Л., Горностаева Е.А., Малыгина О.Н., Новокшонова Н.В. Влияние способов предпосевной обработки семян лядвенца рогатого (*Lotus corniculatus* L.) на всхожесть и интенсивность образования клубеньков // Теоретическая и прикладная экология. 2014. № 3. С. 67–72.

7. Домрачева Л.И., Зыкова Ю.Н., Кондакова Поллютанты как пусковой механизм сукцессий альгоценозов // Теоретическая и прикладная экология. 2009. № 3. С. 20–24.

8. Помелов А.В., Березин Г.И., Домрачева Л.И. Адаптационные резервы высшего растения и почвенной альгофлоры при действии пестицидов // Теоретическая и прикладная экология. 2011. № 3. С. 87–94.

Утилизация сменных тепличных грунтов с использованием местных штаммов почвенных микроорганизмов-деструкторов

© 2015. А. А. Широких¹, д.б.н., в.н.с., Е. В. Товстик¹, м.н.с., Р. И. Абубакирова¹, м.н.с., Я. И. Назарова¹, аспирант, м.н.с., О. Н. Шуплецова¹, к.б.н., с.н.с., К. И. Пересторонин², генеральный директор, И. Г. Широких¹, д.б.н., зав. лабораторией,

¹Зональный научно-исследовательский институт сельского хозяйства Северо-Востока им. Н. В. Рудницкого, ²ООО «Костино-АГРО», e-mail: irgenal@mail.ru

Возникшая при выращивании лука на перо проблема переработки сменного тепличного грунта в торфо-перегнойный субстрат, пригодный для производства этой же или другой растениеводческой продукции, решается с помощью интродукции в компостную смесь искусственной ассоциации мицелиальных микроорганизмов. По результатам скрининга на целлюлозолитическую активность более 140 штаммов микробных культур выявлено 33 адаптированных к местным почвенно-климатическим условиям перспективных штамма стрептомицетов и два штамма микроскопического гриба рода *Trichoderma*. Изучен характер взаимодействия между ними. Составлена искусственная ассоциация микроорганизмов *Trichoderma* sp. H2+*Streptomyces* sp. 2-F-1+*Streptomyces* sp. 1-F-1, обеспечившая при модельном компостировании повышение в 2-4 раза численности микроорганизмов, участвующих в круговороте азота. Это, в свою очередь, привело к увеличению степени разложения луково-торфяного субстрата на 53% и убыли биомассы отходов на 19% по сравнению с контролем. Сделан вывод о необходимости учёта антагонистических взаимоотношений между интродуцируемыми в компост микроорганизмами при создании искусственных микробных ассоциаций. Совершенствование методов биотехнологической переработки отходов сельскохозяйственного производства позволит решить проблему их утилизации без загрязнения окружающей среды и получить новую полезную продукцию.

Growing green onions caused the problem of processing removable greenhouse soil humus into peat substrate suitable for the manufacture of the same or some others plant products, this problem is solved by the introduction of artificial association of filamentous microorganisms into the compost mixture. As a result of screening cellulolytic activity of more than 140 strains of microbial cultures there were stated 33 strains of Streptomyces and two strains of microscopic fungi genus *Trichoderma* adapted to local soil and climatic conditions. The character of their interaction was researched.

Artificial association of microorganisms *Trichoderma* sp. H2 + *Streptomyces* sp. 2-F-1 + *Streptomyces* sp. 1-F-1 was made up, at the model composting it ensured a 2-4 times increase in the number of microorganisms involved in the nitrogen cycle. This has led to an increase in the degree of decomposition of onion-peat substrate by 53%, and to the loss of biomass waste by 19% as compared with the control. It was concluded that it is needed to consider the antagonistic relationship between the organisms introduced in compost at creating artificial microbial associations. Improved methods of biotechnological processing of agricultural waste will solve the problem of their disposal without environmental pollution and to obtain new useful products.

Ключевые слова: отходы растениеводства, сменные тепличные грунты, разложение целлюлозы, *Streptomyces* sp., *Trichoderma* sp., компостирование, минерализация, степень разложения.

Keywords: crop residues, removable greenhouse soils, decomposition of cellulose, *Streptomyces* sp., *Trichoderma* sp., composting, mineralization, decomposition degree.

В процессе производства растениеводческой продукции накапливается значительное количество медленно разлагаемых в естественных условиях растительных остатков, что приводит к загрязнению окружающей среды. В связи с этим остро встаёт вопрос об их утилизации. Наиболее экологичным и в то же время наименее энергозатратным способом переработки такого сырья является компостирование с использованием эффективных штаммов

микроорганизмов [1–3]. Однако в связи с тем, что многие микроорганизмы обладают необходимой биологической активностью в сравнительно узком диапазоне температуры и влажности, необходим поиск деструкторов, адаптированных к региональным почвенно-климатическим условиям, что позволит эффективно утилизировать растительные отходы в почвах конкретного региона. Совершенствование методов биоорганической переработки

и/или утилизации отходов сельскохозяйственного производства позволит решить проблему их утилизации, снизив уровень загрязнения окружающей среды [4].

При производстве лука на зелень в тепличном хозяйстве возникла проблема переработки сменных грунтов, включающих большое количество трудноразлагаемых растительных отходов с высокой влажностью. С экологической точки зрения отходы растениеводства могут стать сырьём для получения новых полезных продуктов с помощью методов биотехнологии. Одним из таких методов является компостирование торфяно-лукового субстрата с использованием высокоэффективных штаммов микроорганизмов-гидролитиков, обладающих антибиотической активностью, которые способствуют более интенсивному разложению растительных остатков и их обеззараживанию от фитопатогенной микрофлоры. В ходе такого компостирования формируется торфяно-перегнойный субстрат, пригодный для дальнейшего использования в производстве зеленных и других сельскохозяйственных культур.

Растительные отходы на 35–50% состоят из целлюлозы, на 20–35% - гемицеллюлозы, на 10–25% - лигнина [5], а также содержат небольшие количества золы, белка и пектина [6]. Поэтому для эффективной деградации растительных остатков необходимы штаммы микроорганизмов, продуцирующие соответствующие гидролитические ферменты. Известно, что наиболее активными гидролитиками, в том числе продуцентами целлюлаз [7, 8], пектиназ [9, 10] и ферментов, разрушающих лигнин [11–13], являются мицелиальные грибы и актиномицеты. Микроорганизмы, принадлежащие именно к этим группам, наиболее часто выделяют из компостов и используют для их приготовления.

Целью нашей работы являлось создание оригинальной микробной композиции, адаптированной к местным почвенно-климатическим условиям, и проведение модельного компостирования торфяно-лукового субстрата с предварительно отобранными в чистых культурах штаммами мицелиальных микроорганизмов.

Методика и условия проведения экспериментов

Объектами исследования служили 139 культур стрептомицетов и 2 культуры гриба *Trichoderma* sp. из рабочей коллекции ФГБНУ

«НИИСХ Северо-Востока», выделенные в разные годы из различных субстратов в местных почвенно-климатических условиях. Скрининг целлюлозолитически активных штаммов проводили на минеральной среде Гетчинсона [14] с целлюлозой в качестве единственного источника углерода. Культуры высевали на поверхность целлюлозного фильтра, помещённого на поверхность агаризованной среды в чашках Петри. Инкубацию посевов проводили при 27°C в темноте в течение 28 сут. Характер роста культур оценивали визуально.

Количественную оценку целлюлозолитической активности выполняли по методу [15]. К минеральной основе среды Гетчинсона добавляли 1% карбометилцеллюлозы (КМЦ), размоченной в холодной воде. Посев стрептомицетов на поверхность стерильной агаризованной среды осуществляли «полоской», а грибов – уколом. Чашки с посевами инкубировали при 27°C в темноте в течение 7 сут. Затем поверхность агара с выросшими колониями микроорганизмов заливали 0,1% водным раствором Конго красного и выдерживали 15 мин. при комнатной температуре. Затем краситель убрали и добавляли 1М раствор хлорида натрия. Спустя 10 мин. измеряли величину зоны просветления около тестируемого микроорганизма. Метод основан на том, что продукты разрушения целлюлозы не окрашиваются красителем Конго красным. Повторность определений для каждого штамма 3-кратная.

Антагонистическую активность культур стрептомицетов в отношении гриба *Trichoderma* оценивали методом диффузии в агар [16].

Модельное компостирование торфяно-лукового субстрата с предварительно отобранными в чистых культурах штаммами проводили при естественной влажности. Процесс приготовления субстрата для микробной трансформации включал отделение от луковичных внешних чешуй и корней. Подготовленные таким образом луковичные части (их мясистую часть) измельчали в блендере. Корни, луковый фарш и торфяной субстрат в соотношении 1:2:4 (по объёму) тщательно перемешивали и раскладывали по 350±50 г в пластиковые контейнеры объёмом 1 л. Внешние сухие (окрашенные) чешуи раскладывали на поверхность луково-торфяного субстрата поштучно – 3-4 шт./контейнер. При закладке отбирали пробы на определение влажности субстрата и производили пересчёт индивидуальных навесок на воздушно-сухое вещество.

В зависимости от варианта интродукции в контейнеры с субстратом добавляли разведён-

ные водой 1:1 суспензии 5-суточных культур микроорганизмов в количестве 100 мл. За контроль принимали вариант без интродукции микроорганизмов. Каждый вариант закладывали в трёх повторениях. Инкубировали в темноте, при 19°C. По истечении 5 месяцев контейнеры с субстратом взвешивали и отбирали пробы для определения влажности субстрата, рассчитывали убыль массы субстрата по вариантам.

Отобранные по активной деструкции в первой серии опытов штаммы микроорганизмов выращивали в газонной культуре в течение 4 сут. на плотных агаризованных средах. Для получения различных по составу микробных ассоциаций жидкую картофельную среду [14] инокулировали, соответственно варианту (табл. 4), вырезанными из газонных культур агаровыми блоками. Вносили в каждую колбу, содержащую 50 мл среды, по пять блоков, диаметром 6 мм. В вариантах с грибом *Trichoderma* для инокуляции использовали всегда один грибной блок, а четыре других блока были распределены между культурами стрептомицетов поровну (1 или 2 блока) согласно схеме опыта (табл. 4). Инкубацию вели на качалке (180 об./мин.) при комнатной температуре. Суспензии 4-суточных смешанных культур микроорганизмов вносили в подготовленный субстрат в количестве 50 мл. Каждый вариант закладывали в трёх повторениях. Инкубировали в темноте при 16–18°C. Контролем служил вариант без интродукции микроорганизмов, но с увлажнением субстрата питательной средой (контроль 2), на которой выращивались микроорганизмы, а также субстрат, не подвергнутый компостированию (контроль 1). По истечении 7 недель контейнеры с субстратом взвешивали и отбирали пробы для определения влажности субстрата, рассчитывали убыль массы субстрата по вариантам.

В каждом варианте определяли степень разложения субстрата методом отмучивания на ситах [17]. Расчёт производили по формуле:

Степень разложения = $100 - \frac{\text{вес сухого волокна}}{\text{вес сухого субстрата}} \cdot 100\%$.

Микробиологический анализ компоста проводили методом посева из разведений суспензий на агаризованные среды. На мясо-пептонном агаре (МПА) учитывали численность бактерий, утилизирующих органические формы азота, на крахмало-аммиачном (КАА) – численность бактерий, усваивающих минеральные формы азота, на агаре Гетчинсона - количество целлюлозолитиков [14, 16].

Микроскопию исходных субстратов и субстратов, полученных в результате модельного компостирования, осуществляли, используя световой микроскоп Leuca 2500DM, увеличение $\times 200$.

Статистическую обработку результатов проводили стандартными методами с применением программы EXCEL.

Результаты и их обсуждение

Прямая микроскопия исходных субстратов показала, что поверхность луковых чешуёв в отработанных тепличных грунтах в сильной степени была заселена нематодами, микробный комплекс был представлен грибным мицелием в ассоциации с бактериями, очень часто встречался спороносящий актиномицетный мицелий (рис. 1, цв. вкладка). Поверхность корней также была заселена микроскопическими грибами и, отчасти, бактериями.

При помещении исходных субстратов на картофельную агаровую среду с последующей инкубацией во влажной камере было установлено, что в естественных условиях в деструкции поверхностных чешуёв лука принимали участие микроскопические грибы *Aspergillus niger*, представители родов *Penicillium*, *Acremonium*, *Mucor*, *Fusarium*, *Phiallophora*, *Stemphilium* (в порядке снижения частоты встречаемости) и бактерии рода *Streptomyces*. Это совпало с результатами, приведёнными в литературе в отношении состава минерализующего микробного комплекса других растениеводческих отходов [1, 2, 8, 9] и послужило основанием к проведению скрининга активных штаммов-деструкторов среди данных групп мицелиальных микроорганизмов.

На первом этапе исследований в лабораторных экспериментах определяли способность 139 культур стрептомицетов и 2 культур гриба *Trichoderma* sp. утилизировать целлюлозу в качестве единственного источника углерода. Штаммы, характеризовавшиеся на целлюлозе обильным ростом, далее оценивали с использованием количественного метода. Учитывая, что среди актиномицетов широко распространена способность продуцировать антибиотики и подавлять тем самым развитие других микроорганизмов, у выделенных в первом тесте культур проводили определение способности ингибировать развитие микробиоты *Trichoderma* sp. Н1 и Н2 (табл. 1).

В результате двухэтапного тестирования культур микроорганизмов на способность разлагать целлюлозу, а также по признаку

Таблица 1

Результаты тестирования рабочей коллекции стрептомицетов на целлюлозолитическую активность и антагонизм к триходерме

№ п/п	Штамм	Целлюлозолитическая активность		Антагонизм	
		характер роста на целлюлозе	зона просветления на КМЦ, мм	зона подавления роста <i>Trichoderma</i> sp., мм	
				Н 1	Н 2
1	<i>S. hygroscopicus</i> 140.13	++	18	33	33
2	<i>S. pseudogriseolus</i> 140.9	++	24	25	32
3	<i>S. pseudogriseolus</i> 140.2	+	15	25	30
4	<i>S. antimycoticus</i> 140.1	++	20	24	30
5	<i>Streptomyces</i> sp. 84.9.12	+	20	0	0
6	<i>Streptomyces</i> sp. 84.4.12	+	14	30	20
7	<i>Streptomyces</i> sp. 60.7.12	±	0	0	0
8	<i>S. variabilis</i> 88.7	+	10	0	0
9	<i>Streptomyces</i> sp. 62.3	++	28	23	23
10	<i>Streptomyces</i> sp. 43.10.7	+	15	0	0
11	<i>Streptomyces</i> sp. 43.14.7	+	0	0	0
12	<i>S. wedmorensis</i> 38.11	++	15	26	26
13	<i>Streptomyces</i> sp. 140.5	++	10	27	26
14	<i>Streptomyces</i> sp. 17.11.8	++	20	18	18
15	<i>Streptomyces</i> sp. 3.4.12	+	10	18	18
16	<i>Streptomyces</i> sp. 43.10.12	++	20	25	25
17	<i>Streptomyces</i> sp. 17.5.12	+	12	18	26
18	<i>Streptomyces</i> sp. 54.8.12	+	19	0	0
19	<i>S. gelaticus</i> 38.7	++	13	0	0
20	<i>S. noursei</i> 75.5	+	11	0	0
21	<i>Streptomyces</i> sp. 43.2.7	++	28	0	0
22	<i>S. wedmorensis</i> 88.6	+	10	24	25
23	<i>Streptomyces</i> sp. 60.9.12	+	11	26	24
24	<i>Streptomyces</i> sp. 60.4.12	±	14	0	0
25	<i>Streptomyces</i> sp. 54.2.12	++	18	0	0
26	<i>S. chromofuscus</i> 140.6	++	17	18	20
27	<i>Streptomyces</i> sp. 7.2	+	10	0	0
28	<i>S. albus</i> 42.3	++	15	0	0
29	<i>Streptomyces</i> sp. 7.5.12	±	0	20	20
30	<i>S. hygroscopicus</i> 140.10	+	10	26	26
31	<i>Streptomyces</i> sp. A-2	++	13	0	0
32	<i>Streptomyces</i> sp. 4-F-1	++	16	0	0
33	<i>Streptomyces</i> sp. 2-F-1	++	12	0	0

Примечание: ± - слабый; + - умеренный, ++ - обильный рост.

Таблица 2

Результаты микробиологического анализа торфяно-лукового субстрата с интродукцией штаммов-целлюлозолитиков

Вариант интродукции	Численность КОЕ на средах, млн/г в.-с. в.		K минерализации	Длина мицелия, м/г
	МПА	КАА		
Контроль без интродукции	55±21	≤1	0,02	34±19
<i>Trichoderma</i> sp.Н1	271±19	223±54	0,82	172±56
<i>Trichoderma</i> sp.Н2	261±60	70±41	0,27	508±181
<i>S. albus</i> 42.3	226±66	155±12	0,69	188±24
<i>Streptomyces</i> sp. 2-F-1	214±64	218±18	1,02	177±86
<i>Streptomyces</i> sp 43.2.7	209±13	236±25	1,13	135±25
<i>Streptomyces</i> sp. A-2	275±89	148±32	0,54	66±28
<i>Streptomyces</i> sp. 1-F-1	183±20	146±19	0,80	81±16
<i>S.gelaticus</i> 38.7	146±28	114±43	0,78	101±28
<i>Streptomyces</i> sp. 54.2.12	144±45	360±111	2,50	63±38
<i>Streptomyces</i> sp. 4-F-1	191±31	155±25	0,81	19±26

отсутствия антагонистической активности в отношении гриба *Trichoderma* sp., для проведения модельного компостирования торфяно-лукового субстрата были отобраны следующие штаммы стрептомицетов: *Streptomyces* sp. 4-F-1 (зона просветления 16 мм), *Streptomyces* sp. A-2 (13 мм), *Streptomyces* sp. 2-F-1 (12 мм), *S. albus* 42.3 (15 мм), *S. gelaticus* 38.7 (13 мм), *Streptomyces* sp. 54.2.12 (18 мм), *Streptomyces* sp. 43.2.7 (28 мм). Далее определяли в модельном опыте способность этих культур ускорять минерализацию луково-торфяного субстрата.

Как следует из приведённых в таблице 2 данных, численность микроорганизмов, утилизирующих органические формы азота (на МПА), составила сотни миллионов колониеобразующих единиц (КОЕ) на 1 г торфяно-лукового субстрата и мало изменялась по вариантам опыта.

В контроле без интродукции микроорганизмов численность на МПА была на порядок (существенно) ниже и составила всего 55 млн КОЕ/г. Это свидетельствует о том, что в присутствии интродуцированных микроорганизмов процессы аммонификации происходят более активно, чем в контроле. Численность бактерий, усваивающих преимущественно минеральные формы азота (на КАА), изменялась в гораздо большем диапазоне значений, чем численность на МПА. Так, в контроле при посеве из пятого десятичного разведения рост бактерий не обнаружен, что указывает на численность, меньшую, чем 1 млн КОЕ/г. В вариантах с интродукцией различных культур-целлюлозолитиков численность на КАА изменялась от 70 млн КОЕ/г (*Trichoderma* sp. Н2) до 360 млн КОЕ/г (*Streptomyces* sp. 54.2.12). Коэффициент минерализации *K*, равный соотношению численности бактерий на этих средах (КАА/МПА), изменялся в пределах от 0,02 в контроле до 2,5 в варианте со *Streptomyces*

sp. 54.2.12. Значения *K*, превышающие 1 или близкие к ней, указывают на преобладание или достаточно высокое содержание в субстрате минеральных источников азота, тогда как более низкие значения *K*, наоборот, свидетельствуют о превалировании в субстрате органического азота и, следовательно, менее интенсивных процессах минерализации, чем в первом случае.

Высокой степенью минерализации, на основании значений *K*, отличались варианты с внесением в субстрат бактерий *Streptomyces* sp. 43.2.7 (1,13), *Streptomyces* sp. 2-F-1 (1,02), *Streptomyces* sp. 1-F-1 (0,8), а также гриба *Trichoderma* sp. Н1 (0,82). Добавление к субстрату другого штамма гриба *Trichoderma* sp. Н1 сопровождалось менее интенсивной минерализацией, о чём свидетельствует наиболее низкое в опыте значение $K=0,27$. Среди исследованных стрептомицетов довольно низкими значениями *K* характеризовались культуры *Streptomyces* sp. A-2 (0,54) и *S. albus* 42.3 (0,69).

Сопоставление значений коэффициента минерализации по вариантам с убылью воздушно-сухой массы субстрата за время инкубации показало, что прямой корреляции между ними не прослеживается (табл. 3).

Максимальная убыль массы субстрата (29,6%) имела место в вариантах с внесением культур *Trichoderma* sp. Н2 и *S. albus* 42.3, не отличающихся высокими значениями *K*. В вариантах с минимальной убылью массы субстрата *Streptomyces* sp. 4-F-1 (12,2%), *S. gelaticus* 38.7 (16,5%), *Streptomyces* sp. 54.2.12 (18,7%), наоборот, по микробиологическим данным, степень минерализации была достаточно высокой ($K=0,78-2,5$).

Степень разложения луково-торфяного субстрата, определённая методом отмучивания на ситах, изменялась тоже в широких пределах от 51,7% (*S. gelaticus* 38.7) до 82,2% (*Trichoderma* sp. Н2). Соответствие между

Таблица 3

Убыль массы и степень разложения луково-торфяного субстрата при интродукции штаммов-целлюлозолитиков

Вариант интродукции	Убыль массы, % к исходной	Степень разложения, %
Контроль без интродукции	0	—
<i>Trichoderma</i> sp.Н1	20,6±1,99	81,8
<i>Trichoderma</i> sp.Н2	29,6±2,41	82,2
<i>S. albus</i> 42.3	29,6±0,15	70,9
<i>Streptomyces</i> sp. 2-F-1	21,5±0,81	82,0
<i>Streptomyces</i> sp 43.2.7	22,5±4,52	67,6
<i>Streptomyces</i> sp. A-2	26,7±3,42	58,3
<i>Streptomyces</i> sp. 1-F-1	22,7±2,05	72,0
<i>S. gelaticus</i> 38.7	16,5±15,16	51,7
<i>Streptomyces</i> sp. 54.2.12	18,7±5,23	67,0
<i>Streptomyces</i> sp. 4-F-1	12,2±2,41	64,0

**А. А. ШИРОКИХ, Е. В. ТОВСТИК, Р. И. АБУБАКИРОВА, Я. И. НАЗАРОВА,
О. Н. ШУПЛЕЦОВА, К. И. ПЕРЕСТОРНИН, И. Г. ШИРОКИХ**

**УТИЛИЗАЦИЯ СМЕННЫХ ТЕПЛИЧНЫХ ГРУНТОВ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ
МЕСТНЫХ ШТАММОВ ПОЧВЕННЫХ МИКРООРГАНИЗМОВ – ДЕСТРУКТОРОВ (С. 60)**

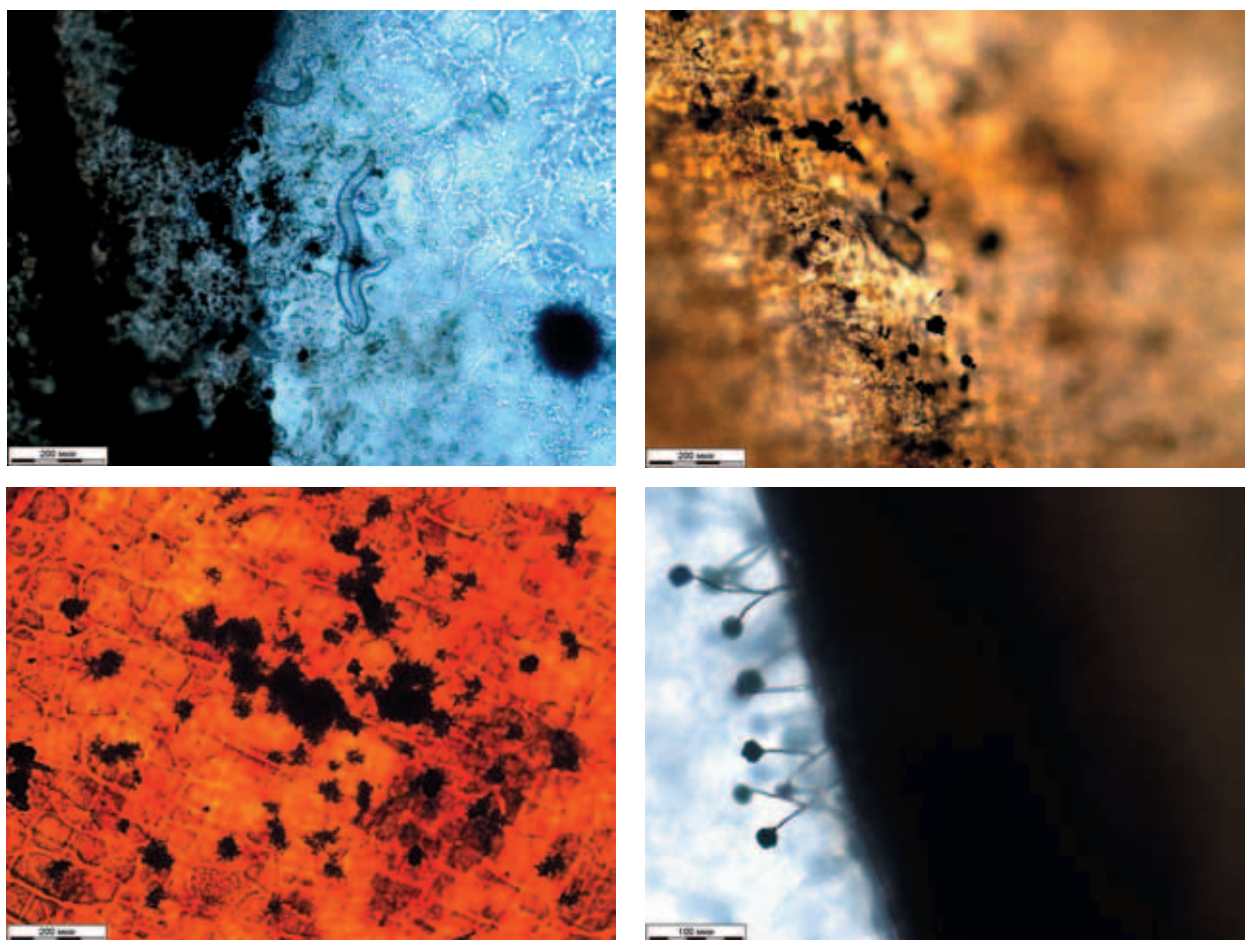


Рис. 1. Микроскопическая картина естественной колонизации чешуй и корней лука нематодами и мицелиальными микроорганизмами.

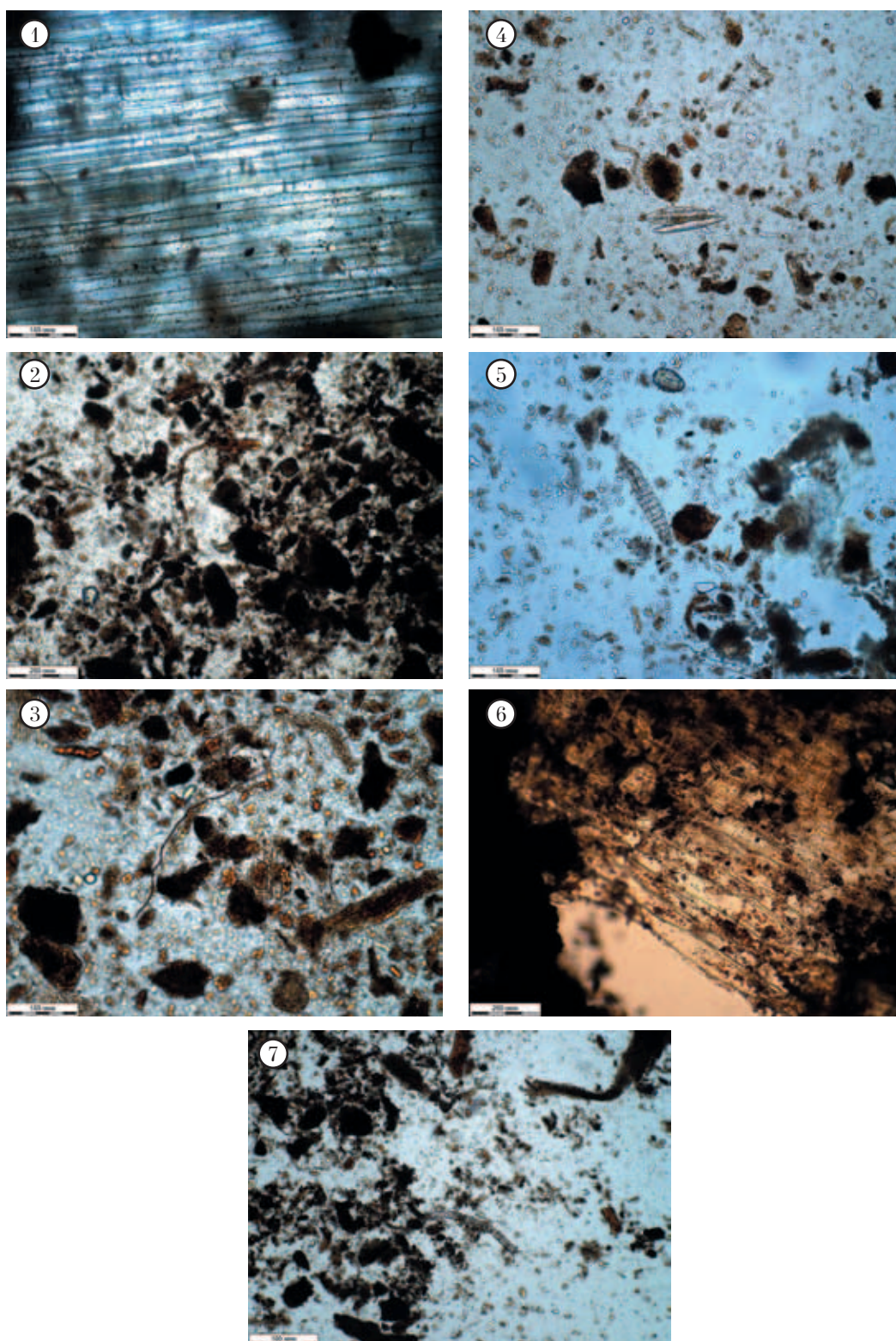


Рис. 2. Микроскопия торфяно-лукового субстрата в контроле (1) и при интродукции культур *Trichoderma* sp. H1 (2); *S. albus* 42.3 (3); *Streptomyces* sp. 2-F-1 (4); *Streptomyces* sp. 4-F-1 (5); *S. gelaticus* 38.7 (6); *Streptomyces* sp. 4-F-1 (7).

Таблица 4

Результаты микробиологического анализа торфяно-лукового субстрата с интродукцией различных ассоциаций целлюлозолитиков

Вариант интродукции	Численность КОЕ на средах, млн/г в.-с. в.		К минерализации	Убыль массы, % к исходной	Степень разложения, %
	МПА	КАА			
Исходный субстрат без компостирования (контроль 1)	336±148	335±15	1,0	4,8	19±4,6
Увлажнение средой без интродукции (контроль 2)	465±47	395±20	0,8	17,2±2,4	59±2,8*
<i>Trichoderma</i> sp. H2+ <i>Streptomyces</i> sp. 2-F-1+ <i>Streptomyces</i> sp. 1-F-1	744±36*	1338±288*	1,8*	23,7±1,3*	71±4,4*
<i>Trichoderma</i> sp. H2+ <i>Streptomyces</i> sp. 54.2.12+ <i>Streptomyces</i> sp 43.2.7	413±42	292±148	0,7	17,6±0,6	66±5,2*
<i>Trichoderma</i> sp. H2+ <i>Streptomyces</i> sp. 54.2.12+ <i>Streptomyces</i> sp 43.2.7+ <i>Streptomyces</i> sp. 2-F-1+ <i>Streptomyces</i> sp. 1-F-1	323±46	598±165	1,8*	17,8±0,9	33±5,7*
<i>Streptomyces</i> sp. 54.2.12+ <i>Streptomyces</i> sp 43.2.7+ <i>Streptomyces</i> sp. 2-F-1+ <i>Streptomyces</i> sp. 1-F-1	494±33	411±81	0,8	19,7±0,7*	50±0,5

Примечание: * – различия достоверны при $P < 0,05$

показателями степени разложения и убылью массы субстрата по вариантам было вполне удовлетворительным.

На основании комплекса выполненных исследований к числу штаммов, обеспечивших высокую скорость разложения луково-торфяного субстрата, были отнесены гриб *Trichoderma* sp. H2 и стрептомицеты *Streptomyces* sp. 2-F-1, *Streptomyces* sp 43.2.7, *Streptomyces* sp. 1-F-1, *Streptomyces* sp. 54.2.12. В условиях модельного опыта эти культуры одновременно характеризовались значениями К минерализации $\geq 0,8$, убылью массы субстрата в пределах от 18,7 до 29,6% и степенью разложения субстрата в пределах от 67 до 82%. Микроскопическая картина степени разложения субстрата различными культурами мицелиальных микроорганизмов-целлюлозолитиков приведена на рисунке 2 (цв. вкладка). Кроме того, выделившиеся по комплексу признаков штаммы не проявляли по отношению друг к другу антагонизма, что явилось основанием к формированию на их основе микробных ассоциаций для увеличения скорости разложения луково-торфяного субстрата.

При модельном компостировании луково-торфяного субстрата с искусственно составленными ассоциациями микроорганизмов выявлено стимулирующее воздействие на деструкцию субстрата уже простого увлажнения картофельной средой, без интродукции микроорганизмов. По сравнению с исходным субстратом без компостирования численность

автохтонных микроорганизмов, усваивающих органические (на МПА) и минеральные (КАА) формы азота, существенно увеличилась, благодаря чему убыль сухой биомассы в этом варианте возросла на 12,4–14,8%, а степень разложения была выше в 3 раза по сравнению с контролем без компостирования (табл. 4).

В наибольшей степени деструкции луково-торфяного субстрата способствовала искусственная ассоциация, включающая культуры *Trichoderma* sp. H2+ *Streptomyces* sp. 2-F-1+ *Streptomyces* sp. 1-F-1. В этом варианте численность микроорганизмов и коэффициент минерализации (1,8) оказались наиболее высокими, что совпало с максимальными в опыте значениями убыли исходной биомассы (23,7%) и степени разложения субстрата (71%). Другие варианты искусственно составленных ассоциаций способствовали ускорению процесса минерализации торфяно-лукового субстрата по сравнению с контролем 1 в меньшей степени, поскольку существенно отличались от него лишь по 1-2, а не по всему комплексу показателей. Так, использование при компостировании мико-бактериальной ассоциации *Trichoderma* sp. H2+ *Streptomyces* sp. 54.2.12+ *Streptomyces* sp. 43.2.7, а также ассоциации, представленной исключительно стрептомицетами, привело к результатам, которые незначительно отличались по значениям основных показателей (К минерализации, убыль сухой биомассы, степень разложения субстрата) от варианта с использованием картофельной среды без микроорганизмов.

В варианте с включением в состав ассоциации полного набора всех исследуемых штаммов (*Trichoderma* sp. H2+ *Streptomyces* sp. 54.2.12+ *Streptomyces* sp. 43.2.7+ *Streptomyces* sp. 2-F-1+*Streptomyces* sp. 1-F-1) наблюдали снижение численности аммонифицирующих бактерий, в связи с чем степень разложения субстрата оказалась на 26% ниже, чем в варианте без интродукции микроорганизмов. Долевое участие и частота встречаемости грибов *Trichoderma* в этом варианте максимальное (100%), тогда как встречаемость стрептомицетов – ниже (75%), возможно, вследствие конкурентной борьбы при высокой плотности популяций.

Заключение

На основании комплекса выполненных исследований для утилизации сменных тепличных грунтов, представляющих собой торфяно-луковый трудноразлагаемый субстрат, рекомендована искусственная ассоциация микроорганизмов *Trichoderma* sp. H2+*Streptomyces* sp. 2-F-1+*Streptomyces* sp. 1-F-1, обеспечившая повышение в 2-4 раза численности микроорганизмов, участвующих в круговороте азота, что, в свою очередь, привело к увеличению степени разложения торфяно-лукового субстрата на 53% и убыли биомассы отходов на 18,9% по сравнению с контролем без интродукции микроорганизмов. Использование при компостировании торфяно-луковых отходов сложной многокомпонентной мико-бактериальной ассоциации (*Trichoderma* sp. H2+*Streptomyces* sp. 54.2.12+*Streptomyces* sp. 43.2.7+ *Streptomyces* sp. 2-F-1+*Streptomyces* sp. 1-F-1) в меньшей степени способствовало разложению субстрата, чем более простые ассоциации, что может объясняться подавлением аммонифицирующих бактерий в субстрате под воздействием продуцируемых стрептомицетами соединений с антибиотической активностью.

Литература

1. Rabia Ashraf, Faiza Shahid, Tasneem Adam Ali. Association of fungi, bacteria and actinomycetes with different composts// Pak. J. Bot. 2007. V. 39 (6). P. 2141–2151
2. Shiji Wilson, Padmaja C.K. Biodegradation of cassava waste by native fungal consortium// Int. J. of Recent Scientific Research. 2013. V. 4 (6). P. 1157–1159.

3. Тен Хак Мун, Ганин Г.Н. Способ приготовления торфодробинного компоста. 2006. Патент RU № 2296732.
4. Базылева Я.В., Слюсарь Н.Н., Ильиных Г.В., Коротаев В.Н. Анализ перспектив извлечения материального и энергетического потенциала из потоков твердых бытовых отходов// Теоретическая и прикладная экология. 2013. №1. С. 61–66.
5. Saha B.C. Hemicellulose bioconversion// Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology. 2003. V. 30. P. 279–291.
6. Sanchez C. Lignocellulosic residues: biodegradation and bioconversion by fungi// Biotechnol Adv. 2009. V. 27. P. 185–194.
7. Лунева Т.А. Трансформация коры древесных пород грибом рода *Trichoderma* и получение биопрепарата. Дисс. ... к.т.н. Красноярск. 2008. 140 с.
8. Abdullah Y. Al-Mahdi, Ahmed L.E. Mahmoud, Hala J. Al-Jebouri. Biodegradation of Agricultural Plant Residues by Some Fungi Isolated From Yemen// Egypt. Acad. J. Biol. Sci. 2012. V. 3 (4). P. 41–51.
9. Ladjama A., Taibi Z., Meddour A. Production of pectinolytic enzymes using *Streptomyces* strains isolated from palm grove soil in Biskra area (Algeria)// African Crop Science Conference Proceedings. 2007. V. 8. P. 1155–1158.
10. Banik S., Grosh S.N. Pectinolytic activity of microorganisms in piling of jute// Indian Journal of Fibre & Textile Research. 2008. V. 33. P. 151–156.
11. Pathak S., Chaudhary H.S. Perspective of microbial species used in lignocelluloses bioconversion // Int. J. Pharm Bio Sci. 2013. V. 4 (2). P. 1138–1153
12. Suzuki, T., Endo K., Ito M., Tsujibo H., Miyamoto K., Inamori Y. A thermostable laccase from *Streptomyces lavendulae* REN-7: purification, characterization, nucleotide sequence, and expression// Biosci. Biotechnol. Biochem. 2003. V.67. P. 2167–2175.
13. Sampoorna Laxmi M.V., Mazharuddin Khan. Effect of Natural Phenolic and Lignin rich Inducers on the Production of Laccases by *Streptomyces griseus* MTCC 4734// International Journal of Engineering Science and Technology 2010. V. 2(6). P. 2130–2132.
14. Практикум по микробиологии: Учеб. пособие для студ. высш. учеб. заведений/ Под ред. А.И.Нетрусова. М.: Издательский центр «Академия», 2005. 608 с.
15. Teather R.M., Wood P.I. Use of congo-red polysaccharide interaction in enumeration and characterization of cellulolytic bacteria the bovine rumen// Appl. Environ Microbia. 1982. V. 43. P. 777–780.
16. Методы почвенной микробиологии и биохимии/ Под ред. Звягинцева Д.Г. М.: Изд-во МГУ, 1991. 303 с.
17. Куликова Г.Г. Краткое пособие к ботаническому анализу торфа. М.: МГУ, 1974. 15 с.

Использование интегрального коэффициента биологической активности почвы и индекса фитотоксичности для оценки фиторемедиации нефтезагрязнённых почв

© 2015. И. Э. Шарапова¹, к.т.н., вед. инженер, Е. М. Лаптева¹, к.б.н., зав. отделом, С. П. Маслова¹, д.б.н., с.н.с., Г. И. Табаленкова¹, д.б.н., в.н.с., А. В. Гарабаджиу², д.х.н., проректор,

¹Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,

²Санкт-Петербургский государственный технологический институт,
e-mail: scharapova@ib.komisc.ru

Предложены варианты расчёта интегрального коэффициента биологической активности почвы (ИК БАП) и индекса фитотоксичности (ИФТ) для оценки фиторемедиации выращиванием растений двукисточника тростниковидного (*Phalaroides arundinacea* (L) Rauschert) второго года жизни, высаженных в загрязнённую почву с исходным содержанием нефти 5 и 10%. На основе расчётов ИК БАП, включающих комплекс различных показателей в исследуемых слоях (0–10 см и 10–20 см) почвы, подтверждена эффективность корневищного способа фиторемедиации. Показано, что при различных уровнях нефтезагрязнения параметры ИК БАП, характеризующие степень очистки почвы, а также восстановление в ней биологических и физико-химических свойств, значительно выше в ризосферной зоне в отличие от отдалённой от корневой системы зоны. В результате расчётов ИФТ с использованием комплекса различных морфологических и биохимических характеристик растений отмечено, что 5%-ое нефтезагрязнение в меньшей степени ингибировало некоторые физиолого-биохимические параметры растений *P. arundinacea* по сравнению с 10%-ым нефтезагрязнением почвы. На основе показателей ИФТ установлено, что поллютант не оказал существенного влияния на рост и метаболизм растений многолетнего злака. Подтверждена устойчивость фитокультуры к токсическому воздействию высоких концентраций нефти в почве, а также перспективность её применения для целей биоремедиации.

The paper suggests possible evaluation methods of the integral coefficient of soil biological activity (IC SBA) and the phytotoxicity index (PTI) for accessing phytoremediation. For this, the plants of *Phalaroides arundinacea* (L) Rauschert of the second living year were planted into oil-polluted soil with oil content of 5 and 10%. Based on evaluation of IC SBA including numerous different indices in the study soil layers (0-10 and 10-20 cm) we confirmed rhizomes as an efficient remediation zone. At different oil pollution degrees, parameters of IC SBA which illustrate soil purification degree and restoration of its biological and physical-chemical properties were identified to be significantly higher in rhizosphere than in other plant zones. Based on evaluation of PTI using numerous different morphological and biochemical plant characteristics, we found 5% oil pollution to be less responsible for inhibition of certain physical-biological parameters of *P. arundinacea* compared with 10% oil pollution. The pollutant did not seriously affect growth and metabolism of the perennial grass. The phytoculture of *P. arundinacea* was resistant to toxic action of high oil concentrations and found promising for remediation purposes.

Ключевые слова: фиторемедиация, нефтезагрязнение, *Phalaroides arundinacea*, биологическая активность почвы (БАП), интегральный коэффициент БАП, индекс фитотоксичности.

Keywords: phytoremediation, oil pollution, *Phalaroides arundinacea*, biological soil activity (BSA), integral coefficient of BSA, phytotoxicity index.

В настоящее время предлагается широкий спектр биорекультивантов и способов их применения для очистки почвы от нефтяных углеводородов, в том числе использование различных растений [1]. Наиболее распространённым способом применения растений является посев семян на завершающих стадиях рекультивации почв с остаточным нефтезагрязнением до 5%, при этом наиболее перспективными видами считаются корневищные злаки [2].

Применение биорекультивантов при очистке почвенных объектов от нефтезагряз-

нений направлено не только на снижение содержания нефтеуглеводородов, но и на восстановление нарушенной почвы, её биоремедиацию. А исследование реакции растений, используемых в качестве биорекультивантов, на основе различных физиолого-биохимических характеристик является важным показателем не только перспективности применения фитокультуры, но и эффективности способа фиторемедиации загрязнённой почвы. В связи с этим при оценке эффективности биорекультивационных работ важным аспектом

является определение параметров биологической активности почвы (БАП), которые позволяют диагностировать происходящие изменения в очищаемой почве и характеризуют степень и направленность её восстановления [3]. Однако по данным отдельных параметров (ферментативной активности, микробиологических данных, физико-химических свойств почв) сложно интерпретировать и оценивать получаемые результаты, в силу их разнокачественности и разнонаправленности ответной реакции живых организмов на изменение экологических условий почвенной среды. Поэтому в последнее время для комплексной оценки БАП всё чаще применяют интегральные показатели [4, 5], а для оценки реакции растений на загрязнение среды – индекс фитотоксичности (ИФТ), учитывающий различные характеристики роста и развития растений [6].

Ранее нами была показана возможность биоремедиации нефтезагрязнённой подзолистой почвы выращиванием растений двуклосточника тростниковидного (*Phalaroides arundinacea* (L) Rauschert) второго года жизни [7]. Кроме того, были проведены исследования реакции растений данного корневищного злака на токсическое воздействие нефтезагрязнения на основе определения морфологических и физиолого-биохимических параметров растений [8]. Показано, что нефтяное загрязнение в дозе 50 и 100 г/кг почвы в процессе фиторемедиации оказывает в различной степени влияние на рост и метаболизм растений двуклосточника тростниковидного, а также на изменение показателей биологической активности почвы и состава трофических групп микробиоты в системе «почва – растение».

Цель данной работы заключалась в оценке эффективности корневищного способа фиторемедиации при различных уровнях нефтезагрязнения на основе расчёта интегрального коэффициента биологической активности почвы и индекса фитотоксичности.

Материалы и методы

Вегетационный эксперимент проводили на опытном участке Института биологии Коми НЦ УрО РАН (г. Сыктывкар, Республика Коми, средняя тайга). Детальное изложение методики проведения эксперимента представлено ранее в работе [7]. Сосуды без дна объёмом 10 л заглубляли в почву, заполняли чистой почвой и нефтезагрязнённой, слоем 0–20 см с дозами нефти 50 и 100 г/кг почвы (соответственно уровень загрязнения 5 и 10%). Растения *P. arundinacea*

второго года жизни пересаживали в сосуды в конце мая с очищенными от почвы корнями (по одному растению на сосуд). Контролем служила почва без нефти. По окончании вегетационного периода исследовали растительную массу и пробы почвы из общей (удалённой от корней пробы почвы) и ризосферной зоны, которые отбирались послойно (0–10 и 10–20 см) из выкопанных вместе с растениями вегетационных сосудов.

Реакцию растений на нефтезагрязнение почвы оценивали по морфологическим характеристикам, накоплению биомассы, содержанию пигментов, азота, активности пероксидазы, перекисного окисления липидов (ПОЛ). Концентрацию хлорофиллов *a* и *b* [9] и каротиноидов [10] измеряли на спектрофотометре Shimadzu UY-1700, содержание азота – на CHNS-O анализаторе EA-1110 [11]. Интенсивность ПОЛ определяли по содержанию малонового диальдегида (МДА) [12], активность пероксидаз (ПЕР) – по Михлину [13].

В образцах почв содержание остаточных нефтепродуктов определяли на анализаторе «Флюорат-02» [14], эмиссию CO₂ – на хроматографе «Цвет-800» [15], дегидрогеназную активность – по Хазиеву [16], агрохимические показатели (азот гидролизующий, подвижные формы калия и фосфора, обменные основания) – по общепринятым методиками [17]. Учёт численности физиологических групп микроорганизмов почвы проводили чашечным методом Коха [18].

Результаты и обсуждение

Согласно полученным результатам, выращивание растений двуклосточника тростниковидного на нефтезагрязнённой почве обусловило снижение за вегетационный период от начального уровня загрязнения более чем на 90% (табл. 1). Наиболее активно дегградация нефтеуглеводородов проходила в ризосферной зоне почвы, где к концу эксперимента была отмечена максимальная численность гетеротрофных микроорганизмов (в том числе углеводородокисляющих) и наиболее высокая активность фермента дегидрогеназы (АД).

Параметры дыхательной активности почв при 5% уровне загрязнения к концу эксперимента достигли уровня контрольного варианта. Однако при 10%-ом уровне загрязнения эмиссия CO₂ из почвы была достоверно ниже, по сравнению с контролем. Это свидетельствует о том, что восстановление жизнедеятельности микробиоты до уровня контроля ещё не произошло.

Анализ агрохимических показателей (табл. 1) свидетельствует о неоднозначности изменения параметров накопления биофильных элементов в почве к концу эксперимента. В зоне, удалённой от корневой системы растений (общие пробы почвы), на глубине 0–10 см наблюдали снижение легкогидролизуемого азота, а также подвижных форм фосфора и калия в вариантах с нефтезагрязнением (особенно в варианте с исходным 10%-ым уровнем загрязнения). В слое почвы на глубине 10–20 см отмечена обратная картина. В ризосферной зоне на всех глубинах нефтезагрязнённых почв происходит повышение содержания легкогидролизуемого азота, по сравнению с контролем. Следует отметить, что содержание подвижных форм фосфора и калия в ризосферной зоне почвы достигало уровня контроля только при 10%-ом уровне загрязнения. При 5%-ом загрязнении отмечается достоверное снижение этих элементов, по сравнению с контролем, в верхнем 0–10 см слое и возрастание – в нижнем

10–20 см слое почвы. Изменения в содержании обменных форм кальция и магния как в общей пробе почвы, так и в ризосферной зоне имели сходные тенденции – возрастание содержания ионов Ca^{2+} и Mg^{2+} в вариантах с нефтезагрязнением. Возможно, в процессе деструкции нефти и последовательного снижения уровня нефтезагрязнения под влиянием корневой системы растений происходит повышение выделения корневых экссудатов, что способствует усилению активности почвенной микробиоты. Особенно усиление метаболических процессов растительно-микробного комплекса отмечено в ризосферной зоне почвы, что объясняет повышение здесь уровня содержания легкогидролизуемого азота, а также обменных форм кальция и магния.

Учитывая сложность интерпретации данных, полученных в эксперименте с растениями двухкосточника тростниковидного, для оценки эффективности биоремедиации почвы при различных уровнях нефтезагрязнения нами пред-

Таблица 1

Влияние нефтяного загрязнения на физико-химические и биологические параметры почв

Показатели	Слой почвы, см	Уровень исходного нефтезагрязнения почвы					
		0% (контроль)		5%		10%	
		I	II	I	II	I	II
Дегидрогеназная активность, мг ТФФ/24 час/г почвы	0-10	0,78±0,04	0,96±0,05	3,36±0,17	4,81±0,24	3,36±0,17	4,56±0,23
	10-20	0,62±0,04	0,48±0,03	1,92±0,09	3,12±0,16	2,88±0,14	3,84±0,19
Дыхательная активность (эмиссия CO_2), ммоль CO_2 /час/г почвы	0-10	280±22	400±28	280±22	450±33	230±18	360±24
	10-20	200±16	290±21	220±18	230±19	160±12	180±15
Подвижные формы P_2O_5 , мг/100 г почвы	0-10	31,6±1,6	35,6±1,8	17,3±0,9	13,5±0,7	13,6±0,7	37,5±1,8
	10-20	5,84±0,25	6,2±0,3	8,0±0,4	9,2±0,5	12,9±0,6	9,1±0,4
Подвижные формы K_2O , мг/100 г почвы	0-10	23,5±1,2	41,4±2,1	19,4±0,9	19,4±0,9	15,8±0,8	41,1±2,1
	10-20	8,1±0,4	8,3±0,4	11,3±0,6	24,0±1,2	13,7±0,7	10,7±0,5
Азот гидролизуемый, мг/100 г почвы	0-10	4,53±0,23	3,75±0,18	4,35±0,23	5,1±0,3	3,36±0,16	5,1±0,3
	10-20	3,71±0,18	4,06±0,21	4,05±0,21	5,1±0,3	3,15±0,15	4,33±0,23
Обменный Ca^{2+} , ммоль/100 г почвы	0-10	6,0±0,3	4,6±0,2	8,6±1,6	8,64±0,4	7,55±0,4	7,1±0,4
	10-20	5,37±0,27	5,7±0,3	8,9±0,4	8,94±0,4	7,8±0,4	9,1±0,5
Обменный Mg^{2+} , ммоль/100 г почвы	0-10	1,21±0,10	0,89±0,04	2,07±0,12	1,92±0,11	2,42±0,15	2,26±0,10
	10-20	1,11±0,06	1,22±0,06	2,07±0,12	2,03±0,12	2,48±0,15	2,61±0,16
Общая микробная численность (гетеротрофы), млн. КОЕ/г почвы	0-10	25,3±0,5	26,3±0,5	26,7±0,5	33,1±0,5	23,4±0,5	29,8±0,5
	10-20	21,6±0,5	24,1±0,5	22,8±0,5	26,3±0,5	20,8±0,5	25,3±0,5
Концентрация углеводородов нефти, мг/кг почвы	0-10	170±50*	180±60*	2900±850	200±60	3800±1000	1600±450
	10-20	150±45*	140±40*	600±180	540±150	1200±350	1500±450
Убыль нефти в почве, %	0-10	-*	-*	94,2	99,6	96,2	98,4
	10-20	-*	-*	98,8	98,5	98,3	98,5

Примечание. I – общая, отдалённая от корней проба почвы; II – проба почвы из ризосферной зоны; * – незагрязнённая нефтью почва (фон).

ложен вариант формулы расчёта интегрального коэффициента биологической активности почв (ИК БАП). Данная формула расчёта основана на принципах определения ИК БАП [4, 5]. В формуле ИК БАП [4], разработанной для засоленных почв, учитываются как биотические, так и абиотические параметры:

$$ИК = \frac{(P_1 + P_2 + \dots + P_n) \cdot H}{(Z_s \cdot n)} \quad (1)$$

где ИК – интегральный коэффициент БАП;

$P_1 \dots P_n$ – показатели ферментативной активности и т.п., %;

H – содержание гумуса, %;

Z_s – суммарное содержание солей в почве, %;

n – число используемых показателей.

Фоновое значение (контроль) каждого из показателей предлагается принимать за 100% и по отношению к нему в процентах выражать значение этого же показателя в других рассматриваемых вариантах, затем суммировать относительные значения всех показателей для каждого варианта в средний оценочный балл [5]:

$$B_n = \frac{B_{\phi}}{B_0} \cdot 100, \quad (2)$$

где B_n – относительный балл n -ого показателя, %;

B_{ϕ} – фактическое значение n -ого показателя;

B_0 – значение показателя в незагрязнённой почве.

$$B_{cp} = \frac{(B_1 + \dots + B_n)}{n}, \quad (3)$$

где B_{cp} – средний оценочный балл показателей, %;

$B_1 \dots B_n$ – относительные баллы различных показателей, %;

n – число используемых показателей.

Отмечалось [4], что при необходимости количество параметров, вводимых в формулу расчёта (1), можно дополнять и изменять. В соответствии с этим формула (1) нами была несколько модифицирована: в числитель вместо суммы показателей введён средний оценочный балл показателей БАП (3), в котором учтены различные биологические (эмиссия CO_2 , дегидрогеназная активность, общая микробная численность) и агрохимические показатели почвы, оказывающие влияние на активность и жизнедеятельность почвенной биоты. Величина засоленности (Z_s , %) в формуле (1) заменена нами на величину остаточного со-

держания нефтепродуктов (ОСНП, %). Величина содержания гумуса, в связи с тем что оценивали эффект очистки-биоремедиации нефтезагрязнённой почвы, содержащей соответственно значительное количество органического углерода, из формулы (1) исключена. Таким образом, модифицированная формула расчёта ИК БАП, которую мы предлагаем использовать для оценки эффективности способа биоремедиации – очистки почвы от нефти, имеет следующий вид:

$$ИК\ БАП = \frac{B_{cp}}{ОСНП}, \quad (4)$$

где B_{cp} – средний оценочный балл показателей, рассчитанный в соответствии с формулами (2) и (3), %;

ОСНП – остаточное содержание нефтепродуктов в почве, %.

Предложенная нами формула расчёта ИК БАП (4) даёт возможность оценить восстановительный потенциал загрязнённой почвы по комплексу различных показателей, а также оценить эффективность способа применения фитокультуры в качестве биорекультиванта.

Использование ИК БАП позволило сравнить степень восстановления почвенных процессов в различных зонах и слоях при выращивании растений *P. arundinacea* на почве с 5 и 10% уровнями нефтезагрязнения в течение одного вегетационного периода (рис. 1). Как видно, наиболее низкими значениями ИК БАП (23–33) характеризуются общие (удалённая от корневой системы растения зона) пробы почв из верхнего 0–10 см слоя. В то же время более глубокие слои почвы (10–20 см) характеризуются величинами ИК БАП на уровне 97–117. В ризосферной зоне почвы значения ИК БАП существенно выше, при этом различия между глубиной отбора проб менее выражены. В варианте с исходным 5%-ым уровнем

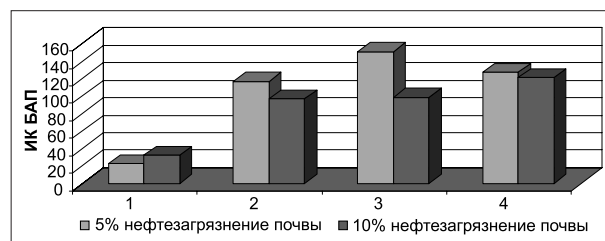


Рис. 1. Показатели интегрального коэффициента биологической активности почвы (ИК БАП) в общих пробах (1 – слой 0–10 см; 2 – слой 10–20 см) и пробах ризосферной зоны почвы (3 – слой 0–10 см; 4 – слой 10–20 см) при фиторемедиации с различными уровнями нефтезагрязнения.

нефтезагрязнения степень восстановления почвенных процессов наиболее высокая – ИК БАП составляет 128–151. В вариантах с исходным 10% загрязнением значения ИК БАП находятся на уровне 99 (0–10 см слой почвы) и 122 (10–20 см слой почвы). Очевидно, растения *P. arundinacea*, образующие мощную сеть подземных корневищ (на глубину до 20 см) и большой запас вегетативных меристем [8], способствуют интенсивному метаболизму растительно-микробного комплекса, снижению содержания нефтезагрязнения и повышению биологической активности почвы.

Таким образом, на основании расчётов ИК БАП показано, что при фиторемедиации нефтезагрязнённой почвы выращиванием корневищного злака *P. arundinacea* за один вегетационный сезон происходит активная деструкция нефти и восстановление как биологических процессов, так и физико-химических показателей в ризосферной зоне почвы, тогда как в верхнем 0–10-сантиметровом слое удаленной от корневой системы зоне почвы (общие пробы) эти процессы протекают существенно менее интенсивно как при 5%, так и при 10%-ом исходном нефтезагрязнении. Т.е. для биоремедиации удалённой от корней почвы одного вегетационного сезона недостаточно.

Известно, что адаптация растений к стрессовым условиям, как правило, сопровождается торможением роста и развития при концентрации нефти 3–5% [19, 20]. На основе изучения физиолого-биохимических характеристик растений *P. arundinacea* показана реакция корневищного злака на различные уровни нефтезагрязнения почвы (табл. 2). В опыте с растениями *P. arundinacea* при 5 и 10%-ом нефтезагрязнении не обнаружено

существенных изменений морфологических параметров надземной части растений (высота, число листьев, надземных побегов). Отмечено усиление накопления сухой биомассы растений при 5%-ом загрязнении за счёт увеличения массы корневищ и корней. Стимуляция роста корневой системы может быть результатом биодеструкции нефти, которое осуществляется за счёт биологической активности растительно-микробного комплекса.

Загрязнение почвы нефтью в концентрации 5 и 10% оказало существенное влияние на физиолого-биохимические показатели растений *P. arundinacea*. Выявлено снижение содержания зелёных и жёлтых пигментов, общего азота и содержания аминокислот в органах растений. Показано разное влияние поллютанта на компоненты антиоксидантной системы листьев и корневищ. В листьях опытных растений происходило накопление продуктов ПОЛ и снижение активности пероксидаз, что говорит о повреждении клеточных мембран, деструкции фотосинтетических пигментов. Корневища в отличие от листьев не испытывали сильного окислительного стресса, о чём свидетельствует отсутствие изменений в уровне МДА и повышенная активность пероксидаз. Можно предположить, что корневища многолетнего злака характеризуются более эффективной антирадикальной защитой, по сравнению с листьями.

Для оценки перспективности применения растений *P. arundinacea* в качестве биореккультиванта использовали расчёт показателей фитотоксичности [6] в соответствии с приведённой ниже формулой:

$$\Phi = \frac{ПК - ПО}{ПК} \cdot 100\% , (5)$$

Таблица 2
Влияние нефтяного загрязнения почвы на физиолого-биохимические характеристики растений *Phalaroides arundinacea*

Показатель	Орган растения	Уровень исходного нефтезагрязнения почвы		
		0% (контроль)	5%	10%
Хлорофиллы <i>a+b</i> , мг/г сырой массы	листья	1,67 ± 0,1	1,36 ± 0,009*	0,91 ± 0,006**
Каротиноиды, мг/г сырой массы	листья	0,79 ± 0,05	0,69 ± 0,02	0,36 ± 0,03***
Активность пероксидаз, J ₂ /г сырой массы	листья	20,12 ± 0,17	14,33 ± 1,4*	15,25 ± 0,85*
	корневища	6,19 ± 0,46	8,90 ± 0,60*	12,20 ± 0,30*
Содержание МДА, нмоль/г сырой массы	листья	41,32 ± 6,81	73,15 ± 2,38*	46,16 ± 6,46
	корневища	29,87 ± 3,36	25,28 ± 6,17	26,39 ± 4,5
Содержание азота, мг/г сухой массы	листья	30,7 ± 3,4	25,3 ± 4,0	20,2 ± 0,4*
	корневища	12,5 ± 1,3	10,8 ± 1,3	9,4 ± 1,3
	корни	14,1 ± 2,0	8,4 ± 0,4*	8,5 ± 1,1*
Сухая масса, г/растение	надземная часть	12,3	14,7	11,8
	корневища	22,5	30,6	20,2

Примечание. Различия между контролем и опытом достоверны при $P \leq 0,05$, ** – при $P \leq 0,01$, *** – при $P \leq 0,001$.

Таблица 3

Фитотоксичность при выращивании растений *Phalaroides arundinacea* на нефтезагрязнённой почве

Показатель	Орган растения	Фитотоксичность, %	
		5% нефтезагрязнения	10% нефтезагрязнения
Хлорофиллы <i>a+b</i> , мг/г сырой массы	листья	18,5	45,5
Каротиноиды, мг/г сырой массы	листья	12,7	54,4
Активность пероксидаз, J ₂ /г сырой массы	листья	28,8	24,2
	корневища	-43,8	-97,1
Содержание МДА, нмоль/г сырой массы	листья	-77,0	-11,7
	корневища	15,4	11,7
Содержание азота, мг/г сухой массы	листья	17,6	34,2
	корневища	13,6	24,8
	корни	40,4	39,7
Сухая масса, г/растение	надземная часть	-19,5	4,1
	корневища	-36,0	10,2

Примечание – отрицательное значение фитотоксичности означает стимуляцию.

где Φ – фитотоксичность, ингибирование соответствующего параметра растения, %;

PK – величина параметра в контроле (в соответствующих единицах измерения);

PO – величина параметра в опытном варианте (в соответствующих единицах измерения).

На основе проведённых расчётов, в которых были использованы различные физиолого-биохимические показатели растений *P. arundinacea*, отмечено многостороннее воздействие высоких уровней нефтяного загрязнения почвы (табл. 3). Отмечено, что 5%-ое нефтезагрязнение в меньшей степени ингибировало, а по отдельным физиолого-биохимическим показателям даже стимулировало рост и параметры жизнедеятельности растений по сравнению с 10%-ым нефтезагрязнением почвы.

Для комплексной оценки устойчивости *Phalaroides arundinacea* к токсическому воздействию различных уровней нефтезагрязнения предложен индекс фитотоксичности (ИФТ), который соответствует среднему оценочному баллу (Бср) по [5] и рассчитывается с учётом формул (2) и (3). Для расчёта ИФТ используются различные физиолого-биохимические параметры. Показатели при выращивании растений в незагрязнённой почве (контрольный вариант) принимаются за 100%. Относительные баллы отражают реакцию растений на воздействие уровней нефтезагрязнения почвы (рис. 2).

В результате проведённых расчётов установлено, что показатель ИФТ при 10%-ом нефтезагрязнении почвы незначительно меньше показателя ИФТ при 5%-ом загрязнении, показатель которого в свою очередь практически равен 100%, т.е. равен показателю, принятому

для выращенных в незагрязнённой почве (контроль) растений (рис. 2). Это означает, что поллютант не оказал существенного влияния на рост растений при концентрациях нефтезагрязнения почвы до 10%.

Таким образом, результаты расчёта комплексных показателей индекса фитотоксичности свидетельствуют о том, что растения *P. arundinacea*, высаженные корневищами, устойчивы к токсическому воздействию высоких концентраций нефти в почве.

Выводы

1. Предложен вариант расчёта интегрального коэффициента биологической активности почвы (ИК БАП), представляющего собой модификацию формул, применяемых для

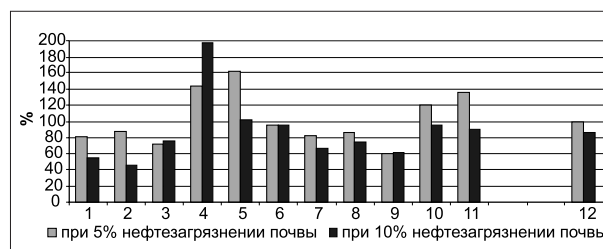


Рис. 2. Относительные баллы физиолого-биохимических показателей растений *P. arundinacea*, выращенных при различных уровнях нефтезагрязнения почвы, и индекс фитотоксичности (ИФТ). Условные обозначения: содержание пигментов в листьях: 1 – хлорофиллы *a+b*, 2 – каротиноиды; активность пероксидаз: 3 – листья, 4 – корневища; содержание МДА: 5 – листья, 6 – корневища; содержание азота: 7 – листья, 8 – корневища; сухая масса: 9 – корни, 10 – надземная часть, 11 – корневища; 12 – индекс фитотоксичности (ИФТ) растений.

мониторинга природных и нарушенных почв. Показано, что ИК БАП может служить показателем степени восстановления интенсивности биологических и физико-химических процессов в нефтезагрязнённых почвах, что позволяет более надёжно оценить эффективность способа биоремедиации почвы;

2. На основе интегрального коэффициента биологической активности почвы подтверждена эффективность применения в качестве биорекултиванта при различных уровнях (5–10%) нефтезагрязнения растений *P. arundinacea*, высаженных корневищами. Показано, что степень очищения и восстановления нефтезагрязнённой почвы в ризосферной зоне значительно выше, чем в отдалённой от корней её части.

3. Использование индекса фитотоксичности, рассчитанного на основе комплекса физиолого-биохимических характеристик растений, свидетельствует об устойчивости многолетнего злака *P. arundinacea* к токсическому воздействию высоких концентраций нефти. Доказана перспективность корневищного способа фиторемедиации нефтезагрязнённой почвы с использованием двукисточника тростниковидного второго года жизни для целей биоремедиации.

Благодарность

Авторы признательны д.б.н. И.Б. Арчевой за ценные советы и консультации при постановке экспериментов.

Список литературы

1. Кураков А.В., Ильинский В.В., Котелевцев С.В., Садчиков А.П. Биоиндикация и реабилитация экосистем при нефтяных загрязнениях. М.: «Графикон», 2006. 336 с.
2. Евдокимова Г.А., Мозгова Н.П., Михайлова И.В. Способы биоремедиации почв Кольского Севера при загрязнении дизельным топливом // *Агрохимия*. 2009. С. 61–66.
3. Киреева Н.А., Водошнянов В.В., Мифтахова А.М. Биологическая активность нефтезагрязнённых почв. Уфа: Гилем, 2001. 376 с.
4. Гельцер Ю.Г., Можарова Н.В., Волкова Э.В. Применение интегральных показателей биологической активности почв при крупномасштабном почвенно-экологическом картировании // *Микроорганизмы в сельском хозяйстве*. Пушчино, 1992. С. 37–38.
5. Девятова Т.А. Биологические принципы мониторинга и диагностики загрязнения почв // *Вестник ВГУ*. Серия: Химия. Биология. Фармация. 2005. №1. С. 105–106.
6. Методы экспериментальной микологии: Справочник / Под. ред. В.И. Билай. Киев: Наук. Думка, 1982. 550 с.
7. Шарапова И.Э., Маслова С.П., Табаленкова Г.Н., Лаптева Е.М. Биоремедиация нефтезагрязнённой почвы при выращивании корневищного злака двукисточника тростниковидного // *Защита окружающей среды в нефтегазовом комплексе*. 2011. №11. С. 42–47.
8. Маслова С.П., Табаленкова Г.Н. Реакция корневищного злака *Phalaroides arundinacea* на загрязнение почвы нефтью // *Агрохимия*. 2010. № 8. С. 66–71.
9. Шлык А.А. Определение хлорофиллов и каротиноидов в экстрактах зеленых листьев // *Биохимические методы в физиологии растений*. М. 1971. С. 154–170.
10. Маслова Т.Г., Попова И.А., Попова О.Ф. Критическая оценка спектрофотометрического метода количественного определения каротиноидов // *Физиология растений*. 1986. 33. № 3. С. 615–619.
11. Методика выполнения измерений содержания углерода и азота в образцах почвы, растений, животных, природных материалов, органических соединений методом газовой хроматографии на элементном анализаторе EA 1110(CHNS-O). Сыктывкар: Ин-т биологии КНЦ УрО РАН. 2006. 12 с.
12. Лукаткин А.С. Холодовое повреждение теплолюбивых растений и окислительный стресс. Саранск: Изд-во Мордов. ун-та, 2002. 208 с.
13. Ермаков А.И., Арасимович В.В., Смирнова-Иконникова М.И., Мурри И.К. Методы биохимического исследования растений. М.-Л.: Сельхозгиз, 1952. 520 с.
14. Методика выполнения измерений массовой доли нефтепродуктов в пробах почв на анализаторе жидкости «Флюорат-02». ПНД Ф16.1.21–98. М., 1998. 15 с.
15. Назаров С.К., Сивков М.Д. Методы измерения и расчета баланса углерода естественных фитоценозов. (Сер. препринтов «Новые научные методики». Коми НЦ УрО РАН; Вып. 43). Сыктывкар. 1992. 16 с.
16. Хазиев Ф.Х. Методы почвенной энзимологии. М.: Наука, 2005. 252 с.
17. Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. Издание 2. перераб. М.: МГУ, 1970. 487 с.
18. Градова Н.Б., Бабусенко Е.С., Горнова И.Б., Гусарова Н.А. Лабораторный практикум по общей микробиологии. М. 1999. 130 с.
19. Киреева Н.А., Мифтахова А.М., Салахова Г.М. Рост и развитие яровой пшеницы на нефтезагрязнённых почвах и при биоремедиации // *Агрохимия*. 2006. №1. С. 85–90.
20. Седых В.Н., Игнатъев Л.А. Влияние отходов бурения и нефти на физиологическое состояние растений // *Сибирский экологический журнал*. 2002. № 1. С. 47–53.

Экспериментальная характеристика ремедиационных свойств гуминовых препаратов разного генезиса по фону загрязнения почв медью

© 2015. К. А. Кыдралиева¹, д.х.н., г.н.с., Ш. Ж. Жоробекова¹, д.х.н., директор, О. М. Топильская², студент, М. И. Акулова², аспирант, В. А. Терехова^{2,3}, д.б.н., зав. лабораторией,

¹Институт химии и химической технологии НАН Кыргызской Республики,

²Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова,

³Институт проблем экологии и эволюции им. А. Н. Северцова РАН,

e-mail: kamila kydralieva@gmail.com, jorobekova@mail.ru, vterekhova@gmail.com

Проведено сравнение эффектов гуминовых препаратов (ГП) разного генезиса в искусственной стандартной почве, загрязнённой медью, по биотическим показателям. Оценка биоактивности промышленных гуминовых препаратов «Флексом» (из торфа) и «Киргизский» (из угля) проводилась с использованием батареи биотест-систем на основе стандартизованных организмов. Биотестирование проб, содержащих 2 и 4 ОДК Cu^{2+} в сочетании с различными дозами ГП, показало, что протекторные свойства ГП лимитируются как дозой внесения, так и концентрацией загрязняющего вещества. Сравнение протекторных свойств двух гуминовых препаратов показало преимущества ГП «Флексом» для всех испытанных тест-культур, связанное с наличием в его составе питательных элементов.

A comparison of the effects of different humic preparations was performed by biotic indices in an artificial standard soil contaminated with copper. Bioactivity of both Flexom (from peat) and Kyrgyz (from coal) industrial preparations was tested using battery of biotest-systems based on standardized organisms. The bioassay of samples containing 2 and 4 AAC of Cu^{2+} in combination with various doses of humics showed that protective properties are limited by both humics dose application, and pollutant concentration. Comparison of protective potential of two preparations showed benefits of Flexom for all tested cultures due to the nutrient-rich composition.

Ключевые слова: гуминовые препараты, биоактивность, медь, ремедиация.

Keywords: humic preparations, bioactivity, copper, remediation.

В экологических исследованиях загрязнённых почв особое внимание уделяется восстановлению их экологических функций с использованием продуктов «зелёной химии», к числу которых относятся – гуминовые препараты (ГП).

Разнообразии промышленных гуматов велико, их состав и свойства меняются в зависимости не только от источника гуминового сырья (торфа, угля, сапропели), особенностей местоположения сырьевых источников, но и технологии получения. Проблема сертификации гуминовых продуктов до сих пор не решена. Гуминовые препараты производятся многими предприятиями. Мировой рынок насыщен этими продуктами, но механизмы их действия, составляющие компоненты и свойства недостаточно изучены. Зачастую об эффективности ГП приходится судить уже только после их приобретения и применения в тех или иных условиях. Исследовательские лаборатории России и стран бывшего СНГ,

в частности Киргизии, объединяют усилия в работе по изучению биоактивности ГП и выработке рекомендаций по совершенствованию производства гуминовых удобрений.

В разных почвах и при разных типах загрязнения эффект ГП проявляется по-разному. Оценить качество ГП на большом разнообразии почв представляется непростым делом. Для сопоставления ремедиационных свойств ГП предлагается стандартная почвенная смесь с воспроизводимыми свойствами, так называемая искусственная почва, или модельный почвогрунт.

Цель данной работы состояла в сравнении эффектов гуминовых препаратов разного генезиса в искусственной стандартной почве, загрязнённой медью, по биотическим показателям. Для оценки биоактивности промышленных гуминовых препаратов Флексом (из торфа) и Киргизский (из угля) применяли широкий набор стандартизованных тест-культур.

Материалы и методы

Гуминовые препараты.

Испытывали действие гуминовых продуктов двух типов:

ГП «Флексом» – гумат калия, коммерческий продукт, производимый из торфа (производитель ООО «ФЛЕКСОМ»). Исходный продукт – водный концентрат коричневого цвета, 57–64 г/л, гумат калия составляет 80% от массы органического вещества.

ГП «Киргизский» – гумат натрия, коммерческий продукт, произведённый из окисленного угля месторождения Кара-Кече (Киргизия). Исходный продукт – сухой порошок серовато-коричневого цвета, зольность 23%.

Испытания ГП проводили при добавлении в почвенные образцы в расчёте на достижение массовых долей 0,1 г/кг и 1 г/кг воздушно-сухой почвы.

Условные обозначения вариантов почвенных образцов с ГП:

0,1F и 0,1K – добавлены препараты «Флексом» (F) или «Киргизский» (K) из расчёта 0,1 г сухого веса ГП на кг почвы;

1F и 1K – добавлены препараты «Флексом» (F) или «Киргизский» (K) из расчёта 1 г сухого веса ГП на кг почвы.

Почвенные образцы.

Модельный почвогрунт (МПГ) приготовлен промышленным способом в соответствии с международным стандартом ИСО 11268-1 на специализированном оборудовании ООО «Биогрунт», как описано ранее [1].

Состав МПГ: каолин – 20%; переходный торф – 10%, строительный песок с размером частиц 0,2-0,4 мм – 70%.

Почвогрунт такого состава применяется для разработки предельно допустимых уровней воздействия пестицидов, а также для анализа или сравнения почв под влиянием различных видов механической обработки [2]. Рецепт МПГ разрабатывалась с учётом особенностей технологии смешивания ис-

ходных компонентов с поправкой на потери при сепарации. Для удобства технического выполнения делали пересчёт массовых долей компонентов в объёмные с учётом плотности. МПГ имеет супесчаный гранулометрический состав по Н.А. Качинскому (20 % физической глины), пепельно-серый цвет, на вид – однородная рассыпчатая масса с комками органического вещества до 5 мм, насыпная плотность 1,1 г/см³.

МПГ по основным свойствам значительно однороднее любой природной почвенной разности, что позволяет решить ряд важных проблем, возникающих обычно при проведении агрохимического опыта: минимизировать влияние неоднородности почвенного покрова; значительно повысить репрезентативность получаемых результатов; минимизировать зависимость результатов от истории участка. Некоторые свойства МПГ приведены в таблице 1.

Почвенные образцы массой 400 г в пластиковых сосудах выравнивали по влажности (60% п.в.) и выдерживали при комнатной температуре в течение 5 сут. для достижения равновесия между всеми компонентами смеси. После чего через определённые промежутки времени к опытным образцам добавляли поллютант (медь) и/или ГП.

Загрязняющее вещество

В качестве модельного поллютанта применяли соль меди – CuSO₄·5H₂O. Испытуемые концентрации (264 и 528 мг Cu²⁺ / кг) соответствовали 2 и 4 ОДК меди. При этих расчётах исходили из того, что согласно дополнению №1 к перечню ПДК и ОДК №6229-91 концентрация 132 мг/кг соответствует 1 ОДК, установленной для меди в суглинистых и глинистых почвах, близких к нейтральным.

Условные обозначения вариантов с медью:

Cu2 – добавлена соль меди до достижения 2 ОДК=264 мг Cu / кг почвы;

Cu4 – добавлена соль меди до достижения 4 ОДК=528 мг Cu / кг почвы.

Таблица 1

Некоторые свойства модельного почвогрунта

Наименование показателя	НД на методы испытаний	Единицы изм.	Значение показателя на абсолютно сухое веществ
Влажность	ГОСТ 26713-85	%	15,67 ± 0,91
pH _{солев.}	ГОСТ 26484-85	ед. pH	4,95 ± 0,06
pH _{водн.}	ГОСТ 26423-85	ед. pH	5,61 ± 0,06
Орг. вещество	ГОСТ 26213-91	%	10,9 ± 7,39
P ₂ O ₅ подв.	ГОСТ 26207-91	мг/кг	133,2 ± 37,8
K ₂ O подв.	ГОСТ 26207-91	мг/кг	37,6 ± 7,9

Таблица 2

Биотест-системы для оценки экотоксичности

Тест-организм	Тест-функция	Экспозиция, часы	Методика
Микроводоросли <i>Scenedesmus quadricauda</i>	изменение прироста численности клеток	72	ФР.1.39.2007.03223
Ракообразные <i>Ceriodaphnia affinis</i>	смертность	48	ФР.1.39.2007.03223
Простейшие <i>Paramecium caudatum</i>	смертность	24	ФР.1.39.2006.02506;

Дизайн эксперимента

Почвенные образцы загрязняли медью сернокислой, добавляя водный раствор соли $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ до достижения количества катионов меди, соответствующего 2 ОДК или 4 ОДК. Смесь тщательно перемешивали, раскладывали по сосудам (по 3 повторности на каждый вариант) и выдерживали 14 суток при комнатной температуре.

Затем загрязнённые образцы обрабатывали растворами гуминовых препаратов (ГП) в количествах 0,1 г/кг и 1 г/кг (в пересчёте на сухой вес ГП) и выдерживали в тех же условиях.

В качестве контроля (фона) при оценке воздействия меди исследовали незагрязнённые медью образцы. Кроме того, для оценки действия ГП на почвы закладывали варианты с обработкой незагрязнённых образцов почв гуминовыми продуктами.

Через 30 суток после обработки ГП образцы анализировали с применением стандартных химических и токсикологических методов.

Биотестирование

Подготовку образцов почв для биотестирования проводили стандартными способами, как описано [3].

Для экотоксикологической оценки загрязнённых почв и стимулирующего действия гуминовых ремедиантов применяли батарею биотест-систем на основе стандартизованных организмов. Исследования проводили в аттестованной лаборатории экотоксикологического анализа почв (ЛЭТАП) факультета почвоведения МГУ по стандартным методикам [4–7].

Используемые методы биотестирования, виды тест-организмов и тест-функций отражены в таблице 2.

Результаты и обсуждение

До начала биологических испытаний в почвенных образцах была проведена оценка динамики содержания подвижных форм меди при экспериментальном воздействии экзогенных гуминовых продуктов.

Таблица 3

Содержание свободной меди в модельном почвогрунте

Образец	Cu, мг/кг	Ст. откл. (\pm)
Фон	0	
Cu2	327	24
Cu4	470	73
Cu2 + 0,1F	393	70
Cu2 + 1F	193	56
Cu4 + 0,1F	353	115
Cu4 + 1F	467	17

Таблица 4

рН и солёность образцов

Образец	рН	Солёность
Фон	7,6	0,10
Cu2 + 0,1К	5,8	0,17
Cu2 + 1К	6,88	0,17
Cu4 + 0,1К	7,53	0,12
Cu4 + 1К	6,35	0,13
0,1 К	7,14	0,07
1 К	7,24	0,06

Результаты исследования содержания подвижных (растворимых ацетатно-аммонийным буфером) форм Cu^{2+} показали, что внесение 1 г/кг гуминового препарата «Флексом» снижает подвижность Cu^{2+} на 30% в варианте с 2 ОДК и на 11% – в варианте с 4 ОДК по сравнению с образцами почв, не обработанных препаратом (табл. 3).

Данные по солёности и рН образцов МПГ с ГП «Киргизский» представлены в таблице 4.

В образцах МПГ с киргизским гуматом рН находится в диапазоне от 5,8 до 7,5, а солёность от 0,06 до 0,17 мСм.

Для сравнения приведём оценку значений рН и солёности образцов дерново-подзолистой почвы с ГП «Киргизским» и ГП «Флексом» (табл. 5).

В образцах дерново-подзолистой почвы (УО ПЭЦ «Чашниково», Московская область) рН 6-7, солёность от 0,05 до 0,53 мСм. Несколько повышенная солёность (0,51) отмечена в образцах с высоким содержанием киргизского гумата – (1К), и в сочетании

высокого содержания меди и киргизского гумата (Cu4+1К). Таким образом, гумат из угля повышает солёность среды при высокой концентрации.

Медь и её соединения являются одним из наиболее распространённых тяжёлых металлов, попадающих в агроэкосистемы преимущественно из техногенных источников. Отличительной особенностью меди является то, что в следовых количествах её соединения необходимы для метаболизма, роста и развития растений, тогда как в высоких концентрациях могут проявлять сильное токсическое действие. В связи с этим для контроля и предотвращения накопления меди как загрязняющего вещества предпринимаются оценки её воздействия на живые организмы. В частности, путём подбора эффективных ремедиантов, безопасных для компонентов окружающей среды – гуминовых препаратов, можно снижать токсические эффекты на почвы и растения.

Результаты биотестирования почвенных образцов, загрязнённых медью, с обработкой и без обработки ГП, приведены на рисунках 1–3.

Влияние ГП на изменение прироста численности клеток зелёных протококковых микроводорослей *Scenedesmus quadricauda* приведено на рисунке 1.

Из полученных данных видно, что медь и в варианте эксперимента Cu2, и в варианте Cu4 оказывает токсический эффект на развитие микроводорослей. Гуминовые продукты заметно снимают токсичность, при этом большее смягчающее действие характерно для

Таблица 5

Значения рН и солёность образцов дерново-подзолистой почвы с гуминовыми препаратами

Образец	рН	Солёность, мСм
Фон (дерново-подзолистая почва)	6	0,15
Cu 2+ 0,1F	6,4	0,15
Cu 2+1F	6,7	0,15
Cu 4+0,1F	6,2	0,26
Cu 4+1F	6,3	0,16
0,1 F	6,7	0,05
1 F	6,8	0,05
Cu 2+ 0,1К	6,7	0,11
Cu 2+1К	6,4	0,51
Cu 4+0,1К	6,4	0,17
Cu 4+1К	5,9	0,53
0,1 К	7	0,16
1 К	6	0,46
Cu 2	6,3	0,11
Cu 4	6,4	0,17

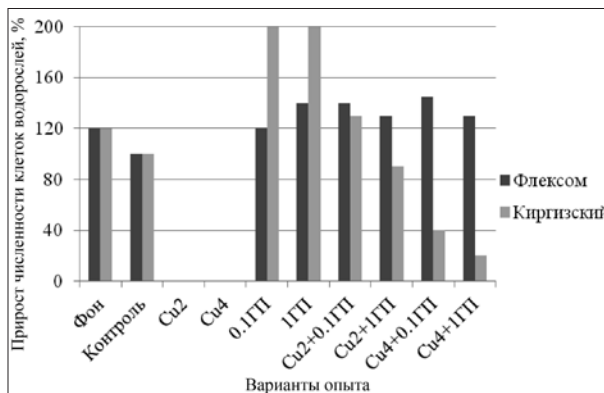


Рис. 1. Оценка воздействия меди и гуминовых препаратов по развитию тест-культуры микроводоросли *S. quadricauda* в водных вытяжках из почвенных образцов (МПП) в модельном эксперименте. Фон – незагрязнённый образец МПП.

ГП препарата «Флексом», по сравнению с ГП «Киргизский». Интересно, что сам ГП «Киргизский» обладает высоким стимулирующим эффектом на водоросли (до 90% при дозе 1 г/кг), однако в присутствии меди его действие выявить не удаётся.

Прирост численности клеток сценедесмуса в образцах с добавлением ГП «Флексом» относительно фона (образца без добавок) можно объяснить присутствием органических добавок (около 60%) в этом препарате, которые выступают в роли питательных компонентов для микроводорослей.

Анализ протекторной функции показал, что «Флексом», добавленный по фону меди, способствует увеличению прироста клеток в суспензии водорослей (до 40% относительно контроля). При этом доза гумата 0,1 г/кг оказывала больший эффект по сравнению с дозой 1 г/кг.

Сравнивая эффекты ГП «Киргизский» и «Флексом» при разных дозах внесения, следует отметить большую активность ГП «Флексом». ГП «Киргизский» лишь в варианте Cu2+0,1К заметно (на 10%) снимал токсический эффект меди на развитие водорослей в загрязнённых образцах. В варианте Cu2+1К наблюдалось, наоборот, отставание от контроля на 10%. При большем содержании меди – Cu4+0,1К ингибирующий эффект по задержке развития водорослей фиксировался на уровне 60%, в максимальных из испытанных концентрациях меди и ГП «Киргизский» – Cu4+ 1К на уровне 80% (рис. 1).

Как правило, наиболее чувствительным к действию тяжёлых металлов является стандартный тест с применением низших ракообразных.

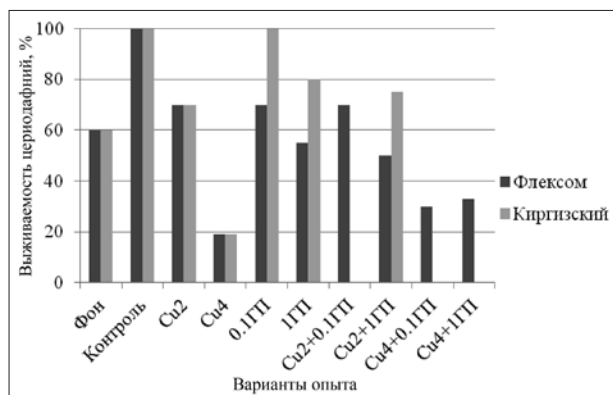


Рис. 2. Оценка воздействия меди и гуминовых препаратов по выживаемости цериодафний в водных вытяжках из почвенных образцов (МПП) модельного эксперимента (пояснения в тексте). Фон – незагрязнённый образец МПП.

В наших экспериментах сравнение эффектов ГП по выживаемости мальков цериодафний в водных вытяжках из почвенных образцов модельного эксперимента также показало большую эффективность по протекторным свойствам у ГП «Флексом» (рис. 2).

Анализ полученных данных показал, что вещества, содержащиеся в водном экстракте из МПП, влияют на жизнеспособность мальков цериодафний. Снижение выживаемости рачков в вытяжке из незагрязнённой почвы (фон) может достигать 40% относительно чистой культивационной воды (контроль) (рис. 2). Добавление относительно небольшой дозы меди к почве поддерживает жизнеспособность, увеличивая выживаемость на 10% (вариант Cu2), при Cu4 – выживаемость существенно падает.

Как и в биотестах с микроводорослями, добавление к незагрязнённым почвам ГП заметно поддерживало жизнеспособность тест-культуры. При этом биоактивность ГП «Киргизский» проявилась существенно в более выраженной форме.

В обоих случаях ГП в большей дозе (1К и 1F) оказывались менее эффективными, чем при дозе 0,1 г/кг.

При применении ГП по фону меди были замечены положительные эффекты лишь в некоторых вариантах. Так, ГП «Флексом» оказался эффективным в варианте опыта 2Cu+0,1F, а ГП «Киргизский» – в варианте опыта 2Cu+1К. Причём ГП «Киргизский» в трёх других вариантах – с дозой Cu4 и даже при обработке почвы в варианте Cu2 с добавкой 0,1 г/кг (4Cu+0,1К) абсолютно не проявил протекторных свойств. В то время как часть (30-50%) испытуемой выборки тест-культуры ракообразных при добавках ГП выживала (рис. 2).

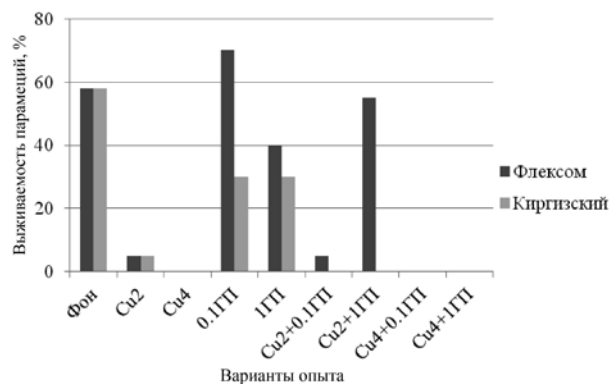


Рис. 3. Оценка воздействия меди и гуминовых препаратов по выживаемости парамеций в водных вытяжках из почвенных образцов (МПП) модельного эксперимента (пояснения в тексте). Фон – незагрязнённый образец МПП.

Тест-культура инфузорий оказалась наиболее чувствительной к воздействию водных вытяжек из исследуемых вариантов почв (рис. 3). Гибель организмов наблюдалась как в пробах с медью, так и при добавлении гуматов по фону меди. Выживаемость на уровне 30-70% наблюдалась у инфузорий лишь в образцах с «чистыми» гуматами. Очевидно эти препараты гуматов также используются организмами как питательный субстрат. О протекторных свойствах гуматов можно говорить лишь в одном случае, а именно – при добавлении ГП «Флексом» к образцу с медью Cu2+1F. В этом случае выживаемость составила более 50%.

Заключение

Биотестирование проб, содержащих 2 и 4 ОДК Cu²⁺ в сочетании с различными дозами ГП, показало, что протекторные свойства ГП лимитируются как дозой внесения, так и концентрацией загрязняющего вещества.

Нивелирование токсического действия меди (2 ОДК Cu²⁺) ГП «Флексом» проявлялось на всех испытанных тест-культурах разной таксономической принадлежности и ракообразных – *Ceriodaphnia affinis*, микроводорослей – *Scenedesmus quadricauda*, простейших *Paramecium caudatum*.

Сравнение протекторных свойств двух гуминовых препаратов (ГП «Киргизский» и ГП «Флексом») показало преимущества ГП «Флексом». Можно заключить, что ГП «Киргизский» обладал менее выраженными протекторными свойствами по сравнению с «Флексомом». Объяснением этому могут быть явные различия в способе получения и составе гуматов.

Жидкий торфяной ГП «Флексом» обогащён существенным количеством питательных

Литература

элементов. Являясь относительно молодым геологическим образованием, низинный торф, в отличие от бурого угля, сохраняет в своём составе большое количество биологически активных веществ – продуктов жизнедеятельности микроорганизмов. Биологически активные вещества торфа включают в себя аминокислоты, углеводы, ферменты, антибиотики и природные стимуляторы роста. Технология производства препарата «Флексом» обеспечивает наиболее полный перевод всех биологически активных веществ (в особенности гуминовых веществ) в доступное для биоты состояние. При этом гуминовые кислоты превращаются в физиологически активные водорастворимые соли – гуматы калия.

ГП «Киргизский», полученный выщелачиванием из углей, является недостаточно очищенным от балластных веществ (песок), солей NaCl, вызывающих высокое осмотическое давление и токсический эффект по отношению к исследуемым тест-культурам. Низкое связывание ионов меди гуматом «Киргизский» вызвано высокой ионной силой, создаваемой высокой концентрацией ионов Na⁺ (23%), экранирующих заряд на поверхности гуминовых кислот для связывания с ионами Cu²⁺.

Авторы благодарят М. А. Пукальчик и О. С. Якименко за помощь в проведении экспериментов.

Работа выполнена при поддержке МНТЦ (KR-2092).

1. Терехова В.А., Домашнев Д.Б., Каниськин М.А., Степачев А.В. Экотоксикологическая оценка повышенного содержания фосфора в почвогрунте по тест-реакциям растений на разных стадиях развития // Проблемы агрохимии и экологии. 2009. 3. С. 24–26.
2. Фомин Г.С., Фомин А.Г. Почва. Контроль качества и экологической безопасности по международным стандартам. М.: Протектор, 2001. 226 с.
3. Вавилова В.М., Терехова В.А. Условия отбора и подготовки проб для некоторых методов биотестирования вод, почв и отходов / Учебно-методическое пособие. М.: Макс Пресс МГУ, 2009. 40 с.
4. Терехова В.А., Воронина Л.П., Гершкович Д.М., Ипатова В.И., Исакова Е.Ф., Котелевцев С.В., Попутникова Т.О., Рахлеева А.А., Самойлова Т.А., Филенко О.Ф. Биотест-системы для задач экологического контроля: Методические рекомендации по практическому использованию стандартизованных тест-культур. М.: Доброе слово, 2014. 48 с.
5. Методика определения токсичности вод, водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по измерению уровня флуоресценции хлорофилла и численности клеток водорослей, ФР.1.39.2007.03223.
6. Методика определения токсичности отходов, почв, осадков сточных вод, сточных, поверхностных и грунтовых вод методом биотестирования с использованием равноресничных инфузорий *Paramecium caudatum* Ehrenberg, ФР.1.39.2006.02506.
7. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости цериодафний, ФР.1.39.2007.03221.

Анализ содержания радионуклидов и тяжёлых металлов в системе «почва – растения» на техногенной территории Кирово-Чепецкого промышленного комплекса

© 2015. Е. С. Сунцова¹, аспирант, Е. С. Петухова¹, аспирант, Т. Я. Ашихмина^{1,2}, д.т.н.,
зав. кафедрой, зав. лабораторией, Г. Я. Кантор², к.т.н., н.с.,

¹Вятский государственный гуманитарный университет,

²Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,
e-mail: ecolab@vshu.kirov

Приведены материалы по исследованию территории Кирово-Чепецкого промышленного комплекса, изучено содержание тяжёлых металлов и техногенных радионуклидов в природных объектах на участках мониторинга. Выявлены виды растений, характеризующиеся высокой аккумулярующей способностью тяжёлых металлов и радионуклидов. Максимальные значения по содержанию соединений кадмия, свинца, железа, марганца, никеля отмечены в крапиве двудомной; соединений меди, цинка, кадмия, железа – в бодяке полевом; свинца, меди, кадмия – в полыни горькой; марганца, меди, никеля – в черёмухе обыкновенной; свинца, меди – в тростнике обыкновенном. Наибольшую накопительную активность к соединениям меди, свинца и кадмия проявляют крапива двудомная, бодяк полевой и полынь горькая. Исследуемые растения преимущественно накапливают радионуклид ¹³⁷Cs, при этом установлена положительная корреляция удельной активности ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs в почве и растениях.

The information on the territory of Kirovo-Chepetsk industry is given, the content of heavy metals and radionuclides in natural objects at monitoring sites is assessed. The kinds of plants characterized by high heavy metals and radionuclides storage capacity are found out. The maximum values of the content of cadmium, lead, iron, manganese, and nickel compounds are found in *Urtica dioica* L.; of copper, zinc, cadmium, and iron compounds – in *Cirsium arvense* (L.) Scop.; lead, copper, and cadmium compounds – in *Artemisia absinthium* L.; manganese, copper, and nickel compounds – in *Prunus padus* L.; lead and copper compounds – in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. The highest cumulative activity as for copper, lead, and cadmium compounds is characteristic of nettle, creeping thistle, and wormwood. The tested plants mostly accumulate radionuclide ¹³⁷Cs, and positive correlation of specific activity of ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs is stated in soil and plants.

Ключевые слова: Кирово-Чепецкий промышленный комплекс, загрязнение,
радиоактивные и химические отходы, аккумуляция.

Keywords: Kirovo-Chepetsk industry, pollution, radioactive and chemical waste, accumulation.

С 2000 г. лаборатория биомониторинга Института биологии Коми НЦ УрО РАН и Вятского государственного гуманитарного университета изучает состояние почв, растительности, животного мира, атмосферных осадков (снега), поверхностных вод и донных отложений в районе предприятий Кирово-Чепецкого промышленного комплекса. Согласно полученным ранее данным, основными загрязняющими веществами окружающей среды на территории вблизи комбината являются соединения азота, фториды, тяжёлые металлы (ТМ) и радионуклиды [1-7].

Целью данного исследования являлось комплексное химическое и радиоэкологическое изучение закономерностей миграции, накопления и распределения техногенных радионуклидов ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs и ТМ по основным компонентам экосистем (почва водосборных территорий – растительность), расположен-

ных на территории Кирово-Чепецкого промышленного комплекса в пределах Кировской области.

По результатам предыдущих исследований [4, 5, 7-9] было показано, что ореол химического и радиационного загрязнения почв и грунтов имеет отчетливую приуроченность к водным объектам. В связи с этим площадки мониторинга закладывались на берегах водоёмов и водотоков (р. Елховка – 904, 906, 907, 918; оз. Просное – П-13), на заболоченных участках в районе хранилищ отходов – 913, 1005/1. Два участка 920 и 921 заложены на гравистой пойме р. Вятки, примыкающей к руслу р. Елховки.

В 2010–2011 гг. в районе размещения объектов хранения радиоактивных отходов сотрудниками лаборатории проводились замеры мощности эквивалентной дозы гамма-излучения (МЭД). Установлено, что все

Таблица 1

Содержание тяжёлых металлов в пробах почв в зоне действия КЧХК (валовая форма, мг/кг)

Элемент № участка	Cu ²⁺	Pb ²⁺	Cd ²⁺	Zn ²⁺	Ni ²⁺	Mn ²⁺
901	31±7	12±3	0,4±0,1	81±27	43±12	1700±500
904	42±8	59±12	0,7±0,2	170±60	49±14	1300±400
906	79±18	305±65	1,3±0,3	265±90	72±20	1690±530
907	86±20	300±60	2,1±0,5	330±70	59±17	1800±600
913	23±5	12±3	0,2±0,1	40±13	35±10	625±200
918	87±20	280±60	3,3±0,8	460±150	61±17	1400±400
920	25±6	19±4	0,4±0,1	89±29	35±10	1300±400
921	47±11	89±19	1,0±0,3	180±50	54±15	950±310
927	20±5	18±4	0,11±0,03	104±34	24±7	720±240
930	51±12	59±12	1,6±0,4	710±230	31±9	1600±500
1005/1	76±18	138±28	0,8±0,2	363±120	65±18	700±230
П – 13	34±8	51±11	0,6±0,2	290±60	37±10	510±170
ПДК (ОДК)	66-132	65-130	1-2	110-220	40-80	1500

Примечание: жирным шрифтом выделены значения содержания тяжёлых металлов, превышающих ПДК.

исследованные почвы характеризуются повышенными значениями МЭД – 0,2-0,47 мЗв/час при фоновых значениях для Кировской области 0,08-0,10 мЗв/час [3, 4].

В местах, где проявляются повышенные по сравнению с фоном значения МЭД, были отобраны смешанные и точечные пробы почв и грунтов, а также пробы растений, произрас-

тающих на участках мониторинга. Карта – схема отбора проб представлена на рисунке 1.

Концентрацию валовых и подвижных форм ТМ (кадмий, свинец, медь, железо, никель, цинк, марганец) в почвах и растениях определяли методом атомно-абсорбционной спектроскопии на приборе «Спектр-5-4». Удельные активности ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr измеряли на

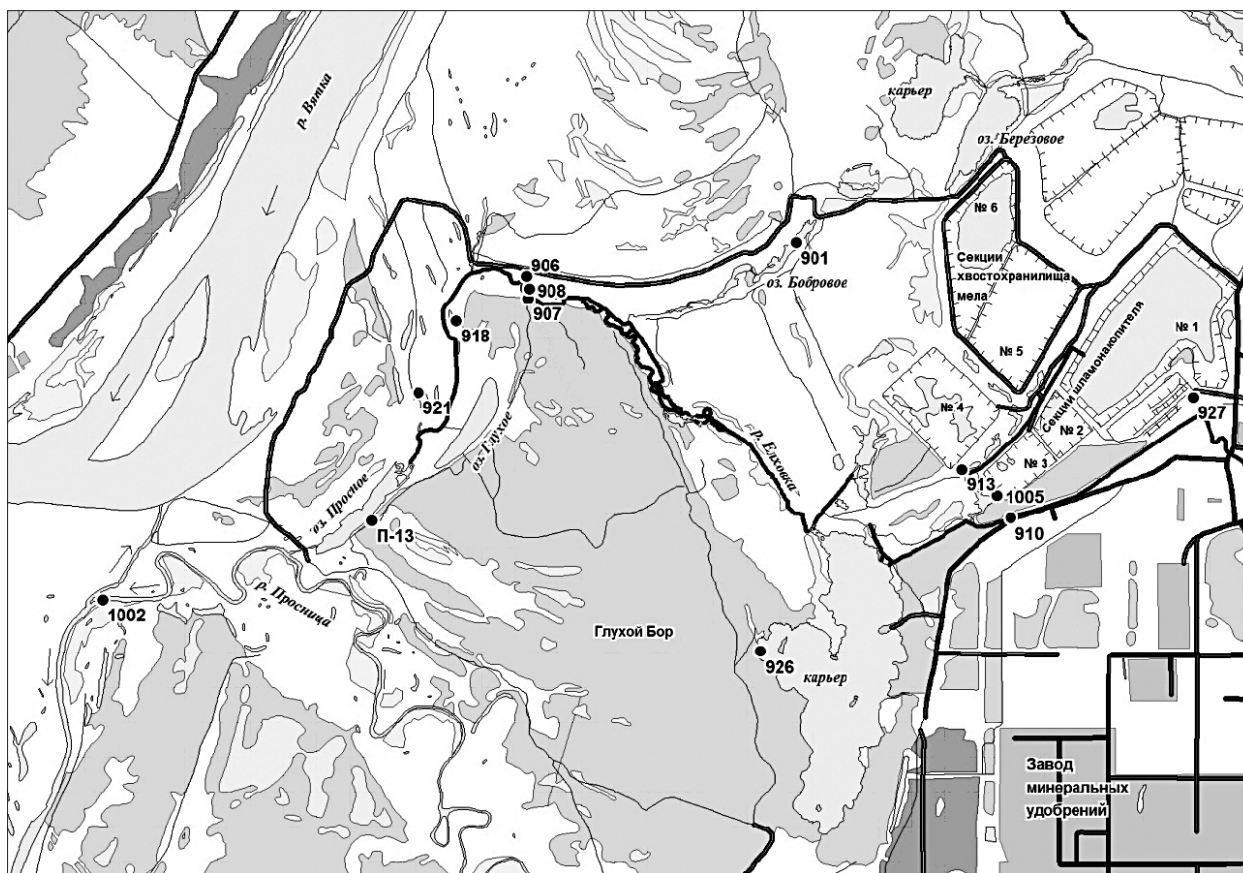


Рис. 1. Схема расположения участков отбора растительных и почвенных проб.

бета-гамма-спектрометрическом комплексе с использованием программного обеспечения «Прогресс».

Анализ полученных данных свидетельствует о том, что в почвах на некоторых участках в районе исследования отмечены близкие к ПДК или превышающие в 1,5-2 раза значения концентраций свинца, цинка, кадмия, марганца (табл. 1). На основании соотношения концентраций нормируемых в почвах элементов и ПДК рассчитаны суммарные коэффициенты химического загрязнения Z_c . По данному критерию все почвы относятся к категории с допустимой степенью загрязнения ($Z_c < 16$) [7, 9]. Тем не менее, отчётливо выделяются наиболее загрязнённые участки – №№ 906, 918, 907, 921, 1005/1 и П-13.

Нами исследована удельная активность радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвах на территории Кирово-Чепецкого промышленного комплекса.

В почвах на площадках мониторинга основным загрязнителем является радионуклид ^{137}Cs . Максимальные значения удельной активности в почве на площадке 913 (8089 Бк/кг) близки по своим значениям к минимально-значимому уровню 10000 Бк/кг [10]. Также высокие значения удельной активности радионуклида ^{137}Cs в почве наблюдаются на участках 906 (5420 Бк/кг), 907 (6134 Бк/кг). Наименьшие значения этого радионуклида отмечены на участках 927 (35,5 Бк/кг), 1005/1 (104,1 Бк/кг), 901 (36,2 Бк/кг) (табл. 2).

Распределение ^{90}Sr имеет несколько иной характер: максимальное значение удельной активности его обнаружено на участке 1005/1. Также высокие значения удельной активности этого радионуклида отмечены на участках 907 (187,3 Бк/кг) и 930 (180,7 Бк/кг). Загрязнение данными радионуклидами приурочено

к 3-ей секции хранилища радиоактивных отходов и к руслу р. Елховки. На территории заболоченной поймы реки Елховки в нижнем её течении также встречаются локальные «пятна» загрязнения почв до уровня низкоактивных отходов. Существует вероятность того, что в результате поверхностного смыва, затопления территории в паводок, постоянного взаимодействия с текущими водами донных отложений, может произойти поступление радионуклидов в воды реки Вятки.

По материалам исследований лаборатории биомониторинга Института биологии Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ [2, 8, 11, 12] в районе исследования преобладающими видами растений являются: из древесных – черёмуха обыкновенная, вяз, рябина; из кустарниковых форм представлены – шиповник обыкновенный, смородина, малина; из травянистых широко распространены представители семейств Сложноцветных, Злаковых, Лютиковых, Астровых, Крапивных.

В районе исследования отбирались образцы древесной и травянистой растительности из разных биоценозов. Отобранные образцы доставлялись в лабораторию в сыром виде, где проводилась их сушка, деление на стебли, листья, плоды и корни; далее образцы измельчались, взвешивались и озолялись.

На атомно-абсорбционном спектрометре определялось содержание ТМ: меди, никеля, марганца, свинца, железа, кадмия и цинка. Установлено, что прямой зависимости между абсолютными величинами содержания ТМ в почвах и растениях не существует. Тем не менее, на участках (927, 913, 907, 906), почвы которых загрязнены ТМ, произрастали растения с повышенным их содержанием [7]. Способность к аккумуляции ТМ невысока у всех видов растений на участках, почвы которых содержат высокие концентрации элементов. При низком содержании ТМ в почве накопительная способность растений увеличивается, коэффициент накопления приближается к единице. Установлены видовые различия растений к аккумуляции ТМ. Хорошей способностью к накоплению всех металлов обладает полынь обыкновенная. Максимальные значения по содержанию отдельных ТМ были отмечены в крапиве двудомной, бодяке полевом, в тростнике обыкновенном, полыни горькой и черёмухе (табл. 3).

Наибольшая способность к аккумуляции никеля и марганца установлена для растений крапивы двудомной; свинца и меди – для тростника обыкновенного и бодяка полевого;

Таблица 2

Удельная активность радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвах на площадках мониторинга КЧХК, Бк/кг

№ участка	^{137}Cs	^{90}Sr
901	20,2±4,2	73,0±34,5
904	2804±292	128,0±39,4
906	5420±557	115,6±43,5
907	6134±630	187,3±42,8
913	8089±829	35,3±16,3
918	4777±493	57,1±35,9
920	1004±108	78,2±34,2
921	2291±241	143,1±49,9
927	35,5±5,5	83,6±35,1
930	3698±381	180,7±44,8
1005/1	104,1±13,4	1272±63
П-13	1832±193	104,4±33,2

меди и цинка – для черёмухи обыкновенной и бодяка полевого; кадмия – для бодяка полевого, крапивы двудомной и полыни горькой.

Анализ данных позволяет сделать вывод о том, что из 9 исследуемых участков наибольшее содержание металлов в исследуемых растениях выявляется на участках, расположенных вблизи техногенных объектов: участки № 907, 930, 1005/1, 913, 921. Наиболее распространёнными растениями на участках являются крапива двудомная, бодяк полевой и полынь горькая. Отмечено, что на большинстве участков наиболее аккумулируются растениями соединения меди, свинца и кадмия.

Определение содержания радионуклидов в растениях путём измерения удельной активности техногенных радионуклидов позволило выявить, что наименее выраженной способ-

ностью к накоплению радионуклидов обладают полынь горькая, бедренец-камнеломка. Больше всего накапливают ¹³⁷Cs бодяк полевой и пырей ползучий (на участках у Завода полимеров и 3-ей секции шламонакопителя), а также тростник обыкновенный и вейник седеющий на заболоченной территории у 3-ей секции. Крапива двудомная способна к аккумуляции ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr (максимальные значения на участках у старого русла р. Елховки, в районе оз. Бобровое и 3-ей секции шламонакопителя) [11]. На этих же участках отмечены повышенные значения удельной активности радионуклидов ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в образцах почв.

На участке 913 отмечена высокая удельная активность ¹³⁷Cs в листьях крапивы двудомной. Данный участок характеризуется высокими значениями удельной активности

Таблица 3

Максимальные значения по содержанию тяжёлых металлов в растениях на участках исследования

Растение	Максимальные значения содержания тяжёлых металлов на участках исследования								
	901	906	907	913	921	927	930	1005/1	П-13
Тростник обыкновенный	Pb, Cu	–	–	Cu	–	–	–	–	–
Бодяк полевой	–	–	Fe	Cu, Cd	–	–	Cd, Cu, Zn, Fe	Cu, Zn, Pb	–
Черёмуха обыкновенная	–	–	Mn, Cu, Ni	–	–	–	–	–	–
Полынь горькая	–	–	–	–	–	Cu	Cu, Fe	Cu, Cd, Pb	–
Крапива двудомная	–	Mn, Ni	Cu, Cd	Zn	Cd, Pb, Mn, Fe, Ni	–	–	–	Cu, Zn

Примечание: – минимальные значения по содержанию ТМ в растениях.

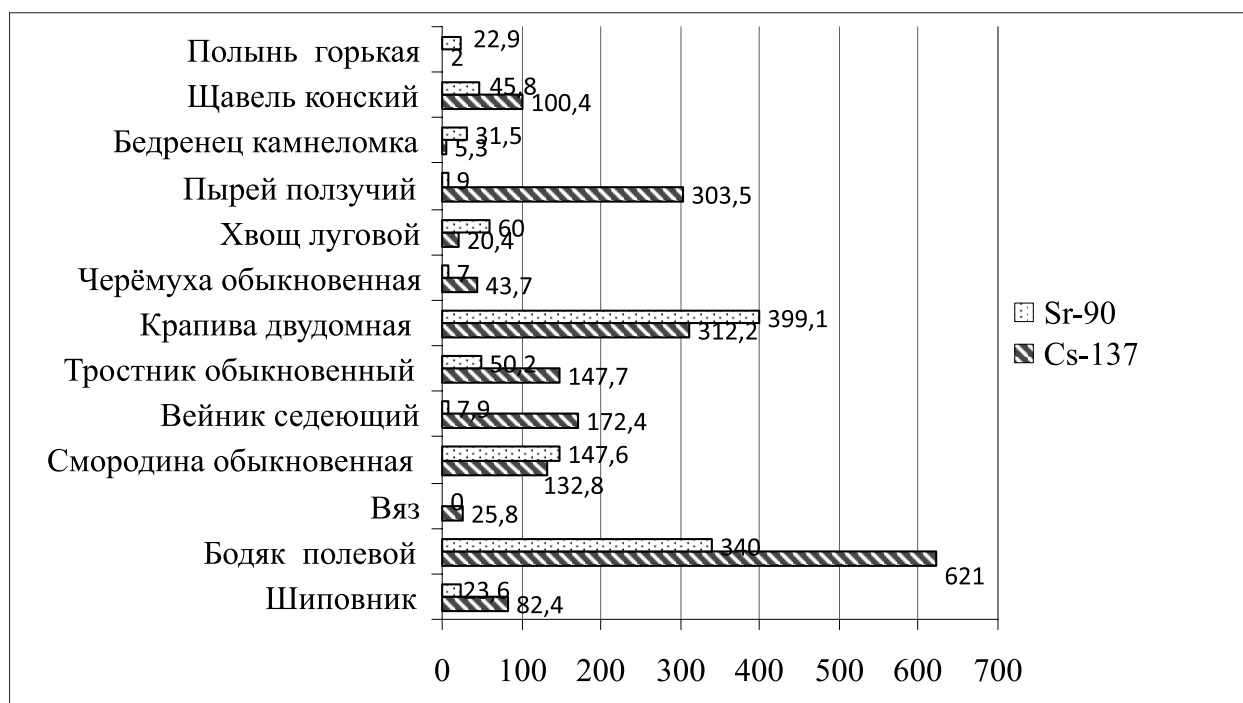


Рис. 2. Содержание радионуклидов в растительных пробах, Бк/кг.

этого радионуклида в почве. Установлено, что на участке 1005/1 максимальная активность в почве радионуклида ^{90}Sr (1272 Бк/кг) также коррелирует с максимальной удельной активностью в крапиве двудомной – 399,1 Бк/кг. Максимальные значения удельной активности ^{137}Cs в бодяке полевом отмечены на участке 930 (за мостом) – 621 Бк/кг, радионуклида ^{90}Sr – на участке 1005/1 (340 Бк/кг). Установлено, что в листьях древесных и травянистых форм растительности в большем количестве аккумулируется радионуклид ^{137}Cs .

Измерение удельной активности в листьях черёмухи и вяза на участках у оз. Просное и у р. Елховки показало, что радионуклид ^{137}Cs накапливается в большем количестве, чем ^{90}Sr . Причиной этого может быть и тот факт, что содержание ^{137}Cs в почве на порядок выше, а также связано с миграционной способностью радионуклидов. Удельная активность обоих радионуклидов в листьях смородины на участке около 3-ей секции примерно одинакова, а листья шиповника накапливают радионуклид ^{137}Cs в большем количестве.

Выводы:

1. На территории исследования выявлены участки максимально загрязнённые радионуклидами и ТМ, расположенные вблизи источников техногенного загрязнения.

2. Из 12-ти исследуемых участков наиболее загрязнёнными радионуклидами ^{137}Cs и ^{90}Sr являются участки, расположенные у 3-ей секции шламонакопителя. Выявлены некоторые особенности по уровню накопления техногенных радионуклидов для растений, доминирующих на участках мониторинга.

3. Почвы в прибрежной зоне р. Елховки загрязнены ТМ. Концентрация свинца, цинка, марганца на исследуемых участках превышают ПДК в 1,5 – 2 раза.

4. Растения на участках мониторинга преимущественно накапливают ^{137}Cs , при этом установлена положительная корреляция удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в почве и растениях.

5. Максимальные значения по содержанию в растениях соединений ТМ на исследуемых участках были отмечены: в крапиве двудомной – Cd, Pb, Fe, Mn, Ni; бодяке полевом – Cd, Cu, Zn, Fe; в тростнике обыкновенном – Pb, Cu; в полыни горькой – Pb, Cu, Cd и черёмухе обыкновенной – Mn, Cu, Ni.

6. Наибольшая способность к аккумуляции никеля и марганца выявлена у крапивы двудомной, свинца и меди – у тростника обыкновенного и бодяка полевого, меди и

цинка – у черёмухи обыкновенной и бодяка полевого, кадмия – у бодяка полевого, крапивы двудомной и полыни горькой, в то время как содержание в почвах соединений меди и кадмия не превышают ПДК.

Литература

1. Дружинин Г.В. Отчёт по результатам комплексной оценки влияния хозяйственной деятельности ОАО КЧХК и прилегающей к нему площади водосбора на режим формирования качества и количества стоков / Г.В. Дружинин, А.П. Лемешко, В.А. Нечаев и др. Киров, 2006. 146 с.

2. Сунцова Е.С., Ашихмина Т.Я., Кантор Г.Я. Содержание радионуклидов в компонентах природной среды в районе Кирово-Чепецкого химического комбината // Проблемы региональной экологии. 2012. № 2. С. 162 – 167.

3. Ашихмина Т., Дабах Е., Кантор Г., Лемешко А., Скугорева С., Адамович Т. Состояние природного комплекса в зоне влияния Кирово-Чепецкого химического комбината // Вестник Института биологии Коми НЦ УрО РАН. 2012. № 3. С. 9-14.

4. Скугорева С., Адамович Т., Олькова А., Домрачева Л., Домнина Е., Злобин С., Измestьева А., Ашихмина Т. Использование методов биоиндикации и биотестирования в оценке состояния природного комплекса в зоне влияния Кирово-Чепецкого химического комбината // Вестник Института биологии Коми НЦ УрО РАН. 2012. № 3. С. 30-36.

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

6. Дабах Е.В., Кантор Г.Я., Лемешко А.П. Состояние почв в зоне влияния Кирово-Чепецкого химического комбината // Современные проблемы загрязнения почв: Матер. III междунар. науч. конф. М.: Изд-во МГУ, 2010. С. 80-84.

7. Скугорева С.Г., Огородникова С.Ю., Головки Т.К., Ашихмина Т.Я. Фитотоксичность фосфорорганических соединений и ртуты. Екатеринбург. 2008. 156 с.

8. Скугорева С.Г., Злобин С.С., Березин Г.И. Содержание тяжёлых металлов в растениях и почвах на территории вблизи Кирово-Чепецкого химического комбината // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Матер. всерос. науч.-практ. конф. молодежи. Киров. 2011. С. 114-117.

9. Ашихмина Т.Я., Лемешко А.П., Кантор Г.Я., Дабах Е.В. Комплексное обследование территории в районе хранения радиоактивных отходов Кирово-Чепецкого отделения филиала «Приволжский территориальный округ» ФГУП «РосРАО» // Современная радиоэкологическая обстановка в Кировской области. Объективный

мониторинг состояния недр и его роль в решении практических задач Госкорпорации «Росатом» по реабилитации радиационно-опасных объектов ФГУП «РосРАО». Материалы научно-практической конференции 10-11 декабря 2009 г. – Киров, 2009. – 63-76.

10. Дабах Е. В., Кондакова Л. В., Домрачева Л. И., Злобин С.С. Альго-микологическая оценка состояния почв в зоне влияния Кирово-Чепецкого химического комбината // Почвоведение. 2013. № 2. С. 187-194.

11. Санитарные правила СанПиН 2.6.1.2523-09 «Нормы радиационной безопасности (НРБ 99/2009)». М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2010. 83 с.

12. Сунцова Е.С., Петухова Е.С., Ашихмина Т.Я. Изучение содержания тяжёлых металлов и радионуклидов в растениях на территории Кирово-Чепецкого промышленного комплекса на примере крапивы двудомной // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем: Матер.Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Книга 2. Киров, 2014. С. 88-93.

13. Петухова Е.С., Сунцова Е.С., Ашихмина Т.Я. Изучение содержания тяжёлых металлов в вегетативных органах бодяка полевого // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем: Матер. Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Книга 2. Киров, 2014. С. 85-88.

Правительство Кировской области
Вятский государственный гуманитарный университет
Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН

1-2 декабря 2015 г.
XIII ВСЕРОССИЙСКАЯ НАУЧНО-ПРАКТИЧЕСКАЯ КОНФЕРЕНЦИЯ
С МЕЖДУНАРОДНЫМ УЧАСТИЕМ

«АКТУАЛЬНЫЕ ПРОБЛЕМЫ РЕГИОНАЛЬНОЙ ЭКОЛОГИИ И
БИОДИАГНОСТИКА ЖИВЫХ СИСТЕМ»

Уважаемые коллеги!

Приглашаем Вас принять участие в работе XIII Всероссийской научно-практической конференции с международным участием «Актуальные проблемы региональной экологии и биодиагностика живых систем», которая состоится в г. Кирове на базе Вятского государственного гуманитарного университета по адресу г. Киров, ул. Ленина, 198.

Тематика работы конференции

1. Инновационные технологии в экологии
2. Биологический мониторинг природных сред и объектов
3. Методы биодиагностики в оценке качества окружающей среды
4. Геоинформационные системы и космические технологии в оценке состояния окружающей среды
5. Мониторинг в условиях техногенного загрязнения
6. Экология организмов и механизмы их адаптации к среде обитания
7. Региональные аспекты развития экологической культуры, образования и просвещения

Контактные адреса и телефоны оргкомитета
610002, г. Киров, ул. Красноармейская, 26,
Лаборатория биомониторинга Института биологии Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ,
телефон/факс (8332) 37-02-77,
e-mail: ecolab2@gmail.com
технический секретарь Кардакова Евгения Михайловна
ответственный секретарь Огородникова Светлана Юрьевна

Моделирование разливов нефти на поверхности воды и метод ликвидации поверхностных загрязнений углеводородами с использованием овечьей шерсти

© 2015. Е. В. Степанова¹, к.ф.-м.н., с.н.с., Т. О. Чаплина², к.ф.-м.н., с.н.с.,

¹Институт проблем механики им. А. Ю. Ишлинского РАН,

²Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова,
e-mail: step@ipmnet.ru, tanya75.06@mail.ru

В работе изложены результаты моделирования распространения вдоль свободной поверхности воды несмешивающихся примесей (нефть, дизельное топливо, подсолнечное и касторовое масло) в составном вихревом течении, описаны результаты применения овечьей шерсти для сбора углеводородов с поверхности покоящейся и вращающейся воды.

Проведённые эксперименты подтвердили структурную устойчивость картины вихревого течения с добавлением порции несмешивающейся примеси. Общие закономерности выявлены в картине течения для всех использованных лёгких несмешивающихся добавок: касторового и подсолнечного масла, дизельного топлива, нефти. Распространение примеси вдоль границы раздела фаз не соответствует предположению о пассивном следовании примеси за течением основной жидкости. На свободной поверхности вихревого течения пятно несмешивающейся добавки трансформируется в спиральные структуры и отдельные капли, направление удлинения спиральных рукавов противоположно основному течению жидкости. В работе выделены факторы, влияющие на параметры масляного тела в толще составного вихря.

Получены данные о способности овечьей шерсти впитывать большие количества нефти, дизельного топлива, жидких масел (касторового, подсолнечного). Проведены измерения скорости очистки поверхности воды от углеводородов, подтверждена прямая зависимость между площадью контакта сорбент – углеводород и полнотой очистки водной поверхности.

The paper outlines results obtained during modeling of the immiscible contaminants (oil, diesel fuel, sunflower and castor oil) propagation along the water free surface in compound vortex flow, and describes the effects of sheep's wool for the hydrocarbons collection from the free surface of quiescent and rotating water.

Experiments confirmed the structure stability of the vortex flow pattern with the portion of light immiscible admixture. General reliance revealed in the flow pattern for all used immiscible additives: castor and sunflower oil, diesel fuel, oil. The distribution of admixtures along the phase boundary does not correspond to the assumption of passive pursue of the admixtures along the flow of base fluid. The spot of immiscible admixture on the vortex free surface is transformed into spiral structure, and separate drops. The spiral arms are stretched in direction opposite to the main fluid flow. The paper summarizes the geometrical characteristics of such flow and the factors affecting oil body form in the depth of the compound vortex flow.

The data obtained on the ability of wool to absorb large quantities of oil, diesel fuel, liquid oils (castor, sunflower). The measurements held to define the rate of water surface clearing from the hydrocarbons, direct dependence between the sorbent-hydrocarbon contact area and cleaning of the water surface corroborated.

Ключевые слова: разливы нефти, вихри, примесь, перенос вещества, сорбенты.

Keywords: oil spills, vortices, admixture, transport of matter, sorbent.

Введение

С начала XX века доля использования углеводородов в мировой энергетике неуклонно растёт и сейчас превышает 33% [1]. Основные потребители жидких углеводородов – промышленно развитые страны (США, Евросоюз, Китай), тогда как основная часть разведанных запасов располагается в Африке, Южной Америке, Аравийском полуострове и в России. Вследствие удалённости регионов добычи от основных потребителей возникает необходи-

мость транспортировки значительных объёмов жидких углеводородов на большие расстояния. Современные требования к обеспечению безопасности морской транспортировки нефти более строги, чем пару десятилетий назад. Их ужесточение связано с авариями нескольких крупнотоннажных танкеров (Prestige, Exxon Valdez, Atlantic Empress и Aegean Captain), сопровождавшимися масштабными утечками нефти, в результате которых, помимо прямых издержек, экосистемы обширных районов Мирового океана были частично уничтожены

(табл. 1). Наиболее существенное деструктивное влияние на экосистемы оказывают разливы нефти на акватории, непосредственно прилегающей к береговой линии. Последствия таких разливов сказываются не только на гидробионтах, а также на флоре и фауне прибрежной зоны. Восстановление биоценозов на таких территориях требует длительного времени (десятилетий) и больших финансовых вложений [2].

Опасность возникновения аварийных ситуаций, приводящих к утечкам нефти в океан, возрастает вместе с увеличением объёмов морских перевозок углеводородов. На сегодняшний день этот объём превышает 2 000 млн тонн в год. В последние годы различными государствами большие усилия прилагаются к усовершенствованию систем предупреждения и ликвидации последствий аварийных разливов нефти и нефтепродуктов, но проблема все же остаётся актуальной. В настоящее время существует несколько методов ликвидации нефтяного загрязнения акватории. После выполнения первого этапа – локализации пятна, приступают к сбору и утилизации.

Наиболее распространённым методом является механический сбор нефтепродуктов после локализации пятна боновыми заграждениями, которые обеспечивают достаточную для сбора толщину слоя нефти. Пятно, окружённое бонами, также можно буксировать в более безопасное и удобное для работы место [3]. Наряду с механическим, широко используется термический метод ликвидации, основанный на выжигании нефти, но область его

применения ограничивается коротким периодом непосредственно после утечки – пока слой имеет достаточную толщину и не образовалась водонефтяная эмульсия.

Физико-химический метод основывается на использовании диспергентов и сорбентов, его использование предполагает, что механический сбор нефти невозможен (при малой толщине плёнки, при наличии непосредственной угрозы экологически уязвимым районам). С применением диспергентов активизируется естественное рассеивание нефти, что облегчает её удаление с поверхности воды. Сорбенты впитывают нефтепродукты, образуя комья материала, которые затем убирают механическими способами. Наиболее тонкую очистку акваторий проводят биологическим методом: особые микроорганизмы перерабатывают нефть и нефтепродукты [4]. Этот метод зачастую применяется, когда возможности физико-химического, механического и других методов исчерпаны.

В целях минимизации негативных последствий разливов нефтепродуктов особое внимание должно быть уделено изучению и совершенствованию способов локализации аварийных разливов, сбору и утилизации углеводородов, а также доработке существующих и разработке новых методик.

Разработкой и совершенствованием технических средств по удалению нефтяных загрязнений длительное время занимаются российские и международные институты и коммерческие компании. В США эту проблему изучают Институт экологических

Таблица 1

Крупнейшие разливы нефти в акватории Мирового океана

Место катастрофы	Год	Название судна/источника утечки	Количество нефти, тыс. тонн
Мексиканский залив	2010	Дипвотер Хорайзон, платформа	460
Аравийское море	2003	Тасман Спирит	60
Бискайский залив	2002	Престиж	90
Аденский залив	2002	Лимбург	300
Средиземное море, Италия	1991	Амоко Хавен	144
Атлантический океан, берега Анголы	1991	АБТ Саммер	260
Индийский океан, ЮАР	1983	Кастило де Бельвер	252
Персидский залив	1983	Новруз	250
Мексиканский залив	1980	Икстоц I, платформа	467
Залив Наварино, Греция	1980	Иренес Серенад	100
Карибское море	1979	Атлантик Эмпресс	290
Атлантическое побережье Франции	1978	Амоко Кадис	223
Оманский залив	1972	Си Стар	115
Острова Силли, Великобритания	1967	Торей Кэньон	119

исследований и Американский институт нефти, в Европе – Международный институт исследований в области окружающей среды, в России – Институт океанологии РАН, Российский государственный университет нефти и газа имени И.М. Губкина, МГУ имени М.В. Ломоносова, Институт проблем нефти и газа РАН, Мурманский морской биологический институт, Российский научный центр экологии моря, Волжский политехнический институт и др.

Сейчас в мире производится и используется для ликвидации разливов нефти около двухсот сорбентов, которые можно отнести к четырём базовым типам: синтетические, неорганические, органоминеральные и природные органические. Эффективность и качество сорбентов определяется их основными характеристиками: ёмкостью по отношению к нефти, степенью гидрофобности, плавучестью после сорбции нефти, возможностью десорбции нефти, наличием механизмов регенерации или утилизации сорбента.

В данной работе авторы предлагают использовать в качестве сорбента сравнительно дешёвое сырьё – овечью шерсть. В настоящее время шерсть в больших количествах стала накапливаться у фермеров как невостребованный товар, который сжигается или закапывается в землю. Эта ситуация усугубляется низким спросом на шерсть как на внутреннем, так и на международном рынках [5]. Шерсть гидрофобна, мало впитывает влагу и обладает высоким коэффициентом адсорбции по отношению к углеводородам, а также их смесям с водой и эмульсиям.

Цель данной работы – моделирование распространения несмешивающихся примесей (нефть, дизельное топливо, подсолнечное

масло) в вихревом течении, а также изучение особенностей взаимодействия овечьей шерсти с нефтью, нефтепродуктами и различными углеводородами и жидкими маслами для последующего применения в качестве сорбента при ликвидации загрязнений на поверхности воды.

1. Моделирование распространения несмешивающихся примесей в вихревом течении.

Экспериментальная часть исследований была проведена на стенде «Вихревые течения с кручением» (ВТК), входящем в комплекс уникальных установок ИПМех РАН (УНУ ГФК ИПМех РАН). Общий вид стенда представлен на рисунке 1 а. Рабочий объём установки ограничен вертикальным цилиндрическим контейнером радиуса R_c , на дне которого вращается диск (или индуктор другой формы). Индуктор радиуса R_d создает сложное течение во всем объёме цилиндрического контейнера вплоть до открытой свободной поверхности. Возможность наблюдения и фиксации структуры течения обеспечивают прозрачные стенки контейнера – регистрацию картины течения можно вести сразу в трёх взаимно-перпендикулярных плоскостях. Основная рабочая среда – пресная вода, её уровень H задаётся отдельно для каждой серии экспериментов.

В объёме установки формировалось составное течение, состоящее из суперпозиции вихря с вертикальной осью и вихря с круговой осью, где частицы жидкости движутся по навитым на тор спиральным и винтовым траекториям. Возникающее в вертикальном цилиндрическом объёме течение сложное и содержит не только вихревые, но и волновые компоненты, и деформирует свободную

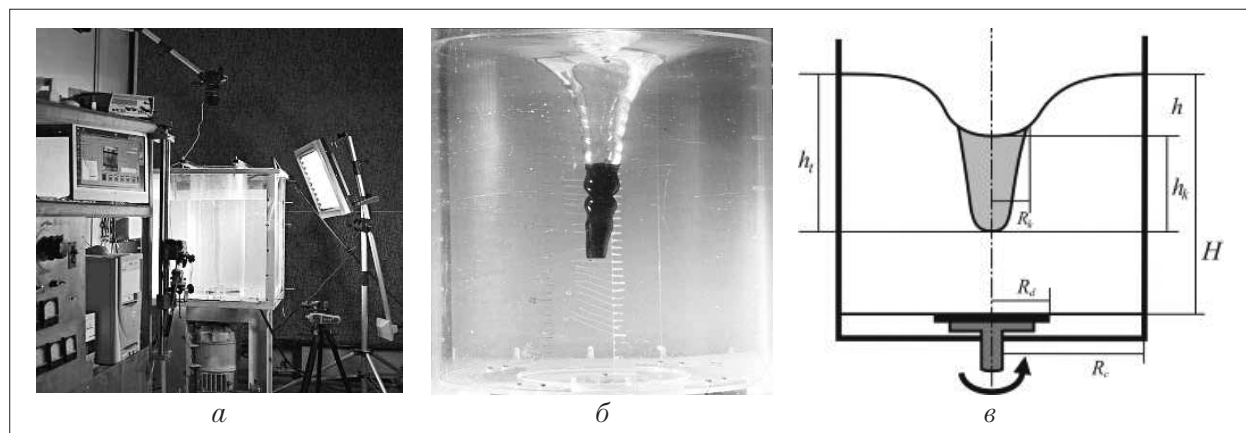


Рис. 1. Фото экспериментальной установки (а), фотография течения с порцией несмешивающейся примеси ($V_o = 150$ мл, $H = 40$ см, $R_d = 7,5$ см, $\Omega_d = 1150$ об/мин) (б), и схема возникающего течения (в).

поверхность. Волны, наблюдавшиеся на поверхности составного вихря, относятся к двум различным типам – инерциальные и спиральные.

В качестве примеси (объёма V_o) использовались касторовое и рафинированное подсолнечное масла, дизельное топливо, нефть. Для улучшения визуализации применялось подкрашивание примесей. Подробное описание и схема установки приведены в [6].

Составное вихревое течение характеризуется набором размерных и безразмерных параметров, значения которых приведены в таблице 2, где ρ_i – плотность соответствующей жидкости, Ω – частота вращения диска-индуктора, g – ускорение свободного падения, ν – кинематическая вязкость воды, σ – коэффициент поверхностного натяжения, L_Ω – характерный макроскопический масштаб длины, δ_Ω – масштаб пограничного слоя Стокса на поверхности вращающегося диска.

Исследования распространения несмешивающихся примесей (подсолнечного масла, дизельного топлива) в составном вихре приведены в [7, 8] и указывают на активный характер поведения несмешивающейся добавки, распространение которой вдоль поверхности раздела фаз не соответствует средней скорости течения основной жидкости. На свободной поверхности жидкости, вовлечённой в составное вихревое течение, пятно несмешивающейся добавки трансформируется в спиральные структуры и отдельные капли, направление удлинения таких спиральных рукавов противоположно основному течению жидкости.

Проведённые дополнительно исследования с добавлением в вихревое течение различных объёмов сырой нефти указывает, что

базовые элементы картины течения сохраняются. Примесь также собирается в масляное тело в толще вихревого течения, на поверхности вихря формируются спиральные рукава и отдельные вытянутые пятна, разделённые полосами чистой воды (рис. 2).

Сравнение вертикальных размеров масляного тела в зависимости от количества и физических свойств добавленной в поток несмешивающейся примеси для различных начальных значений глубины слоя воды показывает, что уменьшение вязкости маркирующей добавки ведёт к уменьшению вертикального размера масляного тела. Также на вертикальный размер области, занятой несмешивающейся жидкостью в потоке, помимо скорости вращения активатора, влияет коэффициент поверхностного натяжения [9]. С его ростом увеличивается глубина втягивания примеси в течение (рис. 3).

Как и в случае со смешивающейся примесью [10], направления удлинения спиральных рукавов и основного вращения свободной поверхности противоположны.

2. Ликвидация разливов нефти. Один из наиболее эффективных методов ликвидации разливов нефти – физико-химический – предполагает использование различных сорбентов, помещаемых на поверхность и в толщу воды [11]. Авторы настоящей статьи предлагают использовать в качестве сорбента овечью шерсть. В ходе проведённых экспериментов выяснено, что необработанная овечья шерсть массой $m_w = 1$ г гарантированно впитывает 5 г нефти и других углеводородов (дизельное топливо, подсолнечное масло). Контроль степени очистки поверхности от загрязнений проводился фотометрическим методом на основе сравнения данных с изо-

Таблица 2

Основные параметры течения

Параметр	Минимальное значение	Максимальное значение	Характерное среднее значение
Число Рейнольдса $Re = (R_d^2 \Omega) / \nu$	50	1×10^5	10000
Число Фруда $Fr = (R_d^2 \Omega^2) / gH$	1×10^{-2}	15	5,5
Число Бонда $Bo = gH^2(\rho_1 - \rho_2) / \sigma$	0,15	2,0	1,22
Число Атвуда $A = (\rho_1 - \rho_2) / (\rho_1 + \rho_2)$	15×10^3	40×10^3	0,08
$L_\Omega = g / \Omega^2$	50	4×10^3	$3,9 \times 10^3$
$\delta_\Omega = \sqrt{\nu / \Omega}$	2×10^{-4}	6×10^{-4}	3×10^{-4}

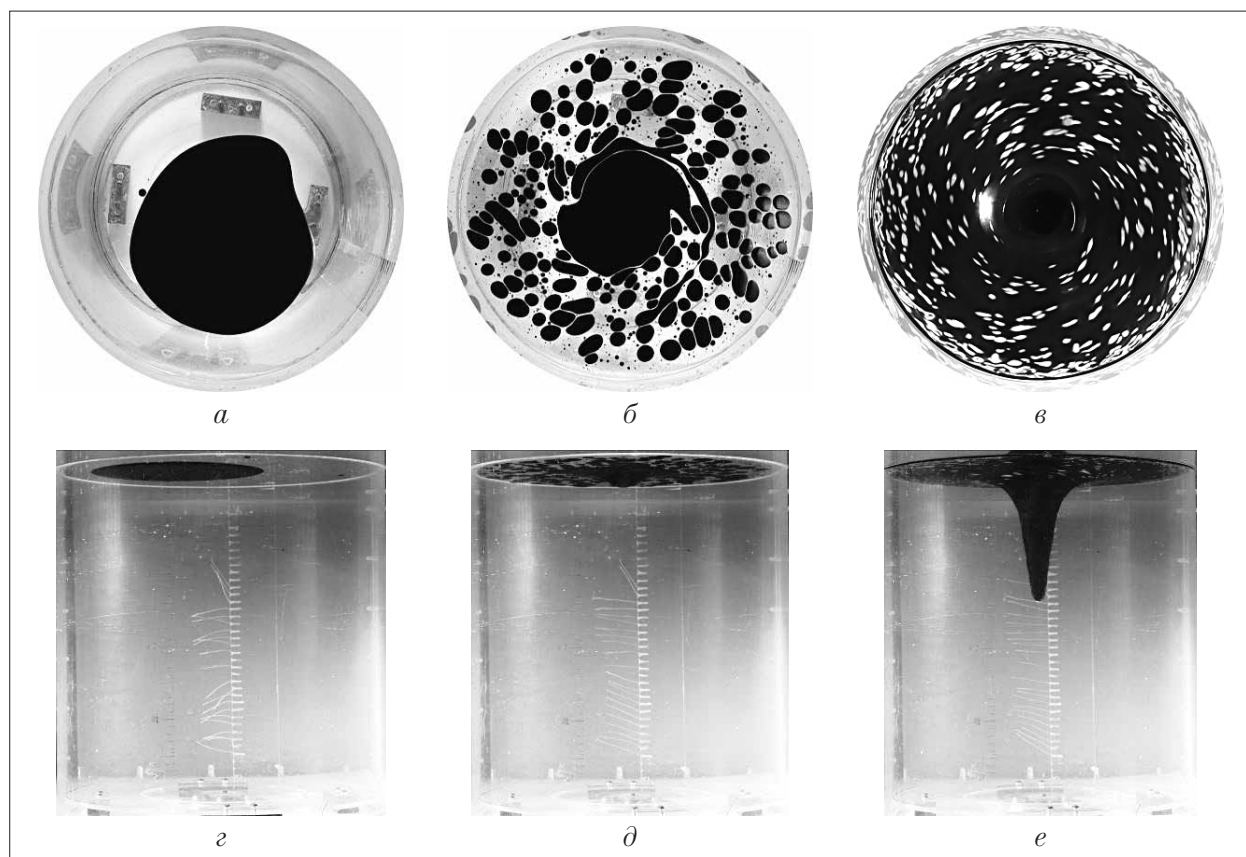


Рис. 2. Изменение картины течения с ростом частоты вращения индуктора при добавлении $V_o = 50$ мл сырой нефти ($H = 40$ см, $R_d = 7,5$ см):
a - в) $\Omega_d = 200, 560, 930$ об/мин соответственно (вид сверху), *г - е*) - вид сбоку.

бражения поверхности воды до внесения несмешивающейся добавки и после применения сорбента.

Благодаря гидрофобным свойствам и небольшой плотности овечья шерсть вместе с впитанным веществом не погружается в толщу жидкости, следовательно, такой сорбент легко поддаётся механическому сбору.

Дополнительно было установлено, что овечий очёс (шерсть) способствует коалесценции отдельных капель углеводородов. Важным преимуществом шерсти может стать присутствующий в процессе сорбции эффект «увлечения» углеводородов массой шерсти (автогезия). Перечисленные особенности повышают эффективность отделения углеводородов от воды и их сбор. Волокнистая среда с такими свойствами вызывает разделение эмульсий различного состава. Механизм сорбции основан на том, что волокнистый материал представляет собой поверхность, энергетически отличную от сплошной фазы эмульсии.

Исследования сорбирующей способности шерсти проводились в покоящейся и вращающейся жидкости, состоящей из смеси воды и различных углеводородов (подсолнечного

масла, дизельного топлива, сырой нефти). На поверхность двухкомпонентной жидкости, содержащей $V_o = 50$ мл несмешивающейся примеси, помещались различные количества шерстяных волокон. В зависимости от массы использованной шерсти, значения типичной скорости очистки поверхности и остаточной площади поверхности, покрытой несмешивающейся добавкой, различались. Представлены последовательные изображения процесса впитывания нефти (рис. 4), иллюстрирующие его динамику.

Авторами работы были проведены эксперименты с использованием солёной воды (солёность 35 ‰, что соответствует средней солёности воды Мирового океана), которые показали, что для сбора углеводородов с поверхности воды солёность не является ключевой характеристикой и не влияет на динамику сбора нефтепродуктов, а также на впитывание сорбентом воды и количество поглощённого загрязняющего вещества. С целью снизить расходы на проведение экспериментов все опыты проводились в пресной воде.

Динамика процесса сорбции углеводородов овечьей шерстью представлена на рисунке 5.

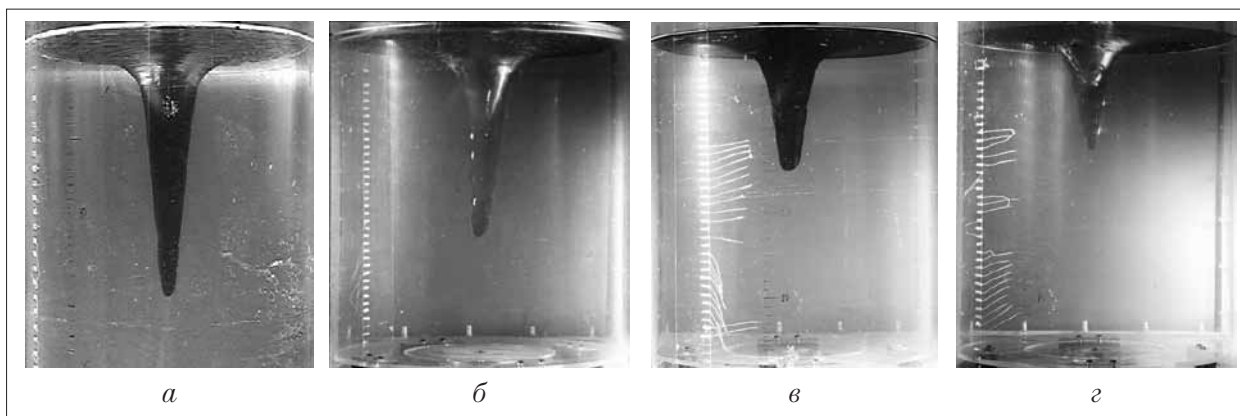


Рис. 3. Различия вертикального размера масляного тела для фиксированных параметров эксперимента ($H = 40$ см, $R_d = 7,5$ см, $\Omega_d = 930$ RPM, $V_o = 150$ мл): *а*) подсолнечное масло, $\eta = 60,6 \times 10^{-6}$ м²/с, *б*) смесь равных долей подсолнечного масла и дизельного топлива $\eta = 31,05 \times 10^{-6}$ м²/с, *в*) нефть, $\eta = 8,14 \times 10^{-6}$ м²/с, *з*) дизельное топливо $\eta = 1,5 \times 10^{-6}$ м²/с.



Рис. 4. Изменение площади поверхностного пятна нефти под действием сорбента ($V_o = 50$ мл, $m_w = 2$ г): *а*, *б*) время после размещения сорбента $t = 10, 210$ с.

Характерные времена, присущие впитыванию нефти шерстью, – десятки секунд. Для приведённого на рисунке 4 случая характерное время уменьшения в e раз площади покрытия поверхности нефтью, вычисленное по аппроксимации данных, полученных на основе метода фотометрии [12], составляет $63,4 \pm 4,9$ с, при увеличении массы сорбента в 1,5 раза характерное время сокращается в десяток раз и составляет уже $6,1 \pm 0,4$ с (рис. 5). На графиках представлены относительные площади очищенной поверхности воды S_r : измеряется отношение первоначальной площади пятна углеводорода к остаточной площади загрязнения, а затем полученное значение вычитается из единицы. В зависимости от использованной массы сорбента величина остаточной площади загрязнения колеблется в пределах 0,1 – 0,5

от первоначальной площади пятна (относительная площадь очищенной поверхности воды составляет 0,5–0,9 соответственно) и зависит не только от массы сорбента, но и от особенностей его размещения. В случае размещения сорбента в несколько слоёв верхние слои оказываются не задействованы в процессе сорбции. Для случаев, представленных на рисунке 5, пороговые значения относительной площади очистки составляют 0,55 и 0,80 соответственно.

Наибольшая площадь поверхности воды, очищаемая от углеводородов, а также наибольшие значения скорости впитывания достигаются при увеличении первоначальной площади покрытия поверхности сорбентом и, конечно, увеличением массы использованного сорбента.

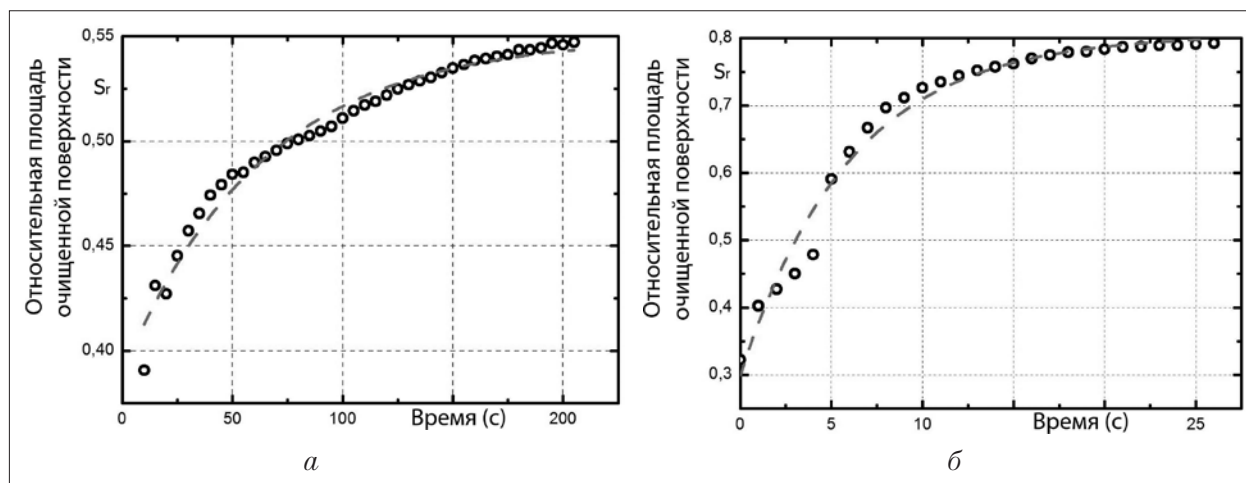


Рис. 5. Зависимость от времени площади, свободной от поверхностного загрязнения (по отношению к размеру начального пятна, $V_o = 50$ мл): а) $m_w = 2$ г; б) $m_w = 3$ г.

Было проведено около 50 экспериментов с добавлением различного количества нефти (10, 20, 30, 40, 50 мл) и выяснено, что необработанная овечья шерсть массой 1 г гарантированно впитывает 5 г нефти, причём благодаря гидрофобным свойствам и небольшой плотности овечья шерсть вместе с впитанным веществом не погружается в толщу жидкости. Данные получены путём измерения массы сорбента до помещения в исследуемый объём жидкости и массы извлечённого сорбента после окончания процесса впитывания, а также усреднены для различных загрязняющих веществ. В литературе встречаются данные [13], что овечья шерсть впитывает более чем десятикратно превосходящую массу нефти, но авторам не удалось добиться подобных значений массы впитываемого загрязняющего вещества.

Использование овечьей шерсти для сбора лёгкой примеси с поверхности составного вихря показало, что сорбент, даже впитавший предельный объём примеси, собирается в центре вращающейся свободной поверхности. Такая особенность вихревого течения позволяет улучшить качество очистки поверхности по сравнению с покоящейся жидкостью. Наличие вращения свободной поверхности не сказывается на сорбционной способности.

На основе эффекта сорбции углеводородов овечьей шерстью была предложена полезная модель устройства для отделения от воды и сбора жидких углеводородов от воды [13], обладающего повышенной сорбирующей способностью. Повышение результативности устройства достигается использованием физико-химических характеристик шерсти в сочетании с механическим сбором угле-

водородов. Предложенная модель включает заполненный натуральной овечьей шерстью каркас, выполненный из пустотелых элементов или сетки, а также систему сохранения положительной плавучести всей конструкции.

Заключение

На основе проведённых экспериментов подтверждена аналогия поведения небольшой порции нефти с другими ранее исследованными несмешивающимися примесями в составном вихре. Обобщены геометрические характеристики такого течения и выделены факторы, влияющие на параметры масляного тела в толще составного вихря.

Экспериментально установлен факт впитывания (без десорбции) овечьей шерстью нефти в количестве, пятикратно превосходящем количество сорбента. Проведены измерения скорости очистки поверхности воды от углеводородов. Прослежена прямая зависимость между площадью контакта сорбента и углеводорода и полнотой очистки водной поверхности.

Литература

1. Анализ ситуации загрязнения окружающей среды нефтепродуктами. Группа компаний «Эксперт». Электронный ресурс <http://www.expertyug.ru/analytics/33-analiz-situacii-zagrjaznenija/>.
2. Владимиров В.А. Разливы нефти: причины, масштабы, последствия // Стратегия гражданской защиты: проблемы и исследования. 2014. № 1. Т. 4. С. 217–229.
3. Предупреждение и ликвидация аварийных разливов нефти и нефтепродуктов // Охрана окружающей среды, природопользование и обеспечение экологи-

ческой безопасности в Санкт-Петербурге в 2002 году. 2003. С. 302–313.

4. Белик Е.С., Рудакова Л.В., Калашникова М.Е. Оценка эффективности применения биосорбента на основе карбонизата в процессе деструкции углеводородов нефти // Теоретическая и прикладная экология. 2013. № 1. С. 22–26.

5. Основные аспекты исследования четырех секторов отрасли животноводства, сектор шерсти. Отчет Аналитического центра экономической политики в агропромышленном комплексе, 2011. 80 с.

6. Чаплина Т.О., Степанова Е.В., Чашечкин Ю.Д. Особенности переноса примеси в стационарном вихревом течении // Вестник Московского Университета. Серия 3. Физика. Астрономия. 2012. № 4. С. 73–79.

7. Чаплина Т.О., Степанова Е.В., Чашечкин Ю.Д. Деформация компактного масляного пятна в каверне составного вихря // Доклады академии наук. 2010. № 2. Т. 432. С. 185–189.

8. Чаплина Т.О., Степанова Е.В., Чашечкин Ю.Д. Структурная устойчивость картины переноса несмешивающихся жидкостей в вихревом течении // Вестник

Московского Университета. Серия 3. Физика, Астрономия. 2014. № 6. С. 122 – 127.

9. Степанова Е.В., Чашечкин Ю.Д. Перенос маркера в составном вихре // Известия РАН. Механика жидкости и газа. 2010. № 6. С. 12–29.

10. Степанова Е.В., Трофимова М.В., Чаплина Т.О., Чашечкин Ю.Д. Структурная устойчивость процесса переноса вещества из компактного пятна в составном вихре // Известия РАН. Физика атмосферы и океана. 2012. № 5. Т. 48. С. 578–590.

11. Рыбаков С.Н., Майер С.Д., Тарасов А.Г., «Предупреждение и ликвидация разливов нефти и нефтепродуктов». 2011. Электронный ресурс <http://www.ecoguild.ru/docs/2011plarn.htm>.

12. Шевцов Н.И., Степанова Е.В. Применение метода фотометрии изображений в некоторых задачах гидродинамики // Вестник Московского Университета. Серия 3. Физика. Астрономия. 2015. № 3. С. 44–48.

13. Чаплина Т.О., Чашечкин Ю.Д. Патент на полезную модель №136453, Устройство для отделения жидких углеводородов от воды. 2013.

Прибор для автоматического потенциометрического анализа воды. Конструкция, принцип работы и программно-методическое обеспечение

© 2015. Р. В. Селезнев¹, аспирант, Г. Я. Кантор², к.т.н., н.с., И. В. Рогозин¹, студент,

¹Вятский государственный гуманитарный университет,

²Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,
e-mail: romanseleznev@gmail.com, ecolab2@gmail.com

В работе предложен принцип действия и описана конструкция автоматического иономера, позволяющего проводить потенциометрический анализ воды в нескольких режимах (прямая потенциметрия, различные варианты метода добавок, проточно-инжекционный метод). Конструкция прибора включает три программно управляемых поршневых насоса, которые позволяют с высокой точностью дозировать и смешивать анализируемую пробу, деионизованную воду и концентрированный стандартный раствор в пропорциях и последовательности, определяемых методикой анализа. Благодаря малому объёму электрохимической ячейки, изменение концентрации определяемого иона происходит без вынимания электродов из раствора, что уменьшает погрешность измерения электродного потенциала и сокращает время анализа. Управление работой прибора осуществляется компьютером через последовательный интерфейс RS-232 при помощи специально разработанной программы. Лабораторное испытание опытного образца автоматического иономера на модельных растворах нитрата калия показало величину случайной составляющей относительной погрешности 6% при доверительной вероятности 0,95.

We propose the principle of operation and design of automatic ionomer for the potentiometric analysis of water in several modes (direct potentiometry, different versions of the additives method, flow-injection method). The design of device includes three software controlled piston pumps that allows high precision dosing and mixing the sample, deionized water and concentrated standard solution in the proportions and the sequence determined by the method of analysis. Due to the small volume of the electrochemical cell the ion concentration change occurs without removing the electrode from the solution, thereby reducing the measurement error of the electrode potential and analysis time. The operation of the device is carried out by the computer through a serial RS-232 interface using a specially developed software. Laboratory tests of the prototype automated ionomer on model solutions of potassium nitrate showed the value of the random component of relative error of 6% at $P = 0.95$.

Ключевые слова: потенциметрия, иономер, автоматизация.

Keywords: potentiometry, ionometer, automation.

Введение

При химико-аналитическом контроле состояния окружающей природной среды практически всегда приходится иметь дело не с индивидуальными веществами или их растворами, а с многокомпонентными смесями различных веществ. При низких концентрациях аналита посторонние компоненты пробы (матрица) значительно влияют на результаты анализа. В связи с этим принципиальное значение имеет не только чувствительность, но и селективность экоаналитических методов. Поскольку анализ проб объектов окружающей среды обычно носит серийный характер, то предпочтение, как правило, отдают тем методам и методикам выполнения измерений, в которых не требуется длительной пробоподготовки, а сам анализ можно автоматизировать [1].

Электрохимические методы имеют определённые преимущества перед остальными: они более дешёвы, не требуют дорогого оборудования, а методики выполнения измерений для них обычно не требуют высокой квалификации аналитика. Практически все они могут найти применение в контроле окружающей среды. Для определения лёгких катионов и анионов в природной воде часто применяется потенциметрия.

Метод основан на том, что в электрической цепи, состоящей из индикаторного электрода, электрода сравнения и милливольтметра, при погружении электродов в раствор возникает электродвижущая сила (ЭДС), пропорциональная логарифму активности аналита. Величина ЭДС подчиняется закону Нернста [1]. Такой же вид имеет уравнение для мембранного потенциала, т. е. разности потенциалов между анализируемым раство-

ром и внешним контактом ионоселективного электрода.

$$E = E^0 + \frac{RT}{nF} \ln a, \quad (1)$$

где E – ЭДС или мембранный потенциал (В), E^0 – стандартный электродный потенциал, R – универсальная газовая постоянная $\left(8,31 \frac{\text{Дж}}{\text{моль} \cdot \text{К}}\right)$, F – число Фарадея $\left(96,5 \cdot 10^3 \frac{\text{Кл}}{\text{моль}}\right)$, T – абсолютная температура, n – заряд иона (целое число в единицах элементарного электрического заряда), a – активность анализируемого иона $\left(\frac{\text{моль}}{\text{л}}\right)$.

При измерении небольших концентраций коэффициенты активности ионов близки к 1, поэтому в уравнении Нернста вместо активности можно использовать величину концентрации.

Недостатки стандартных методик

В зависимости от состава электродной мембраны ионоселективный электрод (ИСЭ) обладает некоторой селективностью к определённому иону. Однако абсолютно селективных электродов не бывает. Все они в какой-то степени реагируют на присутствие некоторых посторонних (мешающих) ионов. Классические методики прямого потенциометрического анализа природной воды основаны на градуировке измерительного прибора внешними стандартами, т. е. измеряется ЭДС для серии стандартных растворов анализируемого иона, строится калибровочная кривая, а затем по ней находят концентрацию аналита, измерив ЭДС в пробе. Однако такой метод имеет существенный недостаток – не учитывается мешающее действие матрицы пробы, которое вызывает неизвестную систематическую погрешность анализа.

Другой существенный момент при проведении прямого потенциометрического измерения заключается в необходимости переноса электрода из одних растворов в другие. Резкое изменение состояния поверхности ионоселективной мембраны при контакте с воздухом также ведёт к появлению неконтролируемой ошибки измерения электродного потенциала.

Одной из важных характеристик ИСЭ является время выхода на постоянное значение мембранного потенциала. Оно может составлять, в зависимости от типа ИСЭ, концентрации аналита и других факторов, от нескольких секунд до нескольких часов [3]. Однако при

измерении концентрации ионов в реальных пробах чаще всего практически невозможно установить момент наступления равновесия: сразу после стабилизации потенциал начинает флуктуировать и дрейфовать. К сожалению, до сих пор нет общепринятой договорённости, в какой момент времени потенциал можно зафиксировать и использовать для расчёта концентрации [3]. Это тоже вносит свою долю неопределённости при потенциометрическом анализе.

Основные принципы оптимизации процедуры потенциометрического анализа

Мы предлагаем несколько принципов потенциометрического измерения, позволяющих в большей или меньшей степени избежать перечисленных проблем:

- максимальное приближение условий калибровки ионоселективного электрода к условиям измерения;

- минимальное изменение состояния поверхности мембраны электрода в течение времени измерения;

- создание условий для устранения дрейфа и флуктуаций равновесного потенциала мембраны электрода.

Требованию максимального приближения условий калибровки к условиям измерения в наибольшей степени соответствует метод известной добавки, существующий в различных вариантах [2, 4]. При использовании этого метода отпадает необходимость в трудоёмкой предварительной калибровке, которая к тому же не гарантирует достижения высокой точности анализа по вышеупомянутым причинам. В работе [4] уже была показана перспективность этого метода при определении нитрат-ионов в пробах природной воды, сильно загрязненной нитратом аммония. В этой же работе предложены различные варианты расчёта концентраций по полученным данным.

Для реализации второго принципа было предложено использование электрохимической ячейки малого объёма специальной конструкции [5]. Это позволило проводить измерения без вынимания электрода из жидкой среды на воздух, а растворы заменять простым замещением одного другим.

Дрейф и флуктуации потенциала можно предотвратить путём тщательного экранирования измерительных высокоомных цепей от внешних электромагнитных полей. Кроме того, как уже было показано в работе [5], при

низком уровне электромагнитных помех время выполнения анализа можно существенно сократить, если не дожидаться выхода электродного потенциала на постоянный уровень, а равновесное значение получить экстраполяцией зависимости потенциала от времени в течение первых нескольких секунд по эмпирической формуле, предложенной в этой же работе. Однако при этом несколько увеличивается случайная составляющая неопределённости результата анализа.

Конструкция автоматического иономера

Все перечисленные принципы были нами воплощены в опытном образце аналитического прибора – автоматического иономера. Его принципиальная схема приведена на рисунке 1. Конструкция прибора состоит из шаговых двигателей (2), управляемых программируемыми контроллерами (1). К валам двигателей при помощи муфт (3) крепятся ходовые винты (4), соединённые с поршнями (5), перемещающимися внутри цилиндров (6). Ёмкости (7) наполняются растворами: анализируемой пробой (7а), стандартным образцом (7б) и деионизованной водой (7в). За счёт обратных клапанов (8) цилиндры на-

полняются соответствующими растворами, а затем подаются в смеситель микропотоков (9), из которого поступают в электрохимическую ячейку малого объёма (10), в которую вмонтированы ионоселективный электрод (11) и электрод сравнения (12), а затем на слив (13).

Контроллеры, управляющие шаговыми электродвигателями, подключены к ПК через параллельный интерфейс RS-232. Они в соответствии с управляющей программой регулируют направление и скорость вращения валов двигателей, что позволяет точно дозировать определённые объёмы растворов в смеситель. Это даёт возможность реализовать разнообразные методики измерения, включая различные варианты метода добавок с последующими разбавлениями. Конструкция ячейки не позволяет раствору хлорида калия из хлорсеребряного электрода сравнения доходить до мембраны ИСЭ. Это особенно важно при использовании аммоний- и нитрат-селективных электродов, для которых K^+ и Cl^- соответственно являются основными мешающими ионами.

Значения ЭДС электрохимической ячейки периодически фиксируются цифровым милливольтметром, в качестве которого в опытном образце прибора мы использовали серийный рН-метр «Эксперт-001».

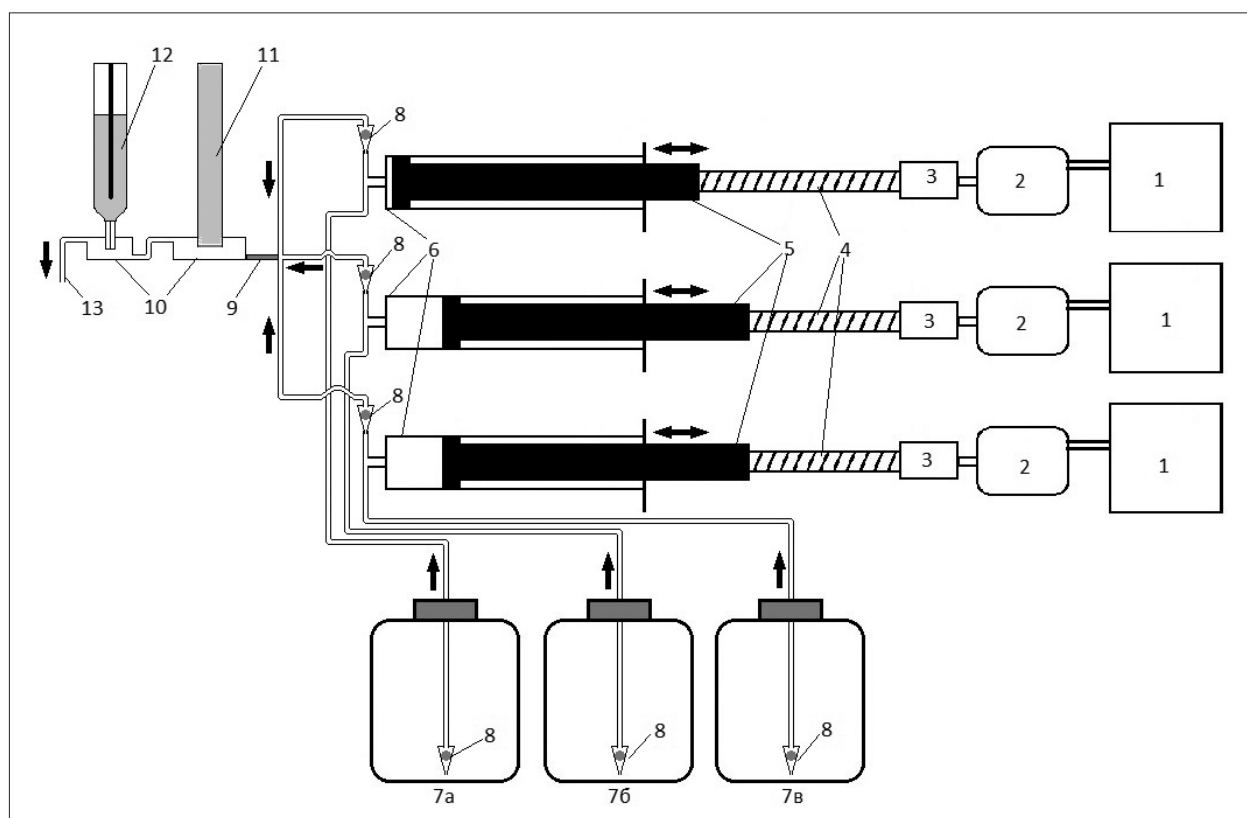


Рис. 1. Принципиальная схема автоматического иономера.

Программное обеспечение

Программа, управляющая ходом анализа, написана в среде программирования Delphi 7 (рис. 2).

Суть её работы сводится к следующему. Пользователь выбирает режим измерения (разбавление или концентрирование, т. е. добавка), вводит коэффициент концентрирования или разбавления, а также объём и скорость общего потока раствора, который подаётся в ячейку, замещая предыдущую порцию. Программа пересчитывает объём и скорость потоков в количество шагов и скорость двигателей соответственно. Погрешность объёма каждого из смешиваемых растворов известна и может быть учтена при оформлении результатов анализа. Затем программа формирует сценарии, по которым будут работать двигатели, и передаёт их на контроллеры. Кроме того, в программе записаны такие обязательные процедуры перед измерениями, как промывка насосов (всех или отдельных) и промывка ИСЭ деионизованной водой, что необходимо для обеспечения единых условий измерения.

При помощи программы-самописца записывается временной ряд значений электродного потенциала с интервалом 1 с. Можно либо дожидаться установления электродного равновесия, либо, записав первые несколько секунд, экстраполировать полученные данные до равновесного потенциала.

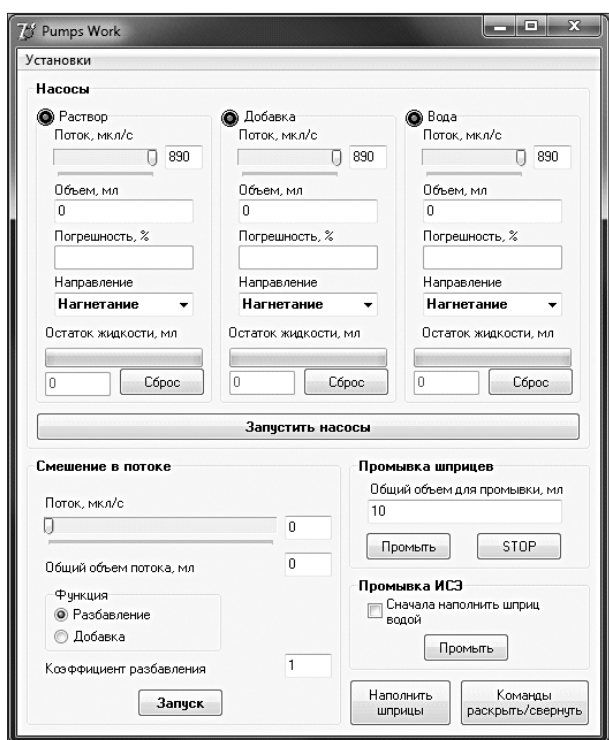


Рис. 2. Скриншот управляющей программы.

Результаты лабораторных испытаний

Были проведены предварительные испытания прибора. Готовился раствор нитрата калия (квалификация «х.ч.») с концентрацией 0,003972 моль/л (проба). В качестве стандартного образца использовался раствор нитрата калия с концентрацией 0,01203 моль/л, а деионизованная вода имела электропроводность не выше 0,4 мкСм/см. При проведении измерений на приборе использовались следующие параметры измерения: скорость общего потока 890,0 ± 1,9 мкл/с, общий объём 6,00000 ± 0,00028 мл, коэффициент разбавления и концентрирования – 2. Измерение было проведено в пяти повторностях, результаты приведены в таблице 1 и на рисунках 3 и 4.

Результаты показали, что значения электродных потенциалов отклоняются от их средних значения не более чем на 0,25% (погрешности приведены при доверительной вероятности 0,95) и с высокой точностью описываются линейной зависимостью от логарифма концентрации. Концентрация находилась двумя способами: численным методом нелинейной оптимизации при помощи надстройки «Поиск решения» в Microsoft Excel и прямым вычислением по формуле (2).

Таблица 1

Электродные потенциалы нитрат-селективного электрода, мВ

Раствор*	Серии опытов				
	1	2	3	4	5
C ₁	353,54	353,13	351,82	352,33	352,32
C ₂	335,87	336,36	336,13	335,90	335,94
C ₃	318,73	319,01	318,60	318,45	318,68

* Примечание: C₁ – разбавленная в k раз проба, C₂ – исходная проба, C₃ – проба с добавкой.

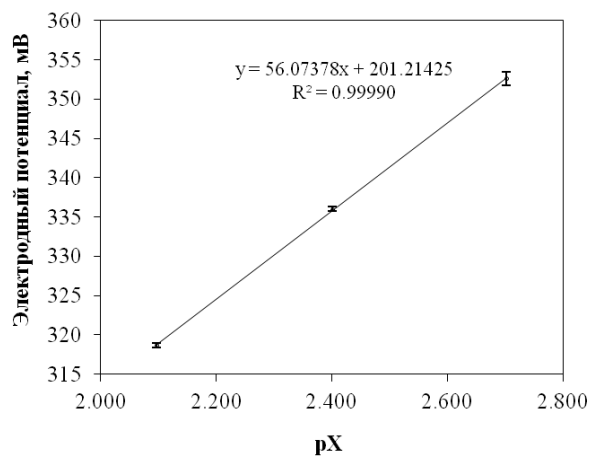


Рис. 3. Градуировочная характеристика ионоселективного электрода.

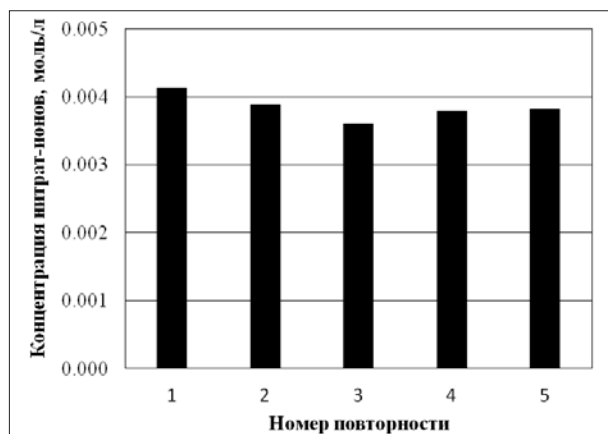


Рис. 4. Результаты измерения концентрации нитрат-ионов в модельном растворе.

$$C_{\text{пр}} = \frac{C_{\text{доб}} \cdot V_{\text{доб}}}{(V_{\text{пр}} + V_{\text{доб}}) \cdot 10^{\frac{E_{\text{доб}} - E_{\text{пр}}}{S}} - V_{\text{пр}}}, \quad (2)$$

где $C_{\text{пр}}$ – концентрация определяемого иона в пробе, $C_{\text{доб}}$ – концентрация иона в добавке, $V_{\text{пр}}$ – объём пробы, $V_{\text{доб}}$ – объём добавки, $E_{\text{пр}}$ – потенциал ИСЭ в пробе, $E_{\text{доб}}$ – потенциал электрода в пробе с добавкой,

$$S = \frac{E_{\text{пр}} - E_{\text{разб}}}{\lg k}$$

крутизна электродной характеристики ($E_{\text{разб}}$ – потенциал электрода в разбавленной пробе, k – коэффициент разбавления).

Среднее значение концентрации нитрат-ионов по серии из 5 измерений составило $0,003843 \pm 0,000023$ (случайная относительная погрешность 6,07%). Отличие от приготовленной концентрации составляет -3,24%, что перекрывается случайной погрешностью.

Помимо метода добавки с разбавлениями, прибор также может работать и в других режимах, например, по методу многократных добавок.

Другой вариант – автоматический проточно-инжекционный метод. Его суть заключается в следующем. Создают постоянный непрерывный поток раствора, концентрация ионов в котором отличается от соответствующей величины в пробе. Во время движения в раствор подают небольшой объём пробы. При этом по мере течения возникает область с перепадом концентрации, которая фиксируется ионоселективным электродом в виде пика на кривой $E(t)$. Первые эксперименты в этом направлении дают погрешность измерения не более 11%. Варьируя скорость раствора-

носителя, скорость и объём инъекции пробы, а также оптимизировав диаметр и длину проточной системы, по-видимому, можно добиться более высокой точности. Главное преимущество проточно-инжекционного анализа заключается в отсутствии необходимости ждать достижения равновесного потенциала, что позволяет за короткое время провести достаточно большое количество измерений. Данный метод можно применять совместно с методом многократных добавок и с методом сочетания добавки с разбавлениями.

Заключение

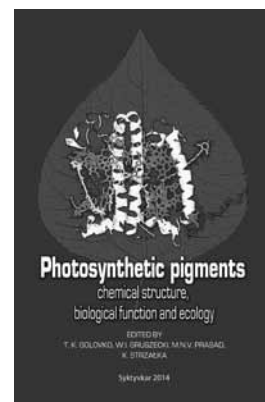
Созданный прибор и программное обеспечение к нему позволяют проводить потенциометрический анализ воды методами, учитывающими индивидуальность химического состава каждой отдельной пробы. Продолженные работы мы видим в направлении полной автоматизации анализа (анализ «нажатием одной кнопки»). Для этого в алгоритм управляющей программы будет включена функция обратной связи, позволяющая оптимизировать режимы работы прибора непосредственно во время анализа. Кроме того, планируется разработать конструкцию и схемотехнику мультиэлектродной системы, которая позволит выполнять одновременное определение концентраций нескольких ионов с максимальным учётом их взаимных мешающих влияний.

Работа выполнена при поддержке гранта Президента Российской Федерации НШ-6536.2014.5.

Литература

1. Кальвода Р. Электроаналитические методы в контроле окружающей среды. М.: Химия, 1990. 240 с.
2. Мидгли Д., Торренс Л. Потенциометрический анализ воды. М.: Мир, 1980. 518 с.
3. Белюстин А. А. Потенциометрия: физико-химические основы и применения: Учебное пособие. СПб.: Издательство «Лань», 2015. 336 с.
4. Селезнев Р. В., Кантор Г. Я. Использование метода сочетания добавки с разбавлениями для определения ионного состава природных вод методом потенциометрии // Теоретическая и прикладная экология. 2013. № 2. С. 45–49.
5. Селезнев Р. В., Кантор Г. Я. Новый методический подход в потенциометрическом анализе природной воды // Бутлеровские сообщения. 2014. № 9. С. 113–116.

Photosynthetic pigments – chemical structure, biological function and ecology / Eds. T.K. Golovko, W.I. Grzeszki, M.N.V. Prasad, K. Strzalka. – Syktyvkar, 2014. – 448 p. (Komi Scientific Centre of the Ural Branch of the Russian Academy of Sciences). Тираж 350. 28 п.л.



Книга «Photosynthetic pigments – chemical structure, biological function and ecology» (Фотосинтетические пигменты: химическая структура, биологические функции и экология) большого коллектива авторов посвящена пигментам, играющим центральную роль в фундаментальном процессе – фотосинтезе. Фотосинтетические пигменты – хлорофиллы, каротиноиды и фикобилины (входят в состав пигментных систем красных водорослей и цианобактерий) – ответственны за поглощение энергии света на фотофизической стадии, осуществляют преобразование энергии в фотохимических реакциях фотосинтеза. Являются важнейшими компонентами электрон-транспортной цепи в тилакоидах хлоропластов. Подсчитано, что ежегодно на нашей планете трижды обновляется около 300 млн. тонн хлорофиллов, а суммарная годовая продукция каротиноидов достигает 100 млн. тонн. Трудно переоценить важность пигментов в биологии и тот интерес, который они вызывают у исследователей. Поэтому каждая новая работа и тем более сводка по пигментам привлекают большое внимание.

В подготовку данной книги внесли вклад 38 авторов из 8 стран (Австрия, Австралия, Бангладеш, Германия, Индия, Польша, Россия и Япония). Это специалисты в области изучения структурной организации, биохимии, биофизики, физиологии и экологии пигментных систем растений.

Книга состоит из пяти частей, включает 24 главы, написана на английском языке и издана в г. Сыктывкаре. В первой части представлены материалы по химической структуре основных классов фотосинтетических пигментов и организации хлорофилл-белковых комплексов. Особое внимание уделяется поглощению и переносу энергии между фотосинтетическими пигментами, механизмам фотопротекции и диссипации энергии. Во второй части рассматриваются вопросы биосинтеза и деградации фотосинтетических пигментов. Приводятся данные о развитии пигментного аппарата и функциях пигментов в зеленеющих проростках. Часть 3 включает главы, посвящённые физиологии пигментных комплексов высших растений, их роли в фотосинтезе и защите фотосинтетического аппарата. Дополняют информацию сведения о величине хлорофилльного индекса культурных растений – показателе, важном для объективной оценки потенциала продуктивности, что важно для селекционно-генетических исследований и выведения новых сортов.

В наибольшей по объёму четвёртой части сосредоточена информация об особенностях структурной организации и функционирования пигментной системы различных видов и экологических групп растений. Приводятся сведения о влиянии стресс-факторов (температура, свет, тяжёлые металлы и др.) на пигмент-белковые комплексы и их адаптивные реакции. В завершающей пятой части рассматриваются методы и подходы к изучению динамики пигментов и дистанционной оценке состояния растительности. Следует отметить, что авторы не ограничились рассмотрением пигментов как важной составляющей фотосинтетического аппарата растений. В книге также приводится информация о практическом использовании растительных пигментов в зелёных технологиях, их значении для здоровья человека.

Книга о пигментах адресована широкому кругу исследователей, будет полезна как для узких профессионалов, так и для студентов, магистров и аспирантов. Ознакомившись с книгой, читатели получают новую информацию о фотосинтетических пигментах и современном состоянии исследований в этой области биологии. К достоинствам книги следует отнести чёткое изложение, дополненное таблицами, рисунками и схемами, лаконичный стиль, обширную библиографию, наличие предметного указателя и перечня видов, упоминаемых в главах. В предисловии высказана надежда, что данная книга будет способствовать дальнейшему прогрессу исследований фотосинтетических пигментов, их практическому использованию в биотехнологиях, пищевой, фармацевтической и косметической промышленности.

Книгу можно приобрести, сделав заявку по электронной почте:

dymova@ib.komisc.ru (Дымова Ольга Васильевна).

С более подробной информацией о книге и способах приобретения можно ознакомиться на сайте <http://ib.komisc.ru/add/pigments-book/>.

Рецензия на монографию Н. А. Буркова «Современные подходы к управлению региональным природопользованием (Кировская область)»
(Киров: изд-во ООО «ВЕСИ», 2015. – 460 с.)

Автор монографии Николай Аркадьевич Бурков, профессор, заслуженный эколог Российской Федерации, в течение многих лет профессионально занимается экологической деятельностью, является автором более 100 научных работ, в том числе 5 монографий. Как сказано в предисловии, идея написания книги об управлении региональным природопользованием подсказана автору всей логикой профессиональной деятельности эколога, необходимостью получить ответы на вопросы, главный из которых – почему социально значимые вопросы охраны окружающей среды не являются приоритетными в общественном сознании?

Монография включает 3 главы: Методологические основы управления природопользованием, Управление природопользованием в Кировской области и Государственное регулирование природопользования. В каждой главе удачно сочетаются теоретические вопросы, обобщение материалов литературных источников (их более 400 наименований); выделенные жирным шрифтом определения основных понятий, законов, большой объём фактического материала, сведённого в таблицы и диаграммах. Большой интерес представляет структурирование информационных данных в виде блок-схем, которые могут служить алгоритмами для пошагового использования в практической деятельности специалистов соответствующего профиля, например, «Принципиальная модель системы управления», «Принципиальная схема системы управления региональным природопользованием», «Блок-схема мониторинга ОС и её взаимосвязи с системой регулирования качества ОС», «Классификация методов регулирования», «Нормативы в природопользовании», «Классификация экологических нормативов», «Классификация лицензий в природопользовании» и др.

В монографии детально проанализировано состояние природопользования как в России в целом, так и в конкретном регионе (на примере Кировской области). При этом автор рассматривает общие принципы, функции и методы, формирующие систему управления природопользованием. И в то же время на конкретных примерах показывает достоинства и недостатки современного использования и охраны атмосферы, водопользования, недропользования, землепользования, использования леса и охотничьих угодий, а также проблемы, связанные с актуальнейшей темой – экология и здоровье.

Большое внимание Н.А. Бурков уделяет вопросам государственного регулирования природопользования, особо подчёркивая, что методами регулирования, в частности, являются экологическое право и экологическое нормирование, государственная экологическая экспертиза, целевые программы и государственный контроль.

В результате проведённого исследования системы управления региональным природопользованием в Кировской области автор считает, что принципиально важным является выбор главного стратегического направления в социально-экономическом развитии области. Как подчёркивает Н.А. Бурков, с точки зрения эколога, состояние окружающей среды (ОС) Кировской области не является жёстко ограничивающим фактором такого развития. В то же время три обстоятельства: необходимость сохранения формирующих качество ОС биологических ресурсов, наличие в регионе ряда наукоёмких производств и квалифицированных кадров и принятое Россией направление на развитие человеческого капитала позволяют считать, что именно вложения в экологически чистые перерабатывающие и наукоёмкие производства являются наиболее перспективными.

К существенным недостаткам автор относит ослабление механизмов государственного природопользования как в случае резкого сокращения объектов государственной экологической экспертизы, так и в случае государственного контроля за соблюдением экологического законодательства. Механизм управления методично ослабляет свои позиции, так как из практики исключены разрешения на спецводопользование, лесорубочные билеты, лицензии на добычу охотничьих видов животных, заменённые гражданско-правовыми методами, основанными на принципах платности, конкурстности, открытости. При этом административное регулирование заменяется договорными отношениями.

Монография в целом представляет мини энциклопедию по современному состоянию природопользования в нашей стране. Читатель в ней может найти ответы на все интересующие его вопросы в этой сфере человеческой деятельности. Книга является своевременной и нужной не только для студентов-экологов, но и для специалистов, работающих в сфере экологии и охраны природы, учёных, преподавателей.

Л. И. Домрачева, д.б.н., профессор



В Институте действуют 4 научных школы, которые широко известны и признаны в нашем регионе и за его пределами – Эколого-биологический мониторинг и сохранение биотического потенциала экосистем (рук. проф. Ашихмина Т. Я.), Поиск биологических методов оценки состояния территорий (рук. доц. Кондакова Л. В.), Биоморфология растений (рук. проф. Савиных Н. П.), Физиологическая школа (рук. проф. Циркин В. И.), Генезис и география почв (рук. проф. Прокашев А. М.), Палеогеография четвертичного периода (рук. проф. Пахомов М. М.).

В Институте работают 7 научно-исследовательских лабораторий. Лаборатории оснащены современным оборудованием, которое используется при проведении научных исследований, выполнении выпускных квалификационных работ и практик студентов.

Контакты Института естественных наук ВятГУ:

г. Киров, ул. Ленина, д. 198, тел. (8332) 33-11-95
E-mail: chemistry@vshu.kirov.ru, geo@vshu.kirov.ru

Индекс 82027, 48482



ISSN 1995-4301



9 771995 430004