



Материалы X Всероссийской научно-практической  
конференции с международным участием

# БИОДИАГНОСТИКА СОСТОЯНИЯ ПРИРОДНЫХ И ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННЫХ СИСТЕМ

КНИГА 2

Киров  
2012

Федеральное государственное бюджетное образовательное  
учреждение высшего профессионального образования  
«Вятский государственный гуманитарный университет»  
Федеральное государственное бюджетное учреждение науки  
Институт биологии Коми научного центра  
Уральского отделения Российской академии наук

**БИОДИАГНОСТИКА  
СОСТОЯНИЯ ПРИРОДНЫХ И  
ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННЫХ СИСТЕМ**

Материалы  
X Всероссийской научно-практической конференции  
с международным участием  
4–5 декабря 2012 г.

**Книга 2**

Киров 2012

ББК 28.081я431

Б63

Печатается по решению редакционно-издательского совета  
Федерального государственного бюджетного образовательного учреждения  
высшего профессионального образования  
«Вятский государственный гуманитарный университет»

**Редакционная коллегия:**

Т. Я. Ашихмина, профессор, д. т. н., Л. И. Домрачева, профессор, д. б. н.,  
И. Г. Широких, с. н. с., д. б. н., А. И. Видякин, д. б. н., А. М. Слободчиков, про-  
фессор, к. х. н., Н. М. Алалыкина, доцент, к. б. н., Е. А. Домнина, доцент,  
к. б. н., И. А. Жуйкова, доцент, к. г. н., Л. В. Кондакова, доцент, к. б. н.,  
В. Ю. Охупкина, профессор, д. м. н., С. Ю. Огородникова, доцент, к. б. н.,  
Г. Я. Кантор, с. н. с., к. т. н., В. А. Титова, с. н. с.

Б63 Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных си-  
стем: Материалы X Всероссийской научно-практической конференции с меж-  
дународным участием. Книга 2. (г. Киров, 4–5 декабря 2012 г.). Киров:  
ООО «Лобань», 2012. 268 с.

ISBN 978-5-4338-0084-7

В сборник X Всероссийской научно-практической конференции с международным  
участием «Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем» вошли  
материалы исследований, посвященных современным проблемам фито- и зооиндикации, ме-  
ханизмам адаптации организмов к условиям среды.

Рассматриваются традиционные формы и новые разработки в методике проведения  
биоиндикации и биотестирования с использованием организмов разной систематической  
принадлежности.

Значительное место в трудах конференции уделено проблемам биомониторинга тех-  
ногенных территорий.

Рассматриваются отдельные вопросы социальной экологии.

ISBN 978-5-4338-0084-7

Сборник материалов издан при поддержке  
филиала «КЧХК» ОАО «ОХК «УРАЛХИМ»

ББК 28.081я431

© Федеральное государственное бюджетное образовательное  
учреждение высшего профессионального образования  
«Вятский государственный гуманитарный университет», 2012  
© Федеральное государственное бюджетное учреждение науки  
Институт биологии Коми научного центра  
Уральского отделения Российской академии наук, 2012

# СОДЕРЖАНИЕ

## СЕКЦИЯ 1

### МОНИТОРИНГ И ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

<i>Ашихмина Т. Я., Кантор Г. Я., Дабах Е. В., Лемешко А. П., Адамович Т. А., Домнина Е. А.</i> Состояние природного комплекса и проблемы обеспечения безопасности хранения радиоактивных отходов в районе г. Кирово-Чепецка .....	8
<i>Рачкова Н. Г., Шуктомова И. И., Зайнуллин В. Г.</i> Мониторинг содержания радия в абиотических компонентах водоемов в зоне влияния хвостохранилища отходов бывшего радиевого производства .....	13
<i>Бахвалов А. В., Лаврентьева Г. В., Сынзыныс Б. И., Мирзеабасов О. А., Момот О. А., Муллаярова Р. Р.</i> Определение критических нагрузок и оценка экологического риска для природно-техногенной системы регионального хранилища радиоактивных отходов на основе биодиагностики и ГИС-технологий .....	16
<i>Сунцова Е. С., Ашихмина Т. Я., Кантор Г. Я., Целоусов С. А.</i> Радиоэкологические исследования на территории Кирово-Чепецкого химического комбината .....	20
<i>Кантор Г. Я., Дабах Е. В., Кантор Е. В.</i> Особенности водообмена между грунтовыми и поверхностными водами после весеннего половодья в пойме р. Вятки в районе г. Кирово-Чепецка .....	23
<i>Гизатуллин И. М., Ашихмина Т. Я.</i> Экологические проблемы обращения с древесными отходами .....	26
<i>Петухова И. Ю.</i> Кластерный подход в повышении эффективности организации обращения с твердыми бытовыми отходами .....	29
<i>Платонова Е. Ю., Тихонова Т. В.</i> Состояние системы обращения производственных и бытовых отходов в Республике Коми .....	31
<i>Адамович Т. А., Кантор Г. Я., Ашихмина Т. Я.</i> Оценка интенсивности русловых процессов р. Вятка по данным дистанционного зондирования Земли ..	34
<i>Новыйдарский Ю. В.</i> Организация системы производственного экологического мониторинга атмосферного воздуха в промышленной зоне объекта «Марадыковский» .....	37
<i>Новыйдарский Ю. В., Ашихмина Т. Я.</i> Производственный контроль выбросов загрязняющих веществ при утилизации реакционных масс на объекте «Марадыковский» .....	40
<i>Менялин С. А., Ашихмина Т. Я.</i> Реализация системы государственного экологического мониторинга на объекте уничтожения химического оружия в Кировской области .....	42
<i>Домнина Е. А., Ашихмина Т. Я., Менялин С. А., Огородникова С. Ю., Панфилова И. В., Кочурова Т. И., Пестов С. В.</i> Биологический мониторинг на территории СЗЗ и ЗЗМ объекта «Марадыковский» в Кировской области.....	44
<i>Иванов А. И., Скобанева О. В.</i> Изменчивость показателя флуктуирующей асимметрии листьев березы повислой .....	47

<b>Бородина Н. А.</b> Снег как индикатор загрязнения окружающей среды малопромышленных городов Приамурья.....	49
<b>Мусихина Т. А., Хашимова Д. Р., Костылева М. Н.</b> Динамика содержания азота аммонийного в водопроводной воде г. Кирова во время половодья на р. Вятке .....	53
<b>Лимонов Ю. Ю., Вараксина Н. В., Ашихмина Т. Я.</b> Проблема загрязнения р. Вятки соединениями алюминия и пути её решения.....	54
<b>Кутявина Т. И., Домнина Е. А., Ашихмина Т. Я.</b> Динамика содержания неорганических форм азота и фосфора в воде Омутнинского водохранилища...	57
<b>Еремкина Т. В., Климова Н. Б.</b> Исследование токсичности воды малых рек Свердловской области в условиях интенсивной хозяйственной деятельности .....	60
<b>Геревич Т. С., Кабалоев З. В., Лялина Е. И., Фокина А. И.</b> Влияние предприятий г. Владикавказа на сезонную динамику содержания тяжёлых металлов в воде р. Терек.....	64
<b>Пономарева А. С.</b> Оценка состояния сельскохозяйственных угодий Северного региона.....	67
<b>Чепурнов Р. Р., Мокрушин С. Л., Соболева Е. С., Прокашев А. М.</b> Особенности фациальной структуры локальных геосистем Атарской Луки .....	70
<b>Котельникова И. М., Сергеева А. Г., Куимова Н. Г.</b> Оценка степени загрязнения полициклическими ароматическими углеводородами урбанизированной экосистемы .....	74
<b>Шахтарова О. В., Лаптева Е. М., Русанова Г. В.</b> Тяжелые металлы в структурных компонентах автоморфных почв лесотундры Европейского Северо-Востока России.....	78
<b>Зубкова О. А., Русских Е. А., Шихова Л. Н.</b> Динамика запасов подвижных форм свинца и железа в лесной почве.....	80
<b>Горностаева Е. А., Кабалоев З. В., Кокоулина К., Фокина А. И.</b> Состояние микробных комплексов почв г. Владикавказа .....	83
<b>Бексултанова Н. М., Мынбаева Б. Н.</b> Почвенный мониторинг г. Алматы .....	87
<b>Гонина Е. С., Шихова Л. Н.</b> Болота как аккумуляторы некоторых тяжелых металлов .....	89
<b>Адамович Т. А., Ашихмина Т. Я., Кантор Г. Я.</b> Аэрокосмические методы в научном и образовательном аспектах .....	92
<b>Боровлёв А. Ю., Елсаков В. В.</b> Расчет сомкнутости крон древостоя с применением среды разработки Visual Basic .....	94
<b>Ковязин В. Ф., Галицын И. С.</b> Разработка базы данных зеленых насаждений Невского района Санкт-Петербурга .....	97
<b>Ковязин В. Ф., Павлючук К. С.</b> Разработка базы данных особо охраняемой природной территории «Комаровский берег» .....	102
<b>Куканиев М. А., Ботуров К.</b> Создание регистра выбросов и переноса загрязнителей в Республике Таджикистан .....	107

<b>Поторопин Е. Б., Левченко Е. В., Дымнич С. А., Цапок М. В., Красильников В. В.</b> Применение рентгено-флуоресцентной спектрометрии для количественного определения содержания мышьяка в растениях .....	110
<b>Баскин З. Л.</b> Непрерывные хроматографические методы и системы газоаналитического контроля. Применение в промышленности, экологии и токсикологии .....	112
<b>Мартьянов К. А., Гуленова М. В.</b> Перевод сульфидов нефти в сульфоны одностадийным каталитическим окислением .....	113
<b>Мелехина Е. Н., Маркарова М. Ю., Щемелинина Т. Н., Анчугова Е. М., Канев В. А.</b> Долговременный комплексный мониторинг восстановительных сукцессий почвенной биоты в загрязненных нефтью экосистемах Крайней северной тайги .....	115
<b>Лаптева Е. М., Бондаренко Н. Н., Дымов А. А.</b> Влияние сплошнолесосечных рубок на изменение органического вещества подзолистых почв.....	117
<b>Филиппова М. А., Пахарькова Н. В.</b> Развитие хвойных в городских условиях.....	121

## СЕКЦИЯ 2

### МЕТОДЫ БИОИНДИКАЦИИ И БИОТЕСТИРОВАНИЯ В ОЦЕНКЕ КАЧЕСТВА ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

<b>Напрасникова Е. В.</b> Биохимическая индикация процессов метаболизма вещества в почвах.....	125
<b>Добрынин А. Е., Пастухов А. В., Каверин Д. А.</b> Распределение углерода в ландшафтном экотоне термокарстового торфяного плато Северо-Востока Европейской России.....	129
<b>Зимонина Н. М.</b> Альгогруппировки техногенных субстратов в районах угле- и нефтедобычи Европейского Северо-Востока (Республика Коми).....	131
<b>Елькина Т. С., Домрачева Л. И., Хитрин С. В., Фукс С. Л., Девятерикова С. В.</b> Сравнение влияния отходов производства фторопластов СКФ-26 И СКФ-32 на микрофлору почвы (полевой опыт).....	134
<b>Елькина Т. С., Хитрин С. В., Фукс С. Л., Девятерикова С. В.</b> Влияние обработки семян ячменя плёнкообразующим препаратом на всхожесть и поражение инфекцией.....	136
<b>Гайфутдинова А. Р., Домрачева Л. И., Дроздова Н. В., Старкова Д. Л., Жданова О. Б., Ашихмин С. П.</b> Влияние возрастающих концентраций азидата натрия на аборигенную микрофлору полевых почв.....	138
<b>Домрачева Л. И., Фокина А. И., Горностаева Е. А., Злобин С. С.</b> Развитие почвенных микробоценозов в условиях свинцового стресса .....	141
<b>Кондакова Л. В., Домрачева Л. И., Елькина Т. С., Зыкова Ю. Н., Злобин С. С., Березин Г. И.</b> Изменение видового разнообразия почвенных водорослей при загрязнении почвы поллютантами различной химической природы.....	145
<b>Ефремова В. А., Кондакова Л. В.</b> Сезонная динамика почвенных водорослей городских территорий .....	147

<b>Горностаева Е. А., Фокина А. И., Злобин С. С.</b> Действие техногенного загрязнения на микробные группировки почв химически загрязненных территорий .....	150
<b>Ефремова В. А., Пирогова О. С., Кондакова Л. В., Трефилова Л. В., Елькина Т. С., Гайфутдинова А. Р., Огородникова С. Ю.</b> Предварительный анализ альгофлоры парков Чехии.....	155
<b>Иванова Т. С., Егошина Т. Л.</b> Опыт оценки состояния окружающей среды с использованием метода лишеноиндикации.....	156
<b>Елькина Н. А.</b> Палиноиндикационные исследования природной среды урбанизированных территорий (на примере г. Петрозаводска).....	160
<b>Залькалнс О. А.</b> Влияние воздушного загрязнения на ход роста еловых древостоев .....	162
<b>Карагузова О. А., Чурюкин Р. С., Горшкова Т. А.</b> Анализ величин коэффициентов накопления и перехода $^{137}\text{Cs}$ у липы сердцевидной и майника двулистного в условиях радиоактивного загрязнения .....	166
<b>Казакова Е. А., Чурюкин Р. С., Горшкова Т. А.</b> Индикаторные возможности <i>Tilia cordata</i> , <i>Maianthemum bifolium</i> и <i>Convallaria majalis</i> в отношении радиационного фона территории и уровня удельной активности $^{137}\text{Cs}$ в почве .....	169
<b>Тулегенова Г. Т., Мынбаева Б. Н.</b> Обоснование поиска индикативных и устойчивых к тяжелым металлам аборигенных видов флоры г. Алматы .....	173
<b>Муллаярова Р. Р., Лаврентьева Г. В.</b> Биодиагностика радиоактивного стронция на биотопе регионального хранилища радиоактивных отходов .....	176
<b>Силахина К. Д., Потравный И. М.</b> Развитие методов биомониторинга для анализа процессов климатических изменений.....	180
<b>Соколова О. А., Федосеева Д. Г., Каманина О. А., Рогова Т. В.</b> Экспресс-метод определения индекса БПК с помощью микробного биосенсора .....	183
<b>Юдина Н. Ю., Зайцева А. С., Арлянов В. А.</b> Подбор устойчивых во времени ассоциаций микроорганизмов для создания биораспознающих элементов БПК-сенсоров.....	185
<b>Павлюк Т. С., Морозова Н. А.</b> Использование электрохимического анализа к оценке микробиологической активности субстратов.....	188
<b>Фидельская К. В., Сорокина Г. А.</b> Биоиндикация уровня техногенного воздействия с использованием флуоресцентного метода.....	190
<b>Гладкова М. М., Харчева А. В., Хунджуа Д. А., Попутникова Т. О., Пацаева С. В., Терехова В. А.</b> Корреляция численности и спектрально-оптических характеристик суспензии микроводорослей <i>Scenedesmus quadricauda</i> в эксперименте с модельным токсикантом.....	195
<b>Майстренко Т. А., Бойко К. А., Белых Е. С.</b> Использование растений для оценки токсичности проб воды из водоёмов вблизи хранилища отходов радиевого производства.....	199
<b>Максимовских С. Ю.</b> Оценка состояния водных объектов методами биотестирования в зоне влияния объекта по уничтожению химического оружия г. Щучье Курганской области .....	203

<b>Олькова А. С., Ситникова К. К., Варакина Н. В.</b> Сравнение чувствительности <i>Daphnia magna</i> и <i>Ceriodaphnia affinis</i> к сульфату алюминия .....	205
<b>Олькова А. С., Неклюдова К. В.</b> Оценка состояния поверхностных водных объектов городских территорий (на примере водных объектов г. Кирова).....	207
<b>Некрасова Ю. Н., Шулятьева Н. А., Дабах Е. В.</b> Влияние комплексообразования в системе железо (III) – фтор на токсичность модельных растворов .....	209
<b>Романова Д. Н., Женихова О. А., Жаворонков В. И.</b> Явление фотолюминесценции и его изучение.....	212
<b>Камаева О. А., Сяндюкова К. В., Рогова Т. В.</b> Детоксицирующие свойства препаратов на основе гуминовых веществ бурых углей .....	214

### СЕКЦИЯ 3

#### СОЦИАЛЬНАЯ ЭКОЛОГИЯ

<b>Зарубина И. М.</b> «Вятка – территория экологии» – пилотный проект по развитию системы экологического образования и просвещения в Кировской области.....	218
<b>Ашихмина Т. Я., Зарубина И. М., Рябова Е. В., Кондакова Л. В.</b> Участие Вятского государственного гуманитарного университета в реализации пилотного проекта «Вятка – территория экологии».....	220
<b>Демшина Т. А., Псёл Л. О.</b> Вятское отделение союза охраны птиц России и заповедник «Нургуш» .....	224
<b>Бурков Н. А.</b> О проблеме зеленых насаждений г. Кирова .....	227
<b>Титова В. А.</b> Химическая безопасность жилья.....	233
<b>Окишева А. Н., Береснева Е. В.</b> Анализ качества и безопасности питьевой водопроводной воды, пропущенной через фильтры .....	236
<b>Вершинина М. Д., Зайцев М. А., Даровских Л. В.</b> Качество минеральной воды Кировской области .....	239
<b>Туголукова М. В., Зайцев М. А., Даровских Л. В.</b> Качество минеральной воды, поступающей в торговую сеть г. Кирова .....	240
<b>Ронжина С. М., Береснева Е. В.</b> Исследование качества и безопасности молока на потребительском рынке Кировской области.....	243
<b>Шишкин Е. А.</b> Химическая экология соединений кадмия .....	246
<b>Макаренко З. П., Поярков Ю. А.</b> Мониторинг состояния природных сред в условиях техногенного загрязнения.....	248
<b>Сабашный Д. В., Данилов Д. Н., Резник Е. Н.</b> Возможности использования биотестирования для определения токсичности наноматериалов .....	253
<b>Оборин В. А., Селезенева Е. В.</b> Изучение взаимодействия наночастиц с мембранами эритроцитов .....	255
<b>Оборин В. А., Селезенева Е. В.</b> Нанотехнологии и медико-биологические проблемы обеспечения безопасности в природно-техногенных системах.....	260
<b>Воронина Г. А., Глухих Л. Н., Касьянов В. Н., Чебоксарова Я. Н.</b> Мониторинг состояния здоровья учащихся и факторов образовательной среды	264



# СЕКЦИЯ 1

## МОНИТОРИНГ И ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

### СОСТОЯНИЕ ПРИРОДНОГО КОМПЛЕКСА И ПРОБЛЕМЫ ОБЕСПЕЧЕНИЯ БЕЗОПАСНОСТИ ХРАНЕНИЯ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ В РАЙОНЕ г. КИРОВО-ЧЕПЕЦКА

*Т. Я. Ашихмина<sup>1</sup>, Г. Я. Кантор<sup>1</sup>, Е. В. Дабах<sup>1</sup>, А. П. Лемешко<sup>2</sup>,  
Т. А. Адамович<sup>1</sup>, Е. А. Домнина<sup>1</sup>*

*<sup>1</sup> Лаборатория биомониторинга Института биологии  
Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ, ecolab2@gmail.com,  
<sup>2</sup> ООО «Геосервис»*

Лабораторией биомониторинга Института биологии Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ с 2001 г. изучается природный комплекс на территории Кирово-Чепецкого района: обследуется состояние растительности, гидробионтов, проводится химический и токсикологический анализ почв, воды, донных отложений.

С 2009 г. по заданию ФГУП «РосРАО» проводятся исследования радиационной обстановки на территории завода ГалоПолимер и в районе размещения радиоактивных отходов. Работы выполняются Федеральным государственным унитарным геологическим предприятием «Гидроспецгеология» совместно со специалистами ООО «Геосервис», Вятского государственного гуманитарного университета (ВятГГУ, г. Киров) и Института биологии Коми научного центра Уральского отделения Российской академии наук (г. Сыктывкар) (Ашихмина, 2009; Ашихмина и др., 2010; Ашихмина и др., 2009; Глаголев и др., 2009; Дабах и др., 2010; Дружинин и др., 2006).

Целью этих работ является оценка современного уровня химического и радиационного загрязнения поверхностных водных объектов, донных отложений, почв и подземных вод в районе хранения радиоактивных химических отходов.

По результатам обследования поверхностных водных объектов было показано, что активности радионуклидов в воде не превышают уровней вмешательства (Нормы ..., 1996, 2004, 2008). Водосбор с загрязненной территории осуществляется в р. Елховка – приток второго порядка р. Вятки (рис. 1).

По сравнению с фоновым створом (т. 922), расположенным на р. Елховке выше по течению, по мере поступления стоков предприятий, разгрузки загрязненных грунтовых вод, поступления вод из дренажных канав, с заболоченных территорий, из озер, состав воды существенно меняется. Максимальные концентрации урана и тория были отмечены в районе хранилища РАО №205 (т. 927 и т. 910), где их содержание по сравнению с фоном возросло в 8 и в 3 раза соответственно. Удельная активность <sup>238</sup>U в пробе воды их дренажной

канавы возле 205 хранилища РАО была максимальной, достигая 0,8 УВ. В воде из этого водного объекта отмечена и наиболее высокая активность  $^{90}\text{Sr}$ . Высокая удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  стабильно проявляется в пробах воды, отобранных на «шламовом болоте» – заболоченной территории, с юго-запада примыкающей к заводу «ГалоПолимер». Периодически повышенные по сравнению с фоном активности радионуклидов, в том числе  $^{239,240}\text{Pu}$ , отмечаются в пробах воды из ручья, впадающего в р. Елховку в районе завода «ГалоПолимер» (т. 923). В отдельных пробах из этого водотока удельные активности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  превышали  $\text{УВ}_{\text{вода}}$ .

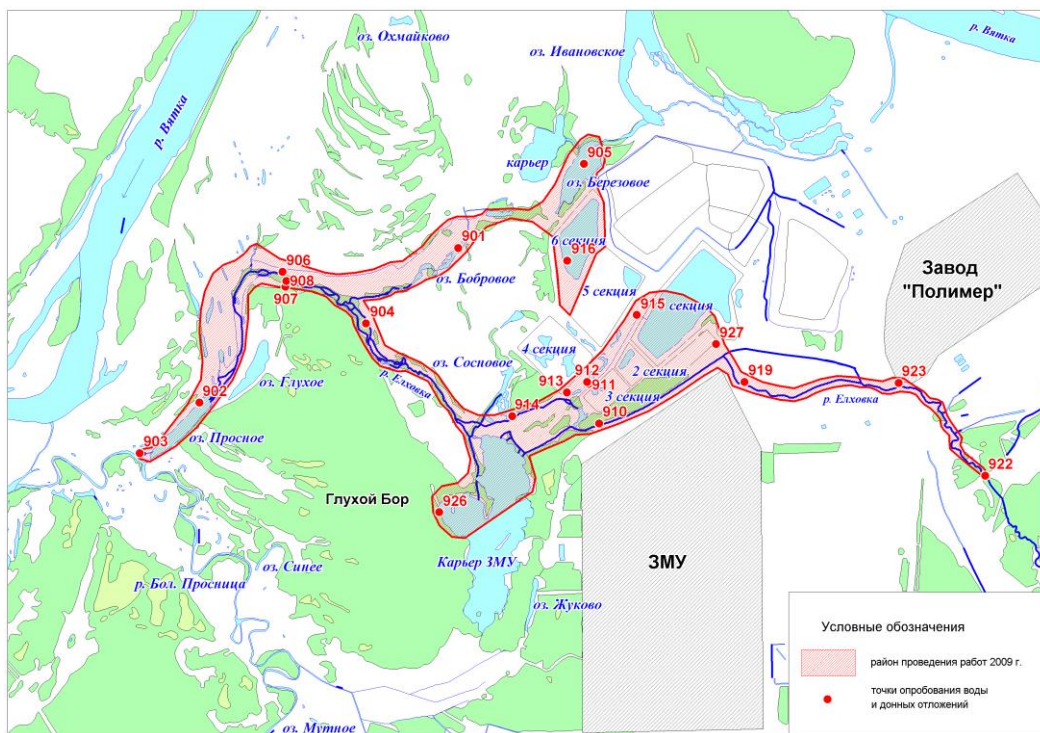


Рис. 1. Район проведения работ по оценке состояния поверхностных вод и донных отложений

Радиохимическое загрязнение донных отложений проявляется в районе 3-ей секции шламонакопителя (рис. 1). Обусловлено оно, главным образом, накоплением  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ . Локальные максимумы повышенной по сравнению с фоном удельной активности этих радионуклидов отмечаются также в нижнем течении р. Елховки (т. 904) и на заиленной части оз. Просного (т. 917 и 918).

Исследованию почвенного покрова предшествовала радиометрическая съемка территории, по результатам которой была построена карта МЭД внешнего гамма-излучения на поверхности земли. Результаты радиометрической съемки, выполненной нами в 2009-2012 гг. и ГСПИ в 2001 г. (Отчет ..., 2001; Отчет ..., 2002), показали, что ореол загрязнения протянулся от завода полимеров и хранилищ отходов вдоль р. Елховки до измерительного лотка. Участки с повышенным по сравнению с фоном уровнем радиоактивности, выделенные в 2001 г., сохраняются. Загрязнение на них локальное, имеет точечный или линейный характер. Максимальные уровни МЭД на участках радиоактивного загрязнения различаются, но в целом они значительно ниже тех, которые были

отмечены в соответствующих пунктах замеров ранее. На участке р. Елховка – озеро Просное – гривистая пойма р. Вятка, примыкающая к р. Елховка, отмечается тенденция приуроченности максимальных показателей МЭД к определенным гипсометрическим уровням. Исследования на ключевых участках в 2012 году, включающие гамма-съемку с шагом 0,5 м, описание растительности, отбор образцов почв и растений, показали, что даже в пределах однородной по характеру растительности и почв площадки вариабельность МЭД очень высокая.

Почвенные образцы отбирались в местах наиболее высоких значений мощности эффективной дозы гамма-излучения. По результатам анализа высокий уровень загрязнения почв радионуклидами  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  отмечается на заболоченных участках около 3-й секции шламонакопителя, по берегам р. Елховки в нижнем ее течении и озера Просного, под трубопроводами в районе завода «Галополимер». Удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в почвах выше, чем в донных отложениях. На участке около 3-ей секции и в районе старого устья р. Елховки удельная активность радионуклидов достигает минимально значимого уровня активности (МЗУА) (Нормы ..., 1996, 2004, 2008). Наиболее высокие значения сосредоточены в верхнем 20 см слое почвы.

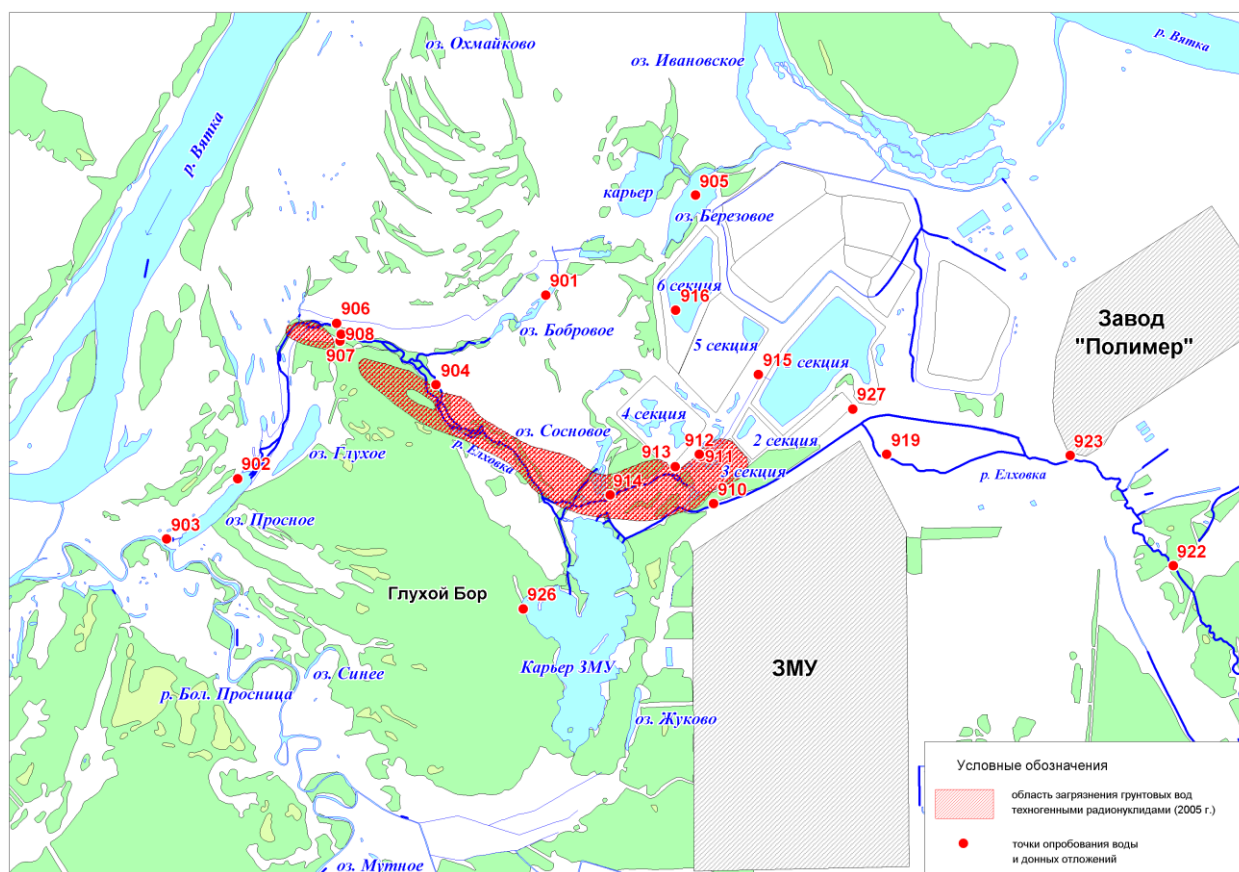


Рис. 2. Область загрязнения грунтовых вод техногенными радионуклидами по данным ООО «Геосервис» (2006 г.)

Исследования подземных вод, выполненные в 2005 году ООО «Геосервис» (Дружинин и др., 2006), показали, что фронт ореола повышенной минерализации (свыше 1000 мг/л) находился на расстоянии 1600-1800 м от реки Вятки

при ширине 560 м. В 2009 году ореол минерализации расширился в северном и западном направлениях, ширина фронта достигла 820 м, а граница его находилась в 450 м от р. Вятки (Глаголев и др., 2009). В то же время ореол радиационного загрязнения подземных вод, приуроченный к долине р. Елховки, продвигается очень медленно и, по предварительным данным, находится в стабильном состоянии. По результатам обследования в 2009 г. был выявлен новый ореол радиационного загрязнения подземных вод в направлении от 3-й секции шламонакопителей в сторону Бобровых озер, что вполне согласуется с повышенным по сравнению с фоном содержанием урана в придонных пробах воды из озера Бобрового (рис. 3).

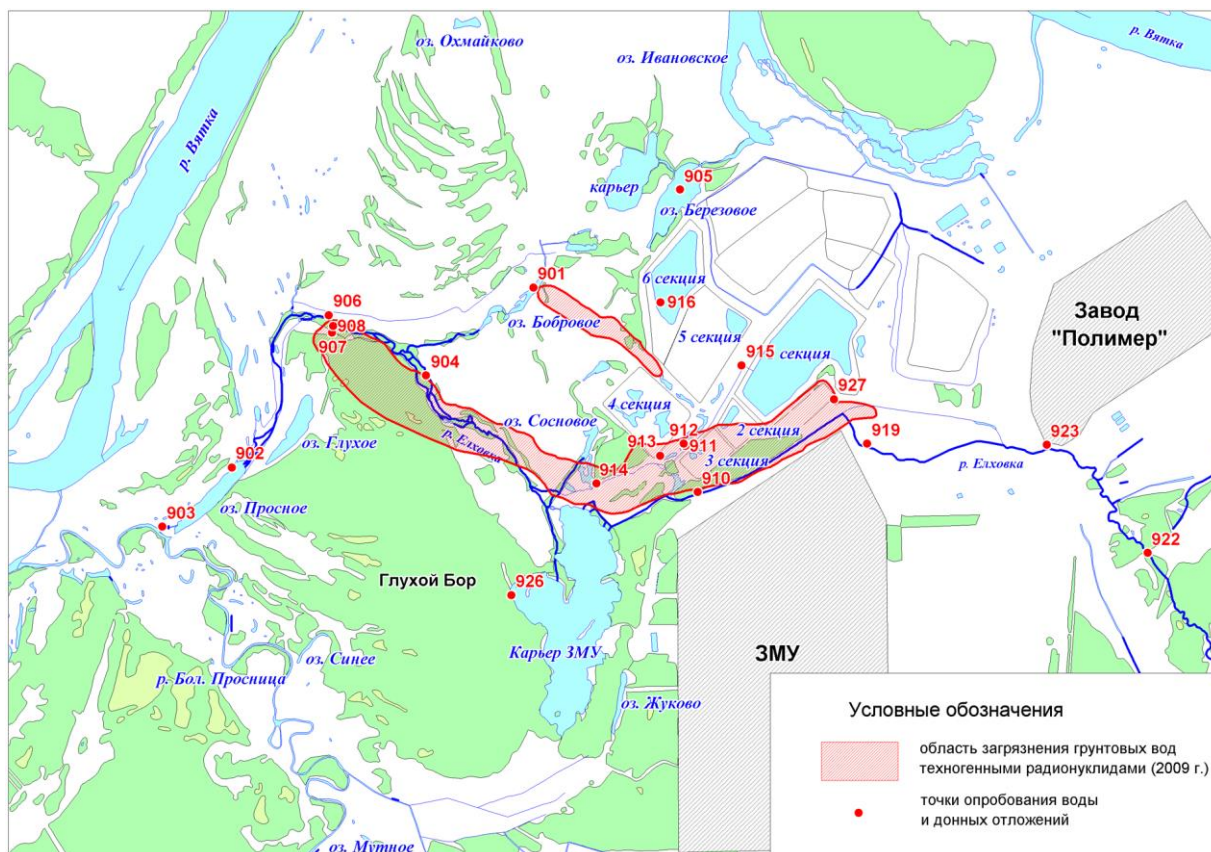


Рис. 3. Область загрязнения грунтовых вод техногенными радионуклидами, 2009 г.

В 2010 и 2012 гг. по договорам с ФГУП «РосРАО» в лаборатории биомониторинга совместно с ФГУПП «Гидроспецгеология» выполнялись работы по моделированию возможных вариантов затопления поймы р. Вятка в зоне размещения хранилищ РАО для обоснования необходимости проектирования защитных барьеров.

Отмечено, что существующие защитные инженерные сооружения обеспечивают достаточный уровень безопасности хранения радиоактивных отходов при любых вариантах развития гидрологической ситуации во время весеннего половодья, которые имели место за период с 1878 г.

Для прогноза развития ситуации необходимо продолжение работы над созданием гидродинамической цифровой модели, обеспечивающей детальное описание движения поверхностных вод и миграции загрязняющих веществ, со-

гласованной с геофильтрационной моделью, разработка которой ведется ФГУПП «Гидроспецгеология». Усовершенствованная модель позволит оценить эффективность намечаемых реабилитационных мероприятий и величину возможных рисков, возникающих при их реализации.

Существование источников загрязнения и возможности распространения радионуклидов по пойме с поверхностными и грунтовыми водами обуславливает необходимость проведения мониторинга природных сред и объектов в зоне влияния хранилищ РАО: поверхностных и грунтовых вод, почв, донных отложений, растительности, животного мира. В связи с этим необходимо совместно с ФГУПП «Гидроспецгеология» разработать единую программу экологического мониторинга, включающего мониторинг недр, поверхностных вод, почв и биоты.

Необходимо отметить, что ситуация вокруг хранилищ РАО довольно быстро меняется. Выведена из эксплуатации и засыпана 6 секция хвостохранилища мела – основной источник азотного загрязнения подземных и поверхностных вод; постоянно происходит отложение на дне озер взвесей, поступающих с паводковыми и сточными водами, вследствие чего смещаются границы акватории; проводятся работы по очистке Бобровых озер биологическими методами. В связи с этим организация комплексного мониторинга территории становится еще более актуальной.

Таким образом, результаты проведенных исследований свидетельствуют о том, что природный комплекс в районе предприятий холдинга «Уралхим» испытывает на себе высокую техногенную нагрузку. Однако информации для принятия верных и корректных решений по реабилитации данной территории пока крайне недостаточно, отсутствуют надёжные прогнозы развития ситуации. Для выработки комплекса эффективных мер по экологической реабилитации водных объектов необходимо принятие научно обоснованного проектно-технологического решения и его реализация, что позволит выполнить мероприятия по восстановлению состояния водосборных территорий, грунтовых вод и поверхностных водных объектов.

Проблемы, связанные с состоянием природного комплекса в районе Кирово-Чепецка, находятся на контроле Правительства Кировской области, особенно в связи с возможным влиянием загрязнения на качество воды в р. Вятке, так как водозабор г. Кирова находится в 20 км ниже по течению. В решениях Правительства отмечается необходимость утверждения зон санитарной охраны источника питьевого водоснабжения, принятия программы мониторинга и реабилитации загрязненной территории, обеспечения ее финансирования в рамках ФЦП «Развитие водохозяйственного комплекса Российской Федерации в 2012-2020 годах»

Работы выполняются в рамках конкурсного проекта на получение гранта Президента Российской Федерации для государственной поддержки ведущих научных школ (НШ-2037.2012.5).

## Литература

Ашихмина Т. Я. Оценка состояния природного комплекса в районе хранения радиоактивных отходов // Атомная энергия, общество, безопасность: Сб. материалов общественного форума-диалога. СПб., 2009. С. 192–197.

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

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. Объектовый мониторинг состояния недр и его роль в решении практических задач Госкорпорации «Росатом» по реабилитации радиационно-опасных объектов ФГУП «РосРАО»: Матер. науч.-практ. конф. Киров, 2009. С. 63–76.

Глаголев А. В., Вольницкая Е. П., Лемешко А. П. Результаты полевого обследования состояния недр в районе территории объектов «РосРАО» – выводы и предложения // Современная радиоэкологическая обстановка в Кировской области. Объектовый мониторинг состояния недр и его роль в решении практических задач Госкорпорации «Росатом» по реабилитации радиационно-опасных объектов ФГУП «РосРАО»: Матер. науч.-практ. конф. Киров, 2009. С. 45–62.

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. конф. М., 2010. С. 80–84.

Дружинин Г. В., Лемешко А. П., Синько В. В., Ворожцова Т. А., Нечаев В. А. Загрязнение природных сред вблизи системы водоотведения Кирово-Чепецкого химического комбината // Региональные и муниципальные проблемы природопользования: Матер. 9-й науч.-практ. конф. Киров, 2006. С. 125–127.

Нормы радиационной безопасности НРБ-99/2009: Санитарные правила и нормативы СанПиН 2.6.1.2523-09 // Собрание законодательства Российской Федерации, 1996, № 3, ст. 141; 2004, № 35, ст. 3607; 2008, №30 (ч.2), ст. 3616.

Отчет об инженерно-геологических изысканиях и радиоэкологическом обследовании территории, примыкающей к хранилищам отходов ОАО КЧХК. М.: ГСПИ, 2002. АРХ. № 588-0-ИГГ-5-1.

Отчет об инженерных изысканиях и радиоэкологическом обследовании хранилищ РАО ОАО КЧХК и прилегающей территории (3 этап). Альбомы 1,2. М.: ГСПИ, 2001. Арх. № 588-0-ИГГ-3-1.

## **МОНИТОРИНГ СОДЕРЖАНИЯ РАДИЯ В АБИОТИЧЕСКИХ КОМПОНЕНТАХ ВОДОЕМОВ В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ ХВОСТОХРАНИЛИЩА ОТХОДОВ БЫВШЕГО РАДИЕВОГО ПРОИЗВОДСТВА**

*Н. Г. Рачкова, И. И. Шуктомова, В. Г. Зайнуллин  
Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, shuktomova@ib.komisc.ru*

Актуальность исследования миграции и распределения радиоактивных элементов в водных экосистемах обусловлена необходимостью соблюдения радиационной безопасности и прогнозирования поведения естественных радиоактивных элементов из техногенных источников. Вода участвует в процессах растворения, транспорта и рассеивания поллютантов в окружающей среде. Радий относится к числу активных водных мигрантов. Ореол его рассеивания при по-

ступлении в речную систему может достигать значительных расстояний. Известно, что радий может мигрировать в истинно растворенной форме, составе твердого стока с мелкодисперсными продуктами выветривания горных пород и в сорбированном виде на коллоидных и псевдоколлоидных частицах (Собакин, 1998).

В Республике Коми одним из неконтролируемых источников поступления радия в окружающую среду являются объекты бывшего Радиевого промысла в Ухтинском районе. За годы его действия в 1931–1956 гг. из пластовых вод нефтяных месторождений было добыто 163 г радия. В разные периоды его выделение осуществляли по двум различным технологиям, в результате применения которых образовались два главных вида твердых радиоактивных отходов (РАО) – радийсодержащий спёк древесного угля и хлоридов щелочноземельных металлов, названный «черными отвалами», и отходы добычи радия из урановой руды, именуемые «красными отвалами». Эти РАО размещены на окраине п. Водный в необорудованном приповерхностном хранилище радиоактивных отходов. Оно расположено в водоохранной зоне р. Ухта, которая является притоком 2го порядка в Печорском бассейне, одном из крупнейших на северо-западной части России. Территория хвостохранилища представлена речной поймой и двухуровневой надпойменной террасой. Поверхностные воды тесно связаны с грунтовыми водами, залегающими на глубине 0,3–3 м. На хвостохранилище радиоактивный фон достигает 3000 мкР/ч на поверхности и 7000 мкР/ч на глубине 0,5 м. В твердых отходах содержится до 300 Бк/г радия-226. По интегральным оценкам (Носкова, 2010), в настоящее время в 1 м толще грунта на хвостохранилище сосредоточено около 320 ГБк этого радионуклида, что соответствует 8,7 г элемента.

Цель настоящего исследования – долговременный мониторинг содержания радия-226 в воде и донных осадках водоемов территории хвостохранилища отходов бывшего радиевого производства и его импактной зоны. В работе в сравнительном аспекте рассматриваются архивные и современные данные.

Предварительными исследованиями было показано, что воды р. Ухта, принимающей стоки хвостохранилища, нейтральные (рН 7–7,3) со слабовосстановительной обстановкой ( $E_h$  от – 6,4 до – 19 мВ) и высокой электропроводностью (680–750 мкСм/см). Содержание гидрокарбонатов не превышает 79, сульфатов – 52, кальция – 38, фосфатов – 0.05 мг/л. Для ручьев на территории хвостохранилища характерны более высокая электропроводность (до 1200 мкСм/см), рН (6,8–7,2),  $E_h$  от –16,2 до 13,7 мВ. В водной фазе содержится много гидрокарбонатов (180–350), кальция (100–165), силикатов (4,6–7,9), общего органического углерода (3–12,1), сульфатов (96–179), фосфатов (0,007–0,110), железа (0,07–0,38) мг/л. Содержание нитратов в водах низкое.

В целом, физико-химические свойства поверхностных вод на хвостохранилище и в зоне его влияния, а именно слабощелочной водородный показатель, высокое содержание сульфатов и кальция, повышенное содержание фосфатов должны способствовать прочной фиксации радия в твердой фазе радиоактивных отходов. Однако, согласно архивным данным, в ранние годы существования хвостохранилища соседство с ним крайне негативно сказывалось на каче-

стве воды в р. Ухта. В водопроводной воде исследуемого района в ноябре 1956 г. была зафиксирована удельная активность радия-226 2 Бк/л. В 1960–1962 гг. в ручьях, стекающих с территории хвостохранилища в реку, она достигала 214 Бк/л. За счет этого вблизи устья содержание радия-226 в речной воде могло повышаться до 25 Бк/л при его фоновых величинах для незагрязненных участках русла, равных 0,04–0,07 Бк/л. В 1962 г. территория хвостохранилища была дезактивирована насыпным способом. После этого в поверхностных водах хвостохранилища содержание радия-226 снизилось до 0,02–0,25 Бк/л.

В настоящее время для воды р. Ухта в импактной зоне хвостохранилища характерна вариабельность содержания радия-226 0,01–0,04 Бк/л, что не превышает современные санитарно-гигиенические нормативы, соответствует фоновым данным пятидесятилетней давности и региональным показателям. В то же время в ручьях территории хвостохранилища содержание радия может повышаться до 0,5 Бк/л, что отражает его предельный допустимый уровень в питьевых водах. Эта величина в 2 раза превышает соответствующий максимум для 1963 г. отбора и фоновые показатели для вод северных рек, варьирующие в диапазоне от 0,007 до 0,15 Бк/л (Виноградов, 1957). По данным статистической обработки, содержание радия-226 в поверхностных водах зоны влияния бывших производственных объектов Радиевого промысла, подчиняется уравнению регрессии:

$$C_{\text{Ra вод}} = -0,115 + 0,740 \cdot C_{\text{Ba}} + 0,476 \cdot C_{\text{орг}} + 0,102 \cdot C_{\text{PO}_4^{3-}},$$

где  $C_{\text{Ba}}$ ,  $C_{\text{орг}}$ ,  $C_{\text{PO}_4^{3-}}$  представляют собой массовые концентрации бария, растворимого органического вещества и фосфатов в воде. Исследование методом ультрафильтрации физико-химической формы радия обнаруживает, что он преимущественно (80–40% удельной активности) мигрирует с водой на частицах размером менее 0,45 мкм.

Региональный фоновый показатель удельной активности речных донных осадков по радия-226 составил 0,03–0,3 Бк/г сухого вещества. Радиоактивным ручьям и р. Ухта в зоне влияния стоков хвостохранилища соответствуют максимальные величины содержания радия 7,8 и 0,07 Бк/л. Сравнение данных разных лет свидетельствует об отсутствии концентрирования радионуклида в донных осадках водоемов исследованного района. Его содержание в седиментах ручьев может быть описано уравнением:

$$C_{\text{Ra дон}} = -2,981 + 0,740 C_{\text{Ca}} + 0,740 \cdot C_{\text{Mg}},$$

где  $C_{\text{Ca}}$ ,  $C_{\text{Mg}}$  – массовые концентрации кальция и магния в анализируемых водах.

Таким образом, мониторинг удельной активности радия-226 на участке р. Ухта, подверженном влиянию хвостохранилища радиоактивных отходов, свидетельствует о соответствии содержаний радионуклида региональным показателям и санитарно-гигиеническим нормативам. Стоки хвостохранилища не приводят к увеличению содержания радия в речной системе и его концентрированию в донных осадках. Радия преимущественно мигрирует с водой на коллоидных частицах и в истинно-растворимой форме. Миграция радия усиливается с повышением содержания водорастворимого бария, органического вещества и



фосфатов в воде. Концентрирование радия в донных осадках достоверно связано с процессами его взаимодействия с соединениями кальция и магния.

#### Литература

Виноградов А. П. Геохимия редких и рассеянных элементов в почвах. М.: Изд-во АН, 1957. 238 с.

Искра А. А., Бахуров В. Г. Естественные радионуклиды в биосфере. М.: Энергоиздат, 1981. 123 с.

Собакин П. И. Особенности миграции тяжелых естественных радионуклидов в горно-таежных ландшафтах южной Якутии: Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Екатеринбург, 1998. 18 с.

Носкова Л. М. Динамика миграции U, Ra и Th в компонентах экосистем, нарушенных в результате радиевого производства. Автореф. дисс... канд. биол. наук, Сыктывкар, 25 с.

### ОПРЕДЕЛЕНИЕ КРИТИЧЕСКИХ НАГРУЗОК И ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО РИСКА ДЛЯ ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННОЙ СИСТЕМЫ РЕГИОНАЛЬНОГО ХРАНИЛИЩА РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ НА ОСНОВЕ БИОДИАГНОСТИКИ И ГИС-ТЕХНОЛОГИЙ

*А. В. Бахвалов, Г. В. Лаврентьева, Б. И. Сынзыныс,  
О. А. Мирзеабасов, О. А. Момот, Р. Р. Муллаярова*

*Обнинский институт атомной энергетики – филиал автономного  
образовательного учреждения высшего профессионального образования  
«Национальный исследовательский ядерный университет «МИФИ»,  
AndrewBakhvalov@gmail.com, ecology@iate.obninsk.ru*

Приоритетным направлением экологической политики в Российской Федерации является контроль состояния старых хранилищ радиоактивных отходов (РАО). Для них характерно использование непригодных сооружений, а часто и просто открытых площадок. Одним из таких пунктов захоронения РАО является старое региональное приповерхностное хранилище РАО, расположенное на окраине г. Обнинска. Оно было создано в 1954 г. в месте, геологическая среда которого представлена в основном насыпными грунтами, обладающими высокой проницаемостью, что привело к утечке радионуклидов из одной из емкостей хранилища (за счет потери герметичности) и к радиоактивному загрязнению прилегающей территории (Васильева и др., 2007). К настоящему времени проведен мониторинг прилегающей к хранилищу территории, сформировано подробное описание природных геосистем на предмет радиоактивного и химического загрязнения, выявлены места локализации радионуклидов как естественного, так и техногенного происхождения (преимущественно  $^{90}\text{Sr}$ ); определен химический состав почв, подземных и поверхностных вод; определена подвижность радионуклида  $^{90}\text{Sr}$  и его потенциальная биологическая доступность. Однако, по этим данным трудно оценить перспективы состояния биоты территории расположения хранилища. Поэтому целью данной

работы стало определение критических нагрузок на биоту и оценка экологического риска для биоценоза хранилища РАО.

На исследуемой территории летом 2011 г. был проведен отбор проб почвы из верхнего слоя глубиной 5 см (рис. 1). В тех же точках был выполнен сбор растительности (преимущественно крапива и хмель) и животного материала (сухопутных моллюсков). В образцах почвы, растительности и моллюсков проводилось радиохимическое выделение и последующее определение радиоактивности естественных и техногенных радионуклидов ( $^{40}\text{K}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{90}\text{Y}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ) на сцинтилляционном  $\beta$ -спектрометре «БЕТА-01С. С использованием предварительного разложения почв смесью  $\text{HCl}+\text{HNO}_3+\text{HF}$  в образцах почвы и растений было выполнено определение содержания тяжелых металлов (Fe, Mn, Zn, Ni, Cu, Cr, Co, Cd, Pb) на атомно-абсорбционном спектрофотометре SpectrAA 250 Plus фирмы Varian.

Полученные в ходе этих определений данные лежат в основе использованной ранее оценки экологического риска: определение экспозиции и оценка ее величин  $\rightarrow$  выявление референтных видов и экологических показателей  $\rightarrow$  определение и анализ критических нагрузок. Эти определения лежат в основе использованной ранее оценки экологического риска: определение экспозиции и оценка ее величин  $\rightarrow$  выявление референтных видов и экологических показателей  $\rightarrow$  оценка радиационного и химического риска по критическим нагрузкам (Рева и др., 2011).

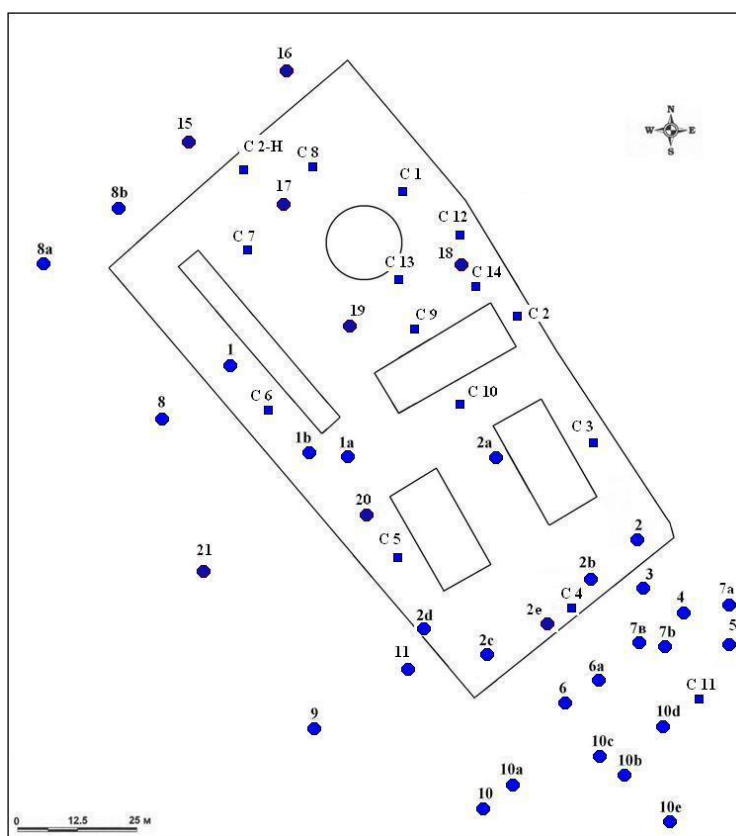


Рис. 1. Схема хранилища РАО и точки отбора проб

Одним из ключевых этапов в реализации технологии оценки экологического риска является выбор референтной (условной) флоры и фауны и соответ-

ствующих показателей, ее характеризующих. В общем плане референтные виды должны выбираться из организмов, представляющих все звенья пищевых цепей в данном биоценозе. В нашем исследовании в качестве кандидатов на референтные виды (и соответствующие им биологические показатели) были выбраны: почвенные микроорганизмы (бактерии, грибы, актиномицеты, количество которых определяли по их способности образовывать колонии при выращивании на агаризованных средах и по числу комочков обрастания), почвенные ферменты (дегидрогеназа, уреазы, инвертазы, каталазы), сухопутная улитка вида *Bradybaena fruticum* (и ее способность накапливать радиоактивный стронций в своих раковинах) и растительность, которая служит кормом для моллюсков: крапива двудомная (*Urtica dioica*) и хмель вьющийся (*Humulus Lupulus*) (для них оценивали степень флуктуирующей асимметрии листьев).

Приоритетным загрязнителем биоценоза хранилища РАО оказался радионуклид  $^{90}\text{Sr}$ , а в качестве референтного показателя в этом исследовании была выбрана способность сухопутных моллюсков накапливать этот радионуклид.

Следующим этапом работы стало определение критических нагрузок. Критическими нагрузками радионуклидов и химических веществ являются такие нагрузки, выше которых могут проявляться обратимые и необратимые воздействия на компоненты экосистемы в соответствии с современным уровнем знаний (Башкин и др., 2011). Критическую нагрузку оценивали, анализируя графическую зависимость «коэффициент накопления радиостронция в раковинах моллюсков (КН) – агрегационный индекс по радиоактивности в почве» или по зависимости «КН – агрегационный индекс по общему содержанию различных металлов в почве».

Агрегационные индексы определяли по формуле:  $I = \sum \frac{X_i}{X_i^{\text{контр}}}$ , где I – безразмерный агрегационный индекс;  $X_i$  – удельная активность i-го радионуклида или содержание i-го металла в почве,  $X_i^{\text{контр}}$  – удельная активность i-го радионуклида или содержание i-го металла в почве контрольной точки.

Соответствующие поглощенные дозы внешнего облучения моллюсков при их облучении от радионуклидов, находящихся в почве, листьях и в собственной раковине определяли по классическим формулам Левинджера (Радиационная дозиметрия..., 1958). Критическую дозовую нагрузку оценивали, анализируя графическую зависимость «КН – агрегационный индекс по дозе облучения».

Все расчеты, а так же выявление критических нагрузок, построение ГИС-карт и определение функций экологического риска проводилось с использованием программы R (R Development..., 2010).

Из описанных выше кандидатов на референтные виды и соответствующие показатели в условиях хронического воздействия радионуклидов в данной работе был выбран сухопутный моллюск (улитка кустарниковая) и его способность накапливать радионуклид  $^{90}\text{Sr}$  в своих раковинах. Далее был проведен анализ дозовой зависимости подавления способности моллюсков накапливать радиоактивный стронций в своих раковинах ( $KH = 314,27 \cdot I^{-1,502}$ ) и определено

значение агрегационного индекса по радиоактивности (18,3), при котором происходит 10-ти кратное снижение коэффициента накопления радионуклида  $^{90}\text{Sr}$  (критическая нагрузка) (Башкин с соавт., 2011). Предполагается, что такое превышение критической нагрузки по  $^{90}\text{Sr}$  вызывает обратимые и необратимые нарушения в жизнедеятельности моллюсков, снижение активности их питания и, как следствие, изменения в формировании строительного материала раковин. Подобная закономерность вполне могла быть обусловлена одновременным действием радиации и 9-ти тяжелых металлов, хотя их содержание в почве не превышает ПДК. На возможность такого предположения указывают наши данные по зависимости коэффициентов накопления радионуклида  $^{90}\text{Sr}$  от величины агрегационного индекса тяжелых металлов, а также результаты работ М. М. Телитченко (1969) и Е. А. Тимофеевой-Ресовской (1963), выполненных на Южном Урале.

Для характеристики экологического риска по результатам определения критических нагрузок была построена ГИС-карта исследуемой экосистемы хранилища РАО (рис. 2).

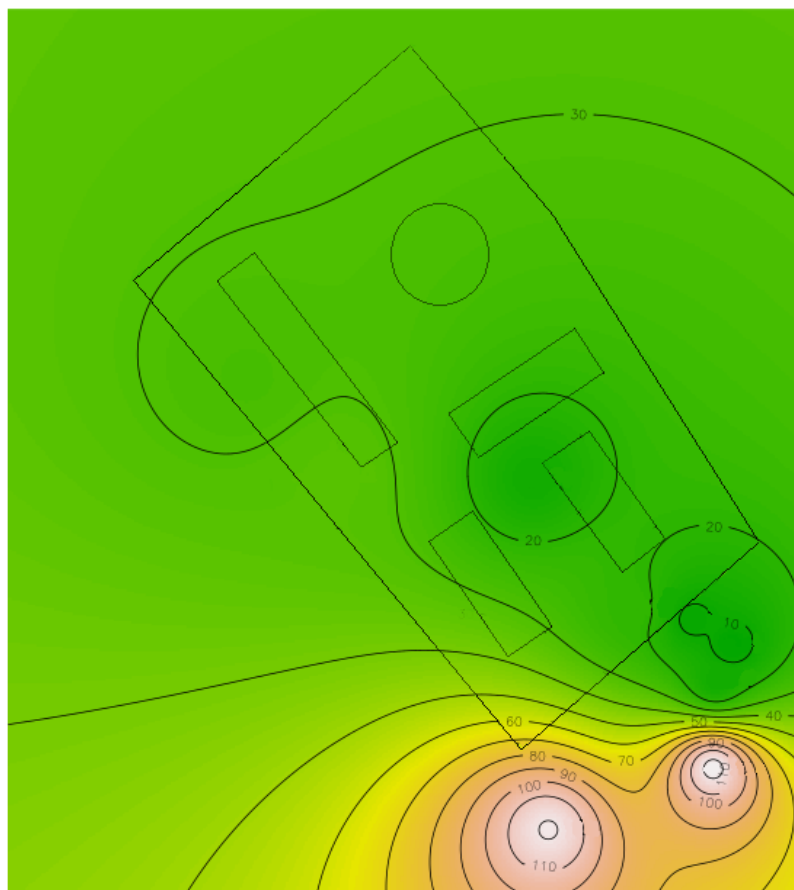


Рис. 2. ГИС-карта по критическим нагрузкам на моллюсков

С использованием программы R была определена доля площади хранилища РАО и прилегающей к нему территории, характеризующаяся превышением определенной критической нагрузки. В подобного рода работах (Башкин и др., 2011; Рева и др., 2011) в качестве приемлемой величины негативного влияния хранилища на биоту исследуемой экосистемы принят показатель 95% защищенности экосистемы, когда площадь с превышением критических нагрузок не

превышает 5% от общей величины (в данном случае – 0,54 га). Анализ построенных ГИС-карт показывает, что в нашем случае площадь с превышением критического значения коэффициента накопления составляет 61%. Это позволяет характеризовать риск воздействия хранилища радиоактивных отходов как неприемлемый. А это, в свою очередь, предполагает нестабильное развитие биоценоза в течение ближайших 50–100 лет (Башкин и др., 2011) или иной путь развития экологической сукцессии, отличающейся от естественной для наземного сообщества на дерново-подзолистой почве.

### Литература

Башкин В. Н., Козлов М. Я., Припутина И. В., Абрамычев А. Ю. Количественная оценка и картографирование критических нагрузок серы и азота на наземные и пресноводные экосистемы Европейской части России. Часть II // Проблемы региональной экологии. М., 1998. № 1. С. 26–42.

Васильева А. Н., Козьмин Г. В., Латынова Н. Е., Старков О. В., Вайзер В. И. Общие закономерности загрязнения геосистем в районе размещения регионального хранилища радиоактивных отходов // Известия вузов. Ядерная энергетика. Обнинск, 2007. № 2. С. 64–74.

Радиационная дозиметрия / Под ред. Дж. Хайна и Г. Браунелла, пер. с английского. М.: изд-во иностранной лит-ры, 1958. С. 677–681.

Рева Е. В., Рассказова М. М., Сынзыныс Б. И. Выбор информативных критериев при оценке экологического риска // Проблемы региональной экологии. М., 2009. № 3. С. 146–150.

Рева Е. В., Мирзеабасов О. А., Лаврентьева Г. В., Рогуленко А. В., Сынзыныс Б. И. Оценка экологического риска с помощью анализа критических нагрузок на водные экосистемы // Экология урбанизированных территорий. М., 2011. № 1. С. 78–85.

Телитченко М. М. Моллюски как концентраторы и биоиндикаторы радиоактивных загрязнений // Вопросы малакологии Сибири: Материалы межвузовской научно-методической конференции по изучению пресноводных моллюсков в Сибири, Томск, 26–28 июня 1969 г. Томск, 1969. С. 9–13.

Тимофеева-Ресовская Е. А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов // Труды института биологии Уральского филиала АН СССР. Свердловск, 1963. Вып. 30. 78 с.

R Development Core Team (2010). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>

## РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ НА ТЕРРИТОРИИ КИРОВО-ЧЕПЕЦКОГО ХИМИЧЕСКОГО КОМБИНАТА

*Е. С. Сунцова<sup>1</sup>, Т. Я. Ашихмина<sup>1,2</sup>, Г. Я. Кантор<sup>1,2</sup>, С. А. Целоусов<sup>1</sup>*  
<sup>1</sup> *Вятский государственный гуманитарный университет,*  
<sup>2</sup> *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,*  
*ecolab@vshu.kirov.ru*

Техногенные радионуклиды и химические элементы, относимые к группе тяжелых металлов, считаются наиболее опасными веществами, загрязняющими биосферу. Для прогноза загрязнения окружающей среды этими веществами требуется детальное знание о миграционных механизмах и формах нахождения в природных компонентах, регулирующих их биогеохимическое поведение (Башкин, Касимов, 2004).

Выявление закономерностей миграции и пространственно-временного распределения радионуклидов в ландшафте является важнейшей задачей почвенно-экологического мониторинга (Щеглов, 1999).

В настоящее время в рамках федеральной целевой программы (ФЦП) «Обеспечение ядерной и радиационной безопасности на 2008 год и на период до 2015 года» сотрудниками лаборатории биомониторинга ВятГГУ ведется мониторинг содержания радионуклидов в объектах окружающей среды территории КЧХК. Оценка содержания радионуклидов в почвах и основных компонентах фитоценозов является важным этапом радиоэкологических исследований и позволяет охарактеризовать специфику радиоактивного загрязнения, определить дозовые нагрузки на растения. Наиболее экологически значимыми при рассмотрении долговременных последствий являются радионуклиды цезия и стронция. Опасность  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  определяется несколькими факторами: высоким выходом при делении, длительным периодом полураспада (около 30 лет), потенциально высокой растворимостью и подвижностью в природных средах, высокой биологической доступностью, обусловленной химической схожестью с жизненно важными питательными элементами: калием (радиоцезий) и кальцием (радиостронций) (Алексахин, 1963).

Результаты исследования территории КЧХК и сравнение уровней загрязненности почв и донных отложений радионуклидами, отобранных на закрепленных участках мониторинга в 2010–2011 гг., подтверждает высокую неоднородность (пятнистость) их распределения даже в пределах одного и того же места отбора.

Поэтому в 2012 г. нами проведена площадная гамма-съемка для выявления локальных участков радиоактивного загрязнения отдельных шести участков. Измерение мощности эквивалентной дозы (МЭД) гамма-излучения на поверхности почвы (грунта) проводилось на размеченной площадке (примерно  $5 \times 5 \text{ м}^2$ ) с шагом 0,5 м. Сотрудниками лаборатории биомониторинга ВятГГУ проведено подробное геоботаническое описание этих данных участков мониторинга. Основу растительного покрова составляют крапива двудомная (*Urtica dioica* L.), бодяк полевой (*Cirsium arvense*), черемуха обыкновенная (*Padus avium* Mill.) и пырей ползучий (*Elytrigia repens*).

Исследования особенностей накопления радионуклидов растениями проводились на территории КЧХК, где на протяжении трех последних лет ежегодно отбирались для исследований пробы растений и почв. Пробы на определение содержания радионуклидов в верхнем 20-сантиметровом слое почв отбирались и готовились к анализу согласно стандартным методикам. Глубина отбора пробы определена на основе информации о том, что подавляющая часть радионуклидов техногенного происхождения ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ) сосредоточена в верхнем 0–20-сантиметровом слое почвы (Артемьев и др., 2002). Подготовка проб растений к количественному гамма-анализу заключалась в сортировке из отобранного материала соответствующих вегетативных и генеративных органов, их измельчении, высушивании и гомогенизации. Анализ исследуемых проб проводился в аккредитованной испытательной лаборатории с использованием сцин-

тиляционного гамма-бета-спектрометра с программным обеспечением «Прогресс».

По полученным данным, в наземной массе пырея ползучего, произрастающего на участке № 930 (насыпной грунт), удельные активности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  были в 12,2 и 411 раз ниже, чем в почве (3861 Бк/кг). Коэффициенты накопления (КН) этих радионуклидов составляют 0,08 и 0,002 соответственно. Отмечено, что корневая система пырея ползучего накапливает меньше радионуклидов, чем наземная часть.

В наземной части растения крапивы двудомной, отобранной на участках № 907 (берег р. Елховка) и П-13 (у оз. Просное), накапливается 122 и 92 Бк/кг  $^{137}\text{Cs}$  соответственно, при содержании в почве 3771 и 1638 Бк/кг. Следовательно, коэффициент накопления этого радионуклида 0,03 и 0,06.  $^{90}\text{Sr}$  аккумулируется крапивой сильнее: КН=0,16 (№ 907) и КН=0,002 (уч. П-13). Из древесных форм на этих участках проведен радиохимический анализ листьев черемухи обыкновенной. Удельные активности  $^{137}\text{Cs}$  на участке № 907 в 50,2 раза ниже, чем в почве, а на участке у оз. Просное в 26,8 раза. КН  $^{137}\text{Cs}$  на участке № 907 равен 0,02, а на уч. П-13 – 0,04. Вычисленные нами КН  $^{90}\text{Sr}$  для листьев черемухи составили на уч. № 907 – 0,002, на уч. П-13 – 0,008. Удельные активности радионуклида  $^{90}\text{Sr}$  в 131 (на уч. П-13) и 515,6 (на уч. № 907) раза ниже, чем в почве. Отмечено, что в листьях черемухи накапливается в большей степени цезий – 137, а не стронций – 90.

В целом данные, полученные в ходе исследования, свидетельствуют о существенном варьировании содержания  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в растениях, собранных на территории вблизи КЧХК. Поскольку накопление радионуклидов зависит от физико-химических свойств самих элементов, видовых особенностей растений, почвенно-климатических характеристик, создающих определенные условия миграции, необходимо детальное исследование, включая изучение механизмов биологической доступности радионуклидов, основ поведения их в экосистемах, характеризующихся «многокомпонентным» загрязнением.

### Литература

- Башкин В. Н., Касимов Н. С. Биогеохимия. М.: Научный мир, 2004. 648 с.
- Щеглов А. И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах. М.: Изд. МГУ, 1999. 268 с.
- Алексахин Р. М. Радиоактивное загрязнение почвы и растений. М.: Изд. АН СССР, 1963. 132 с.
- Артемьев О. И., Умаров М. А. и др. Изучение форм нахождения радионуклидов в радиоактивных выпадениях атмосферных ядерных взрывов на Семипалатинском полигоне // Тяжелые металлы, радионуклиды и элементы – биофилы в окружающей среде: Матер. II Междунар. конф. (Семипалатинск, 16–18 ноября 2002 г.). Семипалатинск, 2002. Т. 2. С. 458–459.

## ОСОБЕННОСТИ ВОДООБМЕНА МЕЖДУ ГРУНТОВЫМИ И ПОВЕРХНОСТНЫМИ ВОДАМИ ПОСЛЕ ВЕСЕННЕГО ПОЛОВОДЬЯ В ПОЙМЕ р. ВЯТКИ В РАЙОНЕ г. КИРОВО-ЧЕПЕЦКА

*Г. Я. Кантор<sup>1,2</sup>, Е. В. Дабах<sup>1,2</sup>, Е. В. Кантор<sup>3</sup>*

<sup>1</sup> *Вятский государственный гуманитарный университет,  
ecolab2@gmail.com,*

<sup>2</sup> *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,*

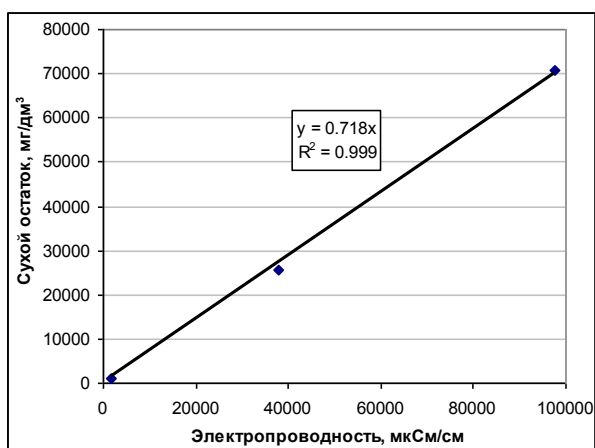
<sup>3</sup> *Вятский государственный университет*

Одна из наиболее острых проблем промышленной экологии в Кировской области – азотное загрязнение пойменных водоемов в районе предприятий бывшего Кирово-Чепецкого химического комбината. Летом 2012 г. было завершено важнейшее мероприятие по разрешению этой проблемы – ликвидация 6-й секции хвостохранилища мела, которое служило главным источником утечки нитрата аммония в грунтовые воды и далее, через пойменные озёра, в р. Вятку. Положительный эффект от ликвидации 6-й секции, очевидно, проявится через несколько лет, когда с потоком грунтовых вод загрязняющие вещества переместятся на значительное расстояние от того места, где возможен их выход в открытые водоемы.

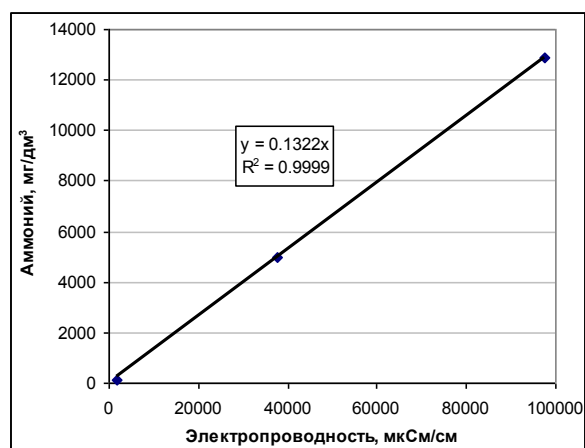
Контроль состояния грунтовых вод обычно осуществляется путем отбора проб из наблюдательных скважин с последующим лабораторным анализом, но этот способ не дает информации о глубинном распределении поллютантов, так как вода поступает в скважину только из одного горизонта, мощность которого равна высоте фильтра. Однако на Кирово-Чепецкой пойме сложилась уникальная ситуация, когда на пути грунтового потока расположены довольно глубокие (до 8 м) озёра, вытянутые поперек направления движения грунтовых вод. Во время весеннего половодья озёра заполняются речной водой, а после прохождения паводка происходит постепенное восстановление химического равновесия между грунтовыми и поверхностными водами. Анализ характера распределения концентрации растворенных веществ по глубине озера и его изменения в течение года позволяет получить важную дополнительную информацию об уровне и динамике загрязнения грунтовых вод.

Распределение загрязнения (общей минерализации) воды в водоеме исследовалось кондуктометрическим методом с борта надувной лодки при помощи кондуктометра InoLab Cond Level 2 с погружной измерительной ячейкой. Калибровка кондуктометра осуществлялась путем отбора проб воды батометром с нескольких разных глубин, измерения их электропроводности непосредственно в полевых условиях, последующего анализа в лабораторных условиях на сухой остаток, ионы аммония, нитрат-ионы и построения градуировочных характеристик (рис. 1). Основным объектом исследования было озеро Бобровое-1, в котором наблюдается наиболее высокое валовое содержание нитрата аммония среди всех пойменных водоемов окрестностей Кирово-Чепецка.

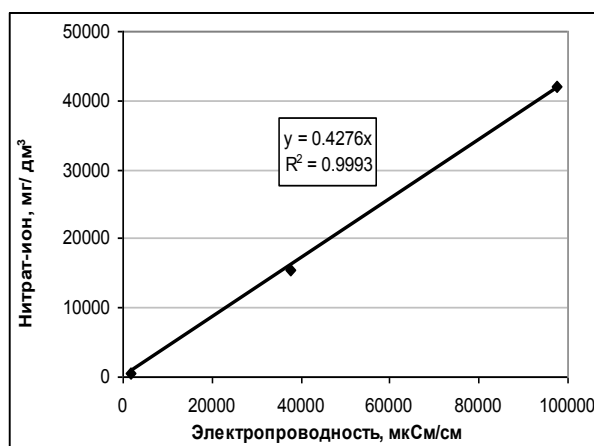




а)



б)



в)

Рис. 1. Градуировочные характеристики для определения концентрации загрязнителей оз. Бобровое-1 по электропроводности  
 а) общая минерализация (сухой остаток); б) ион аммония; в) нитрат-ион

В течение полевого сезона 2012 г. детальные промеры профиля электропроводности (и, как следствие, общей минерализации) на оз. Бобровое-1 проводились 5 раз – с мая по октябрь. Результаты промеров в пересчете на сухой остаток приведены на рис. 2. Характерная черта распределения концентрации растворенных веществ – резкая горизонтальная граница, разделяющая относительно чистую воду верхних слоев озера и высокоминерализованную воду в придонных слоях. Абсолютный уровень границы раздела постепенно повышается с течением времени после промывки озера паводковыми водами.

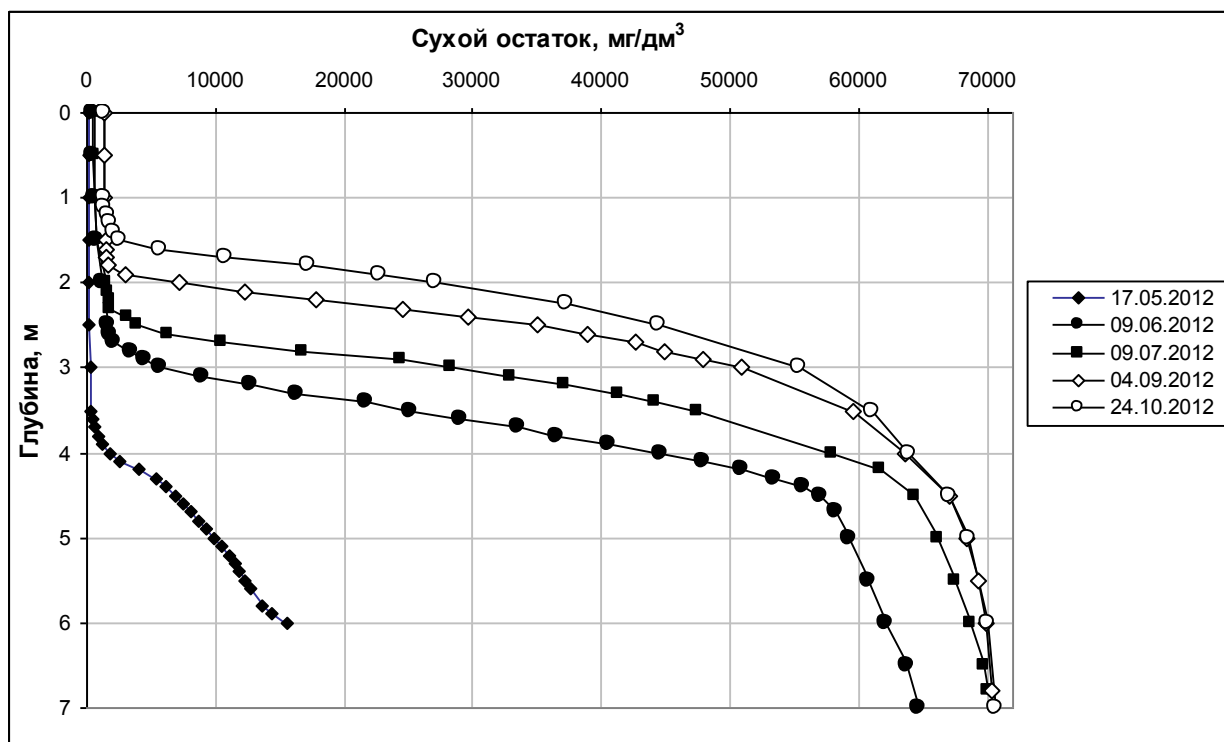


Рис. 2. Результаты промеров распределения общей минерализации (сухого остатка) по глубине оз. Бобровое-1 в мае – октябре 2012 г.

Характер изменения концентрации растворенных веществ во времени качественно различен для придонных и поверхностных слоев (рис. 3). Если на больших глубинах сразу после прохождения половодья наблюдался быстрый рост концентраций, который довольно быстро прекратился при достижении максимальных значений, то в приповерхностных слоях рост продолжался с нарастающей скоростью вплоть до последней даты наблюдения – 24 октября. На промежуточных глубинах (около 3 м) график роста концентрации имеет характерный вид логистической кривой с точкой перегиба, момент которого смещается к началу процесса по мере роста глубины.

Такой характер зависимости динамики минерализации от глубины можно объяснить тем, что разгрузка высокоминерализованных грунтовых вод происходит по всей высоте смоченного профиля со стороны источника загрязнения (6-й секции), но вследствие более высокой плотности грунтовых вод по сравнению с поверхностными поток загрязненной воды стекает вниз по склону берега, что ведет к быстрому росту концентрации в нижних слоях и к задержке этого процесса в верхних.

По мере заполнения ложа озера загрязненной водой рост концентрации должен остановиться, и тогда распределение минерализации с глубиной в озере будет соответствовать распределению минерализации грунтовых вод. Для проверки этой гипотезы желательно продолжение наблюдений в течение зимнего периода вплоть до начала активного таяния снега и льда накануне весеннего половодья. Перераспределение поллютантов по глубине за счет диффузии происходит чрезвычайно медленно, так что этим процессом можно в первом приближении пренебречь.

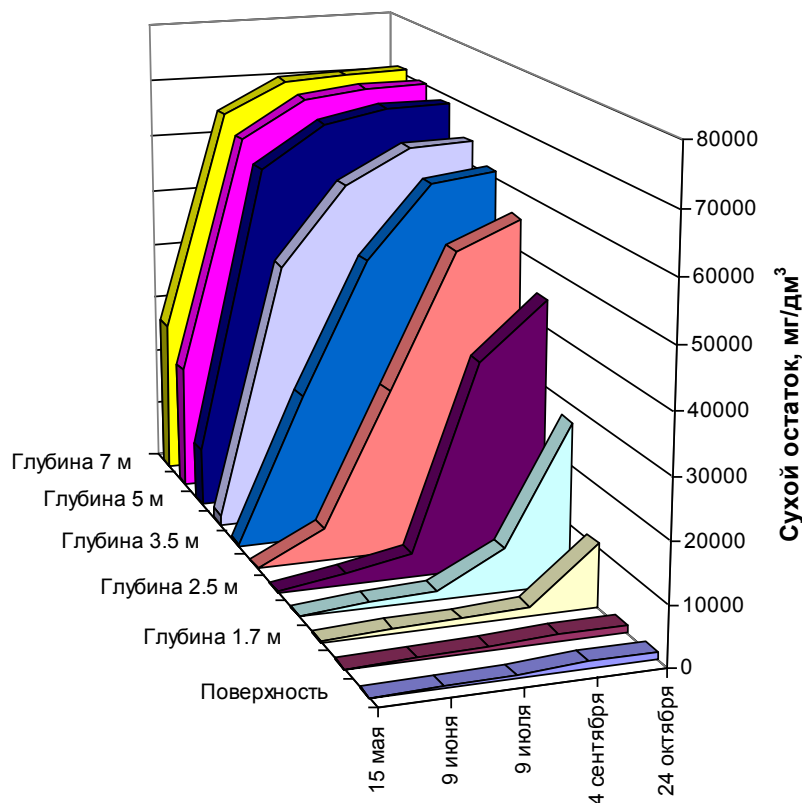


Рис. 3. Динамика роста минерализации воды в оз. Бобровое-1 после весеннего половодья на различных глубинах

Регулярное (ежегодное) проведение измерений, подобных вышеописанным, позволит отслеживать процесс восстановления природного равновесия в исследуемом районе после ликвидации основного источника азотного загрязнения грунтовых и поверхностных вод – 6-й секции хвостохранилища мела. Математическое моделирование процессов распространения поллютантов с паводковыми водами с учетом отмеченных закономерностей даст возможность достаточно надежно спрогнозировать наступление момента, когда азотное загрязнение перестанет представлять угрозу безопасности водоснабжения г. Кирова.

## ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ ОБРАЩЕНИЯ С ДРЕВЕСНЫМИ ОТХОДАМИ

*И. М. Гизатуллин<sup>1</sup>, Т. Я. Ашихмина<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> *Федеральная служба по надзору в сфере природопользования  
по Кировской области,*

<sup>2</sup> *Лаборатория биомониторинга Института биологии  
Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ, ecolab2@gmail.com*

Лесная, деревообрабатывающая и целлюлозно-бумажная промышленность являются основными поставщиками древесных отходов. В соответствии с Федеральным законом «Об отходах производства и потребления» (Федераль-

ный закон ..., 1998) в РФ разработан и внедрен федеральный классификационный каталог отходов – перечень видов отходов, систематизированных по совокупности приоритетных признаков: по происхождению отхода, агрегатному состоянию, химическому составу, экологической опасности. Древесные отходы, с точки зрения экологической опасности, относят к пожароопасным отходам, это вторичные отходы, которые могут применяться в производстве как вторичное сырье.

За последнее десятилетие в Российской Федерации проявляется тенденция накопления значительных объемов отходов горнодобывающей, металлургической, лесной, деревообрабатывающей, целлюлозно-бумажной промышленности и энергетики. Древесные отходы – отходы лесозаготовительной деятельности и переработки древесины составляют до 40% от биомассы осваиваемой лесосеки (Ливчак и др., 1995). Это сучки, ветки, кора деревьев, откомлевка, вершинник и т.д. Объем образования древесных отходов в РФ составляет 55–60 млн. м<sup>3</sup>/год, однако уровень утилизации их составляет лишь 52,5%. Огромное количество идёт в отходы макулатуры – 3,14 млн.т., уровень утилизации её составляет лишь 33,4%.

Невысокий уровень утилизации и переработки отходов (древесины, стружек, опила, макулатуры) в нашей стране происходит из-за ограниченной возможности финансирования производств и высокой стоимости транспортирования древесных отходов с мест их накопления к местам потребления. Доля вторичного сырья в древесных отходах для топливного цикла, строительных материалов составляет <1–10%, в производстве картона и бумаги доля макулатуры составляет 18%.

Особенностью нашей области в сфере обращения с отходами производства и потребления является то, что при ярко выраженной низкой плотности населения существует большое количество свалок и полигонов ТБО (Региональный доклад ..., 2010, 2011). В Кировской области существует 28 полигонов ТБО и 348 санкционированных свалок. Из них 13 полигонов и 346 свалок эксплуатируются с нарушением природоохранных требований. Кроме того, в области расположено 238 несанкционированных свалок. Всего на этих объектах захоронено более 81 млн. тонн отходов, из которых ТБО составляют более 14 млн. тонн. Анализ динамики образования, использования, обезвреживания и размещения отходов производства и потребления на территории Кировской области позволяет сделать вывод о том, что ежегодное образование отходов на территории области составляет 4,5–4,8 млн. т в год, используется в среднем 67–80% массы образовавшихся отходов. В сравнении с российским показателем данный показатель по Кировской области значительно выше. Среднегодовой объем образования твёрдых бытовых отходов на территории области составляет около 500 тыс. т, в том числе по г. Кирову – 254 тыс.т. (52%). Промышленных отходов образуется в среднем около 1400 тыс. т год, в том числе древесных отходов накапливается более 360 тыс. т.

Растут с каждым годом стоимость земель, отведенных под свалки и надолго выведенных из хозяйственного использования, стоимость противопожарных мероприятий, стоимость обустройства свалок после их закрытия, стои-

мость контроля за состоянием этих объектов – все это должно учитываться при определении стоимости хранения древесных отходов на свалках деревоперерабатывающих предприятий, на несанкционированных свалках в лесных массивах. Данная проблема актуальна для всех стран, например в Германии переработка мусора стала отдельной отраслью экономики, в которой занято свыше 240000 человек, а годовой оборот достигает 40 миллиардов евро. Главный принцип реализуемой системы – кругооборот, увеличивается количество материалов, которые после первого употребления можно переработать и «запустить в оборот», снизить производство материалов однократного использования.

Решить проблему безопасной утилизации древесных отходов, все увеличивающихся с каждым днем, можно двумя путями либо строительством новых полигонов, для которых необходимы значительные, неподъемные для области капиталовложения; либо разработать и внедрить на примере модельного района схему сбора и транспортировки древесных отходов для переработки их у потребителей и в дальнейшем тиражирование данного подхода на всей территории области.

Для решения этой проблемы в 2008 г. в Кировской области была завершена разработка *Концепции обращения с отходами производства и потребления* на 2008–2015 годы, с перспективой развития до 2020 года. Ее целью является повышение эффективности организационной работы и определение стратегии управления в сфере обращения с отходами, в том числе и с древесными отходами.

Одним из основных методов переработки и утилизации чистых древесных отходов является получение строительных материалов, которые могут обрабатываться резанием или отливаться в формы и штамповаться. Таким образом, получают древесно-цементные, древесно-слоистые и древесноволокнистые материалы.

Чистую технологическую щепу используют также в качестве сырья при производстве сульфитной и сульфатной целлюлозы, полуфабриката тарного картона, гидролизного спирта и кормовых дрожжей. Чистые еловые опилки и стружки деревообрабатывающих цехов считают лучшим сырьем для изготовления древесной муки, употребляемой в качестве наполнителя в производстве фенольных пластмасс, линолеума, взрывчатых веществ и пьезотермопластиков.

Особую проблему представляют некондиционные (в т.ч. загрязненные) древесные отходы. Один из путей использования таких отходов – в качестве топлива в котельных, работающих на неподготовленных древесных отходах, древесных брикетах или гранулах.

Брикетирование и гранулирование древесных отходов облегчает транспортировку, улучшает их теплоту сгорания за счет сушки. Брикетты и гранулы («пеллеты») применяют в качестве заводского топлива, а также для снабжения местного населения твердым топливом. Теплота сгорания брикетов хвойной древесины составляет 15500 кДж/кг.

Загрязненные древесные опилки также применяются как вспучивающий материал в процессе производства пористых материалов ячеистого строения – например, керамзита.

Сегодняшнее население Земли – общество суперпотребителей. Подсчитано, что на каждого из нас в год затрачивается 20 тонн сырья, правда, большая часть (97%) идет в отходы. Львиная доля потребления, а значит, и отходов, приходится лишь на несколько десятков развитых стран.

Мусор постепенно становится монстром цивилизации.

С целью оптимизации деятельности по работе с отходами в регионе проведена работа по территориальной оптимизации системы обращения с ТБО. Исследования показали, что к 2015 г. целесообразно наличие на территории области 55 базовых объектов (полигонов и свалок), а остальные свалки будут постепенно выводиться из эксплуатации с последующей рекультивацией их территории. Особого внимания к себе ждут древесные отходы, которые можно переработать и «запустить в оборот», тем самым снизить производство материалов однократного использования.

### **Литература**

Бобович Б. Б. Переработка промышленных отходов. М.: «СП Интермет Инжиниринг», 1999. 445 с.

Бурков Н. А. Прикладная экология. Киров: Вятка, 2005. 272 с.

Гигиенические требования к размещению и обезвреживанию отходов производства и потребления. СанПиН 2.1.7.1322-03. М.: Минздрав РФ, 2004. 15 с.

ГОСТ 30772-2001 Ресурсосбережение. Обращение с отходами. Термины и определения.

Ливчак И. Ф., Воронов Ю. В., Стрелков Е. В. Охрана окружающей среды. М.: Колос, 1995. 265 с.

Региональный доклад. О состоянии окружающей среды Кировской области в 2010, 2011 гг.

Состояние окружающей среды и природоохранная деятельность на территории бывшего СССР – от Стокгольма к Рио. Т. 1. М.: ВНИИ природы Минприроды РФ, 1994. 110 с.

Федеральный закон «Об отходах производства и потребления» № 89 от 4.06.1998.

## **КЛАСТЕРНЫЙ ПОДХОД В ПОВЫШЕНИИ ЭФФЕКТИВНОСТИ ОРГАНИЗАЦИИ ОБРАЩЕНИЯ С ТВЕРДЫМИ БЫТОВЫМИ ОТХОДАМИ**

*И. Ю. Петухова*

*Департамент экологии и природопользования Кировской области*

В настоящее время в Кировской области производится от 1 до 3 кг бытовых отходов на душу населения в день, что составляет сотни тысяч тонн в год. В связи с этим все большее значение приобретают вопросы организации сбора, вывоза и переработки твердых бытовых отходов (ТБО). На сегодняшний день основная масса бытовых отходов поступает на полигоны и свалки для захоронения. Однако с образованием полигонов и свалок в биосферу попадает органический углерод, азот, металлы и другие элементы что обостряет экологические и социальные проблемы региона.

С целью разработки новых подходов к повышению эффективности организации обращения ТБО нами рассмотрен кластерный подход.

Под кластером (англ. *cluster*) мы понимаем сконцентрированную на территории области группу взаимосвязанных компаний: поставщиков специализированных услуг в сфере обращения с ТБО и других организаций, взаимодополняющих друг друга и усиливающих конкурентные преимущества отдельных компаний и кластера в целом. Отличительной чертой кластера, помимо сконцентрированности по географическому признаку группы взаимосвязанных предприятий, является конкуренция и общее направление работы.

Само понятие кластер мы использовали как в целях анализа, так и в целях практической деятельности. В первом случае кластер представляет собой альтернативный отдельному предприятию из сферы или отрасли работы с ТБО объект изучения. Во втором случае кластер является объектом поддержки в рамках стратегий регионального развития, в силу того, что кластеры повышают производительность, инновационность, конкурентоспособность, прибыльность и занятость в находящихся в данном регионе фирмах.

При анализе состава кластера, в ходе первого этапа, необходимо зафиксировать правительственные и иные государственной структуры, влияющие на поведение участников кластера (формирующие правила, нормы, стимулы, от которых зависит характер и интенсивность местной конкуренции).

В ходе второго этапа предполагается определение его ядра. Это несомненно должна быть крупная фирма или группа сходных фирм, от которых по вертикали строятся технологические цепочки взаимосвязанных с ними ниже- и вышестоящих предприятий; затем по горизонтали по отношению к ядру определяются производства, проходящие через общие каналы или создающие побочные продукты и услуги; дополнительные горизонтальные цепочки устанавливаются на базе использования общих факторов производства, технологий и общих поставок.

На третьем этапе необходимо выделение групповых образований внутри кластера, т. е. организаций, обеспечивающих его специализированными навыками, технологиями, информацией, капитал и инфраструктуру – все то, что является основой получения конкурентных преимуществ.

Кластерный подход позволяет выявить новые возможности повышения производительности труда в промышленности без снижения качества оказания услуг и интенсивности (искажения) конкуренции.

Кластеры, будучи межотраслевыми образованиями, усиливают взаимосвязанность, взаимодополняемость отраслей благодаря более быстрому распространению специфических для данного региона (адекватных его особым условиям) технологий, профессиональных навыков, информации и маркетинга (специфические конкурентные преимущества как бы перетекают через предприятия и отрасли).

А это означает ускорение инноваций, что является основой не только для повышения производительности труда, но и для обновления стратегических различий (преимуществ), поддержания динамичной конкуренции.

Улучшая условия развития кластера, государственные органы управления действуют одновременно в интересах многих предприятий данного региона. В

результате месторасположение предприятия (или качество экономической обстановки) становится фактором повышения производительности труда.

Проведенная работа по выделению кластера в сфере обращения с ТБО позволит перейти к разработке принципов кластерной политики в данной сфере. Кластерная политика – деятельность по поддержке кластеров включает в себя: ликвидацию барьеров для инноваций в сфере обращения с ТБО на территории Кировской области; инвестиции в человеческий капитал и физическую инфраструктуру; поддержка географической концентрации связанных фирм.

Обычно кластерная политика рассматривается как альтернатива препятствующих конкуренции мер традиционной «промышленной политики», в рамках которой осуществляется поддержка конкретных предприятий или отраслей. В нашей области эта работа организована в рамках формирования проекта «Создание системы управления отходами потребления и вторичными материальными ресурсами на территории Кировской области».

## **СОСТОЯНИЕ СИСТЕМЫ ОБРАЩЕНИЯ ПРОИЗВОДСТВЕННЫХ И БЫТОВЫХ ОТХОДОВ В РЕСПУБЛИКЕ КОМИ**

*Е. Ю. Платонова<sup>1</sup>, Т. В. Тихонова<sup>2</sup>*

*<sup>1</sup> Сыктывкарский государственный университет,*

*<sup>2</sup> Институт социально-экономических и энергетических проблем*

*Севера Коми НЦ УрО РАН,*

*Dega37@yandex.ru*

Проблема рационального обращения с отходами производства и потребления является острой в связи с возрастанием их объемов, по причине нарастания темпов потребления. Увеличивается и количество отходов, образуемых предприятиями и жилищно-коммунальными хозяйствами.

Для Республики Коми актуальность данной работы обуславливается отсутствием должного понимания и необходимой информации населения республики об инфраструктуре по сбору, переработке, утилизации, хранению или захоронения отходов.

Различают отходы производства и отходы потребления.

Отходы производства – это остатки сырья, материалов, веществ, изделий, предметов, образовавшиеся в процессе производства продукции, выполнения работ (услуг) и утратившие полностью или частично исходные потребительские свойства.

Отходы потребления, к которым относят в основном твердые, порошкообразные и пастообразные отходы (мусор, стеклобой, лом, макулатуру, пищевые отходы, тряпье и др.), образующиеся в результате жизнедеятельности работников предприятия.

Отходы производства и потребления могут включать в себя опасные отходы – отходы, которые содержат вредные вещества, обладающие опасными свойствами (токсичностью, взрывоопасностью, пожароопасностью, высокой реакционной способностью) или содержащие возбудителей инфекционных бо-



лезней, либо которые могут представлять непосредственную или потенциальную опасность для окружающей природной среды и здоровья человека самостоятельно или при вступлении в контакт с другими веществами.

Таблица

**Перечень предприятий, являющихся основными источниками образования отходов на территории Республики Коми в 2010 г.**

№ п/п	Наименование предприятия	Количество образованных отходов, тыс. т
1	ОАО «Воркутауголь»	4283,2
2	ОАО «Монди Сыктывкарский лесопромышленный комплекс»	698,5
3	ОАО «Компания «Интауголь»	444,8
4	ОАО «Шахта «Интауголь»	143,6
5	ООО «ЛУКОЙЛ-Коми»	119,9
6	ОАО «Лесопромышленный комплекс Сыктывкарский лесо-деревообрабатывающий комплекс»	119,3
7	ЗАО «Шахта Воргашорская 2»	85,7
8	ЗАО «Жешартский фанерный комбинат»	69,1
9	ООО «Газпром трансгаз Ухта»	3,9
10	ООО «ЛУКОЙЛ-Северо-Западнефтепродукт» (Северный филиал)»	0,7

По данным администраций муниципальных образований городских округов и муниципальных районов, на территории Республики Коми расположено 197 свалок твердых бытовых отходов. Большинство свалок твердых бытовых отходов, особенно в сельских районах, эксплуатируется с нарушениями требований санитарного и природоохранного законодательства, не имеется разрешительной документации, отводов земельных участков, проектов на объекты, не ведется должный учет захороненных отходов, не проводится мониторинг.

Наибольшее количество твердых бытовых отходов образуется в городах, в которых сосредоточена большая часть населения республики (Сыктывкар, Ухта, Воркута), наименьшее – в Усть-Куломском и Ижемском районах.

В соответствии с решением заседания Межведомственной комиссии по вопросам природопользования и охраны окружающей среды при Экономическом Совете Республики Коми от 3 октября 2008 г., Минприроды Республики Коми совместно с органами местного самоуправления муниципальных образований муниципальных районов и городских округов Республики Коми в 2009 г. проведена инвентаризация объектов размещения отходов производства и потребления, а в 2010 г. – уточнены и обобщены сведения об объемах образования и накопления, составе и объектах размещения данного вида отходов.

Общая площадь объектов размещения отходов (без учета несанкционированных свалок) на территории МО ГО «Сыктывкар» составляет около 280 га (около 2% от площади МО ГО «Сыктывкар»). Средний срок эксплуатации объ-

ектов размещения отходов – более 30 лет. Ни один объект размещения отходов не имеет установленной санитарно-защитной зоны. На стадии согласования находятся проекты СЗЗ полигона ТБО в Эжвинском районе и Дырносе. Отсутствуют санкционированные места размещения отходов в п.г.т. Седкыркеш и п.г.т. Верхняя Максаковка.

Отсутствует централизованный сбор отходов у частного и дачного секторов. Эта проблема частично решается путем внедрения услуги по сбору и транспортированию отходов в специальных маркированных пакетах одной из управляющих компаний.

Сбор и удаление отходов осуществляется по плано-регулярной системе по утвержденному графику в соответствии с заключенными договорами. Основным способом сбора ТБО из домовладений является система несменяемых контейнеров. На территории города установлено более 1200 металлических контейнеров.

Летом 2010 г. вдоль центральных улиц (ул. Коммунистическая, Октябрьский проспект, ул. Советская, ул. Ленина, ул. Интернациональная, ул. Первомайская) было установлено около 50 пластиковых контейнеров объемом 120 л за 2010 г.

Всего по РК работают около 78 организаций по утилизации отходов разных классов. Из них 69 утилизируют лом черных и цветных металлов – III класс опасности для окружающей природной среды (умеренно опасные), а остальные 9 организаций, осуществляющие переработку: аккумуляторов свинцовых отработанные неповрежденные, с не слитым электролитом, масла моторные отработанные, мусор строительный от разборки зданий, стеклянные отходы, отходы бумаги и картона, составляющие II–V класс опасности для окружающей природной среды (высокоопасные – практически неопасные отходы).

Например, ООО СПАСФ «Природа» осуществляет переработку жидких и твердых нефтесодержащих отходов, образующихся в результате деятельности крупных предприятий (ТПП «ЛУКОЙЛ-Усинскнефтегаз», ООО «ЛУКОЙЛ-Коми», ОАО «Северные магистральные нефтепроводы» и др.).

ООО «Шротт» является крупнейшим предприятием по сбору вторичного сырья в Республике Коми. На долю предприятия приходится около 40 % всего отгружаемого с территории Республики Коми лома черных металлов. ООО «Шротт» проводит экологические лотереи и розыгрыши призов среди наиболее активных сдатчиков металлолома.

ООО «ВЕЛДАС-ЭМ» осуществляет утилизацию отработанных крышек, люминесцентных ламп, свинцовых аккумуляторов, синтетических и минеральных масел, шлама очистки трубопроводов и емкостей, электрического оборудования и приборов, потерявших свои потребительские свойства, отходов бумаги и картона.

В Воркуте решена проблема утилизации ртутьсодержащих люминесцентных ламп. ООО «Экология», закупившее установку, с апреля 2008 г. по декабрь 2009 г. приняло на демеркуризацию более 150 тыс. ламп.

ООО «Управляющая компания «Эко-технологии» оказывает комплекс услуг по вывозу и размещению ТБО на свалках (полигонах). Одним из нов-

шеств в работе компании можно назвать применение инновационной системы глобального позиционирования (GPS). Данная система позволяет повысить качество исполняемых услуг путем отслеживания и контроля за рабочими графиками в режиме реального времени.

ОАО «Комитекс» осуществляет сбор и утилизацию пластиковых ПЭТФ-бутылок и производство полиэфирного волокна; ООО «Фасад-плюс» – сбор и переработку отходов полиэтилена, полипропилена; ООО «Аккумулятор» – сбор и передачу на переработку отработанных аккумуляторов.

ООО «Сыктывкарский фанерный завод» провело инвентаризацию отходов на своем предприятии, ввело стандарт предприятия «Обращение с отходами», осуществляет отдельный сбор отходов, большую часть отходов использует для производства ДСП и получения энергии.

Как правило, эти организации работают с юридическими лицами, а не с физическими.

Таким образом, проблема обращения отходов актуальна по причине быстрого роста темпа потребления и промышленного производства, следовательно увеличение количества образования техногенных, так и бытовых отходов. Чтобы свести количество отходов к минимуму, нужно их вовлекать во вторичные технологические процессы или полностью утилизировать, а также необходимо стимулировать отечественного производителя для того, чтобы соответствовать мировым стандартам.

#### **Литература**

Тимонин А.С. Инженерно-экологический справочник. Калуга: Издательство Н. Бочкаревой, 2003. Т. 3. 1024 с.

Доклад об экологической ситуации в Республике Коми (<http://protown.ru/-russia/obl/articles/7316.html>)

Ежегодные государственные доклады о состоянии окружающей природной среды Республики Коми с 2001–2010 годы ([http://www.agiks.ru/gos\\_doklad.aspx](http://www.agiks.ru/gos_doklad.aspx))

О состоянии окружающей природной среды Республики Коми в 2009 год государственный доклад ([http://agiks.ru/data/gosdoklad/gd2009/h10\\_1.htm](http://agiks.ru/data/gosdoklad/gd2009/h10_1.htm))

Показатели эффективности деятельности органов местного самоуправления городского округа «Сыктывкар раздел. «Организация сбора, вывоза, утилизации и переработки бытовых и промышленных отходов, благоустройства и озеленение территории, освещение улиц» (<http://www.syktvkar.komi.com/content/view/5689/>)

### **ОЦЕНКА ИНТЕНСИВНОСТИ РУСЛОВЫХ ПРОЦЕССОВ р. ВЯТКА ПО ДАННЫМ ДИСТАНЦИОННОГО ЗОНДИРОВАНИЯ ЗЕМЛИ**

*Т. А. Адамович, Г. Я. Кантор, Т. Я. Ашихмина  
Лаборатория биомониторинга Института биологии  
Коми ИЦ УрО РАН и ВятГГУ, ecolab2@gmail.com*

Спутниковые методы исследования природных ресурсов Земли и окружающей среды позволяют изучать водность рек и береговые процессы. Снимки дают представление о типах окружающих ландшафтных зон, строении рельефа местности и структуре речных систем. Пространственно-временные характери-

стики ландшафтов разных регионов служат основой экологического мониторинга, анализа состояния и динамики активно развивающихся экосистем речных долин. Использование космической информации позволяет уточнять морфологические границы этих изменчивых объектов (Смирнова и др., 2011; Синуков и др., 2008).

На основе данных дистанционного зондирования земной поверхности проведен анализ динамики русловых процессов на участке р. Вятка в районе объектов ОАО «Кирово-Чепецкий химический комбинат». Река Вятка течет в Европейской части России. Её полная протяженность составляет 1314 км, площадь бассейна 129 тыс. км<sup>2</sup>. До г. Кирова длина реки составляет 600 км, а площадь водосбора – 47,5 тыс. км<sup>2</sup>. Ширина реки 250–440 м, глубина 2–3,5 м, средняя скорость течения 0,5 м/сек. Вятка – равнинная река, текущая, большей частью, в широкой долине с пологими склонами. Питание реки, главным образом, снеговое.

Проведено дешифрирование космических снимков с целью локализации водных объектов, точного проведения границ раздела «вода — суша». При этом использовались некоторые особенности отображения водной поверхности на снимках: в ближнем инфракрасном диапазоне отражательная способность воды ниже, чем в видимом. В водной массе р. Вятки присутствует значительное количество взвешенных органических и минеральных частиц, что приводит к разнообразию отраженных яркостей внутри акватории водоема, к «размыванию» береговой линии и, соответственно, к усложнению процесса дешифрирования.

В результате дешифрирования космических снимков в период паводка 28.04.2008 г. и период межени 16.08.2007 г. была дана оценка долины реки Вятка в районе Кирово-Чепецкого химического комбината, г. Кирова и Оричевском районе (рис.).

Затапливаемая территория в районе КЧХК относительно небольшая, например, по сравнению с территорией Оричевского района, где ширина поймы превышает 10 км.

Сравнение снимков, снятых в меженный период разных лет позволяет оценить интенсивность русловых процессов р. Вятки. В процессе анализа космических снимков за период 1992–2002 гг. выявлено постепенное сокращение обводненной территории: в 1,8 раз сократилась площадь, занимаемая рекой. Причинами данных изменений могут служить сведение лесов в верховьях р. Вятки, резкое снижение объема гидротехнических работ на р. Вятка.

Выявлены зоны аккумуляции и размыва берегов р. Вятки в районе КЧХК за период 1992–2002 гг. По результатам дешифрирования космических снимков за 10 лет наблюдается смещение береговой линии р. Вятки. Это происходит в результате размыва высокого коренного берега, сложенного коренными пермскими глинами, что может быть связано с уничтожением естественной растительности, несоблюдении противоэрозионных мероприятий, а также природными условиями района исследования.



Рис. Территория затопления в период паводка в районе г. Кирово-Чепецка, г. Кирова, Оричевского района по данным космической съемки спутника SPOT-5 от 28.04.2008. Разрешение 10 м

Результаты исследований подтверждают, что в районе объектов КЧХК природный комплекс сильно преобразован и представляет собой нарушенную природно-техногенную систему. Можно прогнозировать скорость размыва берегов, что является важным для проектирования строительства. Таким образом, по результатам дешифрирования данных дистанционного зондирования в районе Кирово-Чепецкого комбината за период 1992–2002 гг. выявлено постепенное сокращение обводненной территории для исследуемого участка р. Вятки, установлены зоны аккумуляции и смещения береговой линии. Доказано, что космические изображения позволяют фиксировать многолетние, сезонные и эпизодические изменения в положении береговой линии за счет колебания уровня реки Вятка, динамику осушения береговой зоны, области развития аккумулятивных процессов. Геоэкологический анализ с использованием аэрокосмических методов облегчает решение проблем дистанционно-картографического обеспечения экологического мониторинга. Динамика медленно развивающихся процессов и прогноз их развития должен проводиться путем анализа материалов периодических съемок.

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

#### Литература

Синюков В. И., Глухов В. А., Рыбас О. В., Машинов В. И., Ким В. И., Бердников Н. В. Особенности динамики русловых процессов Хабаровского водного узла // Тихоокеанская геология. Т. 27. 6, 2008. С. 92.

Смирнова Т. О., Адамович Т. А., Ашихмина Т. Я. Методы картографирования в комплексной оценке поверхностных водных объектов техногенно-нарушенных территорий // Экология родного края: проблемы и пути их решения. Материалы Всерос. молодежной науч.-практ. конф. 26–27 апреля 2011 г. Киров: ООО «Лобань», 2011. С. 86–87.

## ОРГАНИЗАЦИЯ СИСТЕМЫ ПРОИЗВОДСТВЕННОГО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА АТМОСФЕРНОГО ВОЗДУХА В ПРОМЫШЛЕННОЙ ЗОНЕ ОБЪЕКТА «МАРАДЫКОВСКИЙ»

*Ю. В. Новойдарский*

*Объект по хранению и уничтожению химического оружия «Марадыковский»,  
Вятский государственный гуманитарный университет*

В соответствии с ФЗ «О промышленной безопасности опасных производственных объектов» объекты по хранению и уничтожению химического оружия (ХУХО) относятся к категории опасных производственных объектов, на которых перерабатываются (уничтожаются) высокотоксичные вещества, а также вещества, представляющие опасность для работающего персонала, населения, а также окружающей среды (ОС) (Федеральный закон ..., 1997).

Применение на объектах УХО современных технологических решений по уничтожению отравляющих веществ, а также автоматизированных систем контроля за параметрами технологического процесса значительно сокращает негативное воздействие на окружающую среду, в том числе, на атмосферный воздух рабочих помещений и территории промышленной зоны, в СЗЗ и ЗЗМ (Федеральный закон ..., 1999).

Для эффективного проведения всех видов контроля и мониторинга разработаны и утверждены Главным государственным санитарным врачом РФ гигиенические нормативы (стандарты безопасности) содержания отравляющих веществ (ОВ) и других контролируемых показателей в объектах окружающей среды (атмосферный воздух, вода водоемов, почва), в также в воздухе производственных помещений и на поверхностях технологического оборудования и кожи (ГН 2.2.5.1313-03; ГН 2.1.6.1372-03; ГН 2.2.5.1314-03).

Гигиенические нормативы строго регламентируют процесс уничтожения химического оружия.

Система производственного экологического мониторинга в обеспечении соблюдения данных нормативов включает контроль воздуха рабочих помещений и промышленной зоны объекта.

Мониторинг воздуха рабочей зоны предусматривает:

– санитарно-гигиенический контроль, для проведения которого устанавливаются газоанализаторы типа ГСБ-М с нижним пределом обнаружения ОВ на уровне ПДК<sub>р,з</sub>;

– контроль чистоты поверхностей технологического оборудования и средств индивидуальной защиты кожи, который достигается методом экспресс-анализа с использованием тест-наборов, а также проведением смывов с поверхностей технологического оборудования и последующим их анализом в лаборатории;

– контроль эффективности очистки, для проведения которого устанавливаются газоанализаторы с нижним пределом обнаружения ОВ на уровне ПДК<sub>р,з</sub> в выбросах из систем вентиляции производственных помещений;

– аварийный контроль (контроль опасных концентраций содержания ОВ) в производственных помещениях с использованием газосигнализаторов типа «ИП-100».

Отбор проб атмосферного воздуха в промышленной зоне объекта проводится с использованием пленочного сорбента и/или поглотительных приборов (барботеров) с различными абсорбентами.

На территории промышленной зоны предусмотрены следующие места отбора проб воздуха: по периметрам территорий промышленной зоны, участка хранения отходов и зон инженерной инфраструктуры; перед воздухозаборными устройствами приточных вентиляционных систем; на промышленной площадке в застойных зонах и зонах аэродинамической тени.

Предусмотренная система пробоотбора позволяет: постоянно получать оперативную информацию о безопасном содержании ОВ, продуктов их детоксикации и общепромышленных загрязнителей в контролируемых зонах Объекта; оценивать и прогнозировать изменения состояния ОС на промышленной площадке Объекта; предупреждать, в случае необходимости, о создающихся критических ситуациях, вредных или опасных для здоровья людей и ОС.

Установленные в Российской Федерации предельно допустимые концентрации ОВ в воздухе рабочей зоны Объекта ХУХО (ПДК<sub>р.з.</sub>) являются самыми жесткими в мире. Значения указанных гигиенических нормативов составляют: для зарина –  $2 \cdot 10^{-5}$  мг/м<sup>3</sup>, для зомана –  $1 \cdot 10^{-5}$  мг/м<sup>3</sup>, для ОВ типа Ви-икс –  $5 \cdot 10^{-6}$  мг/м<sup>3</sup>.

Эти величины и определяют порог чувствительности, используемых на Объекте в системе ПЭМ, отечественных автоматических приборов газоаналитического контроля загрязнения воздуха рабочей зоны парами ОВ. При этом приборы обеспечивают санитарно-гигиенический контроль загрязнения воздуха рабочей зоны парами ОВ с нижним пределом обнаружения на уровне 1 ПДК<sub>р.з.</sub>; аварийный контроль загрязнения воздуха рабочей зоны Объекта парами ОВ с чувствительностью на уровне 100–1000 ПДК<sub>р.з.</sub>.

Другим основным требованием, предъявляемым к автоматическим приборам газоаналитического контроля, является их высокая специфичность. Приборы должны обеспечивать требуемую чувствительность (определять или сигнализировать о наличии ОВ) при наличии в воздухе мешающих примесей, которые могут появиться в воздухе при реализации технологического процесса уничтожения химического оружия, в том числе и при возникновении аварийной ситуации.

Количественно оценка специфичности выражается отношением концентрации определяемого ОВ к концентрации мешающей примеси. Для большинства мешающих технологических примесей эта величина составляет  $10^{-3}$ – $10^{-4}$  ед. К таким примесям в первую очередь относятся общепромышленные загрязняющие вещества – оксиды азота и серы.

С целью определения перечня примесей, образующихся при уничтожении фосфорорганических отравляющих веществ (ФОВ), а также диапазона создаваемых ими концентраций, был проведен эксперимент по масштабированию

технологических процессов уничтожения зарина, зомана и ОВ типа Ви-икс. Эти данные приведены в табл.

Таблица

**Перечень технологических примесей и диапазон создаваемых ими концентраций при реализации технологических процессов уничтожения ФОВ**

№	Наименование технологической примеси	Диапазон создаваемых концентраций, мг/м <sup>3</sup>
1	Изопропиловый спирт	2–8
2	Изобутиловый спирт	2–8
3	Пинаколиновый спирт	2–8
4	N-метилпирролидон	$(0,8-1,2) \cdot 10^{-1}$
5	N,N-диэтиламиноэтилмеркаптан	0,1–0,5
6	Моноэтаноламин	0,1–0,4
7	O-изопропилметилфосфонат	$(5-9) \cdot 10^{-2}$
8	O-пинаколилметилфосфонат	$(5-9) \cdot 10^{-2}$
9	O-изобутилметилфосфонат	$(5-9) \cdot 10^{-2}$
10	O,O'-диизопропилметилфосфонат	$(5-9) \cdot 10^{-2}$
11	O,O'-дипинаколилметилфосфонат	$(5-9) \cdot 10^{-2}$
12	O-метил-O'-изобутилметилфосфонат	$(5-9) \cdot 10^{-2}$

Эти примеси отнесены к категории технологических при уничтожении химического оружия на основе ФОВ.

Концепцией метрологического обеспечения определены требования к быстродействию приборов газоаналитического контроля. Время от начала процесса индикации до появления сигнала о наличии в воздухе ОВ на уровне 1 ПДКр.з. не должно превышать 10–15 минут (при проведении контроля зараженности воздуха на уровне санитарно-гигиенических нормативов), а на уровне 100-1000 ПДКр.з. – нескольких секунд (при проведении аварийного контроля).

Время от появления аналитического эффекта до момента, когда прибор будет вновь готов к контролю, не превышает времени быстродействия.

К техническим показателям приборов относится возможность управлять приборами с автоматизированных рабочих мест, возможность прибора передавать постоянно или по запросу в каналы связи информацию об измеряемых количественных показателях содержания ОВ в воздушной среде и определять другие показатели.

Разработанный и введенный в эксплуатацию на Объекте ХУХО комплекс ПЭМ, при уничтожении ХО, позволяет в полной мере решать задачи по контролю экологической обстановки, информационную поддержку в принятии управленческих решений по охране ОС и здоровья людей занятых в процессе уничтожения химического оружия.

**Литература**

ГН 2.2.5.1313-03. Гигиенические нормативы. Предельно допустимые концентрации (ПДК) вредных веществ в воздухе рабочей зоны.

ГН 2.2.5.1314-03. Гигиенические нормативы. Ориентировочные безопасные уровни воздействия (ОБУВ) вредных веществ в воздухе рабочей зоны.



ГН 2.1.6.1372-03. Гигиенические нормативы Атмосферный воздух и воздух закрытых помещений, санитарная охрана воздуха. Гигиенические нормативы ориентировочных безопасных уровней воздействия (ОБУВ) загрязняющих веществ в атмосферном воздухе населенных мест и зонах защитных мероприятий объектов по уничтожению химического оружия.

Федеральный закон от 21 июля 1997 г. № 116-ФЗ «О промышленной безопасности опасных производственных объектов».

Федеральный закон от 4 мая 1999 г. № 96-ФЗ «Об охране атмосферного воздуха».

## **ПРОИЗВОДСТВЕННЫЙ КОНТРОЛЬ ВЫБРОСОВ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ ПРИ УТИЛИЗАЦИИ РЕАКЦИОННЫХ МАСС НА ОБЪЕКТЕ «МАРАДЫКОВСКИЙ»**

*Ю. В. Новойдарский<sup>1,2</sup>, Т. Я. Ашихмина<sup>2,3</sup>*

<sup>1</sup> *Объект по хранению и уничтожению химического оружия «Марадыковский»,*

<sup>2</sup> *Вятский государственный гуманитарный университет, ecolab@vshu.kirov.ru*

<sup>3</sup> *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН*

Контроль за содержанием загрязняющих веществ в выбросах в атмосферный воздух на объекте «Марадыковский» (далее Объект) обеспечивается как в автоматическом, так и в плановом периодическом режиме по утверждённой программе производственного контроля и мониторинга. На Объекте имеется 126 источников выделения и 47 источников выбросов загрязняющих веществ, 40 из которых – организованные.

Одним из таких источников выброса является установка для утилизации реакционных масс, образующихся при детоксикации фосфорорганических веществ. В состав установки входит блок очистки газовых выбросов, который должен обеспечивать снижение концентраций вредных примесей, содержащихся в отходящих от плазмотермической печи дымовых газах, до уровней, соответствующих санитарным требованиям.

При разработке данной системы очистки должны учитываться ранжированные по средам перечни загрязняющих веществ, образующихся в процессе эксплуатации Объекта и контролируемых в объектах окружающей среды. Ранжирование перечня загрязняющих веществ проводится в соответствии с положениями общероссийских нормативных документов. В случае отсутствия нормативной базы ранжирование перечня загрязняющих веществ осуществляется с учетом опасных свойств контролируемых веществ, а также известных закономерностей их распространения и химического превращения в различных средах.

Обоснованный таким образом перечень общепромышленных загрязнителей, подлежащих контролю и мониторингу в атмосферном воздухе в районе расположения Объекта, представлен в таблице 1.

Таблица 1

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

№ п/п	Наименование ЗВ (определяемый параметр)	Критерий контроля ОБУВ, мг/м <sup>3</sup>	Класс опасности
1	Азота диоксид	0,2	2
2	Азота оксид	0,4	3
3	Углерода оксид	5,0	4
4	Серы диоксид	0,5	3
5	Углеводороды	50	не имеет
6	Взвешенные вещества	0,5	не имеет

Контроль за общепромышленными загрязняющими веществами, выбрасываемыми, вместе с дымовыми газами, с установки уничтожения реакционных масс проводится не только инструментальными методами, но и автоматическими датчиками контроля (Технологический регламент), расположенными в дымовой трубе отводящей газы от плазмотермической печи (источник выброса), уже несколько лет. По результатам измерений содержания общепромышленных загрязняющих веществ в газовых выбросах от плазмотермической печи, представленных в таблице 2, видно, что концентрации контролируемых веществ изменяются в незначительных пределах и не превышают значений установленных нормативов для атмосферного воздуха.

Таблица 2

**Усреднённые результаты измерений с автоматических датчиков контроля  
за общепромышленными загрязняющими веществами  
на источнике выброса**

№ п/п	Наименование ЗВ	Среднегодовая концентрация мг/м <sup>3</sup>					
		2006	2007	2008	2009	2010	2011
1	Азота оксид	0,015	0,03	0,01	0,01	0,013	0,01
2	Азота диоксид	0,015	0,02	0,00	0,00	0,00	0,01
3	Углеводороды	1,39	2,16	1,64	1,28	1,56	1,48
4	Углерода оксид	0,28	0,37	0,43	0,38	0,33	0,41
5	Серы диоксид	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01
6	Взвешенные вещества	0,13	0,14	0,09	0,15	0,08	0,09

Измерения за несколько лет свидетельствуют о том, что количество выбрасываемых в атмосферный воздух с газами общепромышленных загрязняющих веществ от плазмотермической печи не превышает пределов установленных критериев контроля по ним.

Таким образом, проводимые многолетние анализы показали, что блок очистки газовых выбросов отходящих от плазмотермической печи обеспечивает снижение концентраций вредных примесей, содержащихся в отходящих от печи дымовых газах, до уровней, соответствующих санитарным требованиям.

**Литература**

ГН 2.1.6.1372-03. Гигиенические нормативы Атмосферный воздух и воздух закрытых помещений, санитарная охрана воздуха. Гигиенические нормативы ориентировочных безо-

пасных уровней воздействия (ОБУВ) загрязняющих веществ в атмосферном воздухе населенных мест и зонах защитных мероприятий объектов по уничтожению химического оружия.

Технологический регламент процесса контроля выбросов на печах (контролируемые показатели, периодичность контроля, метрологические характеристики средств контроля, генерируемые отчетные формы).

## **РЕАЛИЗАЦИЯ СИСТЕМЫ ГОСУДАРСТВЕННОГО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА НА ОБЪЕКТЕ УНИЧТОЖЕНИЯ ХИМИЧЕСКОГО ОРУЖИЯ В КИРОВСКОЙ ОБЛАСТИ**

*С. А. Менялин<sup>1</sup>, Т. Я. Ашихмина<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> *Региональный центр государственного экологического контроля и мониторинга по Кировской области,*

<sup>2</sup> *Лаборатория биомониторинга Института биологии  
Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ, ecolab@vshu.kirov.ru*

Государственный экологический мониторинг окружающей среды в СЗЗ и ЗЗМ объекта УХО в пос. Мирный Кировской области осуществлялся в соответствии с «Программой (Порядком) проведения государственного экологического мониторинга окружающей среды в санитарно-защитной зоне и зоне защитных мероприятий объекта УХО в пос. Мирный Кировской области в 2012 году» и Планом-графиком работ по обеспечению государственного экологического мониторинга, согласованными с ФГУ «Кировский центр по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды» и Управлением федеральной службы по надзору в сфере природопользования по Кировской области.

Объектами экологического мониторинга являлись атмосферный воздух, вода природная (поверхностная и подземная), почва, донные отложения. В таблице представлены данные по проведению экологического мониторинга природных сред.

Таблица

### **Количество отслеживаемых показателей, число проб и компонентоопределений в 2012 г.**

Объекты исследования	Кол-во отслеживаемых показателей	Отобрано проб	Проведено компонентоопределений
Мониторинг атмосферного воздуха	17	451	487
Поверхностные воды р. Погиблицы (водоприёмник сточных вод)	16	8	170
Мониторинг поверхностных вод других водных объектов	14	13	204
Вода эксплуатационных скважин	11	16	176
Вода колодцев	17	4	72
Состояние почв на территории СЗЗ и ЗЗМ	11	63	859
Мониторинг донных отложений	9	13	118
Мониторинг атмосферных осадков (снег)	13	45	736

Отравляющие вещества и продукты их деструкции в исследованных пробах атмосферного воздуха, воды природной, почвы и донных отложений не обнаружены. Содержание общепромышленных загрязняющих веществ в контролируемых пробах атмосферного воздуха без превышений установленных нормативов и «фоновых» показателей. По результатам экотоксикологического анализа пробы атмосферного воздуха, почвы, воды природной и донных отложений не оказывают острого токсического действия.

В пробах воды р. Погиблицы на расстоянии 500 м ниже сброса хозяйственно-бытовых сточных вод обнаружено превышение установленных нормативов (ПДК р.х.) по содержанию железа растворённого в 5,9 и 5,8 раза; взвешенных веществ в 1,57 и 1,43 раза; по ХПК в 1,27 раза. В пробах воды реки Погиблицы на расстоянии 500 м выше сброса хозяйственно-бытовых сточных вод обнаружено превышение ПДК р.х. по содержанию железа растворённого в 7,2 и 6,4 раза; по ХПК в 1,27 раза. Отмеченные превышения нормативов имели место, как до начала работы объекта, так и в течение ряда лет его эксплуатации. По результатам анализа на хроническую токсичность проб природной поверхностной воды из р. Погиблицы до и после сброса хозяйственно-бытовых сточных вод, установлена хроническая токсичность с использованием тест-объекта *Ceriodaphnia affinis* по стимуляции плодовитости тест-культуры в обоих створах. Выявленный хронический токсический эффект одновременно в фоновом и контрольном створах указывает на отсутствие влияния хозяйственно-бытовых сточных вод с очистных сооружений пос. Мирный и объекта УХО на общую токсикологическую характеристику воды р. Погиблицы.

Превышения «фоновых» показателей в пробах воды природной поверхностной по содержанию фосфора общего отмечены в точке № 129 (р. Холуница, створ д. Смолиха) – в 1,33 раза и в точке № 142 (р. Молома, створ д. Омеличи) – в 1,74 раза. Превышен «фоновый» показатель по содержанию взвешенных веществ в пробах воды в точке: № 055 (р. Вятка, створ у Зоны международной инспекции) – в 1,28 раза. Превышения по содержанию фосфора общего и взвешенных веществ в пробах поверхностных вод незначительные, что можно объяснить естественными природными процессами.

Отмечены превышения «фоновых» показателей в пробах почвы по содержанию фосфора общего в точке № 055 (на расстоянии в 4,04 км от объекта УХО в направлении север-северо-запад) – в 4,95 раза; в точке № 071 (на расстоянии в 5,8 км от объекта УХО в направлении север-северо-восток) – в 1,89 раза; в точке № 082 (на расстоянии в 6,73 км от объекта УХО в северном направлении) – в 3,32 раза; в точке № 126 (на расстоянии в 12,04 км от объекта УХО в восточном направлении) – в 1,3 раза. Полученные величины концентрации фосфора общего (3,0 – 21,9 мг/кг) находятся в пределах его содержания в глинистых почвах.

Превышения установленных нормативов по содержанию мышьяка в пробах почвы отмечены в точке № 053 (на расстоянии в 2,41 км от объекта УХО в направлении север-северо-запад) – в 4,1 раза, а также в точке № 124 (на расстоянии в 12,05 км от объекта УХО в направлении север-северо-восток) – в

1,55 раза. Повышенные концентрации мышьяка в точке № 53 отмечались и ранее до начала работы объекта УХО.

В ходе изучения состава донных отложений выявлено превышение «фоновой» концентрации по содержанию мышьяка в точке № 131 (р. Б. Холуница, створ д. Поздяки, на расстоянии 14,72 км от объекта УХО в юго-восточном направлении) – в 3,14 раза и в 4,64 раза и в точке № 142 (р. Молома, створ д. Омеличи, на расстоянии 11,22 км от объекта УХО в западном направлении) – в 1,63 раза.

Отмечено превышение предельно допустимой концентрации по содержанию фторид-ионов в пробах воды из эксплуатационной скважины № 32573 э.скв, где содержание фторид-ионов превышает ПДК в 1,39 раза. В районе размещения объекта УХО (пос. Мирный Кировской области) для подземных вод характерно повышенное природное содержание фторид-ионов, так, например, в скважине № 32573 э.скв (д. Быстряги Оричевского района) превышение по данному показателю наблюдается в течение 5 лет.

Таким образом, проведение на постоянной основе государственного экологического мониторинга природных сред в районе расположения объекта УХО в пос. Мирный Кировской области позволяет зафиксировать наметившиеся изменения в природном комплексе. Однако, следует отметить, что отклонения данных показателей от значений фона незначительны, следовательно, объект по уничтожения химического оружия работает в штатном режиме.

## **БИОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ НА ТЕРРИТОРИИ СЗЗ И ЗЗМ ОБЪЕКТА «МАРАДЫКОВСКИЙ» В КИРОВСКОЙ ОБЛАСТИ**

*Е. А. Домнина<sup>1</sup>, Т. Я. Ашихмина<sup>1,2,3</sup>, С. А. Менялин<sup>2</sup>,  
С. Ю. Огородникова<sup>1,3</sup>, И. В. Панфилова<sup>2</sup>, Т. И. Кочурова<sup>2</sup>, С. В. Пестов<sup>3</sup>*

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

<sup>2</sup> *Региональный центр государственного экологического контроля и мониторинга по Кировской области,*

<sup>3</sup> *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН*

В 2012 г. в соответствии с Программой (Порядок) оказания услуг по обеспечению государственного мониторинга растительного и животного мира в СЗЗ и ЗЗМ объекта по хранению и уничтожению химического оружия в пос. Мирный Кировской области были продолжены работы по изучению состояния природного комплекса.

Использование информативных видов-биоиндикаторов: растений, грибов, лишайников, представителей животного мира, различных методов биологического мониторинга позволяет комплексно оценить состояние природных сред и объектов, сделать выводы о состоянии окружающей природной среды в районе действующего уже более 6 лет объекта по уничтожению химического оружия в пос. Мирный Кировской области.

Состояние атмосферного воздуха в рамках Программы биологического мониторинга оценивалось методами лишеноиндикации и по комплексу показа-

телей хвойных (сосны обыкновенной). Полученные результаты исследований свидетельствуют, что атмосферный воздух в СЗЗ и ЗЗМ объекта УХО относится ко II классу достаточно чистый и загрязненный. На четырех участках, расположенных на территории СЗЗ в радиусе до 1 км от объекта (№ 019, 034, 045, 046) состояние атмосферного воздуха классифицируется как III–IV класс. По сравнению с 2011 г. на двух из них (на участках 034 и 045) произошло ухудшение чистоты атмосферного воздуха.

Проводилось изучение содержания общего фосфора в пробах эпифитного лишайника *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. Установлено повышенное содержание фосфора на всех исследуемых в 2012 г. участках по сравнению с фоновым № 112 участком мониторинга. Сравнение данных содержания общего фосфора в хвое сосны обыкновенной в 2012 г. с результатами 2011 г. показывает увеличение значений данного показателя. Повышение содержания общего фосфора зафиксировано на трёх участках (№ 008, 019, 045), расположенных на востоке и юг-юго-западе соответственно. Стабильно высокое содержание фосфора проявляется на участках № 004, 025, 028, 034, расположенных в СЗЗ объекта УХО.

В рамках программы экологического мониторинга в течение ряда лет проводится гидробиологический мониторинг поверхностных водных объектов на примере р. Погиблицы. Полученные результаты свидетельствуют о том, что по значениям биотического индекса Вудивисса вода на всех станциях характеризуется вторым классом качества (чистые). По значениям олигохетного индекса Гуднайта и Уитлея вода на станциях № 066 и 159 – нижний створ – характеризуется как чистая, на ст. № 066-1 – умеренно загрязненная, 159-1 – верхний створ – загрязненная. Однако значение олигохетного индекса на ст. 159-1 снизилось по сравнению с 2011 г. и достигло уровня 2010 г., что можно отметить как положительное изменение.

Индекс Балускиной характеризует воды на всех станциях как умеренно загрязнённые. Данный показатель наиболее полно отражает изменения структурных характеристик зообентоса под влиянием антропогенного фактора. С использованием индекса Шеннона оценивалось видовое разнообразие биоценозов р. Вятка и р. Погиблицы. Наиболее низкие значения получены для станции, расположенной ниже коллектора сброса сточных вод (159). Это может свидетельствовать об упрощении структурной организации донных биоценозов исследуемой реки.

В целом по результатам биоиндикационной оценки воды исследуемых станций, в основном, отнесены к классам чистых и умеренно загрязнённых.

Оценивалось состояние почв по активности почвенных ферментов. На основании изучения динамики каталазы по годам выявлены участки № 013, 019, 047, 059, 060, на которых активность фермента варьирует значительно. На фоновом участке № 112, который максимально удален от объекта УХО активность каталазы по годам стабильна. По результатам изучения динамики уреазы за два последних года выявлено 5 участков (013, 017, 019, 047, 059, где активность фермента варьирует значительно. Таким образом, сравнение результатов исследования активности почвенных ферментов позволило выявить четыре

участка № 013, 019, 047, 059, на которых активность и каталазы и уреазы варьирует значительно.

Изучение состояния фитоценозов проводилось на всей территории СЗЗ и ЗЗМ объекта. Полученные данные свидетельствуют о том, что компоненты лесных насаждений имеют нормальное развитие, соответствующее конкретным лесорастительным условиям и возрастному состоянию древостоев, а их биологическое и санитарное состояние на большинстве участков является хорошим. Ухудшение санитарного состояния сосны и ели наблюдалось на участке № 013 (усыхание и опадение хвои, оголение части веток), так как в течение 2010–2011 гг. около участка мониторинга вырублена часть лесополосы, отделяющая его от железной дороги и на участке № 019, где произведено осветление лесного массива.

Полученные результаты по анализу пыльцы сосны обыкновенной в районе СЗЗ и ЗЗМ объекта по уничтожению химического оружия позволяют сделать заключение, что на всех исследованных участках встречены аномально развитые пыльцевые зерна сосны обыкновенной. Наибольший процент отклонений зафиксирован на участках, расположенных по всем сторонам горизонта на удалении 1–2 км от объекта УХО. На всех участках мониторинга, в том числе и на фоновом, по сравнению с результатами, полученными в 2011 г., выявлено увеличение процента abortивных пыльцевых зерен, что может быть результатом неблагоприятных климатических условий в период микроспорогенеза.

На основании многолетних исследований пигментного комплекса растений, произрастающих в СЗЗ и ЗЗМ объекта по уничтожению химического оружия можно сделать вывод о наметившихся изменениях в состоянии фотосинтетического аппарата. Наибольшие изменения выявлены в пигментном комплексе растений, произрастающих на участках мониторинга, расположенных вблизи объекта: 005, 009, 010, 019, 028, 035 и 060. Следует отметить, что изменения в содержании и соотношении пигментов в листьях растений, отобранных с участков 005, 009, 019, 028 и 060, выявляются нами уже на протяжении ряда лет. В листьях растений, которые произрастают на фоновых участках состояние пигментного комплекса стабильно и изменений в пигментном фонде по годам не происходит.

Повреждение листьев растений насекомыми в целом можно оценить как незначительное. Это влияние наиболее проявляется на участках непосредственно примыкающих к объекту. Антропогенные факторы воздействуют на развитие повреждения листьев древесных растений опосредованно, через изменение структуры фитоценозов. Среди антропогенных факторов ведущее значение имеют рекреация и лесопользование.

Результаты обследования видового состава позвоночных животных, плотности популяций видов, внесенных в программу экологического мониторинга территории СЗЗ и ЗЗМ объекта в 2012 г. не выявляют значимых отличий, полученных при обследовании в 2007–2011 гг.

Видовой состав насекомых на исследованной территории типичен для подзоны южной тайги. Факторами влияющими на видовой состав и числен-

ность отдельных групп насекомых являются фитоценоотические условия. Изменения таксономической и трофической структуры энтомофауны в целом в ЗЗМ объекта по уничтожению химического оружия не носят направленного характера и объясняются колебаниями природных абиотических факторов в районе исследования.

Проведённые исследования в рамках биологического мониторинга на территории СЗЗ и ЗЗМ позволяют выявить наметившиеся тенденции изменения природного комплекса вблизи объекта на территории СЗЗ и отсутствие изменений на территории ЗЗМ объекта уничтожения химического оружия в пос. Мирный Кировской области.

## **ИЗМЕНЧИВОСТЬ ПОКАЗАТЕЛЯ ФЛУКТУИРУЮЩЕЙ АСИММЕТРИИ ЛИСТЬЕВ БЕРЕЗЫ ПОВИСЛОЙ**

*А. И. Иванов, О. В. Скобанева*

*Региональный центр государственного экологического контроля и мониторинга по Пензенской области  
Филиал ФБУ «Институт промышленной экологии»*

Одной из наиболее распространенных методик, используемых в мониторинге промышленных объектов является методика оценки уровня флуктуирующей асимметрии листьев березы повислой (Захаров, 2000). Этот подход достаточно прост с точки зрения сбора, хранения и обработки материала, он не требует специального сложного оборудования, при этом позволяет получить интегральную оценку состояния организма при всем комплексе неблагоприятных воздействий.

Результаты оценки интегрального показателя стабильности развития используются для сравнения выборок, собранных либо с одной и той же модельной площади в разное время, либо с разных площадок. Для оценки степени нарушения стабильности развития удобно использовать пятибалльную оценку. Первый балл шкалы – условная норма. Значение интегрального показателя асимметрии, соответствующие первому баллу, наблюдается обычно в выборках растений из благоприятных условий произрастания. Пятый балл – критическое значение; такие значения показателя асимметрии наблюдаются в крайне неблагоприятных условиях, когда растения находятся в сильно угнетенном состоянии.

Целью данной работы была оценка варьирования показателя флуктуирующей асимметрии по годам в зависимости от погодных условий. Материалом для данной работы послужили пятилетние наблюдения в ходе мониторинга объекта уничтожения химического оружия «Леонидовка» Пензенской области, проводившегося на 8 пробных площадях. Наблюдения велись с 2008 по 2012 гг. Данные по 2010 г. не приводятся, т.к. во время аномально жаркого и сухого лета уже в июне листья были сильно повреждены листогрызущими насекомыми, в связи с чем проводить измерения не представлялось возможным. Полученные результаты приведены в таблице.



**Показатели изучения флуктуирующей асимметрии листьев березы**

Точки отбора проб	Среднее арифметическое					Балл развития				
	2008	2009	2011	2012	среднее	2008	2009	2011	2012	среднее
1	0,046	0,045	0,041	0,033	0,041	3	3	2	1	2
2	0,050	0,052	0,053	0,053	0,052	4	4	4	4	4
3	0,047	0,054	0,054	0,054	0,052	3	4	4	2	3
4	0,049	0,048	0,049	0,036	0,045	3	3	3	1	3
5	0,048	0,046	0,045	0,057	0,049	3	3	3	4	3
6	0,047	0,045	0,046	0,045	0,046	3	3	3	3	3
7	0,047	0,049	0,047	0,038	0,045	3	3	3	1	3
8	0,042	0,045	0,043	0,035	0,041	2	3	2	1	2

Точка 1 является контрольной и располагается за пределами ЗЗМ в 50 км от объекта ХУХО. Точка 2 расположена на загрязненной в прошлом территории по уничтожению химического оружия. Точки 3,4 и 5 находятся на границе СЗЗ, остальные – в ЗЗМ объекта.

Анализ полученных результатов выявляет, что показатель флуктуирующей асимметрии в большинстве случаев не является постоянным, а изменяется по годам, при этом разница может быть достаточно существенной. Например, на контрольной точке этот показатель варьировал от 3 в 2008 г. до 1 в 2012 г. На 7 и 8 точках – также от 3 до 1. Наиболее стабильный показатель во все годы наблюдений составлял 4 балла был на самой загрязненной территории.

Из полученных данных следует, что изучаемый показатель зависит не только от негативного воздействия, связанного с загрязнением окружающей среды человеком, но на него также откладывают отпечаток особенности вегетационного периода. При этом оказывается, что наивысший балл проявляется в годы, когда погодные условия способствуют быстрому распусканию листьев и их росту. Описываемые погодные условия наблюдались в 2008 г., когда в весенний период потепление наступило с задержкой и довольно резко. Наиболее низкий балл наблюдался в 2012 г., когда температура воздуха в начале вегетационного периода повышалась постепенно, и условия для развития листьев были благоприятными.

Полученные результаты позволяют сделать вывод о том, что мониторинг экологических условий с использованием рассматриваемой методики по данным одного года может быть необъективным. В частности, на контрольной точке в 2008–2009 гг. балл составил 3, а в 2011–2012 гг. – 2 и 1 соответственно. При сравнении средних данных за период наблюдений получается объективная картина экологической ситуации, т.е. максимальный балл 4 наблюдается на загрязненной территории, минимальный – на контрольной точке и точке 8, расположенной на границе ЗЗМ. Средние показатели получены на точках 3 и 5, т.е. на границе СЗЗ. Таким образом, объективная картина оценки экологической ситуации по флуктуирующей асимметрии листьев березы повислой могут быть даны только на основе не менее чем трехгодичных данных, достаточных для получения статистически достоверных данных.

## СНЕГ КАК ИНДИКАТОР ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ МАЛОПРОМЫШЛЕННЫХ ГОРОДОВ ПРИАМУРЬЯ

*Н. А. Бородина*

*Институт геологии и природопользования ДВО РАН,  
Borodina53@yandex.ru*

Одним из методов, позволяющим оценить степень техногенной нагрузки на окружающую среду городов, является мониторинг загрязнения атмосферных осадков. Наиболее удобным в изучении видом осадков является снег, т. к. снежный покров накапливает все загрязняющие вещества из атмосферы за зимний период и дает количественную величину параметров загрязнения.

Целью данной работы являлось исследование химического состава снежного покрова в малопромышленных городах Приамурья для оценки состояния и степени загрязнения окружающей среды.

Исследования проводились в трех городах Амурской области: Благовещенске, Свободном и Белогорске.

Отбор проб снега проводили в марте 2010 г. на всю глубину снежного покрова. В г. Благовещенске снег отобрали с 30 пробных площадок, в городах Белогорске и Свободном было отобрано по 7 проб с учетом природных условий и хозяйственной деятельности человека. В качестве фона в г. Благовещенске была выбрана территория заповедного урочища Мухинка, а в Белогорске и Свободном – участки лесных массивов, которые испытывают минимальное антропогенное воздействие.

Пробоподготовка снега заключалась в таянии отобранных образцов и фильтровании снеготалой воды. В растворимой части снега определяли рН, содержание минеральных азотсодержащих веществ, фторидов, хлоридов, сульфатов, гидрокарбонатов, кремнекислоты, ортофосфатов и тяжелых металлов. Содержание Cu, Zn, Cr, Mn, Co, Ni определяли атомно-абсорбционным методом, Pb и Cd – методом инверсионной вольт-амперометрии.

Для оценки накопления загрязняющих веществ в снеге использовали суммарный показатель химического загрязнения ( $Z_c$ ), рассчитываемый по формуле:  $Z_c = \sum K_{c_i} - (n-1)$ , где  $n$  – число определяемых загрязнителей,  $K_{c_i}$  – коэффициент концентрации ( $K_{c_i} = C_i : C_{f_i}$ , где  $C_i$  – концентрация загрязняющего вещества в снеге, отобранном в городе;  $C_{f_i}$  – концентрация в фоновом районе).

Город Благовещенск – административный центр Амурской области, занимает территорию площадью 321 км<sup>2</sup>, население 219 тыс. человек. Основными загрязнителями атмосферного воздуха в г. Благовещенске являются стационарные источники промышленных предприятий, теплоэлектростанций и котельных предприятий коммунального хозяйства, а также транспорт. Благовещенская ТЭЦ выбрасывает в среднем 31,95 тысяч тонн загрязняющих веществ в год (Доклад, 2010). Несмотря на то, что ТЭЦ расположена на окраине города, выбросы ее в направлении господствующих ветров с северо-запада на юго-восток

(по розе ветров) направлены на жилые кварталы и оказывают значительное влияние на экологическую обстановку.

Город Свободный – второй по величине город Амурской области, расположен в 146 км севернее г. Благовещенска, занимает площадь 225 км<sup>2</sup>, население – 58,6 тысяч человек. В городе начинается строительство космодрома «Восточный» на базе закрытого военного космодрома «Свободный». Ракетно-космическая техника – это один из важных источников антропогенного воздействия на экосистемы. В связи с этим необходим мониторинг окружающей среды, хотя специалисты Роскосмоса утверждают, что ракеты будут работать на твердом, нетоксичном топливе и никакой экологической угрозы космодром не будет представлять. Основными загрязнителями воздуха в г. Свободном на данный момент являются железная дорога, промышленные предприятия и объекты жилищно-коммунального хозяйства, в городе много котельных, работающих на угле.

Город Белогорск является малопромышленным городом, площадью 136 км<sup>2</sup> и населением – 68,7 тысяч человек, находится в 110 км к северо/востоку от г. Благовещенска. Основными загрязнителями атмосферного воздуха в г. Белогорске, как и по всей области, являются объекты жилищно-коммунального хозяйства, автотранспорт и железная дорога. Станция Белогорск – узловая, через которую проходят поезда во всех направлениях. Наибольший объем выброшенных загрязняющих веществ приходится и на мелкие котельные, которых в городе достаточно много.

Источником поступления пыли является автотранспорт. В Приамурье на долю автотранспорта приходится 59,9% от общей массы загрязняющих веществ, т. е. больше, чем на все остальные виды деятельности человека. По данным ГИБДД УВД по Амурской области на декабрь 2010 г. в г. Благовещенске зарегистрировано 68293 единиц автотранспорта, в Свободном – 14453, а в Белогорске – 16923.

Анализ снеготалой воды показал, что в г. Благовещенске рН снега варьирует от 5,15 (район ТЭЦ) до 10,10 (ЖБИ). По критериям оценки степени химического загрязнения объектов окружающей среды в зависимости от кислотности воды (Протасов, 1995) 77% исследуемых территорий города имеют относительно удовлетворительную ситуацию (рН>7), 16% – чрезвычайную экологическую ситуацию (рН=5,7–6,5). В основном, это придорожные зоны. К территориям экологического бедствия (рН=5,0–5,6) относятся ТЭЦ (рН=5,15) и золоотвал (рН=5,3). Смещение рН в щелочную сторону обусловлено влиянием щелочных выбросов (зола котельных, твердые фракции сгоревшего топлива, строительная и другая пыль). В городах Белогорске и Свободном снеготалая вода имеет слабощелочную реакцию, что свидетельствует об удовлетворительной экологической ситуации.

Сравнение молярных концентраций эквивалентов  $[SO_4^{2-}]/[Cl^-]$  используется для оценки роли техногенного фактора в загрязнении атмосферы и происхождения состава осадков (Чудаева, 2008). Наибольший техногенный пресс по данному показателю испытывает г. Свободный, на втором месте стоит г. Благовещенск, затем г. Белогорск. Величина значений соотношений молярных кон-

центраций эквивалентов  $[\text{SO}_4^{2-}]/[\text{NO}_3^-]$  в г. Свободном достигает 79, в г. Благовещенске – 59, в г. Белогорске – 19.

Содержание кислотообразующих ионов в снеготалой воде исследуемых городов не превышает ПДК для поверхностных вод, кроме аммиака и ионов аммония (суммарного).

По суммарному показателю химического загрязнения растворимой части снега анионами ( $Z_c$ ) более загрязненным является г. Благовещенск. Города Белогорск и Свободный имеют практически одинаковый уровень загрязнения, и экологическая обстановка в этих городах не вызывает опасности, снег по содержанию кислотообразующих ионов не является активным загрязнителем окружающей среды (табл.).

При исследовании снеготалой воды г. Благовещенска на содержание ТМ выявлено превышение ПДК для поверхностных вод по марганцу. Согласно ориентировочной шкалы оценки аэрогенных очагов загрязнения (Сагет, 1990) снежного покрова г. Благовещенска тяжелыми металлами можно сказать, что 51,72% исследуемых территорий имеют низкий уровень загрязнения, 44,83 % – средний уровень загрязнения и 3,45% – высокий уровень загрязнения.

Содержание изучаемых ТМ в снеготалой воде г. Свободного ниже ПДК для поверхностных вод. По суммарному показателю загрязнения растворимой части снега г. Свободного ТМ все исследуемые территории имеют низкий уровень загрязнения ( $Z_c < 64$ ).

В г. Белогорске отмечены превышения ПДК для поверхностных вод по Mn в одной точке отбора в 1,1 раз и по Ni – в двух точках в 1,2 раза. Исходя из ориентировочной шкалы оценки аэрогенных очагов загрязнения (Сагет, 1990) следует, что 57,2% исследуемых территорий г. Белогорска имеют низкий уровень загрязнения ТМ и 42,8% – средний уровень загрязнения.

По суммарному показателю химического загрязнения ТМ ( $Z_c$ ) растворимой части снега исследуемые города можно расположить в следующий ряд, по убывающей: Благовещенск > Белогорск > Свободный.

Результаты исследования твердого осадка снега на содержание ТМ показывают, что практически на всей территории Благовещенска наблюдается превышение ОДК по цинку в 1,5-3 раза и ПДК по марганцу в 1,5-4 раза.

Химический состав пыли в снеговом покрове г. Свободного показывает превышение ПДК только по марганцу в одной точке в 1,9 раз. По остальным элементам превышений ПДК в твердом осадке снега не обнаружено.

В г. Белогорске почти на всех исследуемых территориях города наблюдается превышение ПДК для почв по никелю в 1,3–2,6 раз и на половине участков – по марганцу. На двух участках отмечено превышение ОДК по цинку в 1,5–2,5 раза.

По суммарному показателю загрязнения ( $Z_c$ ) твердого осадка снега г. Благовещенска тяжелыми металлами установлено, что 89,7% исследуемых территорий имеют низкий уровень загрязнения, 10,3% – средний уровень загрязнения. В городах Белогорске и Свободном все исследуемые территории имеют низкий уровень загрязнения. Однако, следует отметить большее загрязнение ТМ территорий г. Белогорска (табл.). Это можно связать с тем, что в г. Белогор-

ске больше работающих промышленных предприятий, чем в г. Свободном. Также количество автотранспорта на 1 км<sup>2</sup> в г. Белогорске (124 автомобиля) больше, чем в г. Свободном (64 автомобиля).

Таблица

**Суммарное загрязнение ТМ и анионами ( $Z_c$ ) снеготалой воды городов  
Благовещенска, Белогорска и Свободного, пределы колебаний –  
числитель, среднее значение – знаменатель**

Города	Суммарное загрязнение тяжелыми металлами		Суммарное загрязнение анионами
	Растворимая часть снега	Твердый осадок снега	Анионы в снеге
Благовещенск	$\frac{16,4-203,2}{67,7}$	$\frac{18,3-82,6}{45,7}$	$\frac{8,5-140,9}{46,0}$
Белогорск	$\frac{52,7-107,9}{58,9}$	$\frac{20,5-55,1}{36,0}$	$\frac{26,3-77,4}{43,0}$
Свободный	$\frac{20,9-53,5}{34,9}$	$\frac{28,7-44,4}{34,3}$	$\frac{22,6-77,4}{42,1}$

По суммарному показателю ( $Z_c$ ) загрязнения снегового покрова ТМ и анионами исследуемые города можно расположить в следующий ряд, по убывающей: г. Благовещенск > г. Белогорск > г. Свободный.

Таким образом, снеговой покров отражает загрязнение окружающей среды, обусловленное поступлением химических элементов от различных источников. Полученные результаты исследования загрязнения снегового покрова показывают, что накапливаемые в снеге вещества имеют, в основном, антропогенное происхождение. В условиях урбанизированных территорий почти все химические элементы обладают повышенной нагрузкой на окружающую среду, по сравнению с фоном. Приоритетными загрязняющими веществами являются оксиды азота, серы, ТМ и пыль. Поступление загрязнителей в окружающую среду обусловлено выбросами энергоустановок, промышленных предприятий и автотранспорта.

Исследования загрязнения снегового покрова в городах Приамурья являются одним из пунктов дальнейшего экологического мониторинга в связи со строительством и вводом в эксплуатацию космодрома «Восточный».

#### Литература

Доклад о состоянии окружающей среды в Амурской области за 2009 год. Благовещенск, 2010. 26 с.

Протасов В. Ф., Молчанов А. В. Экология, здоровье и природопользование в России. М.: Финансы и статистика, 1995. 567 с.

Саэт Ю. Е., Ревич Б. А., Янин Е. П. Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 1990. 335 с.

Чудаева В. А., Чудаев О. В., Юрченко С. Г. Особенности химического состава атмосферных осадков на юге Дальнего Востока // Водные ресурсы. 2008. Т. 35. № 1. С. 60–71.

## ДИНАМИКА СОДЕРЖАНИЯ АЗОТА АММОНИЙНОГО В ВОДОПРОВОДНОЙ ВОДЕ г. КИРОВА ВО ВРЕМЯ ПОЛОВОДЬЯ НА р. ВЯТКЕ

*Т. А. Мусихина, Д. Р. Хашимова, М. Н. Костылева*  
*Вятский государственный университет, mta\_mta@mail.ru*

Поверхностные источники водоснабжения являются наиболее незащищенными от загрязнения химическими веществами. В Кировской области эксплуатируется 18 хозяйственно-питьевых водозаборов из поверхностных водных объектов. Наиболее загрязнена р. Вятка. Начиная с 1996 г. практически ежегодно во время весеннего половодья регистрируются превышения гигиенических нормативов по аммонийному азоту в воде р. Вятки в районе кировского водозабора. Это происходит во время затопления загрязненных территорий вблизи бывшего Кирово-Чепецкого химкомбината. Интенсивное вымывание аммонийного азота происходит во время весеннего половодья и во многом зависит от интенсивности подъема уровня воды в реке Вятке и изменения гидрологических режимов (Мусихина, Клиндухова, 2011).

В рамках экологического мониторинга были проведены исследования качества водопроводной воды по химическому показателю азот аммонийный ( $\text{NH}_4^+$ ) в весенний период 2011 и 2012 гг. Место отбора проб – водопроводный кран в химической лаборатории университета. Период отбора – с 29 марта по 10 мая. При отборе проб воды соблюдались следующие правила: отбор пробы из водопровода производился после спуска воды в течение не менее 5 минут при полностью открытом кране; отбор пробы осуществлялся в чистую герметично закрывающуюся пластмассовую (полиэтиленовую) емкость в объеме 1 литра; при отборе пробы вода медленно текла в емкость до ее наполнения. Емкость и крышка, предназначенные для отбора пробы, предварительно тщательно были промыты и ополаскивались три раза отбираемой водой и плотно закрывались крышкой. В лабораторных исследованиях по определению аммонийного азота использовалась методика с реактивом Несслера фотометрическим методом.

Таблица

**Динамика содержания  $\text{NH}_4^+$  в водопроводной воде во время половодья**

2011 г.		2012 г.	
Дата отбора проб	Доля от фонового показателя	Дата отбора проб	Доля от фонового показателя
29.03	1	27.04	5,0
05.04	1,8	03.05	12,5
28.04	1,5	10.05	3,7

В таблице приведены результаты исследований, при этом данные по содержанию  $\text{NH}_4^+$  выражены в долях от фона, в качестве которого принимается концентрация  $\text{NH}_4^+$  от 29 марта, соответствующая ее значению в период до наступления фазы водного режима – половодье. Период половодья на р. Вятке

по данным гидрометслужбы в створе г. Кирова за последние 25 лет наступает в сроки не ранее 3 апреля

По данным ОАО «Кировские коммунальные системы» в 2012 г. максимальная концентрация  $\text{NH}_4^+$  в реке Вятке на водозаборе отмечалась 29 апреля и составила 4,8 мг/л (среднесуточная – 3,44 мг/л). Применение в 2012 г. ОАО «Кировские коммунальные системы» новой системы очистки речной воды с помощью природного сорбента – цеолита позволило добиться значительного снижения концентрации азота аммонийного в воде, подаваемой в водопроводную сеть г. Кирова до 1,94 мг/л (29 апреля), что не превысило санитарные нормативы для воды централизованных систем питьевого водоснабжения.

Полученные в ходе исследования данные показали, что в период половодья на р. Вятке в отобранных пробах воды в кировском городском водопроводе наибольшие значения концентрации азота аммонийного проявляются в период самого высокого паводка с конца апреля до 5–6 мая.

#### Литература

Из-за паводка в Вятку продолжает попадать азот аммонийный. Информационный портал «Вятка». Правительство Кировской области, 2012.

Мусихина Т. А., Клиндухова А. Д. Прогноз качества воды реки Вятки в зоне санитарной охраны кировского водозабора // Общ. научный журнал Теоретическая и прикладная экология. Киров, 2011. № 4. С. 39–42.

### ПРОБЛЕМА ЗАГРЯЗНЕНИЯ р. ВЯТКИ СОЕДИНЕНИЯМИ АЛЮМИНИЯ И ПУТИ ЕЁ РЕШЕНИЯ

*Ю. Ю. Лимонов, Н. В. Вараксина, Т. Я. Ашихмина*  
*Вятский государственный гуманитарный университет,*  
*ecolab@vshu.kirov.ru*

Проблема загрязнения алюминием водных экосистем является актуальной, так как алюминий относится к токсичным элементам (Авцын и др., 1991). Негативное воздействие соединений алюминия выявлено как для растений, так и для животных.

Для растений токсический эффект проявляется в изменениях в фотосинтетическом аппарате, в ингибировании роста и снижении накопления биомассы (Головки и др., 2004).

Для млекопитающих токсичность алюминия проявляется во влиянии на обмен веществ, в особенности минеральный, на функцию нервной системы, в способности действовать непосредственно на клетки – их размножение и рост. Избыток солей алюминия снижает задержку кальция в организме, уменьшает адсорбцию фосфора, одновременно в 10–20 раз увеличивается содержание алюминия в костях, печени, семенниках, мозге и в паразитовидной железе (Авцын и др., 1991; Чернова, Курочкина, 2011).

Свойству нейротоксичности алюминия препятствует механизм его выведения. В обычных условиях с мочой может выделяться до 15 мг элемента в сутки. Соответственно, наибольший негативный эффект воздействия ионов алю-

миния наблюдается у гидробионтов, непрерывно испытывающих действие вещества, а среди людей наибольшему риску подвержены люди с нарушенной выделительной функцией почек (Авцын и др., 1991).

Основными источниками загрязнения р. Вятки соединениями алюминия являются предприятия водоподготовки энергетического и коммунального хозяйства. Это связано с тем, что в технологии очистки природной (речной) воды в качестве коагулянта используется сульфат алюминия. В результате реагентной обработки воды на очистных сооружениях осадок после её осветления и промывные воды фильтров, содержащие алюминий, сбрасываются в водный объект (Технологический регламент ..., 2005).

По данным Автономного учреждения «Вятский научно-технический информационный центр мониторинга и природопользования», проводившего в 2010 г. отбор и анализ проб воды в реке Вятке в створах предприятий, загрязнение данным элементом проявляется в 3-й зоне (от 769 км до 698 км от устья) и 4-й зоне (от 698 км до 531 км от устья) среднего течения р. Вятка в створах ОАО «ТГК-5» ОСП «ТЭЦ-3» и ОАО «Кировские коммунальные системы» (Ведение ..., 2010).

В створах ОСП Кировской ТЭЦ-3 выше и ниже Ивановской протоки ежеквартально регистрируется превышение ПДК<sub>р/х</sub> по алюминию растворенному (0,04 мг/л). Наибольшие концентрации были отмечены во втором квартале: 9,74 ПДК<sub>р/х</sub> – выше Ивановской протоки и 3,35 ПДК<sub>р/х</sub> – ниже Ивановской протоки. В фоновом створе после выпусков ОАО «Кировские коммунальные системы» также фиксируется превышение по алюминию в речной воде, но на низком уровне (табл.).

В целях исключения негативного воздействия на водный объект и прекращения сброса в р. Вятку неочищенных промывных вод фильтров, осадка отстойников ОАО «Кировские коммунальные системы» в 2010 г. приступили к реализации проекта строительства станции обработки промывных вод фильтров и осадка отстойников с цехом обезвоживания осадка на очистных сооружениях водопровода в слободе Корчемкино. В начале 2012 г. станция промывных вод была запущена в эксплуатацию. В результате её работы прекращен сброс в р. Вятка до 32 тыс. м<sup>3</sup>/сут высококонцентрированных промывных вод фильтров и до 7,0 тыс. м<sup>3</sup>/сут осадка отстойников, обеспечен возврат осветленной воды в технологический цикл и за счет этого снижение до 30 тыс. м<sup>3</sup>/сут забора из реки исходной воды, снижена доза коагулянта при очистке воды, поскольку при совместной обработке речной и промывной воды, без предварительного их осветления, повышается эффективность осветления воды при отстаивании и качество очищенной воды по мутности, цветности, остаточному алюминию, микробиологическим показателям (Среднесрочная ..., 2011).



**Оценка состояния загрязненности р. Вятки алюминием растворенным  
(2010 г., по данным АУ «ВНТЦМП», г. Киров)**

№	Населённый пункт	км от устья	Кол-во анализов	Оценка состояния загрязненности водотока / рыбохозяйственное водопользование /					
				Величина ИЗВ	Класс качества	Описание класса	Кратность превышения ПДК <sub>р/х</sub> по алюминию		
							Средняя	макс	мин
I квартал									
1	Выше Ивановской протоки /ОСП Кировская ТЭЦ-3/	731,5	7	2,47	3	Умеренно загрязненная	2,44	3,75	1,5
II квартал									
2	Выше Ивановской протоки /ОСП Кировская ТЭЦ-3/	731,5	5	4,27	5	Грязная	9,74	15,35	2,97
3	Ниже Ивановской протоки /ОСП Кировская ТЭЦ-3/	729,5	1	2,34	3	Умеренно загрязненная	3,35	3,35	3,35
III квартал									
4	Выше Ивановской протоки /ОСП Кировская ТЭЦ-3/	731,5	6	1,49	3	Умеренно загрязненная	1,84	5,35	0,53
5	Ниже Ивановской протоки /ОСП Кировская ТЭЦ-3/	729,5	3	1,67	3	Умеренно загрязненная	2,24	4,55	0,7
IV квартал									
6	Выше Ивановской протоки /ОСП Кировская ТЭЦ-3/	731,5	2	2,61	4	Загрязненная	3,48	3,48	3,48
7	Водозабор г. Кирова / ИЦКВ ОАО «ККС» /	701,8	6	1,03	3	Умеренно загрязненная	0,38	1,4	0,1

Проблема загрязнения алюминием р. Вятки сохраняет свою актуальность, и при этом есть пример решения данной проблемы крупным предприятием ре-

гиона ОАО «Кировские коммунальные системы», путем введения станции обработки промывных вод фильтров и осадка отстойников.

Работа выполнена в рамках конкурсного проекта на получение гранта Президента Российской Федерации для государственной поддержки ведущих научных школ (НШ-2037.2012.5).

#### Литература

Авцын А. П., Жаваронков А. А., Риш М. А., Строчкова Л. С. Микроэлементозы человека: этиология, классификация, органопатология. М.: Медицина, 1991. 496 с.

Ведение территориального мониторинга водных объектов в Кировской области в 2010 г. // Отчет АУ «ВНТЦМП».

Головкин Т. К., Родина Н. А., Куренкова С. В., Табаленкова Г. Н. Ячмень на севере (селекционно-генетические и физиолого-биохимические основы продуктивности). Екатеринбург: УрО РАН, 2004. 156 с.

СанПиН 2.1.4.1074-01 «Вода питьевая. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества».

Среднесрочная инвестиционная программа ОАО «Кировские коммунальные системы» на 2011–2015 гг. 2011.

Технологический регламент очистных сооружений водопровода г. Кирова, ОАО «Кировские коммунальные системы». 2005.

Чернова С. П., Курочкина М. В. Создание образцов для контроля качества питьевой воды // Вестник удмуртского университета. Физика. Химия. Вып. 2. 2011. С. 87–90.

### ДИНАМИКА СОДЕРЖАНИЯ НЕОРГАНИЧЕСКИХ ФОРМ АЗОТА И ФОСФОРА В ВОДЕ ОМУТНИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

*Т. И. Кутявина<sup>1</sup>, Е. А. Домнина<sup>1</sup>, Т. Я. Ашихмина<sup>1,2</sup>*

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

*<sup>2</sup> Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, ecolab2@gmail.com*

Важным фактором, оказывающим влияние на состояние водоемов, является содержание в воде биогенных элементов. При этом особая роль среди биогенных элементов принадлежит азоту и фосфору.

Азот содержится в природных водах в виде неорганических (аммонийные, нитритные и нитратные ионы) и органических соединений. Источником поступления соединений азота в природные воды являются животноводческие фермы, хозяйственно-бытовые сточные воды, поверхностный сток с сельхозугодий, а также сточные воды промышленных предприятий. Увеличение содержания различных форм азота в воде свидетельствует о загрязнении водоема (Чибисова, 1998). При этом повышение концентрации ионов аммония и нитритов обычно указывает на свежее загрязнение, а увеличение содержания нитратов – на загрязнение в предшествующее время.

Фосфор – важнейший биогенный элемент, чаще всего лимитирующий развитие продуктивности водоемов. Фосфор, как и азот, содержится в воде в виде неорганических и органических соединений; поступает в водоем с хозяйственно-бытовыми сточными водами и сельскохозяйственными стоками. Избыток соединений фосфора приводит к резкому неконтролируемому приросту

растительной биомассы водного объекта, а также к изменению трофического статуса водоема (Логинова, 2011). Как следствие, наблюдается ухудшение качества воды в водном объекте.

Своевременное принятие мер по уменьшению поступления биогенных элементов в водоемы способствует их сохранению и улучшению состояния. В связи с этим, наблюдение за изменением содержания биогенных элементов в водных объектах, в частности азота и фосфора, является очень важным.

В Омутнинском районе Кировской области находится водохранилище, которое функционирует более 270 лет. За время существования водоема на него оказывалась значительная антропогенная нагрузка. В настоящее время ресурсы водохранилища используются для водоснабжения металлургического завода, а также для культурно-бытовых нужд населения.

Нами проводилось изучение содержания биогенных элементов в пробах воды Омутнинского водохранилища в динамике.

В 2011–2012 гг. проведены работы по изучению содержания минеральных форм азота и фосфора в воде Омутнинского водохранилища. Для этого были отобраны и проанализированы пробы воды с различных участков водоема. Пробы отбирали в июне, августе и октябре. Результаты химического анализа представлены в таблице 1.

Таблица 1

**Среднее содержание минеральных форм азота и фосфора  
в пробах воды Омутнинского водохранилища за 2011-2012 гг.**

Определяемый компонент	2011 год			2012 год		
	июнь	август	октябрь	июнь	август	октябрь
Ион аммония, мг/дм <sup>3</sup>	0,56	0,62	0,44	0,49	<ПО	0,66
Нитрат-ион, мг/дм <sup>3</sup>	0,25	0,28	0,90	1,49	0,36	–
Нитрит-ион, мг/дм <sup>3</sup>	0,026	0,037	0,043	0,020	<ПО	0,032
Фосфат-ион, мг/дм <sup>3</sup>	<ПО	<ПО	<ПО	<ПО	<ПО	0,28

Примечание: «–» – нет данных, <ПО – ниже предела обнаружения.

Нами отмечено повышение концентрации минеральных форм азота с июня по октябрь 2011 г.

Наибольший рост концентраций отмечен для нитрат-ионов. Известно, что минимальные концентрации нитратного азота наблюдаются в весенне-летний период, осенью они увеличиваются, а зимой достигают максимума. Данные изменения связаны с естественными процессами в водных объектах: разложением органических веществ и переходом азота из органических форм в неорганические (Bellingham, 2009; Овчинникова, 2012).

В 2012 г. отмечено увеличение концентраций только аммонийного и нитритного азота. Для нитрат-ионов зафиксировано снижение концентраций (июнь-август). Однако, по сравнению с 2011 г., содержание нитратного азота увеличилось. Возросла доля нитрат-иона и в сумме минерального азота. В 2011 г. она составляла 0,42; в 2012 г. – 0,73. Рост доли нитратного азота указывает на увеличение процессов эвтрофикации (Bellingham, 2009).

Концентрации фосфат-иона в течение всего периода наблюдения были достаточно малы, лишь в октябре 2012 г. отмечено некоторое повышение. Как и для нитрат-ионов, максимум содержания неорганического фосфора наблюдается осенью и зимой.

Нами было изучено пространственное распределение содержания биогенных элементов за два года исследования. Отмечено, что концентрации неорганических форм азота отличаются в разных частях водохранилища (табл. 2). В 2011 г. наибольшие концентрации иона аммония зафиксированы в средней части водоема, нитрат-иона – в средней и приплотинной частях. Такая же тенденция отмечена и для нитрит-иона, хотя содержание его от верховья к приплотинной части изменялось незначительно. В 2012 г. максимальные концентрации аммонийного азота также зафиксированы в средней части, однако амплитуда колебаний концентраций была ниже, чем в 2011 г. Содержание нитратного и нитритного азота в 2012 г. стало выше в верховье и в приплотинной части водохранилища. В содержании фосфат-иона пространственных различий выявлено не было. В целом, средняя и приплотинная части Омутнинского водохранилища характеризуются повышенным содержанием биогенных элементов. Вероятно, это связано с поступлением сточных вод с городской застройки и дачных участков, расположенных на берегах водоема.

Таблица 2

**Содержание неорганических форм азота и фосфора в пробах воды на различных участках Омутнинского водохранилища**

Определяемый компонент	2011 год			2012 год		
	верховье	средняя часть	низовье	верховье	средняя часть	низовье
Ион аммония, мг/дм <sup>3</sup>	0,56	1,14	0,53	0,57	0,62	0,58
Нитрат-ион, мг/дм <sup>3</sup>	0,31	0,42	0,46	0,95	0,74	1,18
Нитрит-ион, мг/дм <sup>3</sup>	0,028	<0,02	0,030	0,032	0,026	0,033
Фосфат-ион, мг/дм <sup>3</sup>	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2

Таким образом, нами проанализировано содержание важнейших биогенных элементов в воде Омутнинского водохранилища. Отмечено повышение концентраций неорганических форм азота за время исследования. Зафиксировано увеличение концентраций биогенных элементов в средней и приплотинной частях водохранилища. Анализ полученных данных показал, что на динамику содержания биогенных элементов в воде изучаемого водоема влияют как сезонные процессы, так и деятельность человека. Полученные концентрации минеральных форм азота не превышают уровня ПДК для водоемов культурно-бытового использования, но влияют на интенсивность процессов эвтрофикации. Систематические наблюдения за динамикой биогенных элементов в водохранилище и принятие мер по снижению процессов эвтрофикации позволит предотвратить необратимые изменения в водоеме.

**Литература**

Чибисова Н. В., Долгань Е. К. Экологическая химия: Учебное пособие. Калининград, 1998. 113 с.

Логинова Е. В., Лопух П. С. Гидроэкология. Минск: БГУ, 2011. 300 с.

Овчинникова С. И., Широкая Т. А., Пашкина О. И. Основные тенденции изменения гидрохимических показателей водной экосистемы Кольского залива (2000–2011 годы) // Вестник МГТУ, Т. 15. № 3. 2012. С. 544–550.

Bellingham K. Physicochemical Parameters of Natural Waters // Stevens Water Application Articles. Portland, 2009. – Режим доступа: <http://www.stevenswater.com/articles/-waterparameters.aspx> (11.10.12), свободный

## **ИССЛЕДОВАНИЕ ТОКСИЧНОСТИ ВОДЫ МАЛЫХ РЕК СВЕРДЛОВСКОЙ ОБЛАСТИ В УСЛОВИЯХ ИНТЕНСИВНОЙ ХОЗЯЙСТВЕННОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ**

*Т. В. Еремкина, Н. Б. Климова*

*Уральский филиал ФГУП «Госрыбцентр», tver60@mail.ru*

Практически все малые реки России являются водными объектами рыбохозяйственного значения. При этом реальные исследования рыбохозяйственной ценности водотока, определяемой по результатам специальной таксации, как правило, не проводятся. На территории Свердловской области в большинство малых и средних рек сбрасываются сточные воды крупных промышленных предприятий и населенных пунктов. Загрязнение поверхностных вод различными химическими соединениями в условиях интенсивной хозяйственной деятельности является причиной существенных изменений биологических процессов, протекающих в водных объектах. В связи с этим исследование токсичности природных вод, подвергающихся воздействию сточных вод, имеет важное значение.

Оценка токсичности воды в р. Березовка, Чернушка, Барневка, расположенных в зоне производственной деятельности ОАО «Корпорация ВСМПО – АВИСМА» (г. Верхняя Салда, Свердловская область), проводилась в 2012 г. в рамках первых комплексных исследований экологического состояния этих рек и оценки их рыбохозяйственного значения.

Острая и хроническая токсичность исследуемых вод оценивалась в соответствии с аттестованной методикой ФР.1.39.2007.03222 (Методика ..., 2007) с использованием в качестве тест-объекта синхронной культуры низших ракообразных *Daphnia magna* Straus. Продолжительность острого опыта составляла 96 часов, хронического – 30 суток. Одновременно с этим исследовался химический состав воды определялись видовой состав, численность и биомасса зоопланктона и зообентоса. Химический анализ проб проводился в аккредитованной лаборатории ООО НПП «Эксорб» (аттестат аккредитации № РОСС RU.0001.510905).

Река Березовка является правым притоком первого порядка р. Тагил. В настоящее время расход воды в ней практически полностью формируется поступающими сточными водами. Недостаточно очищенные производственные, неочищенные ливневые сточные воды ОАО «Корпорация ВСМПО – АВИСМА» и хозяйственно-бытовые сточные воды г. Верхняя Салда, прошедшие полную биологическую очистку, поступают в шламонакопитель, выпол-

няющий, фактически, роль пруда-отстойника. Выпуск сточных вод в р. Березовка осуществляется по водосбросному каналу. Специфическими загрязнителями в составе сточных вод являются биогенные элементы (соединения азота и фосфора), фториды, нефтепродукты, соединения хрома, титан, СПАВ, хлороформ и тетрахлорметан. Вода на протяжении всей реки имеет повышенную цветность (до 448 градусов цветности), ХПК (до 8,9 ПДК<sub>к/б</sub>), характеризуется высоким содержанием солей аммония (до 1,69 мг/дм<sup>3</sup>). На отдельных участках увеличивается концентрация нитритов (превышение ПДК до 5 раз) и нитратов (до 31,6 мг/дм<sup>3</sup>), что свидетельствует о значительной доле хозяйственно-бытовых стоков в структуре поступающих в реку сточных вод, железа общего (до 1,8 ПДК<sub>р/х</sub>) и фторидов (до 7 ПДК<sub>р/х</sub>).

В ходе эксперимента было установлено, что вода шламонакопителя в месте поступления в него сточных вод обладает «весьма сильной токсичностью» (Строганов и др., 1971), а по показателям уровня токсической загрязненности водных экосистем (Брагинский, 1985) является «политоксичной» (рис. 1). Летальная кратность разбавления вод, вызывающая гибель 50% тест-объектов, за 96-часовую экспозицию (ЛКР<sub>50-96</sub>) составила 1,7%, безопасная кратность разбавления (БКР<sub>10-96</sub>) – 0,06%. Для устранения острой токсичности сточные воды, поступающие в шламонакопитель, необходимо разбавить в 1500 раз.

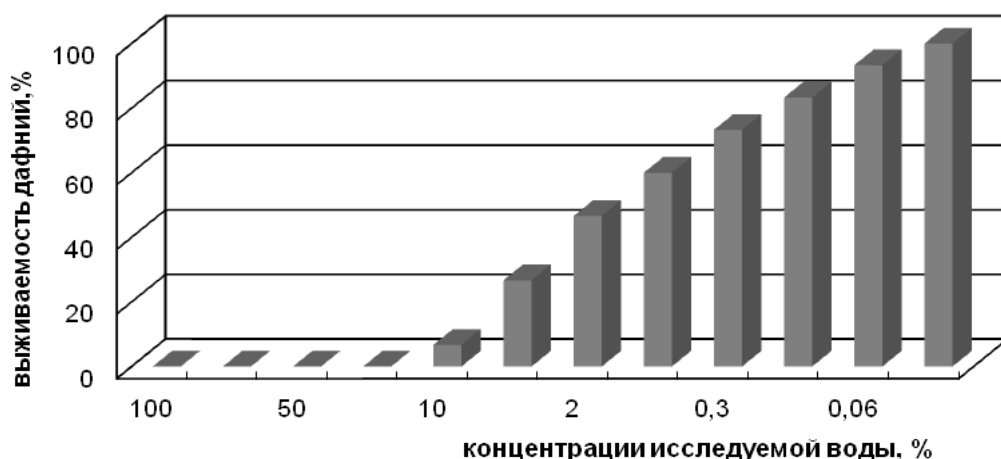


Рис. 1. Выживаемость дафний в воде шламонакопителя

Вода из р. Березовка обладает острой токсичностью в верхнем (ст. 1) и нижнем (ст. 3А) течении, что свидетельствует о сильном загрязнении водотока (рис. 2). В среднем течении (ст. 3) выявлена хроническая токсичность в виде незначительного (на 1–2 дня) снижения продолжительности периода созревания рачков от контроля. Кроме того, среднее количество молоди в помете одной самки (плодовитость) в исследуемых пробах было на 23% меньше, чем в контроле. Во 2 и 3 поколениях никаких отличий от контроля не выявлено. У родившейся молоди каких-либо поведенческих и физиологических отклонений от контроля не наблюдалось.

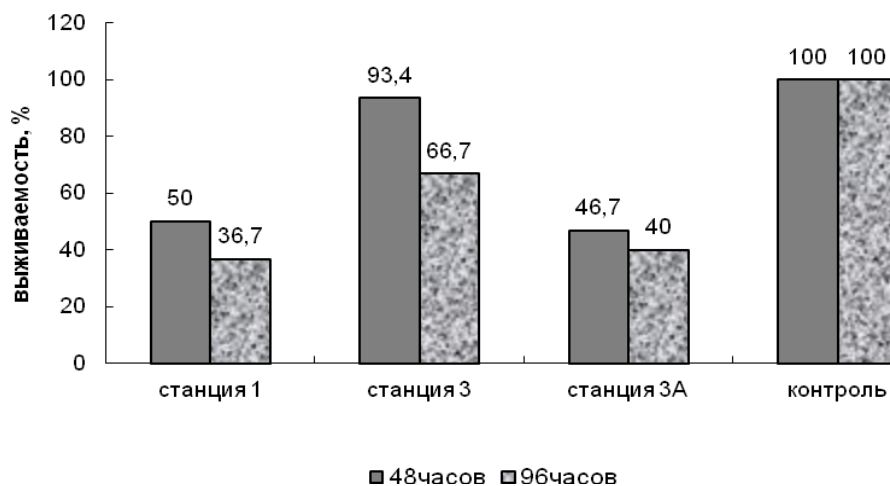


Рис. 2. Выживаемость дафний в водах р. Березовка

Река Чернушка впадает в р. Салда с левого берега и является притоком 2 порядка р. Тагил. Результатом многолетней хозяйственной деятельности на ее водосборе стали необратимые изменения русла, склонов водотока и гидрологического режима. Специфические загрязнители, поступающие со сточными водами, – взвешенные вещества и нефтепродукты. На всех станциях наблюдений выявлено постоянное превышение ПДК<sub>р/х</sub> по цветности, в нижнем течении – по ионам аммония. Довольно высокие значения ХПК (до 2,5 ПДК<sub>к/б</sub>) свидетельствуют о постоянном поступлении в водный объект трудноокисляемой органики. В целом качество воды по эколого-санитарным показателям (Жукинский и др., 1993) можно отнести к 3б классу (слабо загрязненная).

Острая токсичность воды в р. Чернушка не выявлена. При исследовании проб на хроническую токсичность установлены нарушения репродуктивного цикла, эмбрионального развития и плодовитости. Количество молоди в пробах намного ниже, чем в контроле (рис. 3). В верхнем течении (ст. 4) вода р. Чернушка обладает «средней токсичностью» (Строганов и др., 1971), в среднем (ст. 5) – «слабой токсичностью».

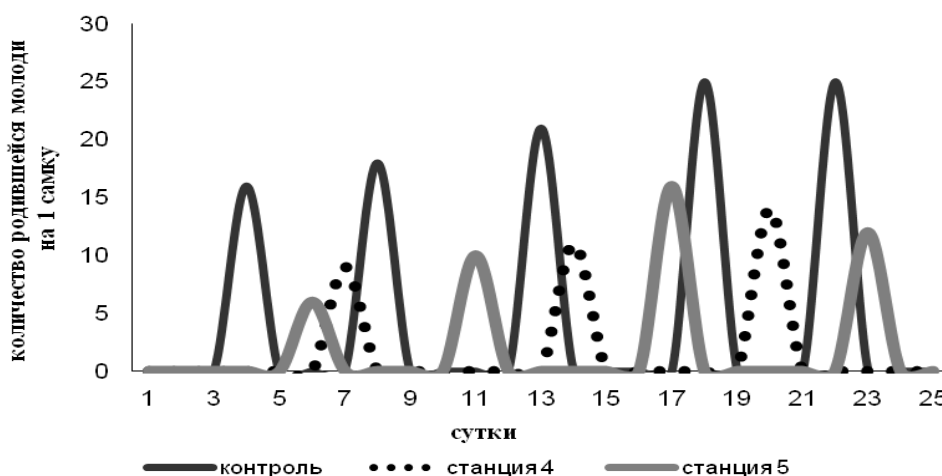


Рис. 3. Плодовитость дафний в хроническом эксперименте с пробами воды из р. Чернушка

Русло р. Барневка и ее склоны искусственно деформированы. Расход воды в реке практически полностью формируется поступающими сточными водами, с которыми в водный объект поступают взвешенные вещества, железо, нефтепродукты. Состав воды существенно изменяется на протяжении русла и в сезонном аспекте. Наибольшим колебаниям подвержены цветность, ХПК, концентрации соединений азота и фосфора, гидрокарбонатов. Варьирование этих показателей свидетельствует о поступлении в водоток сточных вод неоднородного состава и, вероятнее всего, различного на протяжении года объема, что характерно для ливневых стоков. Выявлено постоянное превышение ПДК<sub>р/х</sub> по цветности, в отдельные периоды – по рН, ионам аммония, фосфатам. В целом качество воды по эколого-санитарным показателям можно отнести к 4а классу (умеренно загрязненная). Соотношение БПК<sub>5</sub> и перманганатной окисляемости может достигать 34,0 ед., что свидетельствует о сильном сапробном загрязнении р. Барневка. При этом значительную часть органического вещества, поступающего в водный объект (от 70 до 80%), составляет трудноокисляемая органика. Высокая цветность воды обусловлена содержанием железа, превышающим ПДК<sub>р/х</sub> до 19 раз.

В ходе эксперимента установлено, что вода р. Барневка острой токсичностью не обладает. По результатам хронического эксперимента вода реки обладает «средней токсичностью» (Строганов и др., 1971). В неразбавленной исследуемой воде 100%-ная смертность дафний наступила на 11 сутки, при 50%-ной концентрации – на 23 сутки. У еще плавающих дафний наблюдалось помутнение плазмы, нарушение двигательных функций (рачки то всплывали, то ложились на дно). Погибшие особи имели признаки явного воздействия токсикантов: бледную окраску тела, сокращенное количество яиц в выводковых камерах (до 1–2), до 75% выживших самок давали потомство, после чего погибали из-за нарушения линьки. Продолжительность периода созревания рачков в исследуемой воде увеличилась, по сравнению с контролем, на 2–6 дней. Несмотря на высокую плодовитость дафний (до 12 особей родившейся молоди на 1 самку), наблюдалась высокая смертность новорожденной молоди: в течение первых 4–7 суток погибало 70–75% от родившихся рачков. В выводковой камере присутствовали и яйца, и зародыши. У выживших особей наблюдались явные нарушения линьки: рачки не могли освободиться от старого карапакса и погибали. Нарушение линьки наблюдалось и у взрослых самок.

Таким образом, установлено, что в условиях многолетней интенсивной хозяйственной деятельности сточные воды, поступающие в рр. Березовка, Чернушка, Барневка, способствовали формированию нового качества вод исследованных водных объектов, которые стали токсичными для водных организмов.

### Литература

Брагинский Л. П. Некоторые принципы классификации пресноводных экосистем по уровням токсической загрязненности // Гидробиологический журнал. 1985. Т. 21. № 6. С. 65–74.

Оксиюк О. П., Жукинский В. Н., Брагинский Л. П. и др. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши // Гидробиол. журн. 1993. Т. 29. № 4. С. 62–76.



Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости дафний (ФР.1.39.2007.03222). М., 2007. 41 с.

Строганов Н. С., Исакова Е. Ф., Колосова Л. В. Метод биотестирования качества вод с использованием дафний // Методы биоиндикации и биотестирования природных вод. Л., 1987. Вып. 1. С. 5–12.

## **ВЛИЯНИЕ ПРЕДПРИЯТИЙ г. ВЛАДИКАВКАЗА НА СЕЗОННУЮ ДИНАМИКУ СОДЕРЖАНИЯ ТЯЖЁЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ВОДЕ р. ТЕРЕК**

*Т. С. Геревич, З. В. Кабалоев, Е. И. Лялина, А. И. Фокина*  
*Вятский государственный гуманитарный университет,*  
*kabaloev\_zalim@mail.ru*

Река Терек берёт начало на склоне Главного Кавказского хребта в Трусовском ущелье, из ледника горы Зилга-Хох на высоте 2713 м над уровнем моря. Протекает по территориям Грузии, Северной Осетии, Кабардино-Балкарии, Ставропольского края, Чечни и Дагестана. Протяжённость реки – 623 км. На карачаево-балкарском языке «терк су» означает «быстрая вода».

Протекает река и через весь г. Владикавказ (Республика Северная Осетия-Алания). Это один из промышленных городов, где антропогенные изменения биосферы носят угрожающий характер, в центре которого расположены два известных действующих предприятия цветной металлургии – ОАО «Электроцинк» и АО «Победит». Суммарный срок службы металлургических комплексов составляет более 150 лет, что говорит о том, что техногенному воздействию химических загрязнителей подвержены уже 4 поколения жителей, при этом миграционные процессы во Владикавказе практически отсутствуют. Ситуация осложняется тем, что в столице постоянно проживает более половины населения республики, что не может не сказаться на генофонде нации. К одним из основных загрязняющих веществ, вероятность поступления которых велика в черте города, относятся тяжёлые металлы (ТМ).

Актуальность исследования определяется не только важностью знаний о содержании ТМ в воде р. Терек как источника питьевой воды для многих тысяч людей, но и возможностью миграции токсикантов по течению реки на сопредельные и отдалённые городу территории.

Целью работы стало изучение динамики содержания Cu, Zn, Mn, Cd и Pb в воде реки Терек на территории г. Владикавказа.

Объекты и методы исследования. Объектами исследования были пробы воды, отобранные из реки в осенний период 2011 г, весенний и летний периоды 2012 г.

Схема отбора проб воды представлена на рис.

Для определения ТМ в воде использовали метод инверсионного электрохимического анализа, измерения проводили на приборе марки «Экотест-ВА» с датчиком «Модуль ЕМ-04» (Сборник ..., 2004).

Анализ проводили на базе экоаналитической лаборатории ВятГГУ.

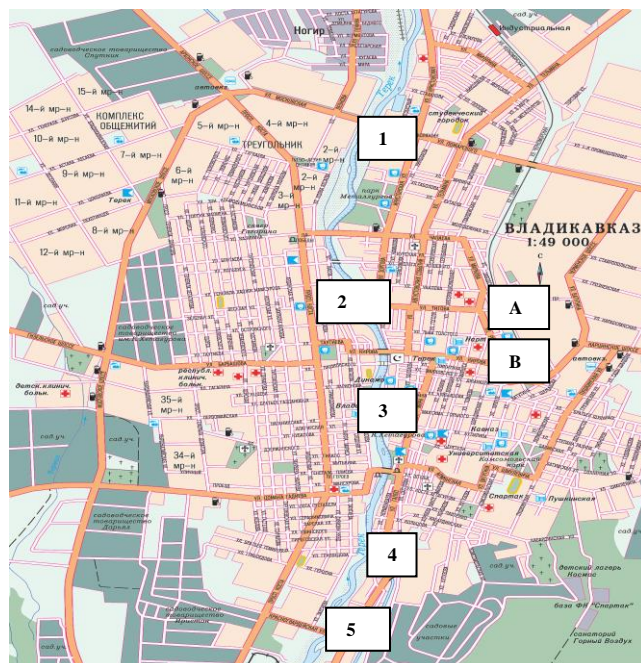


Рис. План отбора проб воды из р. Терек Заводы: А – ОАО «Электроцинк», В – ОАО «Победит»

Результаты и их обсуждение. В результате проведенного анализа проб воды из р. Терек выявлено, что содержание растворённых форм ТМ не превышает ПДК по Cu, Pb, Zn и Cd во все периоды наблюдений (табл.). Несколько увеличивается, по сравнению с осенью 2011 года содержание меди и цинка в весенний период в точке пробоотбора № 2. Эта точка расположена рядом с предприятиями, поэтому увеличение концентрации металлов связано с усиленным смывом загрязнений, вызванных деятельностью предприятий, талой водой в русло реки. Летний период 2012 г., характеризуется высоким уровнем осадков. Большое количество дождей вызвало стекание солей металлов в реку. Отмечается значительное увеличение концентрации меди и цинка во 2 и 3 точке пробоотбора.

Как видно из табл., превышающие ПДК, концентрации марганца обнаружены в воде р. Терек в осенний и летний периоды. Высокие концентрации растворенного марганца в воде обусловлены природными процессами.

Известно, что содержание подвижных и валовых форм ТМ во много раз превышает значения ПДК в почвах территорий, прилегающих к руслу реки (Геревич и др., 2012). Поэтому удивительно их низкое содержание в пробах воды.

У такого низкого, по сравнению с почвой, содержания исследуемых элементов в воде может быть несколько объяснений. Во-первых, применяемый метод анализа предполагает предварительное фильтрование пробы от взвешенных частиц и пробоподготовку фильтрата. За год Терек выносит от 9 до 26 млн. т взвешенных наносов. Формируя свой химический состав в горных и равнинных областях, имея преимущественно ледниковое и родниковое питание, речные воды выносят в устьевую зону огромное количество взвеси и сорбированных на ней загрязняющих веществ. Среди ЗВ может быть и большая часть ТМ, поступающих в воду в черте города. Они удаляются во время фильтрования, а растворённое количество солей ТМ, находящихся в фильтрате незначительно. Во-вторых, скорость течения по территории города составляет 1,5–3,5 м/с. Ско-

рость настолько велика, что достаточна для быстрого либо выноса выбросов ЗВ, либо протекания вод практически в неизменном состоянии. В-третьих, благодаря гидрокарбонатно-кальциевому классу водной миграции возможно связывание ионов металлов в малорастворимые соединения. Скорее всего, низкие концентрации растворённых форм ТМ в воде обусловлены сразу тремя причинами.

Таблица  
**Содержание растворённых форм тяжелых металлов в воде, мг/дм<sup>3</sup>**

Осенний период 2011 г.					
Место пробоотбора	Cu	Pb	Zn	Mn	Cd
Проба 1	0,006±0,002	0,008±0,004	0,095±0,026	0,119±0,006	<<0,0005
Проба 2	<<0,001	0,004±0,001	0,022±0,006	0,180±0,050	<<0,0005
Проба 3	0,004±0,001	0,003±0,001	0,035±0,010	0,119±0,038	<<0,0005
Проба 4	<<0,001	0,003±0,001	0,081±0,022	0,124±0,040	<<0,0005
Проба 5	<<0,001	0,003±0,001	0,072±0,019	0,083±0,022	<<0,0005
весенний период 2012 г.					
Проба 1	0,002±0,001	0,002±0,001	0,004±0,002	0,052±0,017	<<0,0005
Проба 2	0,010±0,004	0,0012±0,0006	0,042±0,020	0,048±0,016	<<0,0005
Проба 3	0,005±0,001	0,002±0,001	0,010±0,005	0,093±0,030	<<0,0005
Проба 4	0,004±0,002	0,002±0,001	0,006±0,003	0,033±0,011	<<0,0005
Проба 5	0,004±0,002	0,014±0,0007	<<0,001	–	<<0,0005
летний период 2012 г.					
Проба 1	0,016±0,004	0,008±0,003	–	–	<<0,0005
Проба 2	0,049±0,003	0,0028±0,0003	–	–	<<0,0005
Проба 3	0,089±0,0003	0,007±0,003	0,068±0,003	0,088±0,028	<<0,0005
Проба 4	0,0028±0,0003	0,0022±0,0003	0,012±0,003	0,116±0,011	<<0,0005
Проба 5	–	0,009±0,003	–	–	<<0,0005
ПДК	0,1	0,03	1,0	0,1	<<0,0005

Примечание: «–» – по каким-либо причинам не удалось измерить.

Исследование не завершено. Планируется провести анализ проб воды, отобранных в последующие периоды на протяжении нескольких лет. А также проводить анализ не только растворённых форм, но и валовых, для поиска аргументированного объяснения выявленной особенности.

Работа выполнена в рамках гранта Президента Российской Федерации для государственной поддержки молодых российских ученых – кандидатов наук № МК-3326.2012.5.

#### Литература

Сборник методик измерений массовой концентрации ионов меди, свинца, кадмия, цинка, висмута, марганца, никеля и кобальта методом вольтамперометрии на вольтамперометрическом анализаторе «Экотест-ВА». М.: ООО «Эконикс-Эксперт», 2004. 61 с.

Геревич Т. С., Лялина Е. И., Горностаева Е. А., Кабалоев З. В. Влияние предприятий г. Владикавказа на содержание тяжёлых металлов в объектах окружающей среды // Экология родного края: проблемы и пути решения: Материалы Всерос. молодёжной науч.-практ. конф. с международным участием. Киров, 2012. С. 195–198.

## ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ УГОДИЙ СЕВЕРНОГО РЕГИОНА

*А. С. Пономарева*

*Институт социально-экономических и энергетических проблем Севера Коми НЦ УрО РАН, anita-85\_07@mail.ru*

Негативные последствия экологической несбалансированности и игнорирования законов взаимодействия общества и природы ощутимо проявляются в аграрном секторе. Они связаны, кроме всего прочего, с деградацией и истощением земельного фонда, сокращением площади лесных ресурсов, загрязнением ландшафта, оскудением генетического разнообразия, ухудшением качества воды и воздуха, изменением климата (Процун, 2010).

Рассмотрим экологическое состояние земельного фонда на примере периферийных сельских районов Республики Коми, которые занимают 41,8% территории Республики Коми. Здесь проживало в 2010 г. 100,7 тыс. чел., или 11,2% от общей численности. При большой площади относительно небольшая часть (0,9%) территории используется для сельскохозяйственных целей. Доля наиболее продуктивных угодий – пашни – составляет лишь 0,1%, в республике это показатель равен 0,2%. Распаханность достигает 14%, против 24% в среднем по Республике Коми. Низкая освоенность территории республики объясняется неблагоприятными для сельского хозяйства природными условиями, огромными площадями, занятыми лесом, и малой ее населенностью. Структура земельных угодий удаленных районов и в целом по республике приведена в табл.

Таблица

**Структура земельного фонда на конец 2011 г. (%)**

Республика, район	Сельскохозяйственные угодья	В том числе			Площадь несельскохозяйственных угодий
		пашня	сенокосы	пастбища	
Республика Коми	1,0	0,2	0,6	0,2	99,0
Периферийные районы	0,8	0,1	0,6	0,1	99,2
Ижемский	1,4	0,2	1,0	0,2	98,6
Койгородский	0,8	0,2	0,4	0,2	99,2
Троицко-Печорский	0,2	0,002	0,197	0,01	99,8
Удорский	0,6	0,1	0,4	0,1	99,4
Усть-Куломский	1,4	0,4	0,8	0,2	98,6
Усть-Цилемский	1,0	0,03	0,8	0,2	99,0

Рассчитано: (Сельское ..., 2011)

В составе сельскохозяйственных угодий преобладают естественные сенокосы и пастбища (рис. 1), на гектар пахотных земель приходится 5,8 га лугов.

Для периферийных районов характерна не только низкая сельскохозяйственная освоенность территории, но и неравномерность размещения по муни-

ципальным образованиям. Основные площади сельхозугодий сосредоточены в Усть-Цилемском, Усть-Куломском, Ижемском и Удорском муниципальных районах. Большая часть пашни размещается в Усть-Куломском, Удорском и Ижемском районах.

Большинство почв отличается повышенной кислотностью. Кислые почвы составляют 87% обследованных сельскохозяйственных угодий. Дифференциация почвенного покрова наблюдается не только по зонам и районам, но и в отдельных хозяйствах, а нередко даже и в полях севооборотов. Это требует индивидуального подхода к агротехнике выращивания сельскохозяйственных культур, а также внесению удобрений, соответствующих каждому конкретному типу почв.

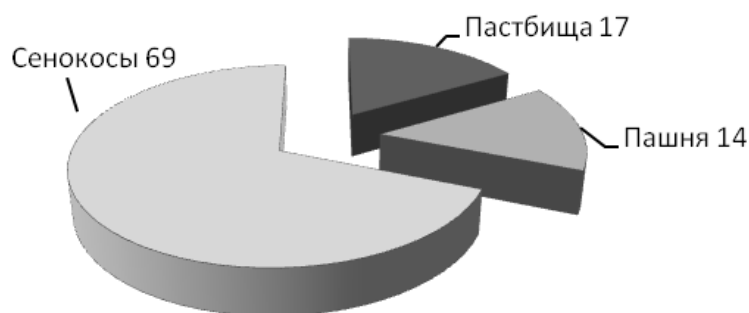


Рис. 1. Структура сельхозугодий периферийных районов Республики Коми в 2010 г., %

Площадь сельскохозяйственных угодий периферийных районов занимает 7,6 тыс. га или 29% от общей площади земель сельскохозяйственного назначения республики. В периферийных районах значительные площади сельскохозяйственных угодий заболочены, залесены, закустарены и закочкарены. По данным земельного баланса 50,1 тыс. га (34,4%) сенокосов из них 2,6 тыс. га (5,2%) и 14,3 тыс. га пастбищ из них 1,2 тыс. га (8,7%) заболочены. Кроме того, 20,6% сенокосов от их общего количества и 24,3% пастбищ заросли кустарником и мелколесьем, покрыты кочками. На долю улучшенных сенокосов приходилось лишь 3,6 тыс. га или 7,3%, улучшенных и культурных пастбищ – 1,0 тыс. га или 7%. С 2007 г. не только в удаленных районах, но и в пригородных зонах прекращено мелиоративное строительство. В то же время постоянно ухудшается техническое состояние мелиорированных земель. Так, 6,1 тыс. га площадей осушенных земель требуют проведения работ по качественному улучшению и повышению технического уровня мелиоративных земель.

С целью изучения ограничений и возможностей устойчивого развития аграрного производства с экологической точки зрения периферийных районов Республики Коми в конце 2011 – начале 2012 гг. автором проведен опрос руководителей и специалистов сельхозорганизаций и хозяйств этих территорий (было охвачено 35 руководителей и специалистов, или 80% от их общего числа) На вопрос «Применяет ли ваше хозяйство удобрения?» – были получены следующие ответы. Применяют органические удобрения – 75%, минеральные – 25,

не используют никаких удобрений – 16. Для борьбы с сорняками и вредителями химические средства защиты используют 25% хозяйств.

В анкете было предложено указать, какие из перечисленных мероприятий Вы проводили у себя в хозяйстве. На него респонденты дали следующие ответы: известкование кислых почв – 27; культуртехнические работы на сельскохозяйственных угодьях – 13; орошение земель – 11; реконструкция и восстановление земель – 9; осушение земель – 2%.

Сельскохозяйственным угодьям присущи разбросанность, высокая степень контурности, чрезмерная удаленность (нередко на десятки километров) отдельных участков от хозяйственных центров, ибо расширение сельхозугодий и пашни осуществлялось, особенно в прошлом, в условиях экстенсивного земледелия выборочно за счет потенциально более плодородных участков. Неустроенность угодий в мелиоративном отношении приводит к недобору, снижает производительность техники, вызывает дополнительный расход топлива, запасных частей, смазочных материалов и т. д.

В растениеводстве происходит ухудшение агрохимических и водно-физических свойств почвы, увеличение площадей заболоченных и закустаренных в связи с разрушением осушительных систем и прекращением с конца 1990-х гг. мелиоративных работ. Вынос из почвы питательных веществ с урожаем превышает их внесение. В настоящее время внесение органических и минеральных удобрений обеспечивает менее 10% потребности, необходимой для поддержания плодородия в почве. Внесение удобрений на 1 га посева в сельхозорганизациях периферийных районов показано в рис. 2. (Сельское хозяйство..., 2001, 2011).

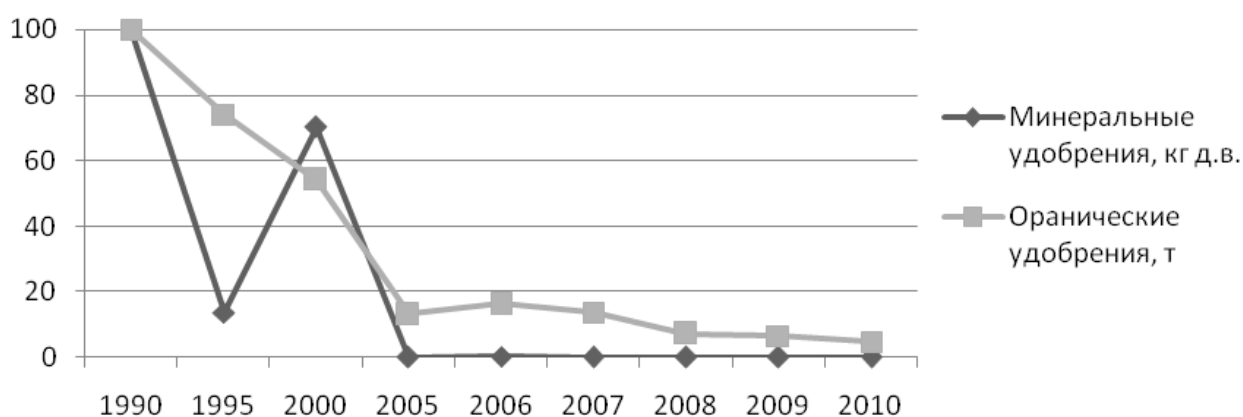


Рис. 2. Динамика внесения удобрений на 1 га посева в сельхозорганизациях периферийных районов Республики Коми за 1990–2010 гг. (1990г. – 100%)

Оценивая природные условия периферийных сельских территорий, следует отметить, что они в основном благоприятны для дальнейшего развития сельского хозяйства, особенно скотоводства (достаточное количество осадков, что обеспечивает сравнительно высокую эффективность удобрений, наличие значительных площадей природных кормовых угодий, в том числе пойменных лугов). Вместе с тем, чтобы уменьшить отрицательное влияние неблагоприятных почвенно-климатических условий, предстоит осуществить огромные вложения, направляемые на обогащение почв органическим веществом, снижение

кислотности, увеличение мощности пахотного слоя, регулирование водного режима, уменьшение засоренности и устранение раздробленности полей. В связи с избыточным переувлажнением почвы и недостатком тепла большое значение имеет развитие гребневой и грядовой технологии возделывания овощных культур, картофеля, кормовых корнеплодов. Наличие продолжительного периода переувлажнения почв, особенно тяжелого механического состава, значительное уменьшение несущей способности почвы требуют применения специальных тракторов и сельскохозяйственных машин с умеренной ходовой системой, чтобы причинять меньший вред почве и уменьшить непроизводительные затраты на передвижение по полю тракторов и машин. Учитывая для региона большую изменчивость погоды по годам, когда особенно резко меняется температурный режим и количество выпадаемых осадков (в отдельные годы в мае-июне из-за недостатка осадков складываются неблагоприятные условия увлажнения культурных растений; в июле, наоборот, когда ведется повсеместно заготовка сена, наступает дождливая погода), очень важно в более ранние сроки проводить посев культур, усилить внимание проведению мелиорации земель, улучшить организацию заготовки кормов и уборки урожая. Исходя из этих объективных положений, требуется дифференцированный подход к организации труда, размещению и специализации сельскохозяйственного производства.

Переход к новой стратегии развития, основанной на постепенном отказе от природоразрушающей (природоемкой) техногенной парадигмы и переходе к модели (стратегии) экологически устойчивого и экономически сбалансированного развития, является жизненно важным этапом социально-экономического прогресса (Пономарева, 2011).

#### Литература

Процун С. И. Концепция устойчивого развития и принципы регулирования сельскохозяйственного природопользования // Terra Economicus, 2010. № 4. Т. 8. С. 57–614.

Сельское хозяйство в Республике Коми. 2001: Стат. сб. / Комистат. Сыктывкар, 2001. С. 64, 67.

Сельское хозяйство в Республике Коми. 2011: Стат. сб. / Комистат. Сыктывкар, 2011. С. 41, 43.

Пономарева А. С. Рациональное природопользование как основа устойчивого развития аграрного сектора / Биологический мониторинг природно-техногенных систем: Сб. материалов Всероссийской научно-практической конференции с международным участием в 2 частях. Ч. 2. Киров: ООО «Лобань», 2011. С. 201–205.

### ОСОБЕННОСТИ ФАЦИАЛЬНОЙ СТРУКТУРЫ ЛОКАЛЬНЫХ ГЕОСИСТЕМ АТАРСКОЙ ЛУКИ

*Р. Р. Чепурнов, С. Л. Мокрушин, Е. С. Соболева, А. М. Прокашев*  
*Вятский государственный гуманитарный университет,*  
*roman.chepurnov@gmail.com*

В Кировской области планируется создание национального парка «Атарская лука» с целью сохранения уникальных и типичных для региона ландшафт-

тов и природных комплексов. Территория находится в пределах подзоны хвойно-широколиственных лесов у границы с подзоной южной тайги. Это центральная, наиболее возвышенная часть основной тектонической структуры области – Вятского вала в зоне его прорыва рекой Вяткой, которая, огибая тектонические поднятия, образует здесь три крупных дугообразных излучины (луки) – Кукарскую, Атарскую и Красносельскую. В настоящее время авторами проводится работа по комплексному эколого-географическому изучению вышеуказанной территории, которая практически не исследована с ландшафтной и почвенно-географической позиций. Данные исследования будут способствовать инвентаризации местных ландшафтов, являющихся составным звеном экологического каркаса территории.

В ходе полевых работ 2012 г. было описано 15 фаций (Ch1 – Ch15) вдоль линии, проложенной в левобережной части в направлении от русла Вятки к коренному берегу и вершине водораздела. Из 15 фациальных описаний 7 были сделаны на склонах различной крутизны южной и юго-западной экспозиции, 3 на слабонаклонной придолинной части водораздела, 1 в пойме, 1 – на первой надпойменной террасе (н.п.т.), 2 – на второй н.п.т., 1 – на днище балки, открывающейся к реке (рис.).

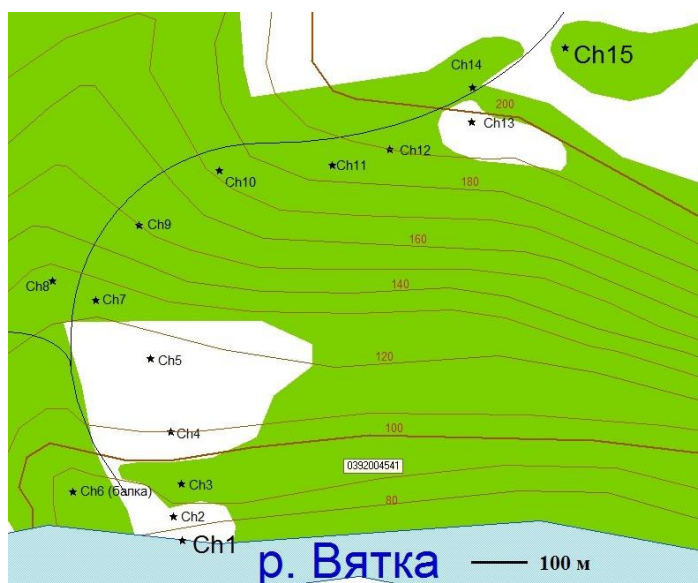


Рис. Схема расположения описанных фаций левобережья Вятки в районе Атарской Луки

Рельеф рассматриваемой катены протяженностью около 1,5 км представляет собой коренной склон южной экспозиции, переходящий в комплекс из двух надпойменных террас р. Вятки. Абсолютные высоты между начальной и последней точками варьируют от 74,7 м (урез воды) до 205 м, таким образом, перепад высот составляет около 130 м. До отметки 120 м над у. м. поверхность представлена средне-позднечетвертичной аллювиальной эрозионно-аккумулятивной террасированной равниной. Первая н.п.т. имеет ширину всего 10–15 м при высоте над урезом воды около 6 м. Рельеф ее неровный, в прирусловой части образован пляжным наносом, переходящим в виде уступа в узкую субгоризонтальную поверхность. Вторая надпойменная терраса имеет ширину от 0,2 до



0,4 км при высоте над урезом воды свыше 20 м. Поверхность ее достаточно ровная, с общей тенденцией повышения в направлении коренного склона. От поверхности первой надпойменной террасы она отделена уступом высотой до 10 м.

Рассматриваемая территория характеризуется неоднородностью литологии поверхностных отложений и почвообразующих пород. Террасовый комплекс вдоль линии маршрута сложен современным песчаным аллювием (бечевниковая пойма), сменяемым далее древним песчано-суглинистым в т.ч. карбонатным аллювием I и II н.п.т. На верхней н.п.т. древний аллювий перекрыт толщей бурых покровных суглинков. В направлении коренного склона плащ покровных отложений утончается, обнаруживая признаки слабой карбонатности на глубинах около 90–100 см. Глубже, судя по вышеописанным точкам, он сменяется коренными пермскими карбонатными породами нижеказанского подъяруса. Выше крутой коренной склон сложен с поверхности элювием известняков казанского возраста. При переходе к водоразделу элювий известняков перекрывается кремнистым глинистым элювием мощностью более 1 м. Таким образом, можно зафиксировать смену состава и возраста почвообразующих пород при движении вдоль исследуемой трансекты от современных голоценовых до древних пермских отложений возрастом около 250 млн. лет.

Параллельно с изменением рельефа и материнских пород выявлены изменения биогенных и биокосных компонентов и фациальной структуры локальных геосистем. При движении от поймы Вятки к вершине водораздела выявлена следующая смена растительных ассоциаций и почвенных разностей. На бечевнике (точка № 1) находится ежевично-вейниковый ивняк с клевером на аллювиальной слаборазвитой песчаной почве бечевника. Чуть выше, на поверхности I н.п.т. (фация № 2) ежевично-вейниковый ольховник с ивой на дерново-карбонатной типичной среднегумусной среднесуглинистой почве на древнем карбонатном аллювии. Крутой склон между I и II н.п.т. (фация № 3) покрыт сосново-березовым звездчатковым лесом на инициальной почве – литозёме. Точки № 4 и 5, заложенные на пологонаклонной в сторону реки II н.п.т., представлены разнотравно-злаково-вейниковым залежным лугом на дерново-среднеподзолистой среднесуглинистой почве, которая в первой из фаций имеет признаки намыва ввиду распашки на предшествующем этапе педогенеза. На подошве покатога коренного склона сформировались елово-березовый сосняк земляничник на дерново-слабоподзолистой, среднесуглинистой почве на покровном карбонатном суглинке (фация № 7), а на небольшом удалении от него – менее 50 м – при аналогичном гипсометрическом уровне – березняк с участием ели и сосны (фация № 8). Далее вверх, в пределах нижней трети склона, выявлен елово-сосновый лес кисличник на дерново-карбонатной выщелоченной тяжелосуглинистой почве на элювии известняка (фация № 9), а в средней части склона (фация № 10) – елово-сосновый лес земляничник на дерново-карбонатной выщелоченной многогумусной глинистой почве. Выше растительная ассоциация (фация № 11) представлена сосняком ландышевым с можжевельником на дерново-карбонатной типичной многогумусной почве. При переходе к верхней трети склона (фация № 12) наблюдали елово-сосновый лес осоково-

земляничный с можжевельником на рендине многогумусной глинистой (дерново-карбонатная каменистая почва). Выше, ближе к выположенной приводораздельной части склона, в пределах бывшей лесной вырубki, он замещён злаково-ежевичным лугом на дерново-карбонатной выщелоченной многогумусной почве на элювии известняка (фация № 13), а в близлежащей фации (точка № 14) – вторичным маловозрастным густым сосняком травянисто-земляничным (почва та же) на месте заброшенного поля. Завершающее звено рекогносцировочной трансекты (фация № 15) представлено березняком вейниковым на дерново-сильнопodzолистой среднесуглинистой почве на кремнистом посткарбонатном элювии глин, подстилаемым элювием известняка.

Отдельно следует упомянуть о балке, расположенной на небольшом удалении к западу от рассматриваемого маршрута и врезанной в легко размываемые покровные суглинистые отложения II н.п.т. В её нижней части выявлен елово-сосновый лес кисличник с березой на дерновой намытой среднегумусной среднесуглинистой почве на делювии (фация № 6).

Таким образом, на атарском левобережье Вятки в ходе предварительных рекогносцировочных исследований выявлены значительные изменения морфологической структуры локальных геосистем в направлении поперечного профиля долины реки в соответствии с изменением геоморфологического строения, генезиса и литологии материнских и подстилающих пород, почвенно-гидрологических условий, растительных ассоциаций и почвенного покрова. Пойменный тип местности на исследуемом маршруте имеет ограниченное распространение и сменяется надпойменно-террасовым типом местности, в пределах которого урочища подтипа местности I н.п.т. быстро сменяются группой урочищ подтипа местности II н.п.т., занимающих относительно большую площадь по сравнению с предыдущими. Основное место в структуре природно-территориальных комплексов анализируемой катены принадлежит подурочищу коренного склона (приречный тип местности) – фации № 7–11. Вследствие большой протяженности и значительного перепада высот он характеризуется наибольшей сложностью фациального состава: трансэлювиальные, транзитные и трансаккумулятивные фации под различными биоценозами, закономерно сменяющие друг друга вниз по склону.

На рассматриваемом ограниченном отрезке приречной катены наблюдается достаточно большое разнообразие типов, подтипов, групп формаций и растительных ассоциаций вслед за вышеуказанным изменением биотопов. В распределении типов и подтипов почв прослеживается тесная связь с гипсометрическим положением и характером почвообразующих пород. На склоновых подурочищах доминируют фации с разнообразными растительными ассоциациями на дерново-карбонатных почвах. Различные варианты елово-соснового леса составляют более 50%, сосняки около 30%, в том числе с елью и березой 10%, березовые леса с примесью ели и сосны – 10% и примерно 10% – разнотравно-злаковые луга. Такая частая смена фитоценозов на фоне однородного состава почвенных разностей объясняется нахождением описываемых фаций в разных частях склона, его крутизной, а также степенью антропогенного воздействия. В приводораздельной позиции была описана березняковая фация на дерново-

сильнопodzolistой почве, что объяснимо сильным промыванием и опodzolistиванием почвенного профиля на плакорах. У подножия коренного склона лесные фации на дерново-карбонатных почвах сменяются лесными фациями на дерново-слабоподzolistых почвах, а далее на выположенной поверхности II н.п.т. залежными луговыми на дерново-среднеподzolistых почвах, свидетельствуя о вторичном усилении увлажнения, промачивания и элювиирования почвенных профилей в подчинённых геоморфологических позициях.

В структуре почвенного покрова отмечается следующая закономерность: зональные дерново-подzolistые глубоко промачиваемые элювиированные почвы на вершине водораздела сменяются интразональными слабо промачиваемыми неопodzolistенными дерново-карбонатными почвами на коренном склоне и вновь сильно промачиваемыми зональными дерново-подzolistыми на выположенной II н.п.т. На узкой I н.п.т. также локально встречаются интразональные дерново-карбонатные почвы, но уже развитые на редких для бассейна Вятки аллювиальных отложениях карбонатного состава, возникших при размывании коренных известковых пород Вятского вала. На фрагментарно представленной пойме выделены азональные аллювиальные слабо развитые почвы. При этом в пределах склонового подурочища коренного берега Вятки можно констатировать, во-первых, менее тесную связь растительного покрова с рельефом и почвами, во-вторых, большее разнообразие растительного покрова по сравнению с почвенным.

Приведенная выше морфологическая структура ландшафтов левобережья Атарской Луки является сугубо предварительной. Необходимы дополнительные специальные исследования этого интересного в природном отношении уголка Вятской земли с целью более детального изучения структуры локальных геосистем и особенностей их компонентного состава, создания крупномасштабных ландшафтных и отраслевых карт.

## **ОЦЕНКА СТЕПЕНИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЛИЦИКЛИЧЕСКИМИ АРОМАТИЧЕСКИМИ УГЛЕВОДОРОДАМИ УРБАНИЗИРОВАННОЙ ЭКОСИСТЕМЫ**

*И. М. Котельникова, А. Г. Сергеева, Н. Г. Куимова*  
*Институт геологии и природопользования ДВО РАН,*  
*irina.kotelnikova@gmail.com*

Полициклические ароматические углеводороды (ПАУ) представляют собой высокомолекулярные органические соединения, основным элементом структуры которых является бензольное кольцо. Эти соединения канцерогенны и токсичны, поэтому 16 молекулярных видов ПАУ включены в список приоритетных загрязнителей (Майстренко, Клюев, 2009). ПАУ как продукты неполного сгорания органических соединений поступают в атмосферу с частицами сажи. Накопителем аэрозольных частиц в зимнее время года является снежный покров. Поступающие в течение отопительного периода в атмосферу и выпа-

дающие с осадками ПАУ после снеготаяния в конечном итоге депонируются в почве.

В г. Благовещенске, региональном центре Амурской области, уровень загрязнения атмосферного воздуха соответствует высокому из-за повышенных концентраций бенз(а)пирена и формальдегида (Государственный доклад..., 2012). Основными источниками загрязнения атмосферы служат Благовещенская ТЭЦ, валовые выбросы которой за 2011 г. составили 33,028 тыс. тонн и автотранспорт, доля которого в суммарном выбросе достигает 39% (Государственный доклад..., 2012). В г. Благовещенске довольно велика сеть отопительной системы частного сектора и мелких котельных.

Выпадения из атмосферы в конечном итоге загрязняют другие компоненты окружающей среды, однако исследования загрязнения ПАУ природных сред городов Дальнего Востока малочисленны. Целью работы было изучение степени загрязнения ПАУ депонирующих сред в урбоэкосистеме г. Благовещенска.

Отбор проб проводили на фоновой территории и в разных районах города, в зависимости от влияния основных факторов загрязнения: выбросов ТЭЦ, промышленных предприятий, автотранспорта, печного отопления (табл.). Для анализа снега было отобрано 27 проб, – почвы 29 проб. Отбор и предварительную обработку снежного покрова проводили в соответствии с (Беликова, Василенко, Дликман, 1991). Снег отбирали в конце февраля 2012 г. перед началом снеготаяния. Пробоподготовка и измерение массовых концентраций ПАУ выполнено согласно (Рейнгеверц, Плехов, 2007). Пробы почвы отбирали в мае 2012 г. в соответствии с (Шабад и др., 1976). Пробоподготовка почвы и измерения массовых концентраций ПАУ выполнены по (Юдина, Волосникова, Гладилович, 2003). Измерение концентраций ПАУ проводилось на жидкостном хроматографе Shimadzu LC-20 Prominence в Аналитическом центре минералогеохимических исследований ИГиП ДВО РАН.

Таблица

### Точки отбора проб

	Точки отбора проб
Фоновая территория –1	34 км на северо-восток от города в 1 км от автодороги (Фон-1)
Фоновая территория –2	32 км на северо-восток от города в 500 м от автодороги на возвышенности (Фон-2)
Городская парково-рекреационная зона	Городской парк (Горпарк), Первомайский парк (Ппарк)
Факторы загрязнения атмосферы	
Выбросы ТЭЦ	ТЭЦ-1, ТЭЦ-2, ТЭЦ-3, ул. Красноармейская – Артиллерийская (Красн.-Арт.), ул. Северная
Выбросы промышленных предприятий	Асфальтовый завод (Асф. з.-д.), Котельная ДПК, Ремонтно-механический завод (РМЗ), Судостроительный завод (Судостр.з.-д.), Спиртзавод, ОАО «Амурский бройлер» (Ам.бройлер), Силикатный завод (Силик.з.-д.)
Печное отопление частного сектора	ул. Конная-Шимановского (Кон.-Шим.), ул. Островского – Рабочая (Остр.-Рабочая), Астрахановка
Выхлопы автотранспорта	Автовокзал, кольцевая развязка (кольцевая -1, кольцевая-2), АЗС «Гранд», АЗС «Альянс», шоссе Новотроицкое (шоссе Новотр.)

	Точки отбора проб
Влияние железной дороги	ул. Магистральная, ул. Станционная, железнодорожный переезд (ж.-д.переезд)
Сжигание мусора	Полигон бытовых отходов (свалка)

Суммарное содержание ПАУ в снежном покрове и почве показано на рис. 1. Содержание ПАУ и в почве, и в снежном покрове на территории города было значительно выше, чем на фоновых участках. На городской территории количественное содержание суммы ПАУ варьировало от 2,9 мкг/кг снега (точка РМЗ) до 1112,31 мкг/кг снега (ул. Магистральная). При этом на фоновой территории суммарное содержание ПАУ не превышало 1,8 мкг/кг снега. В почве на городской территории содержание ПАУ достигало 4,15 мг/кг (ул. Магистральная). На фоновой территории суммарное содержание ПАУ было значительно меньше и не превышало 0,02 мг/кг (рис. 1).

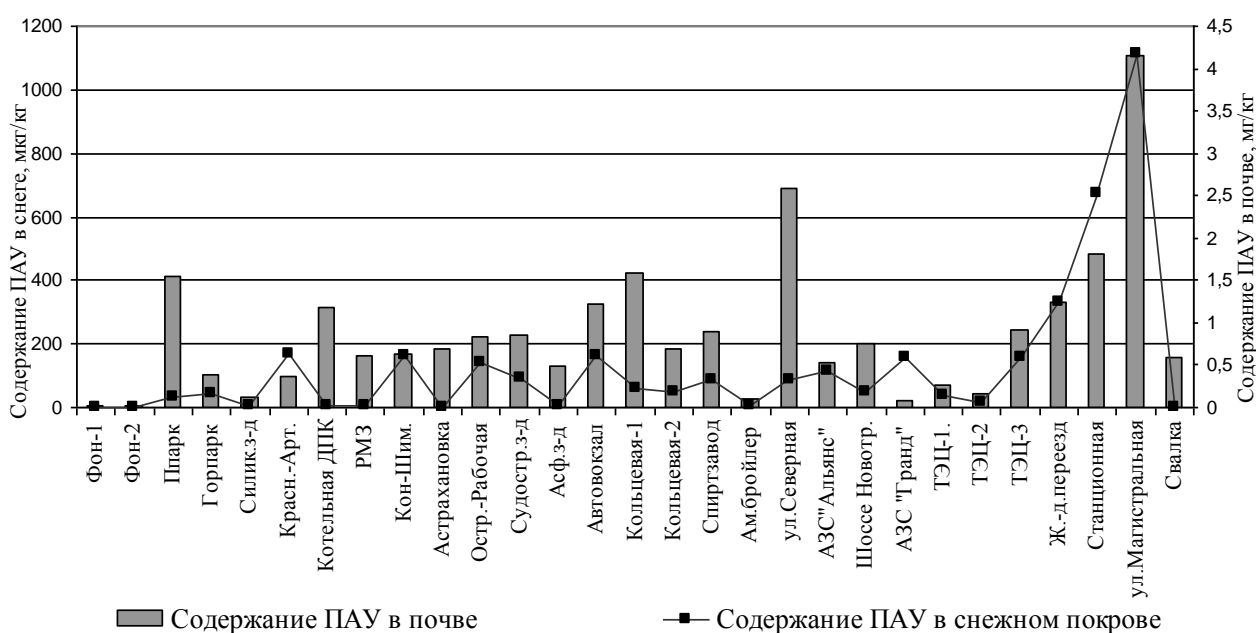


Рис. 1. Суммарное содержание ПАУ в почве и снежном покрове.

- 1 – Первомайский парк; 2 – Городской парк; 3 – ул. Красноармейская-Артиллерийская; 4 – Котельная ДПК; 5 – РМЗ; 6 – Астрахановка; 7 – ул. Островская-Рабочая; 8 – Судостроительный завод; 9 – Асфальтовый завод; 10 – Автовокзал; 11 – Кольцевая-1; 12 – Кольцевая-2; 13 – Спиртзавод; 14 – ул. Северная; 15 – АЗС «Альянс»; 16 – Новотроицкое шоссе; 17 – АЗС «Гранд»; 18 – ТЭЦ-1; 19 – ТЭЦ-3; 20 – Ж.-д. переезд; 21 – ул. Станционная; 22 – ул. Магистральная; 23 – свалка

В снежном покрове было идентифицировано 14 молекулярных видов ПАУ. Количественно преобладали фенантрен, флуорантен, пирен, бенз(а)антрацен, почти во всех исследованных пробах также были обнаружены флуорен, антрацен, хризен. Бенз(а)пирен в снежном покрове выявлен в 7 пробах в концентрациях от 0,09 до 1,22 мкг/кг (рис. 2).

В почве идентифицировано 12 молекулярных видов ПАУ, при этом 8 видов выявлены в преобладающем числе проб. Количественно доминировали бенз(б)флуорантен, бенз(а)антрацен, пирен, в меньших концентрациях присутствовали фенантрен, флуорантен, хризен, бенз(к)флуорантен, бенз(а)пирен. В отличие от проб снежного покрова, в почвенных образцах не обнаружены некоторые низкомолекулярные виды ПАУ, однако выявлено большое количество высокомолекулярных видов. Бенз(а)пирен был выявлен в 19 пробах почв, отобранных на городской территории (рис. 2). Его содержание в среднем по городу было высоким и в 10 пробах достигало значений ПДК (0,02 мг/кг), в 6 пробах составляло 2–4 ПДК, а в почве по ул.Магистральной превышало ПДК в 9 раз (рис. 2).

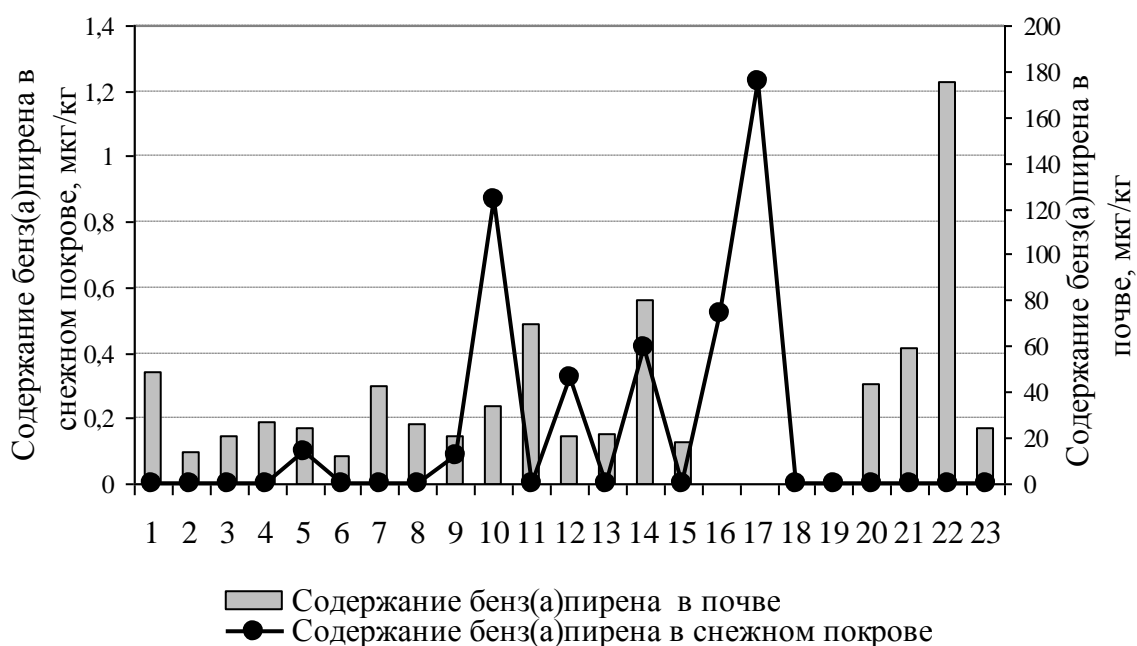


Рис. 2. Содержание бенз(а)пирена в снежном покрове и почве

Наибольшим уровнем загрязнения характеризовались зоны с воздействием нескольких факторов загрязнения. Так, самое высокое суммарное количество ПАУ как в снежном покрове, так и в почве выявлено на территориях, прилегающих к железной дороге (рис. 1). На ул. Магистральной с максимальным количеством ПАУ в снеге и почве, вклад в загрязнение природных сред вносили также автомобильный транспорт, дымовые трубы и котельной. В почве и снежный покров по ул. Северной, расположенной на северо-востоке в зоне влияния ТЭЦ, поступают загрязнения от выхлопов автотранспорта и печных дымов, здесь содержание ПАУ выше, чем в других точках в зоне влияния ТЭЦ (рис. 1, 2). В обследованных точках велико содержание ПАУ в местах, прилегающих к автомобильным дорогам (рис. 1, 2). Высокое загрязнение ПАУ в зоне отдыха – Первомайском парке, который расположен на окраине города рядом с нефтебазой, в окружении нескольких малых котельных, дымов которых не подвергаются очистке.

В целом снежный покров и почвы г. Благовещенска характеризуются умеренным уровнем загрязнения ПАУ, с наличием локальных участков высокого загрязнения. Эти участки находятся в зонах города, прилегающих к местам проживания и отдыха населения.

Работа выполнена в рамках гранта № 12-05-31099 Российского фонда фундаментальных исследований.

#### Литература

Беликова Т. В., Василенко В. Н., Дликман И. Ф., Фридман Ш. Д. Предварительная обработка проб на метеостанциях (постах) при выполнении программы первого вида // Руководство по контролю загрязнения атмосферы. Руководящий документ. РД 52.04.186-89. М., 1991. Ч. 2. Р. 5. С. 454–455.

Государственный доклад об охране окружающей среды и экологической ситуации в Амурской области за 2011 год. Благовещенск, 2012. 200 с. – Режим доступа: <http://www.amurobl.ru>

Майстренко В. Н., Ключев Н. А. Эколого-аналитический мониторинг стойких органических загрязнителей. М.: Бином. Лаборатория знаний, 2009. 323 с.

Рейнгерверц М. Д., Плехов В. С. Снежный покров. Методика выполнения измерений массовой доли бенз(а)пирена методом высокоэффективной жидкостной хроматографии. М 02-902-143-07. ООО «Аналит», СПб., 2007. 11 с.

Шабад Л. М. и др. Методические указания по отбору проб из объектов внешней среды и подготовка их для последующего определения канцерогенных полициклических ароматических углеводородов. Сб. методических указаний МУК №1424-76. М.: Минздрав СССР, 1976. 16 с.

Юдина Т. В., Волосникова Е. А., Гладилович Д. Б. и др. Измерение массовой доли бенз(а)пирена в пробах почв, грунтов, донных отложений и твердых отходов методом ВЭЖХ с использованием флуориметрического детектора // Измерение массовой концентрации химических веществ люминесцентными методами в объектах окружающей среды. Сб. методических указаний: МУК 4.1.1255-4.1.1274. М.: Федеральный центр госсанэпиднадзора Минздрава России, 2003. 36 с.

## ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В СТРУКТУРНЫХ КОМПОНЕНТАХ АВТОМОРФНЫХ ПОЧВ ЛЕСОТУНДРЫ ЕВРОПЕЙСКОГО СЕВЕРО-ВОСТОКА РОССИИ

*О. В. Шахтарова, Е. М. Лантева, Г. В. Русанова*  
*Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, [olga.shakhtarova@mail.ru](mailto:olga.shakhtarova@mail.ru)*

К настоящему времени детально исследовано содержание и профильное распределение тяжелых металлов (ТМ) в основных типах целинных почв Большеземельской тундры, установлен региональный уровень их фонового содержания (Дымов, 2010). Однако, особенности перераспределения ТМ между структурными компонентами почв (скелетаны, внутриведная масса) до настоящего времени не были изучены, что и предопределило цель данной работы. Объектом исследования послужили криометаморфические оподзолненные глееватые почвы, формирующиеся в автоморфных позициях в подзоне лесотундры под тундровой кустарничково-мохово-лишайниковой растительностью. Профиль почвы имеет следующее строение:

$$O \frac{0-5}{5} CRM_{Me} \frac{5-12}{7} CRM_{Mg} \frac{12-27}{15} CRM_1 \frac{27-45}{18} CRM_2 \frac{45-70}{25} \perp.$$

Почвы сильнокислые (pH<sub>сол.</sub> 3,6–3,8), не насыщены основаниями (степень насыщенности основаниями в верхней части профиля 10–20%, в нижней – 52–76%), малогумусны (содержание Сорг. в минеральной части профиля 2.2–0.4%), слабо дифференцированы по содержанию илистой фракции и полуторных оксидов (Тонконогов, 2010).

Содержание ТМ (Cu, Pb, Cd, Zn, Co) в почвах и их структурных компонентах определяли в соответствии с аттестованными методиками (Количественный..., 1998) в аккредитованной лаборатории «Экоаналит» Института биологии Коми НЦ УрО РАН. Исследования показали, что целинные органо-криометаморфические почвы, с учетом классификации почв по степени загрязнения тяжелых металлов (Обухов, Ефремова, 1988), характеризуются средним и низким уровнем содержания меди (7,4–16,0 мг/кг) и цинка (25–47 мг/кг), средним – свинца (6,4–14,0 мг/кг), повышенным – кадмия (0,23–0,36 мг/кг), не превышающим регламентированные значения ПДК(ОДК) по содержанию ТМ в кислых суглинистых почвах. Содержание кобальта в почвах находится в пределах 5,1–11 мг/кг, что составляет 1–2,2 ПДК. К общей закономерности распределения ТМ между структурными компонентами почв следует отнести их преимущественное накопление во внутриведной массе, где концентрация ТМ в 1,4–2,2 раза выше, по сравнению со скелетанами. Близким характером внутри-профильного распределения отличаются такие элементы как Zn, Cu и Co. Для них отмечено относительно равномерное (Co), либо с тенденцией уменьшения вниз по профилю (Cu, Zn) распределение во внутриведной массе. При анализе скелетан прослеживается обеднение этими элементами оглеенного горизонта CRM<sub>Mg</sub> и относительное их накопление – в нижележащем криометаморфическом горизонте CRM<sub>1</sub>. По содержанию Pb и Cd структурные компоненты почвы практически не различаются, за исключением горизонта CRM<sub>Mg</sub>, для которого выявлена аккумуляция Pb во внутриведной массе (14 мг/кг) и снижение – в скелетанах (6,4 мг/кг). Таким образом, для криометаморфических почв, формирующихся в биоклиматических условиях лесотундры под кустарничково-мохово-лишайниковой растительностью, характерно отсутствие выраженной дифференциации профиля по содержанию ТМ в структурных компонентах, что обусловлено спецификой их формирования: однородностью почвообразующих пород, автоморфностью условий почвообразования.

Работа выполнена при финансовой поддержке проекта №12-Т-4-1004 «Формирование и функционирование почв криолитозоны европейского Северо-Востока в условиях изменения климата и антропогенных воздействий» Программы ОНЗ РАН №14 «Состояние окружающей среды и прогноз ее динамики под влиянием быстрых глобальных и региональных природных и социально-экономических изменений».

#### Литература

Дымов А. А., Лаптева Е. М., Калашников А. В., Денева С. В. Фоновое содержание тяжелых металлов, мышьяка и углеводов в почвах Большеземельской тундры // Теоретическая и прикладная экология, 2010. № 4. С. 43–48.



Обухов А. И., Ефремова Л. Л. Охрана и рекультивация почв, загрязненных тяжелыми металлами // Тяжелые металлы в окружающей среде и охрана природы: Материалы 2-й Всесоюзной научной конф. Ч. 1. М., 1988. С. 20–25.

ПНД Ф 16.1:2.3:3.11-98. Количественный химический анализ почв. Методика выполнения измерений содержания металлов в твердых объектах методом спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой. М., 1998.

Тонконогов В. Д. Автоморфное почвообразование в тундровой и таежной зонах Восточно-Европейской и Западно-Сибирской равнины. М.: Почвенный институт им. В. В. Докучаева, 2010. 304 с.

## **ДИНАМИКА ЗАПАСОВ ПОДВИЖНЫХ ФОРМ СВИНЦА И ЖЕЛЕЗА В ЛЕСНОЙ ПОЧВЕ**

*О. А. Зубкова<sup>1</sup>, Е. А. Русских<sup>1</sup>, Л. Н. Шихова<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> ГНУ НИИСХ Северо-Востока Россельхозакадемии,

<sup>2</sup> Вятская государственная сельскохозяйственная академия, *edaphic@mail.ru*

В условиях неблагоприятной экологической обстановки, сложившейся во многих регионах страны, одним из наиболее актуальных вопросов является нормирование содержания химических элементов в объектах окружающей среды. При этом нормированию должны подвергаться как химические элементы, которые находятся в избытке в объектах окружающей среды в связи с антропогенным загрязнением, так и те, содержание которых в почвах отдельных регионов недостаточно (Ермохин, Синдирева, 2008). Свинец относится к числу наиболее сильных загрязнителей, а железо является одним из самых распространенных элементов в почве. Наиболее доступными для растений являются подвижные формы элементов, их содержание определяется многими факторами (Шихова, Егошина, 2004). Воздействие человека и техники на сложившиеся природные экологические системы ведет к нарушению баланса элементов в почве. Достаточно много научной литературы посвящено вопросу содержания ТМ в почве, но динамика запасов их подвижных форм в течение вегетационного сезона до настоящего времени слабо изучена.

Исследования проводились в 2009–2010 гг. с мая по октябрь. Объектом служила подзолистая почва на двучленных отложениях под ельником-кисличником (Кирово-Чепецкий район Кировской области). Пробы отбирались в течение вегетационного периода из трех почвенных горизонтов ( $A_0 - 0...5$  см,  $A_2 - 5...13$  см,  $B - 20...48$  см) в пяти повторностях при помощи почвенного бура по ГОСТ 28168-89. Подготовку почвенных проб для анализа проводили по ГОСТ 26213-31. Содержание подвижных соединений Pb и Fe определяли в ацетатно-аммонийном буферном растворе с рН 4,8 методом атомно-адсорбционной спектрофотометрии. Для расчета запасов подвижных соединений элементов определяли плотность почвенных горизонтов (Практикум..., 1980). Для выявления влияния почвенных факторов на подвижность свинца и железа параллельно определяли: содержание общего (Собщ) и лабильного углерода (Слаб) гумусовых соединений по методу Тюрина (Аринушкина, 1970), полевую влажность (Практикум..., 1980). Математическая обработка данных

проводилась с использованием методов дисперсионного и корреляционного анализов в программах Microsoft Excel 2003, AGROS 2.07.

Оценка запасов свинца и железа в течение вегетационных сезонов 2009, 2010 гг. позволила оценить содержание их подвижных форм в генетических горизонтах почвы в расчете на единицу площади.

В лесной таежной экосистеме их запасы в разных горизонтах в разные сроки составили от 0,047 до 33,02 кг/га для свинца, и от 0,002 до 3,08 т/га для железа. Горизонты почвенных профилей существенно отличаются по запасам подвижных форм данных элементов. Их минимальный запас отмечен в лесной подстилке, вниз по профилю он увеличивается. Чем глубже и мощнее горизонт, тем больше амплитуда колебаний запасов подвижных форм Pb и Fe.

Выявлена достоверная динамика запасов подвижных форм исследуемых элементов в течение вегетационного периода. Происходящие изменения значений запасов непосредственно связано с такими факторами как обменная кислотность почвы, влажность, содержание углерода (Алексеев, 2008). Однако и в зависимости от гидротермических условий года сезонная динамика запасов подвижных форм свинца и железа может быть различной. При этом объем запасов подвижных форм данных элементов в лесной подстилке меньше подвержено влиянию погодно-климатических условий года.

В 2009 г. минимальное количество запасов свинца в минеральных горизонтах наблюдается с начала весны до середины лета. Это может быть связано как с выносом подвижных форм элемента за пределы рассматриваемых горизонтов еще весной, так и с его закреплением органическим веществом, оксидами и гидроксидами железа, т.е. переходом в неподвижные формы. В данный период влажность почвы была максимальной, наибольшее количество осадков выпало в июне. Начиная со второй половины лета количество запасов подвижных форм свинца резко увеличивается, что связано, прежде всего, с благоприятными гидротермическими условиями, которые способствуют активной микробиологической деятельности по деструкции органики, а, следовательно, и высвобождению подвижных форм свинца. Нами выявлена статистически достоверная корреляционная зависимость между содержанием свинца и Собщ ( $r = 0,77$ ). По литературным сведениям свинец высвобождается не только при деструкции органического вещества, но и частично может быть вытеснен другими металлами по механизму ионного обмена (Понизовский, Мироненко, 2008).

Максимальное значение запасов подвижных форм Fe в минеральных горизонтах отмечено в августе – сентябре, минимум – в мае. В результате наших исследований была выявлена корреляция содержания подвижных форм железа с количеством общего углерода (Собщ) в горизонте  $A_2$  ( $r=0,68$ ) и отрицательная корреляция с влажностью почвы в горизонте В ( $r=-0,70$ ). В сентябре наблюдалось увеличение содержания лабильного (Слаб) и общего углерода в горизонте  $A_2$ . В августе увеличение количества осадков могло способствовать перемещению подвижных форм железа вниз по профилю. Так, по данным других исследователей на мобилизацию железа влияет процесс разложения органического вещества и гидрологические условия года наблюдения (Канев, 2011).

Сезон 2010 г. был засушливый, температура превышала средние значения на 5,3 °С, количество осадков было минимальным, на 25% ниже нормы. Весна 2010 г. оказалась ранней, теплой. В июне наблюдались обильные дожди. Положительные температуры и интенсивное промачивание почвы способствовало активному разложению органических остатков и высвобождению свинца. Запасы подвижных форм данного элемента в горизонтах  $A_0$  и  $A_2$  в начале и конце сезона исследований достоверно не отличаются. В иллювиальном горизонте отмечено его накопление к концу вегетационного сезона. Это может быть связано с выносом подвижных форм свинца из верхних горизонтов лесной подзолистой почвы в нижележащий горизонт.

Максимальное количество запасов подвижных форм железа в элювиальном горизонте в 2010 г. наблюдалось в конце периода исследования, а в иллювиальном – в конце мая и в августе. Обнаружена отрицательная корреляция между содержанием  $Fe^{2+}$  и влажностью в иллювиальном горизонте ( $r=-0,63$ ). Возможно, что на изменение запасов Fe (II) оказали влияние следующие почвенные факторы: трансформация органического вещества и гидротермические условия. Так, наибольшее содержание Собщ и Слаб наблюдалось в конце мая и в августе. Также в конце вегетационного периода произошло увеличение количества осадков.

В почвенных горизонтах лесной подзолистой почвы запасы подвижных форм свинца и железа увеличиваются сверху вниз. Чем глубже и мощнее горизонт, тем больше амплитуда колебаний запасов подвижных форм Pb и Fe. Сезонная динамика запасов элементов зависит не только от физико-химических показателей почв, но и от климатических условий года. Запас подвижных форм свинца в начале и конце вегетационного сезона остается постоянным.

### Литература

- Алексеев Ю. В. Тяжелые металлы в агроландшафте. СПб.: ПИЯФ РАН, 2008. 216 с.
- Аринушкина Е. В. Руководство по химическому анализу почв. М.: МГУ, 1970. 488 с.
- Ермохин Ю. И., Синдирева А. В. Основные критерии агроэкологической оценки действия микроэлементов в системе почва-растение-животное // Проблемы агрохимии и экологии. 2008. № 3. С. 19–22.
- Канев В. В. Динамика содержания кислоторастворимых соединений железа в дерново-подзолистых почвах южной части республики Коми // Почвоведение. 2011. № 11. С. 1312–1326.
- Понизовский А. А., Мироненко Е. В. Механизмы поглощения свинца (II) почвами // Почвоведение. 2001. № 4. С. 418–429.
- Практикум по почвоведению / Под ред. И. С. Кауричева. 3-е издание перераб. и доп. М.: Колос, 1980. 272 с.
- Шихова Л. Н., Егошина Т. Л. Тяжелые металлы в почвах и растениях таежной зоны Северо-Востока Европейской части России. Киров: Зональный НИИСХ Северо-Востока, 2004. 264 с.

## СОСТОЯНИЕ МИКРОБНЫХ КОМПЛЕКСОВ ПОЧВ г. ВЛАДИКАВКАЗА

*Е. А. Горностаева<sup>1</sup>, З. В. Кабалоев<sup>2,3</sup>, К. Кокоулина<sup>2</sup>, А. И. Фокина<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> *Вятская государственная сельскохозяйственная академия,  
g\_lentochka@mail.ru*

<sup>2</sup> *Вятский государственный гуманитарный университет,  
anya\_var@mail.ru*

<sup>3</sup> *Северо-осетинский государственный университет им. К. Л. Хетагурова,  
kabaloev\_zalim@mail.ru*

Северная Осетия-Алания является индустриальной республикой. К числу важнейших факторов, определяющих место Северной Осетии в Российской Федерации, относится высокая концентрация на ее территории трудовых ресурсов промышленного производства, таких важных отраслей народного хозяйства как цветная металлургия, электронная, химическая, пищевая и перерабатывающая промышленность. Наличие большого количества промышленных предприятий, а также автомобильного транспорта не могло не сказаться на экологическом состоянии природных объектов республики, особенно г. Владикавказа, поскольку город находится в окружении гор. Для его микроклимата характерны: большое количество штилей и слабых ветров. Это создает застойную атмосферу, что усиливается котловинообразной формой рельефа. Накопление элементов-загрязнителей в городских почвах происходит в течение всего периода урбанизации территории. Промышленное загрязнение почв идет в основном через атмосферу путем осаждения паров аэрозолей, пыли и растворенных соединений токсикантов с дождем и снегом. При загрязнении окружающей природной среды тяжёлыми металлами (ТМ), именно почва становится одним из основных и постоянно действующих источников их поступления в растения, природные воды, далее по пищевой цепи, в корм животных и в пищу человека. Учитывая специфические особенности источников загрязнения, возникает острая необходимость исследований и объективной оценки степени влияния техногенеза на компоненты биосферы. Важным является комплексный подход к изучению всех видов загрязнения и учет степени влияния различных источников загрязнения на функционирование природных и антропогенных ландшафтов. В республике не решены экологические вопросы защиты почв и сельскохозяйственных культур от загрязнений ТМ (Зангелиди, 2009). Для решения этих вопросов необходим целенаправленный научно-экспериментальный материал, полученный на основе полевых и лабораторных исследований, что и послужило основанием для выбора темы работы.

Цель работы – изучение влияния техногенного загрязнения на состояние почв г. Владикавказа. Было решено определить количественный и качественный состав микроорганизмов в образцах почв г. Владикавказа. Установить влияние тяжёлых металлов на количество клеток различных групп микроорганизмов.

Исследованы образцы почв, отобранных в осенний период 2012 г. с территории г. Владикавказа (Республика Северная Осетия-Алания), на территории которого действует несколько крупных металлургических комбинатов (ОАО «Электроцинк», АО «Победит» и т. д.). В качестве фоновой взята проба почвы вблизи поселения Гизель, расположенного в Пригородном районе Северной Осетии, в 9 км к западу от Владикавказа. Смешанные образцы почв и грунтов отобраны с 19 площадок с глубины 0–5 см (рис. 1).

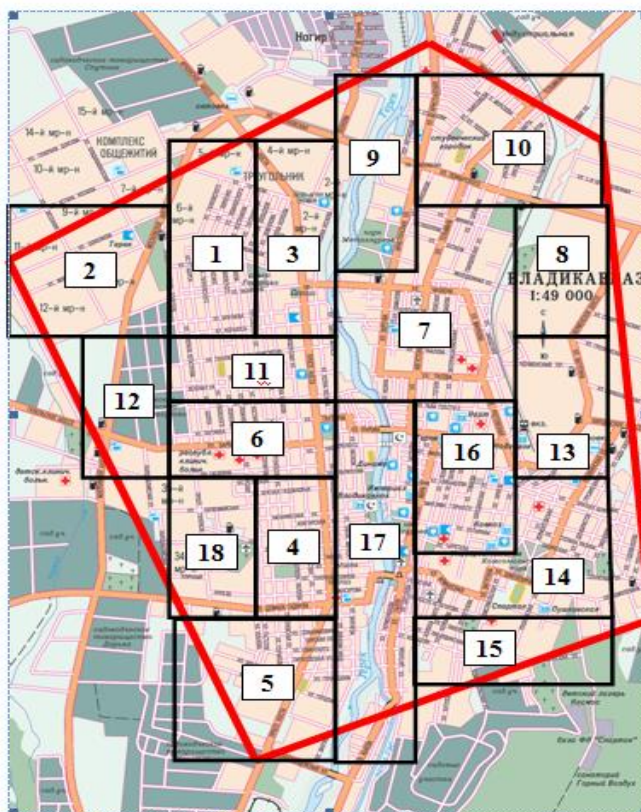


Рис. 1. Схема отбора проб

Содержание ТМ в почве определяли методом ААС (Методика ..., 2007) на базе экоаналитической лаборатории ВятГГУ. Численность фототрофов и число фрагментов грибного мицелия определяли на мазках методом прямого счёта (Домрачева, 2005).

Химический анализ почвенных образцов показал, что в большинстве из них, кроме фона, содержание подвижных форм Pb, Cu, Cd и Zn превышает ПДК. Для оценки уровня загрязнения почв использовали интегральный показатель загрязнения (ИПЗ)  $Z_c$ , равный сумме коэффициентов концентраций химических элементов (ГОСТ, 1986). Допустимому уровню загрязнения отвечают только 2 пробы – № 5 и 16 (табл.). Средний уровень загрязнения выявлен в образцах № 15 и 13. Высокий уровень загрязнения наблюдается почти в половине проб. Многие образцы характеризуются большими значениями интегрального показателя загрязнения, который находится в пределах  $Z_c > 64$ . Наибольшее значение ИПЗ выявлено в пробе № 7. Данный участок расположен в центре города, недалеко от железной дороги, что может играть немаловажную роль, т. к. от трения колес составов о рельсы в почвенный покров может попадать значи-

тельное количество поллютантов. Именно в седьмом квадрате расположено четыре крупнейших предприятия республики: ОАО «Кристалл», ОАО «Магнит», ОАО «Победит» и АО «Электроцинк». ОАО «Кристалл» изготавливает прокат из цветных металлов, производит спецтехоборудование; ОАО «Магнит» – крупное производственное предприятие, специализирующееся на выпуске литых магнитов; ОАО «Электроцинк» – один из крупнейших заводов в РФ по производству цинка, свинца, кадмия, серной кислоты, цинк-алюминиевых сплавов, полипропилена; ОАО «Победит» – производит продукцию из вольфрама и молибдена, а также рений.

Таблица

**Интегральный показатель загрязнения почв и грунтов  
г. Владикавказ, у. е.**

№ проб	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Значение ИПЗ	37,4	66,6	57,4	34,2	5,8	80,9	127,5	70,5	41,1	44,3
№ проб	11	12	13	14	15	16	17	18	фон	
Значение ИПЗ	59,6	124,0	19,5	33,2	29,2	5,5	39,7	35,2	2,5	

Был определен количественный и качественный состав микроорганизмов. Несмотря на то, что образцы имеют высокий уровень загрязнения тяжелыми металлами, запас микробной биомассы имеется. Конечно, она не так богата и не отличается большим разнообразием, но все же этот факт говорит о том, что даже в таких неблагоприятных условиях почвенная биота способна выживать.

Максимальное количество водорослей (одноклеточных зеленых и диатомовых) наблюдается в первом образце (930 тыс. кл/г), что превышает значение в контроле в 9 раз. Также есть варианты, где водорослей совсем не обнаружено, это пробы № 9, 12 и 15. По количественному составу цианобактерии (ЦБ) превосходят водоросли. Максимальное значение последних в 15 пробе превышает контроль примерно в 2 раза и составляет 2100 тыс. кл/г. Фрагменты мицелия грибов встречаются во всех пробах: минимальное в образце № 11 – 30 тыс. кл/г, максимальное – 770 тыс. кл/г (№ 18) в районе с 2-мя автозаправочными станциями. Возможно, именно наличие продуктов нефтепереработки привело к увеличению количества микромицетов. В настоящее время установлено, что способность окислять углеводороды нефти не является специфической чертой отдельных видов грибов. Это не редкая их особенность, а одна из физиологических функций.

Количественные характеристики микробных комплексов зависят не только от содержания ТМ в почве, но и от природно-климатических условий, которые «смазывают» отклик от воздействия токсикантов. Так, например, в пробах, отобранных вблизи русла реки практически не обнаруживаются водоросли, количество грибов и ЦБ ниже, чем во многих остальных пробах. Это не говорит о токсичности среды, скорее всего это связано с отсутствием питательных веществ на каменистой поверхности берега.

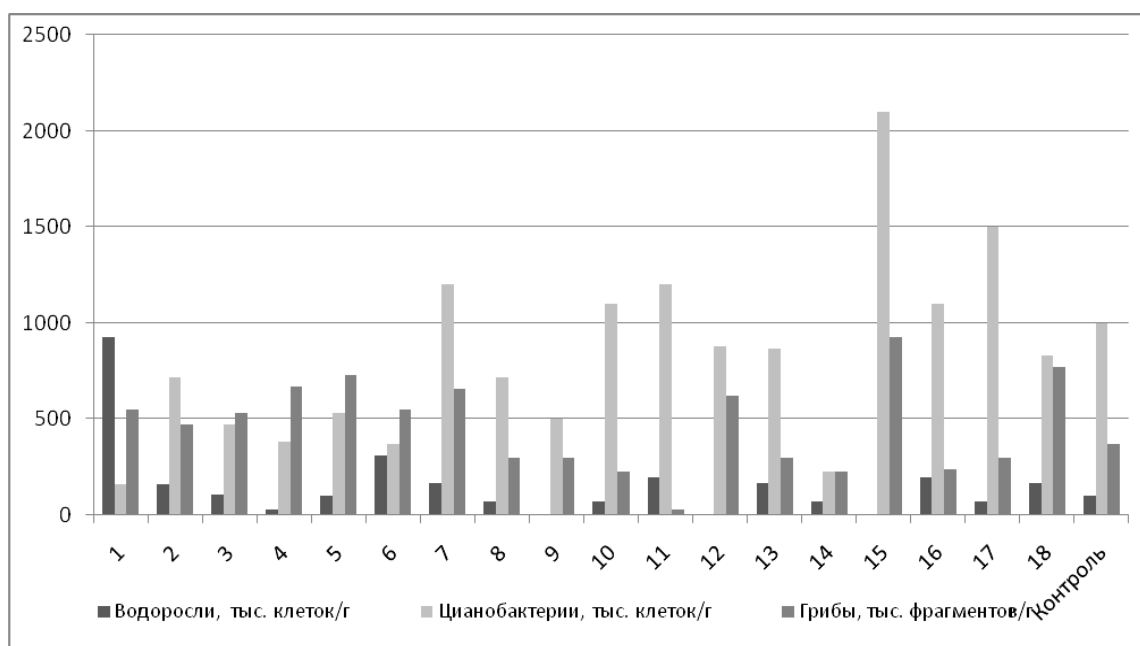


Рис. 2. Состав и численность микроорганизмов в почвах г. Владикавказа

В целом, полученные данные говорят о том, что разнообразие поллютантов приводит к пестрой картине развития микробных группировок.

Так, между количеством клеток водорослей и ИПЗ зависимости не установлено, коэффициент корреляции Пирсона составляет «-0,02».

Выявлено, что до ИПЗ 57 у. е., чем меньше интегральный показатель, тем больше количество клеток ЦБ на грамм почвы. В интервале от 57 до 300 у. е. зависимость противоположная, чем больше показатель, тем большее количество клеток ЦБ приходится на 1 грамм почвы, при этом коэффициент корреляции между ИПЗ и количеством клеток составляет 0,8, что говорит о достаточно высокой взаимосвязи между содержанием ТМ в почве и количеством ЦБ. При 300 у. е. биомасса ЦБ на единицу массы почвы падает.

Между значениями ИПЗ и количеством грибов нет однозначных взаимосвязей. Для большинства проб наблюдается обратная зависимость между уровнем ИПЗ и биомассой грибного мицелия, чем выше концентрация ТМ, тем меньше биомасса. Но разница в значениях между некоторыми вариантами лежит в пределах погрешности.

Все пробы почв и грунтов городской территории г. Владикавказа характеризуются большой степенью нарушенности и экологической напряженности, о чем свидетельствуют высокие значения интегральных показателей загрязненности. В дальнейшем планируется более детальное исследование микробных комплексов, выявление групп микроорганизмов, не только устойчивых к загрязнению, но и способных улучшить экологическое состояние почв города. Планируется вести мониторинговые исследования для выявления динамики техногенных процессов.

Работа выполнена в рамках гранта Президента Российской Федерации для государственной поддержки молодых российских ученых – кандидатов наук № МК-3326.2012.5.

## Литература

ГОСТ 17.4.3.06-86. Охрана почв. Почвы. Общие требования к классификации почв по влиянию на них химических загрязняющих веществ.

Домрачева Л. И. Цветение почвы и закономерности его развития. Сыктывкар, 2005. 334 с.

Зангелиди В. В. Влияние техногенного загрязнения на состояние почв г. Владикавказ. Дисс. ... канд. геогр. наук., Владикавказ, 2009. 140 с.

Методика выполнения измерений массовых долей токсичных металлов в пробах почв атомно-абсорбционным методом. ФР.1.31.2007.04106. М. 13 с.

## ПОЧВЕННЫЙ МОНИТОРИНГ г. АЛМАТЫ

*Н. М. Бексултанова<sup>1</sup>, Б. Н. Мынбаева<sup>2</sup>*

*<sup>1</sup> Институт магистратуры и PhD докторантуры,  
b.nesibeli@mail.ru*

*<sup>2</sup> Казахский национальный педагогический университет им.Абая,  
btunbayeva@gmail.com*

Общеизвестно, что экологический мониторинг любой природной среды или ее компонентов – это комплексная система, состоящая из периодических наблюдений за состоянием, контроля степени загрязнения поллютантами, оценки и прогноза изменений состояния окружающей среды (ОС) под воздействием природных и антропогенных факторов (Сюткин, 1999).

Городские территории также имеют сети наблюдений. В г. Алматы систему мониторинга осуществляет Гидрометеослужба Казахстана в виде ДГП «Центр гидрометеорологического мониторинга» (ДГП ЦГМ), имеющий международный сертификат качества ISO 9001:2000. Организационно ДГП ЦГМ состоит из следующих структурных элементов: пункты наблюдений за загрязнением воздуха (ПНЗ), гидрологические посты (ГП), пункты наблюдений за почвой и др., центр сбора и обработки информации (ЦСОИ), который отправляет сводные данные по г. Алматы в центр экологического мониторинга окружающей среды Республики Казахстан (ЦЭМОС РК), г. Астана.

С 2005 г. в систему гидрометеорологических наблюдений г. Алматы были включены мониторинговые исследования по установлению степени загрязнения природной среды тяжелыми металлами (ТМ), так как они нередко обладают высокой токсичностью, мутагенностью и способностью к аккумуляции в организмах. Таким образом, данный вид загрязнений представляет значительную опасность для педобиоты.

Отбором проб и анализом концентраций ТМ в атмосферном воздухе занимаются всего 2 ПНЗ: ПНЗ 1 – просп. Абая / ул. Амангельды и ПНЗ 12 – просп. Райымбека / ул. Наурызбай батыра; периодичность отбора проб составляет 6 раз в квартал в среднем. Определяется содержание 4 ТМ: Cd, Pb, Cu, Cr и As.

Также с 2005 г. ведутся наблюдения и контроль за загрязнением 3 поверхностных рек г. Алматы (Большая Алматинка, Малая Алматинка и Есентай) 8 ГП, расположенных в следующих местах: в р. Малая Алматинка –



ГП 1 (2,0 км выше города), ГП 2 (0,5 км ниже сброса Мехкомбината), ГП 3 (4,0 км ниже г.Алматы); в р.Есентай – ГП 4 (пересечение с просп.аль-Фараби), ГП 5 (с ул.Рыскулова); в р. Большая Алматинка – ГП 6 (9,1 км выше города), ГП 7 (0,5 км ниже сброса Алматинского хлопчатобумажного комбината), ГП 8 (0,5 км ниже города), т. е. выше г. Алматы (предгорья Заилийского Алатау), на территории города и на выходе из города. Мониторинг за состоянием рек осуществляется по 13 элементам: Mg, Na, Ca, Fe, Cu, Zn, Ni, Pb, Co, Cd, Mn, Cr и As. Наиболее опасными являются ТМ, например, Cu, Pb и др. Отбор проб воды по 8 ГП и анализ в них содержания металлов производится 1 раз в год.

Исследования загрязнения почв г. Алматы проводятся в 5 точках или участках территории города, начиная с 2005 г.: Алматинский хлопчатобумажный комбинат (АХБК), парковая зона Казахского национального университета (КазНУ), филиал Волжского автомобильного завода (ВАЗ), район аэропорта и на пересечении просп. Абая и просп. Сейфуллина. Согласно схеме сети мониторинга ДПП ЦГМ г. Алматы отбор проб проводится 2 раза в год: весной и осенью. Пробы почв отбираются согласно общепринятой методике отбора проб для проведения почвенного мониторинга на глубине 0–25 см методом «конверта» (в 5 повторностях) (ГОСТ 17.4.3.01-83. Общие требования к отбору проб, 1983). В пробах почв определяется содержание Cd, Cu, Pb, Cr и Zn по методике определения массовой доли водо- и кислоторастворимых форм их ТМ (Методика выполнения измерения массовой доли подвижных форм металлов, 1990). Содержание кислоторастворимых форм металлов измеряют после приливания к 2 г почвы 5 мл 5М HNO<sub>3</sub> и 3 мл H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> для предварительного кислотного разложения в течение 15 мин, затем переносят в СВЧ-печь и, выбрав соответствующую количеству проб программу, подвергают их минерализации. После завершения программы пробы охлаждают и отфильтровывают в цилиндр (или колбу) на 50 мл через фильтр с белой лентой, многократно ополаскивая посуду и фильтр бидистиллированной водой, и доводят объем фильтрата до 50 мл. Водорастворимые формы металлов измеряют после экстрагирования навески почвы бидистиллированной водой, ацетатно-аммонийным буфером (рН 4,8) и 1 Н раствором HCl, отношение навески почвы к экстрагенту составляет 1:10, время воздействия – 60 мин. Все анализы проводятся на спектрометре с электротермической атомизацией АА-6650 фирмы «Shumadzu».

Анализ данных загрязнения ТМ почв г.Алматы с 2005 по 2010 гг. (Мынбаева, Макеева, 2011) показал, что исследуемые ТМ (Pb, Zn, Cu и Cd) имели превышение предельно допустимой концентрации вдоль транспортных магистралей (просп. Абая / просп. Сейфуллина) и в районе филиала ВАЗа. Например, с превышением ПДК Cd, равное 0,5 мг/кг (Совместные приказы № 99 и № 21-п., 2004) по всем точкам отбора проб, примерно в 2,5 раза; загрязнение Pb почв г. Алматы было максимальным в 2005 г. с превышением ПДК Pb (32 мг/кг) на пересечении просп. Абая / просп. Сейфуллина в 6 раз, в районе ВАЗа – в 3,5 раза; самое значительное загрязнение почв Cu также отмечено в районе ВАЗа (3,2 ПДК), аэропорта (2,4 ПДК), АХБК и перекрестка просп. Абая / просп. Сейфуллина (1,8–1,9 ПДК); стабильно высокие концентрации с превышением ПДК Zn (23 мг/кг) отмечено во все периоды отбора проб, максималь-

ное накопление Zn в почвах города выявлено в районе ВАЗа (2,3 ПДК) и аэропорта (2 ПДК).

Таким образом, с помощью показателей количественного химического анализа было установлено значительное загрязнение природной среды г. Алматы тяжелыми металлами: воздуха (1–1,8 ПДК Pb), рек (11–12 ПДК Cu и 1,1–1,9 ПДК Pb) и особенно почв (1,7–6 ПДК Pb, 1,6 ПДК Cd, 3,2 ПДК Cu и 1,1–1,5 ПДК Zn) за период наблюдений с 2005 по 2009 гг., что свидетельствовало о большом экологическом риске проживания людей в городе.

Проведение мониторинга компонентов окружающей среды городских территорий с проведением химико-аналитических исследований не позволило нам получить комплексную оценку техногенного влияния на обследуемые объекты. В дальнейшем предполагается больше ориентироваться на биологические показатели.

### Литература

ГОСТ 17.4.3.01-83 (СГ СЭВ 3347-82). Общие требования к отбору проб: Введ. 1983-01-01. М.: Госстандарт СССР: Изд-во стандартов, 1983. 58 с.

Ильин В. Б. О надежности гигиенических нормативов содержания тяжелых металлов в почве // *Агрохимия*. 1992. № 12. С. 78–85.

Ильин В. Б. Система показателей для оценки загрязненности почв тяжелыми металлами // *Агрохимия*. 1995. № 1. С. 94–99.

Методика выполнения измерения массовой доли подвижных форм металлов: РД 52.18.269-90. М.: изд-во стандартов, 1990. 35 с.

Мынбаева Б. Н., Макеева А. Ж. Оценка загрязнения почв г. Алматы тяжелыми металлами химическими и математическими методами // *Фундаментальные исследования*. 2011. № 10. Ч. 1. С. 131–136.

Совместный приказ Министерства здравоохранения РК от 30.01.2004 г. №99 и Министерства охраны окружающей среды РК от 27.01.2004 г. /№ 21-п.: утв. 01.02.2004. Астана. 2004. 17 с.

Сюткин В. М. Экологический мониторинг административного региона (концепция, методы, практика на примере Кировской области). Киров: ВГПУ, 1999. 232 с.

## БОЛОТА КАК АККУМУЛЯТОРЫ НЕКОТОРЫХ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ

*Е. С. Гонина, Л. Н. Шихова*

*Вятская государственная сельскохозяйственная академия*

Болота – важный элемент природных ландшафтов. Огромна роль болот в регулировании гидрологического режима территорий, в стоке углерода из атмосферы, в регулировании климата. Кроме того, болотные системы активно участвуют в круговороте многих химических элементов, часто являются местом их депонирования. При усилении антропогенного загрязнения болота могут являться аккумуляторами самых различных поллютантов, в том числе и тяжелых металлов. Заболоченные почвы, торфяники характеризуются рядом весьма своеобразных свойств, которые существенно влияют на подвижность и химические свойства тяжелых металлов. Одни металлы становятся более по-

движными и, следовательно, более доступными для биоты, другие, наоборот, осаждаются. Избыточное поглощение элементов биотой может привести к возрастанию количества ТМ, поступающих в пищевые цепи. Осушая болота, используя торф, человек выбрасывает в окружающую среду дополнительные порции ТМ. Поэтому, для контроля этих процессов необходимо всестороннее изучение болот и поведения химических элементов в этих системах.

Кировская область занимает восточную часть Русской равнины и относится к поясу интенсивного торфонакопления. По данным инновационного геологического центра «Волгагеология» на 01.01.99 г. в области выявлено и описано 1858 торфяных месторождений. Площадь торфяных месторождений области – почти 500 тыс. га, что составляет около 4% территории области (Уланов, 2005). Наибольшее распространение болота получили на широких, сглаженных и пониженных водораздельных пространствах северной, северо-восточной и центральных частях области, на низинных участках речных пойм и террас.

Целью работы является изучение поведения и накопления некоторых ТМ в болотных почвах (разной степени выработанности) Кировской области. В ходе предварительных работ было проведено рекогносцировочное обследование некоторых болотных массивов центральной и северной частей Кировской области: «Каринское», «Прокопьевское», «Бурмакинское», «Мурзиха», «Кирсовое», «Крутец». В качестве невыработанного (эталонного) был выбран участок торфомассива «Зенгинский». На всех месторождениях были проведены описания фитоценозов (Методы изучения..., 2002). Заложены почвенные разрезы для характеристики почв.

Интересной особенностью болот Кировской области является то, что подстилающими породами в южной части области являются карбонатные породы палеозойского возраста, а в северной – бескарбонатные отложения московского и днепровского оледенений.

При значительной мощности торфяного отложения подстилающие минеральные отложения практически не оказывают влияния на геохимическую ситуацию верхней части торфяной залежи. Поэтому неосушенные торфяные болота и северной и южной частей области очень похожи по химическому составу торфа и по ботаническому составу фитоценозов их занимающих.

Однако, при осушении болот и сработке торфа минеральные подстилающие породы подступают близко к поверхности. На выработанных торфомассивах южной части области это может способствовать появлению карбонатного щелочного барьера при подтягивании к поверхности грунтовых вод из карбонатных пластов. Вместе с активной минерализацией оставшейся части торфа после добычи и осушения следует ожидать резкой смены геохимической ситуации. На выработанных торфяниках в северной части области этого, очевидно, не происходит.

В процессе исследований установлено, что болота отличаются по степени выработанности, то есть мощность торфяного слоя разная, соответственно разное и содержание органического вещества.

Кроме того, глубина залегания минеральных горизонтов значительно варьирует даже на небольших территориях. Поэтому на некоторых объектах

наблюдается большой диапазон значений зольности («Зенгинский»: от 6,78% до 83,37%). Наиболее высокие значения зольности торфа отмечены на тех полигонах торфомассива «Зенгинский», которые используются под пашню.

Для обследованных болот южной части области намечается положительная корреляция между величиной рН и зольностью торфа (рис.). Зольность торфа зависит от степени выработанности торфяной залежи. Следовательно, чем выше зольность, тем ближе к поверхности располагаются минеральные карбонатные горизонты, что приводит к повышению рН остаточного торфа. К сожалению, в настоящее время не сохранилось документов со сведениями о мощности остаточного слоя торфа.

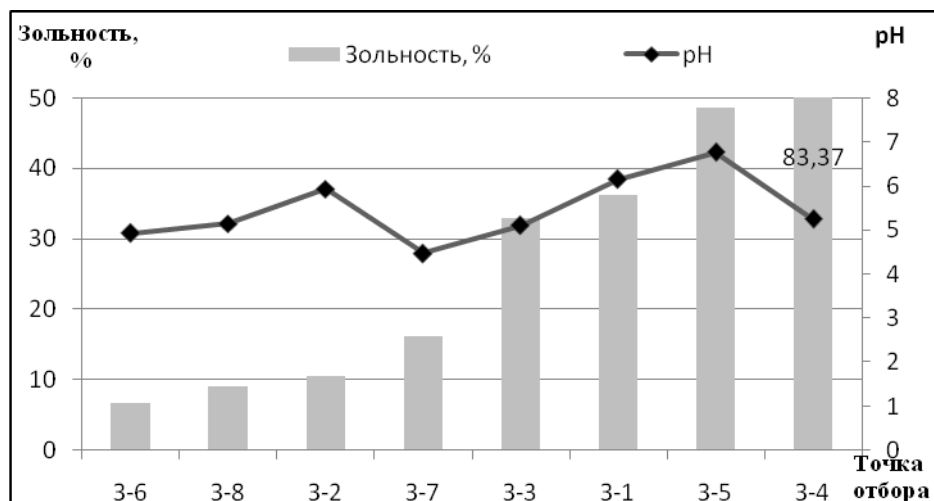


Рис. Соотношение величины рН и зольности торфа на торфомассиве «Зенгинский» (3-1, 3-2, 3-3, 3-4, 3-5, 3-6, 3-7, 3-8 – точки отбора проб)

Для болот северной части области достоверных корреляционных связей между рН и зольностью на предварительном этапе работ не выявлено. Пробы остаточного торфа с выработанных массивов в северной части области имеют высокую кислотность (табл.).

Таблица

**Величина рН проб торфа с разных объектов**

Объект	Точки опробования							
	1	2	3	4	5	6	7	8
«Зенгинский»	4,47	4,93	5,11	5,15	5,25	5,94	6,16	6,77
«Каринский»	4,69	4,71	4,84	4,89	4,94			
«Мурзиха»	4,24	4,43	4,65	5,37	7,04			
«Прокопьевский»	3,46	3,46	4,89	5,61	5,88			
«Кирсовое»	3,13	3,21	3,25	3,35	3,41			

Было проанализировано содержание 4 ТМ в почвах осушенных и выработанных торфяников – цинк, медь, свинец и кадмий. Все они являются важными токсикантами. Цинк и медь кроме того являются важными микроэлементами для растений. Поэтому их содержание необходимо учитывать и контролировать при дальнейшем возможном использовании выработанных торфяников в сельском хозяйстве.

В результате исследований было получено следующее. В целом содержание рассматриваемых химических элементов в отобранных образцах не превышает предельно-допустимых концентраций и фонового содержания валовых ( $Zn=30,0-70,0$  мг/кг;  $Cu=45,0-50,0$  мг/кг;  $Pb=5,0-43,0$  мг/кг;  $Cd=0,7-1,03$  мг/кг) и подвижных форм металлов ( $Zn=12,0-15,0$  мг/кг;  $Cu=4,0-5,0$  мг/кг;  $Pb=1,28-3,0$  мг/кг;  $Cd=0,04-0,29$  мг/кг) в почвах Кировской области (Шихова, Егошина, 2004). Анализ показывает, что в большинстве случаев полученные значения много меньше ПДК и фонового содержания элементов в почвах области. Содержание валовых форм элементов в образцах с обследованных участков:  $Zn=2,0-33,0$  мг/кг;  $Cu=0,0-3,7$  мг/кг;  $Pb=0,34-2,8$  мг/кг;  $Cd=0,0-0,24$  мг/кг. Содержание в образцах, отобранных на участке торфомассива «Зенгинский» составило  $Zn=8,8-61,0$  мг/кг;  $Cu=0,0-2,7$  мг/кг;  $Pb=0,15-2,3$  мг/кг;  $Cd=0,0-0,32$  мг/кг. Содержание подвижных форм элементов также не превышает предельно-допустимых концентраций и фонового содержания в почвах Кировской области. В результате исследований выявлено низкое содержание меди ( $Cu=0,0-0,92$  мг/кг) по сравнению с фоновым содержанием в почвах области ( $Cu=4,0-5,0$  мг/кг) (Шихова, Егошина, 2004).

#### Литература

Андреева Е. Н., Баккал И. Ю., Горшков В. В., Лянгузова Ш. В., Мазная Е. А., Шелатаев В. Ю., Ставрова Н. И., Ярмишко В. Т., Ярмишко М.А. Методы изучения лесных сообществ. СПб.: НИИ Химии СПб ГУ, 2002. 240 с.

Уланов А. Н. Торфяные и выработанные почвы южной тайги Евро-северо-востока России. Киров, 2005. 319 с.

Шихова Л. Н., Егошина Т. Л. Тяжелые металлы в почвах и растениях таежной зоны Северо-Востока Европейской России. Киров: Зональный НИИСХ Северо-Востока, 2004. 264 с.

## АЭРОКОСМИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ В НАУЧНОМ И ОБРАЗОВАТЕЛЬНОМ АСПЕКТАХ

*Т. А. Адамович, Т. Я. Ашихмина, Г. Я. Кантор*  
*Лаборатория биомониторинга Института биологии*  
*Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ, ecolab2@gmail.com*

Аэрокосмический мониторинг – это оперативное слежение и контроль за состоянием окружающей среды и ее компонентов по данным дистанционного зондирования Земли (ДЗЗ) и картографическим материалам. При изучении земной поверхности данными методами носителем информации об объектах земной поверхности служит их собственное и отраженное излучение. Важную роль выполняет фиксация состояния объектов в разные моменты времени и возможность слежения за их динамикой. Результатами обработки данных ДЗЗ является обновление имеющихся карт, создание тематических карт динамики и прогноза состояния окружающей природной среды. В настоящее время методы аэрокосмического мониторинга широко применяются в решении прикладных задач, в

частности, геоэкологической оценке техногенно-нарушенных территорий, а также в образовательном процессе.

Научно-производственной корпорацией РЕКОД, в рамках реализации программы правительства РФ по внедрению в практику результатов космической деятельности, создаются Центры космических услуг (ЦКУ) на базе высших учебных заведений. В Российской Федерации существуют уже 45 университетских ЦКУ, в т. ч. Инновационно-образовательный центр космических услуг Вятского государственного гуманитарного университета (ВятГГУ), открытый 26 апреля 2012 г.

ЦКУ Вятского государственного гуманитарного университета – это учебная и научная лаборатория геоинформатики и методов дистанционного зондирования Земли. На базе центра регулярно проводятся занятия со студентами, магистрами и аспирантами ВятГГУ по дисциплинам «Географические информационные системы», «Геоинформационные технологии в экологических исследованиях». В рамках данных дисциплин студенты знакомятся с основами картографии и дешифрирования данных ДЗЗ с применением программных продуктов MapInfo Professional, ArcGIS, ENVI, ERDAS IMAGINE.

Кроме того, по тематике ЦКУ выполняются курсовые и выпускные квалификационные работы по следующим темам: «Применение разновременных, разномасштабных космических снимков в оценке состояния растительности Кировской области», «Использование данных дистанционного зондирования из космоса для мониторинга водных объектов», «Космические методы исследования почв». С применением аэрокосмических методов выполнена магистерская диссертация «Применение методов картографирования и дистанционного зондирования Земли в оценке состояния поверхностных водных объектов» и кандидатская диссертация «Геоэкологическая оценка и оптимизация системы мониторинга территории в районе Кирово-Чепецкого химического комбината с использованием аэрокосмических методов исследования». На базе центра ведется работа по гранту Президента РФ для государственной поддержки ведущих научных школ по теме «Космический мониторинг, геоэкологическая оценка и реабилитация территорий, пострадавших от техногенных воздействий» (№ НШ – 2037.2012.5).

Результаты научных исследований, проводимых по тематике ЦКУ, имеют большое практическое значение. Данные дешифрирования и анализа космических снимков позволили создать банк многолетних (за период с 1973 по 2008 гг.) данных спутниковых наблюдений, разработать новые программы, предназначенные для расширения функциональных возможностей известных программных продуктов на основе данных ДЗЗ построены оценочные карты сезонной и многолетней динамики вегетационных индексов, динамики русловых процессов р. Вятки, изменения ландшафта вблизи крупных промышленных объектов на территории Кировской области с целью выявления изменений экосистем, прогноза развития опасных природных и природно-техногенных процессов. Результаты проводимых исследований получили широкое применение при проведении мероприятий по реабилитации химически и радиационно загрязненных территорий и водных объектов. Методы дистанционного зондиро-

вания, геоэкологического картирования, разработанные компьютерные программы, станут основой при разработке программы и создании системы комплексного экологического мониторинга р. Вятки – основного источника водоснабжения областного центра г. Кирова – и техногенно-нарушенных территорий Кировской области и других регионов.

Таким образом, ЦКУ ВятГГУ способствует внедрению в практику результатов космической деятельности. Использование данных дистанционного зондирования Земли способствует повышению эффективности исследований по оценке и прогнозированию экологического состояния техногенно-нарушенных территорий.

## РАСЧЕТ СОМКНУТОСТИ КРОН ДРЕВОСТОЯ С ПРИМЕНЕНИЕМ СРЕДЫ РАЗРАБОТКИ VISUAL BASIC

*А. Ю. Боровлёв<sup>1</sup>, В. В. Елсаков<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> *Сыктывкарский государственный университет, atboor@yandex.ru,*

<sup>2</sup> *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН*

В последние годы особое внимание уделяется такому экологическому показателю, как сомкнутость крон древостоя. Этим термином называют степень заполнения воздушного пространства кронами деревьев. Сомкнутость выражают в десятых долях единицы, принимая за единицу сомкнутости соприкосновение крон друг с другом без просветов.

При расчете данного показателя, чаще всего используются фотографии, сделанные при помощи объектива «Fish Eye» («Рыбий глаз») — на полученном кадре изображение занимает не всю его площадь, а лишь вписанный круг. Такой объектив имеет угол зрения 180° в любом направлении, и можно сделать снимок, на котором будет изображён весь небосвод.

Целью данной работы является увеличение точности значений сомкнутости крон, используя среду разработки Visual Basic.

Имея снимок древостоя, мы пользуемся функциями программного продукта ENVI, в частности спектральным анализом Scatter Plot – для того, чтобы выделить древостой (рис. 1); классификатором Decision Tree (Дерево решений), с помощью которого мы делим пиксели на два класса, используя при этом оператор отношений GT (рис. 2).

Предварительно, мы обозначаем требуемый нам участок фотоснимка, выделяя его с помощью инструмента ROI (Region Of Interest) – в данном случае, такой областью является само круглое изображение древостоя. ROI мы используем в дальнейшем, при выборе сцены в классификаторе Decision Tree. И тут возникает проблема – когда классификатор рассчитывает количество пикселей для Class 0 (древостой) (выделенного Scatter Plot) и для площади, не относящейся к этому классу (Class 1 – небосвод), он «достраивает» указанный ранее нами ROI до квадратного окна (рис. 3).

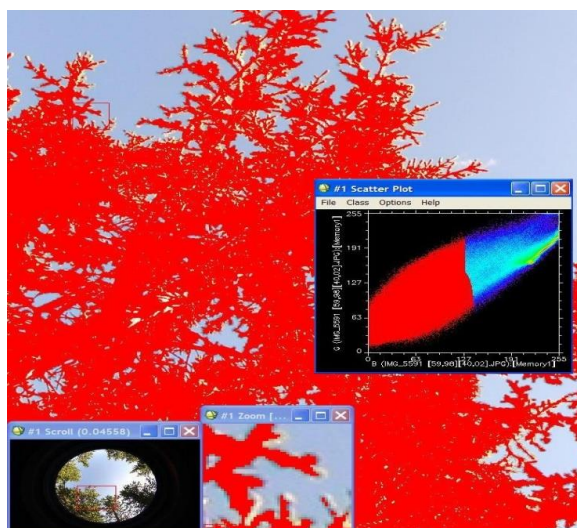


Рис. 1. Выделение кроны древостоя инструментом Scatter Plot

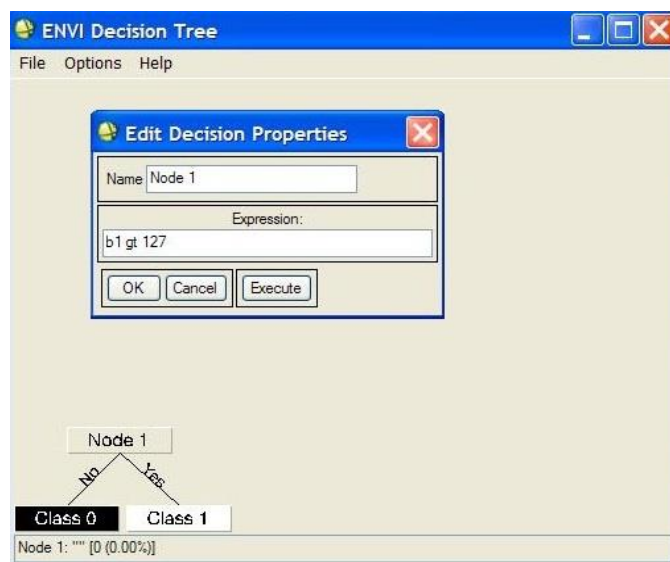


Рис. 2. Использование классификатора Decision Tree

В качестве проверки, был рассмотрен круг, 50% которого должны были классифицироваться, как Class 0, а оставшаяся половина – Class 1. После расчета оказалось, что процентное отношение Class 0 к Class 1 равно 61,3%, к 38,7%.



Рис. 3. Изображение, полученное после выполнения классификации



Разумно было бы ввести перерасчет показателей. Данная операция реализована при помощи среды разработки Visual Basic. Вводится несколько переменных:  $a$ , равная площади ROI;  $b$ , равная площади Class 1 (площадь этого класса не будет изменяться при классификации).

Далее следует не сложная арифметическая операция:

$a - b = c$  (расчет площади Class 0 попавшей в ROI),

и рассчитывается процент для Class 0 ( $x$ ):

$$x = (c * 100) / a$$

Безусловно, это можно вычислить на обычном калькуляторе, но с помощью Visual Basic можно создать удобную форму для значения переменных  $a$  и  $b$ , а после запуска сценария, получить готовые значения сомкнутости крон (рис. 4).

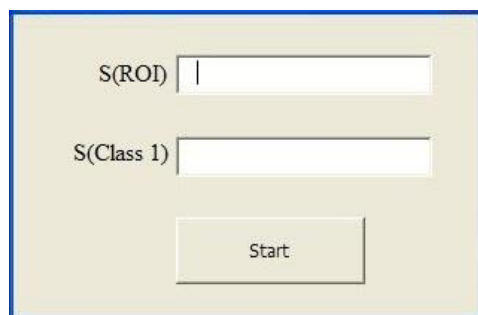


Рис. 4. Форма для ввода значений переменных

С применением данной методики были рассчитаны сомкнутости крон древостоя территорий близ рек Адзьва и Большая Роговая.

В заключение можно сказать, что с применением среды разработки Visual Basic, мы можем получить более точные значения сомкнутости крон древостоя, используя при этом удобную форму ввода значений переменных.

#### Литература

Елсаков В. В., Марущак И. О. Спектрональные спутниковые изображения в выявлении трендов климатических изменений лесных фитоценозов западных склонов Приполярного Урала // Компьютерная оптика. 2011. № 2. С. 281–286.

Лесное хозяйство и лесные ресурсы Республики Коми. М.: Дизайн. Информация картография, 2000. 260 с.

Программный комплекс ENVI: Учебное пособие. М.: Компания «Совзонд», 2009. 319 с.

Сергеев В. В. Анализ и обработка изображений, получаемых при наблюдениях Земли из космоса // Компьютерная оптика. 2006. № 29. С. 41–57.

Visual Basic на практике / Под общ. ред. Г. И. Магданурова. СПб.: БХВ-Петербург, 2008. 480 с.

## РАЗРАБОТКА БАЗЫ ДАННЫХ ЗЕЛЕННЫХ НАСАЖДЕНИЙ НЕВСКОГО РАЙОНА САНКТ-ПЕТЕРБУРГА

*В. Ф. Ковязин, И. С. Галицын*

*Национальный минерально-сырьевой университет «Горный»,  
vfkedr@mail.ru, mr.galicyn@yandex.ru*

В Санкт-Петербурге ведется интенсивная застройка земель, занятых растительностью. Площади озелененных территорий постоянно сокращаются. Эта проблема интересует Правительство города, поэтому оно обязало муниципальные образования и районные администрации Санкт-Петербурга ежегодно составлять реестры зеленых насаждений. (Постановление №1730, 28.12.2007) Учет зеленых насаждений в Санкт-Петербурге осуществляется в целях обеспечения прав граждан на достоверную информацию о состоянии окружающей среды. Эта норма была введена законом Петербурга «Об охране зеленых насаждений» (Закон Санкт-Петербурга №254-38, 21.05.2004).

К сожалению, сейчас данный механизм не реализуется в полной мере. Реестры формируются на бумажных носителях, без применения современных технологических средств. Статистические данные по обеспеченности муниципальных округов зелеными насаждениями недостоверны и не публикуются. Невозможно установить точную связь между обеспеченностью района зелеными насаждениями и ценами на недвижимость. И главное – отсутствие стимула для городских властей заниматься данной проблемой. Для систематизации данных о количественной и качественной характеристиках зеленых насаждений необходимо создание базы данных.

Так как создание баз данных позволяет систематизировать и контролировать выполнение нормативов по зеленым насаждениям различных типов в отдельных районах и муниципальных образованиях, то отсутствие нормативно-правовых актов, регулирующих создание и ведение базы данных зеленых насаждений, является одной из важнейших проблем. Собираемая информация должна быть полностью открыта для населения и предоставляться гражданам в удобной для них форме (Постановление №1779, 17.11.2005).

Порядок ведения и использования баз данных должен отвечать следующим требованиям: обеспечения качества выходной информации в части полноты и достоверности, определения правил доступа к ним, установить все меры по надежному хранению, обеспечить контроль над состоянием баз данных в части ее полноты и достоверности, обеспечение проверки состояния базы данных с целью анализа соответствия требованиям по полноте и достоверности по состоянию на момент проверки.

В качестве объекта исследований был выбран Невский район Санкт-Петербурга. Зеленые насаждения анализировались по документации, имеющейся в садово-парковом хозяйстве Невского района. Изучались паспорта, схемы и карты зеленых насаждений, нормативно-правовые документы районной администрации, регулирующие порядок пользования зелеными насаждениями. По паспортам были подобраны опытные объекты, количественные и качественные

характеристики которых были наиболее интересны для исследования. На объектах проведено детальное обследование деревьев, кустарников, газонов и цветников (Ковязин и др., 2010). Данные, полученные на схемах и в паспортах зеленых насаждений, сравнивались с данными в натуре и, в случае необходимости, вносились нужные корректировки. По результатам инвентаризации растительности оформлены ведомости, которые использовались для разработки базы данных зеленых насаждений Невского района Санкт-Петербурга.

В ходе исследования были изучены 5 объектов зеленых насаждений: сады, скверы, парки и бульвары.

В табл. 1 представлена информация об общем количестве обследованных деревьев и кустарников на объектах исследований по состоянию на 01.01.2010 г. Всего обследовано 1788 деревьев и 5863 кустарников.

Таблица 1

**Количество обследованных насаждений в Невском районе**

Номер объекта	Наименование объекта	Деревья, шт	Кустарники, шт
1	Парк по ул. Седова	756	3128
2	Бульвар Прибрежный	282	1299
3	Сквер у гостиницы Речная	100	974
4	Сад Молодежный	516	244
5	Сквер Ломоносовский	134	218
Итого по объектам:		1788	<b>5863</b>

Данные по видовому разнообразию древесных пород всех опытных объектов представлены в табл. 2.

Таблица 2

**Видовое разнообразие древесных пород на опытных объектах исследования**

Вид растения	Номер объекта					
	1	2	3	4	5	Всего
<i>Клен (Acer platanoides L.)</i>	161	101	15	31	18	<b>326</b>
<i>Вяз (Ulmus laevis Pall.)</i>	73	31	–	52	20	<b>176</b>
<i>Черемуха (Padus racemosa Gilib.)</i>	14	–	10	20	8	<b>52</b>
<i>Рябина (Sorbus aucuparia L.)</i>	92	19	35	70	–	<b>216</b>
<i>Ясень (Fraxinus excelsior L.)</i>	85	29	–	16	1	<b>131</b>
<i>Ива (Salix aculifolia Willd)</i>	52	–	–	2	13	<b>67</b>
<i>Ель (Picea obovata Lebed.)</i>	15	–	4	–	–	<b>19</b>
<i>Липа (Tilia cordata Mill.)</i>	146	87	3	89	43	<b>368</b>
<i>Лиственница (Larix decidua Mill.)</i>	42	–	–	–	–	<b>42</b>
<i>Береза (Betula pendula Roth.)</i>	28	15	–	92	10	<b>145</b>
<i>Тополь (Populus alba L.)</i>	13	–	29	109	19	<b>170</b>
<i>Дуб (Quercus robur L.)</i>	23	–	–	32	2	<b>57</b>
<i>Сосна (Pinus sylvestris L.)</i>	2	–	–	–	–	<b>2</b>
<i>Каштан (Aesculus hippocastanum L.)</i>	10	–	–	–	–	<b>10</b>
<i>Яблоня (Malus silvestris Mill.)</i>	–	–	4	–	–	<b>4</b>
<i>Ель голубая (Picea pungens Engelm.)</i>			–	3	–	<b>3</b>
Итого						<b>1788</b>

Создание базы данных оптимизирует процесс обработки информации по зеленым насаждениям. К ней предъявляются следующие требования. База данных должна быть согласована по времени, хранящаяся информация должна соответствовать определенному времени, быть актуальной, полной. Категории данных должны включать все необходимые сведения для осуществления анализа. База должна быть точной, абсолютно совместимой с другими данными, которые могут добавляться в нее, должна быть достоверной, правильно отражающей характер явлений, быть легко обновляемой, быть доступной для пользователей. Чтобы соблюсти эти условия, в создаваемой базе должны учитываться основные показатели, характеризующие зеленые насаждения: идентификатор породы (вид), возраст, (лет), диаметр, (см), происхождение, объем ствола, ( $m^3$ ), цвет и размер листьев (хвои), форма кроны.

Все представленные показатели растений играют значительную роль в процессе жизнедеятельности человека.

Таким образом, перечисленные показатели зеленых насаждений позволят правильно оценить экологическую обстановку в регионе, целенаправленно распределить финансирование в сфере зеленых насаждений, планировать и осуществлять деятельность, связанную со строительством и реконструкцией зеленых территорий.

Далее следует выбор конкретного программного продукта. Он зависит от того, какие задачи необходимо решать, какие результаты хочет получить пользователь и как велик объем обрабатываемой информации. Для составления картографической базы данных по зеленым насаждениям Санкт-Петербурга используем за основу географическую информационную систему Mapinfo, с помощью которой возможно изготовление планово-картографических материалов и оценка лесосырьевых, биологических и рекреационных ресурсов. Использование ГИС-технологий на основе картографических и таксационных баз данных позволяет производить различные тематические карты, в том числе и трехмерные, а также осуществлять глубокий анализ состояния зеленых насаждений и лесных ресурсов.

Mapinfo имеет развитые средства генерации отчетов. Система дает возможность создавать наглядные тематические карты, что позволяет быстро и довольно эффективно анализировать сложившуюся ситуацию, Mapinfo является векторной системой, использующей для ввода наиболее распространенные типы интерфейсов, это позволяет применять различные устройства.

Первым этапом формирования базы данных являлась инвентаризация зеленых насаждений. Расположение деревьев отмечалось на план-схеме объекта исследования, а остальные данные записывались на бумажные носители.

На следующем этапе работы в программе ГИС MapInfo создавалась графика и семантика исследованных объектов: создание растрового изображения; создание математической основы проекта; регистрация растрового изображения; создание таблиц исходных данных.

Для создания растрового изображения плана проекта, существующую жесткую основу помещали в планшетный сканер, где с помощью программы *Fine Reader* выполняли его сканирование и преобразование.

При работе с картографическим материалом создается таблица математической основы (Система координат), на которой по точечным значениям координат строятся кресты сетки координат. Устройства ввода (дигитайзеры и сканеры). Далее создавалось и регистрировалось (привязывалось к сетке координат) растровое изображение.

Таблица исходных данных представляет собой карту, включающую все объекты ГИС-проекта и список, содержащий информацию, представленную в колонках незаполненной таблицы. Объекты карты создаются путем оцифровки растрового изображения и с использованием инструментов: точка, линия, полигон и др.

На примере объекта №1 «Парк по ул. Седова» сформирована база данных зеленых насаждений. Создаем в программе следующие слои: деревья, кустарники, цветники, площади, дороги, здания и сооружения, газон. На рис. 1 и представлена карта объекта выполненная в MapInfo.

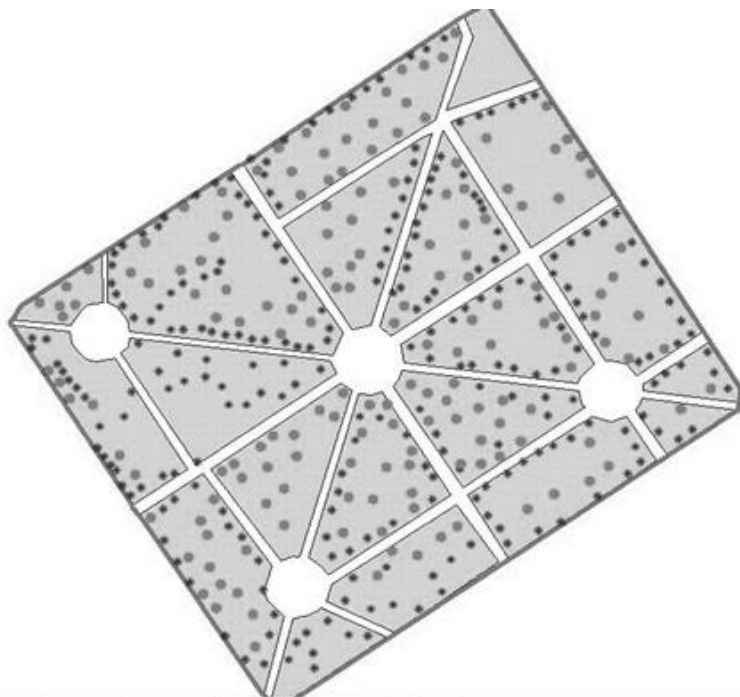
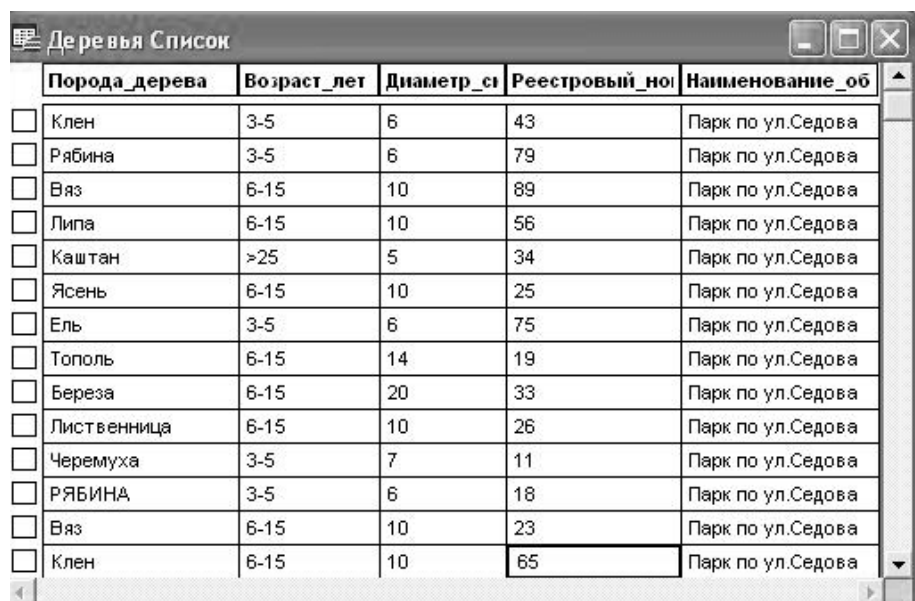


Рис. 1. Карта объекта № 1 «Парк по ул. Седова» в MapInfo Professional 6.5

На рис. 2 в качестве примера представлена таблица к слою дерева.



	Порода_дерева	Возраст_лет	Диаметр_см	Реестровый_но	Наименование_об
<input type="checkbox"/>	Клен	3-5	6	43	Парк по ул.Седова
<input type="checkbox"/>	Рябина	3-5	6	79	Парк по ул.Седова
<input type="checkbox"/>	Вяз	6-15	10	89	Парк по ул.Седова
<input type="checkbox"/>	Липа	6-15	10	56	Парк по ул.Седова
<input type="checkbox"/>	Каштан	>25	5	34	Парк по ул.Седова
<input type="checkbox"/>	Ясень	6-15	10	25	Парк по ул.Седова
<input type="checkbox"/>	Ель	3-5	6	75	Парк по ул.Седова
<input type="checkbox"/>	Тополь	6-15	14	19	Парк по ул.Седова
<input type="checkbox"/>	Береза	6-15	20	33	Парк по ул.Седова
<input type="checkbox"/>	Лиственница	6-15	10	26	Парк по ул.Седова
<input type="checkbox"/>	Черемуха	3-5	7	11	Парк по ул.Седова
<input type="checkbox"/>	РЯБИНА	3-5	6	18	Парк по ул.Седова
<input type="checkbox"/>	Вяз	6-15	10	23	Парк по ул.Седова
<input type="checkbox"/>	Клен	6-15	10	65	Парк по ул.Седова

Рис. 2. Таблица к слою дерева на объекте №1

Сформированная база данных зеленых насаждений позволяет получить необходимую информацию об объектах. Для получения информации необходимо навести курсор на интересующий объект, предварительно нажав на значок на панели инструментов «информация», после наведения и нажатия появится окно с информацией о виде объекта (рис. 3). Таким образом, очень легко найти всю интересующую информацию по объекту.

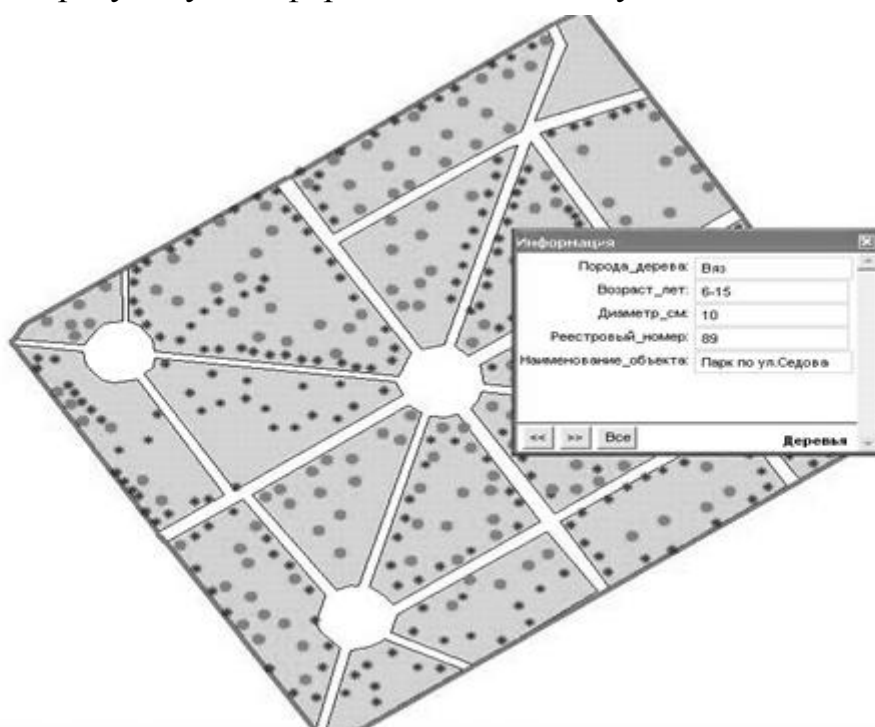


Рис. 3. Информация об объекте «Дерево»

Данная база данных позволят оперативно управлять зелеными насаждениями Невского района Санкт-Петербурга. Наблюдать за качественными и ко-

личественными изменениями объектов, планировать будущие посадки, точно определять затраты средств на восстановление уже существующих посадок, определять место посадок, формировать ландшафтную привлекательность района и вести полное управление древостоем.

### Литература

Постановление Правительства Санкт-Петербурга от 28 декабря 2007 г. N 1730 «О Порядке учета обеспеченности внутригородских муниципальных образований Санкт-Петербурга зелеными насаждениями общего пользования и расчета доступности зеленых насаждений общего пользования». 2007.

Закон Санкт-Петербурга от 21 мая 2004 года № 254-38 «Об охране зеленых насаждений». 2004.

Постановление Правительства Санкт-Петербурга от 17 ноября 2005 года N 1779 «О порядке учета зеленых насаждений». 2005.

Ковязин В. Ф. и др. Мониторинг почвенно-растительных ресурсов в экосистемах. СПб., 2010. 344 с.

## РАЗРАБОТКА БАЗЫ ДАННЫХ ОСОБО ОХРАНЯЕМОЙ ПРИРОДНОЙ ТЕРРИТОРИИ «КОМАРОВСКИЙ БЕРЕГ»

*В. Ф. Ковязин, К. С. Павлючук*

*Национальный минерально-сырьевой университет «Горный»,  
vfkedr@mail.ru, kirill001234@rambler.ru*

Особо охраняемые природные территории (ООПТ) – это участки земли, водной поверхности и воздушного пространства над ними, где располагаются природные комплексы и объекты, которые имеют особое природоохранное, научное, культурное, эстетическое, рекреационное и оздоровительное значение, полностью или частично изъятые из хозяйственного использования, для которых установлен режим особой охраны. В 1992 г. Петербургский совет народных депутатов принял решение об объявлении первых памятников природы, одним из которых и стал памятник природы городского значения «Комаровский берег» (Решение ..., 1992).

Однако, несмотря на правовой статус объекта исследования, на практике создаются прецеденты грубого нарушения действующего законодательства. К 2008 г., в результате активной агрессивной деятельности человека, территория заказника покрылась большим количеством дорог, тропинок и полянок для отдыха с кострищами. Не прекращаются попытки застроить зону памятника прибрежными базами отдыха с кафе, ресторанами и автомобильными стоянками. На заседании Законодательного Собрания Санкт-Петербурга 28.04.2010 г. продлено действие старого паспорта до того момента, когда будет подготовлен новый (<http://www.fontanka.ru>). При этом площадь охраняемых территорий сократилась на 2,4 га за счёт участков, занятых ресторанами «Гольфстрим» и другими.

В контексте данных проблем особенно остро встает вопрос о придании соответствующего статуса ООПТ, закрепление которого в нормативно-правовых актах позволило бы применять необходимые меры по сохранению

уникальных природных ландшафтов, включенных в состав ООПТ. Для повышения эффективности работы по управлению земельными ресурсами ООПТ, их мониторинга, а также предотвращения случаев незаконной застройки и эксплуатации, необходимо создать базу данных, используя ГИС-технологии.

Формирование базы данных начинали с натурного обследования земельных ресурсов: определение состава и соотношения земельных угодий. На следующем этапе работы в программе ГИС MapInfo создавались графика и семантика исследуемого объекта: создание растрового изображения, математической основы проекта, регистрация растрового изображения, таблиц исходных данных.

Для создания растрового изображения плана проекта, существующую жесткую основу помещали в планшетный сканер, где с помощью *Fine Reader* выполняли его сканирование и преобразование.

Для формирования ГИС-проекта при работе с картографическим материалом в первую очередь создавали таблицу математической основы (системы-координат), на которой по точечным значениям координат строились кресты сетки координат.

Таблица исходных данных представляет собой карту, включающую все объекты ГИС-проекта и список, содержащий информацию, представленную в колонках незаполненной таблицы. Объекты карты создавались путем оцифровки растрового изображения и с использованием инструментов: точка, линия, полигон и др. (<http://www.fontanka.ru>).

В программе созданы следующие слои: лес, кустарник, литораль, дюны, безлесные болота, луга, прочие земли и гидрография.

В целях удобства отображения были составлены следующие комбинации слоев: леса и кустарниковые насаждения (рис. 1); литорали, дюны, луга, безлесные болота и прочие земли (рис. 2) и гидрография (рис. 3).

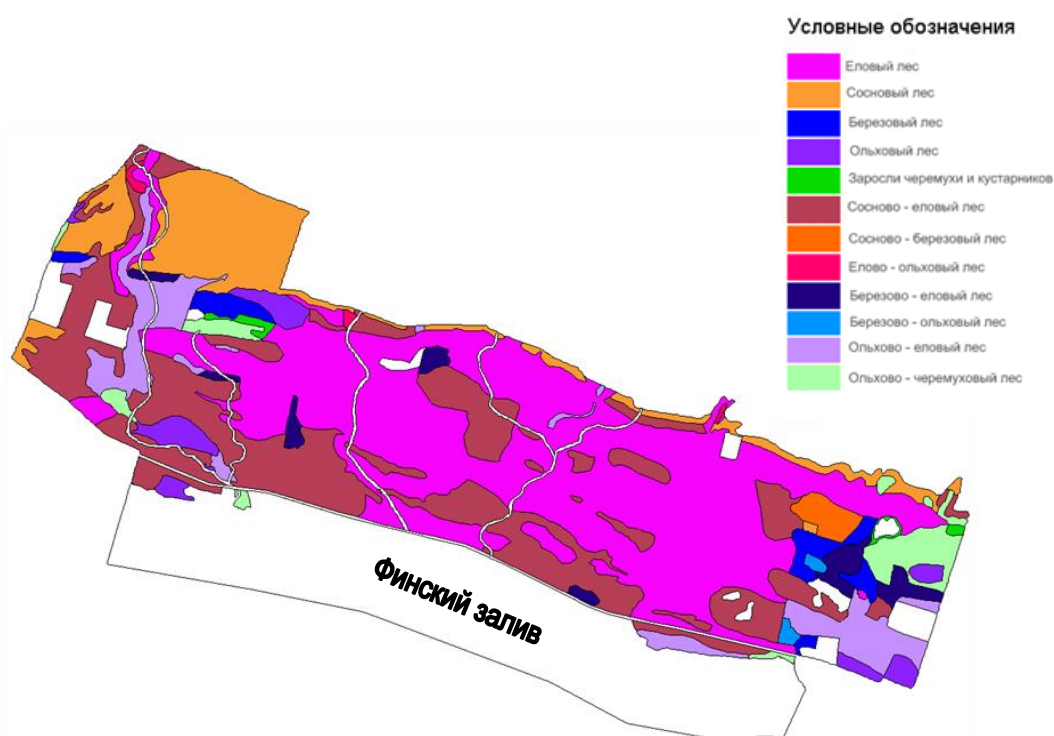


Рис. 1. Результаты исследования лесных и кустарниковых насаждений



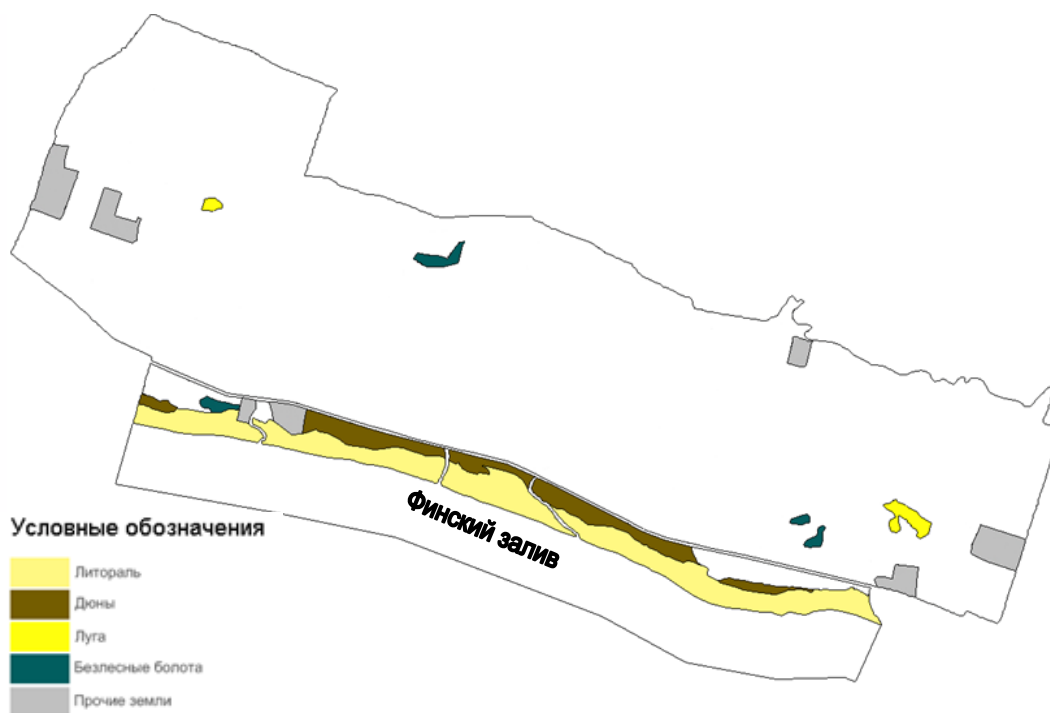


Рис. 2. Результаты исследования литоралей, дюн, лугов, безлесных болот и прочих земель

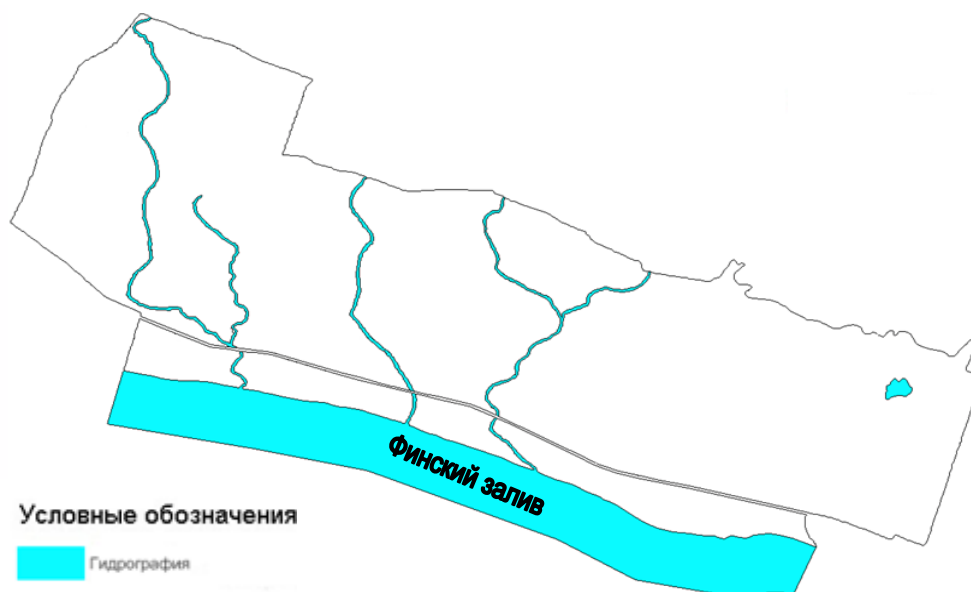


Рис. 3. Результаты исследования гидрографических объектов

Разработанная нами геоботаническая карта памятника природы «Комаровский берег» со всеми нанесенными на нее слоями приведена на рис. 4.

Она отличается наглядностью и позволяет оперативно управлять земельными угодьями в пределах территории объекта исследования, наблюдать за качественными и количественными изменениями природных ресурсов, планировать мероприятия по их изменению, формировать ландшафтную привлекательность памятника природы, вести полное управление земельными ресурсами.

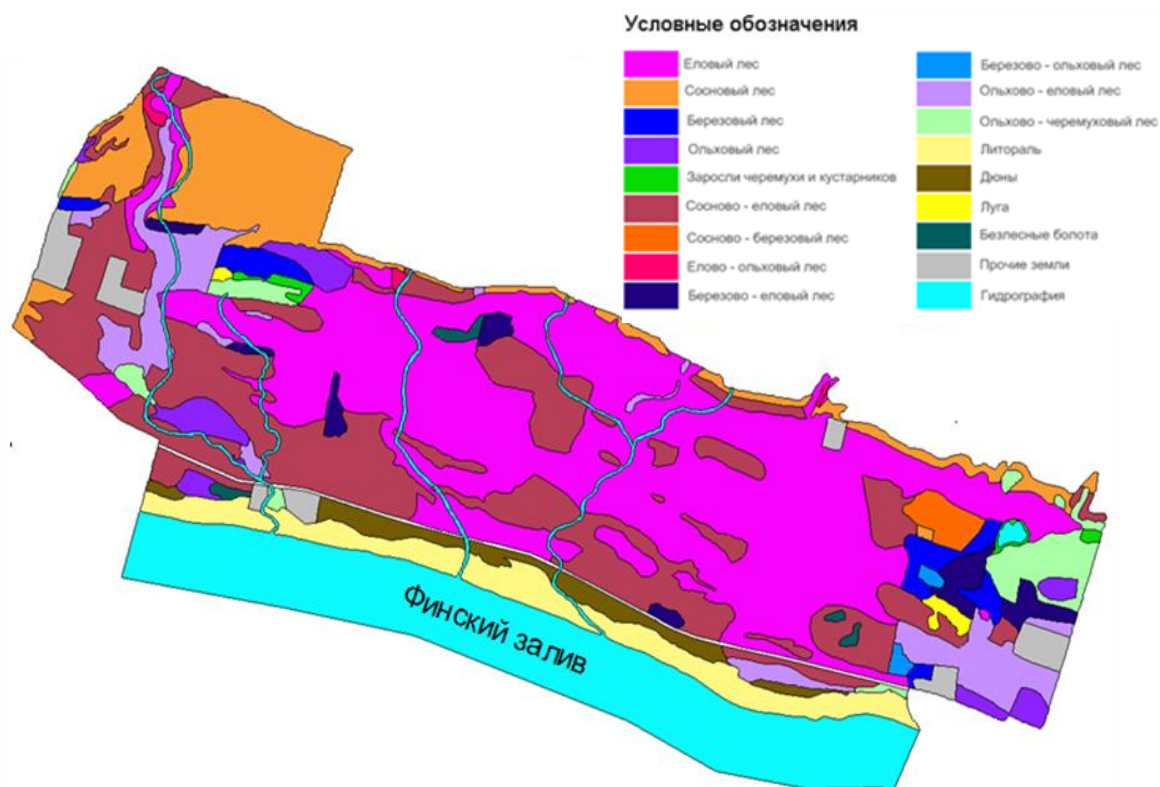


Рис. 4. Результаты геоботанических исследований памятника природы «Комаровский берег»

Сформированная база данных земельных угодий памятника природы «Комаровский берег» позволяет оперативно получать необходимую информацию о различных видах угодий в виде табличных данных и графической информации для последующего внесения её в соответствующие реестры и оперативного учета. Одной из возможностей программы MapInfo является подсчет площадей и длин объектов. Расчет суммарной площади проводился по каждому из земельных угодий и водных объектов. В результате были составлены таблицы характеристик земельных (табл. 1) и водных угодий (табл. 2) памятника природы «Комаровский берег».

Таблица 1

**Площадные характеристики земельных угодий памятника природы «Комаровский берег»**

Вид земельных угодий	Площадь	
	га	%
Хвойные леса	98,8	61
Смешанные хвойные леса	21,1	13
Смешанные лиственные леса	12,9	8
Литораль	9,7	6
Лиственные леса	8,1	5
Прочие земли	4,9	3
Дюны	3,2	2
Луга	1,3	менее 1
Болота	1,2	менее 1
Кустарники	0,8	менее 1
<b>Итого</b>	<b>162</b>	<b>100</b>

**Площадные и линейные характеристики водных объектов памятника природы «Комаровский берег»**

Вид водного объекта	Площадь объекта, га	Длина объекта, м
Акватория Финского залива	16,5	–
Ручей 1	0,4	1581
Ручей 2	0,1	677
Ручей 3	0,2	864
Ручей 4	0,3	1037
Ручей 5	0,1	405
Пруд	0,4	–
<b>Итого</b>	<b>18</b>	<b>–</b>

На основании полученных данных была составлена диаграмма (рис. 5) соотношения земельных и водных угодий памятника природы «Комаровский берег».



Рис. 5. Диаграмма соотношения земельных и водных угодий памятника природы «Комаровский берег»

В результате исследования была сформирована база данных земельных угодий с помощью средств ГИС, которая позволяет осуществлять нормативно-правовой контроль и мониторинг земельных угодий на ООПТ «Комаровский берег». Важнейшей задачей является деятельность органов государственной власти по соблюдению статуса ООПТ и предотвращению этих нарушений: варварской деятельности бизнесменов, стремящихся использовать земли для строительства ресторанов, лодочных станций и т.п. Не менее важным является формирование экологической культуры и сознания граждан, подразумевающее восприятие природных памятников как ценнейшего наследия, которое необходимо защищать и сохранять для последующих поколений.

## Литература

Киселев В. А. Введение в геоинформационные системы. Учебное пособие СПб.: РИЦ СПГГИ (ТУ), 2008. 97 с.

Решение малого Совета Санкт-Петербургского городского Совета народных депутатов от 22.04.1992 № 97 «О государственном памятнике природы Комаровском берегу». СПб. 1992. 6 с.

<http://www.fontanka.ru/2010/04/28/146/>

## СОЗДАНИЕ РЕГИСТРА ВЫБРОСОВ И ПЕРЕНОСА ЗАГРЯЗНИТЕЛЕЙ В РЕСПУБЛИКЕ ТАДЖИКИСТАН

**М. А. Куканиев, К. Ботуров**

*Институт химии им. В. И. Никитина Академии наук  
Республики Таджикистан, kukaniev@mail.ru*

Разработка Национального регистра выбросов и переноса загрязнителей (РВПЗ) осуществляется с целью обеспечения конституционного права населения на благоприятное состояние окружающей среды (ст. 10 Конституции Республики Таджикистан); выполнения международных обязательств Республики Таджикистан по Орхусской конвенции – выявления основных источников выбросов и переноса загрязнителей; количественного определения выбросов и переноса загрязнителей на местном уровне; отслеживания тенденций выбросов конкретных веществ; анализа и прогнозирования выбросов и переноса загрязнителей в пределах Республики Таджикистан; определения экологически неблагоприятных территорий; выявления возможностей для снижения экологического риска; содействия внедрения более чистого производства; предоставления общественности экологической информации.

К основным принципам разработки РВПЗ относятся: создание доступного для общественности и удобного в использовании РВПЗ, действующего на основе обязательной схемы ежегодного представления отчётности; включение тех загрязнителей, которые представляют наибольшую угрозу для окружающей среды и здоровья; предоставление отчётности тепловыми электростанциями и предприятиями нефтеперерабатывающей, химической и горно-перерабатывающей промышленности, включая производства по переработке бумаги, мусоросвалки и сельскохозяйственное производство (сжигание гузапой в домашних печах сельской местности); при этом часть представляемой информации, касающейся коммерческой тайны, национальной обороны и безопасности, остаётся конфиденциальной. Информация представляется с указанием конкретных объектов и должна быть доступна в Интернете.

Структура управления РВПЗ в Республике Таджикистан включает комитет по охране окружающей среды при Правительстве РТ выполняет функции координации работ по РВПЗ, отвечает за публикацию данных РВПЗ на доступном для общественности веб-сайте и реагирования в соответствующем порядке на обращения граждан; Институт водных проблем, гидроэнергетики и экологии, который является научным центром, дает научную оценку о выборе предприятий и организаций, включаемых в РВПЗ, осуществляет сбор информации,

оценку качества, её обработку, анализ и формирование электронной базы; владельцы или операторы объектов, включённых в РВПЗ, отвечающие за сбор данных, необходимых для определения имевших место на объекте выбросов и переносов за пределы участка с использованием достоверной информации.

Сбор информации для создания РВПЗ осуществляется с использованием специальных форм отчётности ежегодно и классифицируется по: конкретным объектам; диффузным источникам для территорий; отдельным загрязнителям или по отдельным отходам; компонентам окружающей среды, с разделением выбросов в воздух, землю и воду; направлениям переноса загрязнителей.

Исходя из возможностей сбора информации по загрязнению окружающей среды и учитывая подход к созданию национального РВПЗ, создается перечень загрязнителей, основанный на первоначальном учете ограниченного перечня загрязняющих веществ и объектов с последующим его расширением.

В базовой модели национального РВПЗ предлагается учитывать 11 загрязнителей, выбрасываемых в воздух и 16 загрязнителей, сбрасываемых со сточными водами из 86 загрязняющих веществ, указанных в Приложении II к Протоколу о РВПЗ. Антропогенное воздействие объектов, включенных в Национальный РВПЗ, связанное с образованием, перемещением, накоплением отходов производства и потребления, отражается с помощью включения в регистр показателей выбросов в землю и переноса отходов за пределы участка.

Газообразные загрязнители (1А)

А – Поступление загрязняющих веществ в атмосферный воздух

Общий выброс по объекту включает: метан ( $\text{CH}_4$ ), углерод оксид ( $\text{CO}$ ), аммиак ( $\text{NH}_3$ ), азот (II) оксид ( $\text{NO}$ ), азот (IV) диоксид ( $\text{NO}_2$ ), сера диоксид ( $\text{SO}_2$ ), гексахлорбензол ( $\text{C}_6\text{Cl}_6$ ), винилхлорид, бензол ( $\text{C}_6\text{H}_6$ ), хлор и неорганические соединения (в виде  $\text{HCl}$ ), фтористые газообразные соединения (в пересчете на фтор).

Загрязнители воды (Б – Поступление загрязняющих веществ в поверхностные и подземные воды, В – Перенос за пределы участка загрязняющих веществ со сточными водами) составляют следующий перечень показателей: общий объем сброса сточных вод, общее количество азота, фосфора, мышьяк, кадмий, хром, медь, ртуть, никель, свинец, цинк, неорганические соединения (в пересчете на металл), 1, 2, 3, 4, 5, 6-гексахлорциклогексан ( $\text{C}_6\text{H}_6\text{Cl}_6$ ), фенол ( $\text{C}_6\text{H}_6\text{O}$ ), углеводороды предельные  $\text{C}_{12}$ – $\text{C}_{19}$ , ксилол ( $\text{C}_8\text{H}_{10}$ ), хлориды в виде общего хлора.

Загрязнители почвы (Г – Поступление загрязняющих веществ в почву, Д – Перенос за пределы участка отходов) включает определение: общего объема переноса за пределы участка отходов для захоронения; объема переноса за пределы участка отходов 1–3 классов опасности и 4 класса опасности и неопасных ЗВ; общий объем размещаемых отходов на объекте; объем размещаемых отходов 1–3 классов опасности, неопасных и 4 класса опасности.

Включенные в РВПЗ объекты отвечают следующим условиям: подпадают по видам своей деятельности под приложение I к Протоколу о РВПЗ; отчитываются в обязательном порядке по формам государственной статистической отчетности; осуществляют проведение локального мониторинга окружающей

среды в составе Национальной системы мониторинга окружающей среды в Республике Таджикистан в установленном порядке.

Экологическая опасность объекта РВПЗ применяемая в целях оценки уровня антропогенного воздействия, осуществляемого объектами РВПЗ, отражает их экологическую опасность для населения и природы в целом.

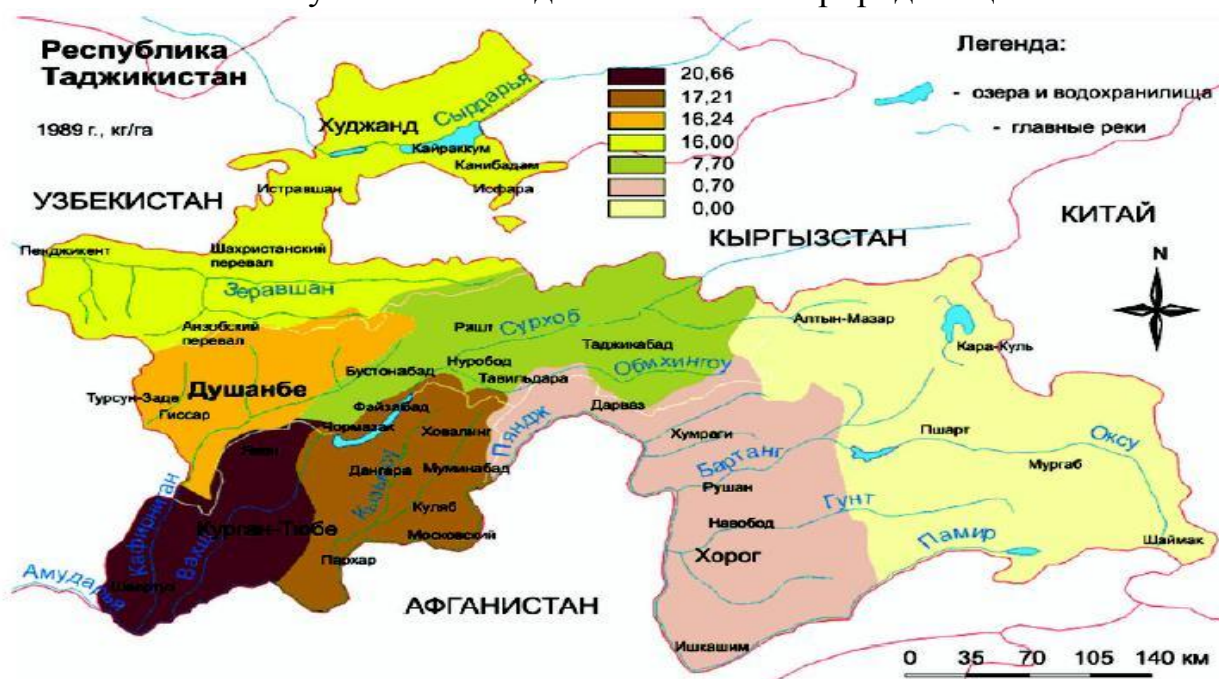


Рис. Карта Республики Таджикистан с городами, объекты которых включены в РВПЗ

Ведение РВПЗ включает: сбор исходной информации от точечных источников, включённых в РВПЗ; анализ и систематизация собранной информации; проверка качества получаемой информации; агрегирование собранной информации по территориальному признаку (административные районы, области, страна в целом); получение недостающей информации от министерств и ведомств; формирование баз данных и архива информации РВПЗ.

Разработаны структура базы данных Национального регистра выбросов и переноса загрязнителей, схема связей различных таблиц, создан скрипт, позволяющий развернуть базу данных на сервере в сети Интернет в среде MySQL.

Сведения из Национального регистра выбросов и переноса загрязнителей носят открытый характер. В Национальный РВПЗ не включаются сведения, составляющие государственные секреты, а также иная информация, охраняемая в соответствии с законодательством Республики Таджикистан.

Сведения Национального РВПЗ предоставляются заинтересованным частным и юридическим лицам и организациям посредством свободного доступа к веб-сайту через интернет, а также по письменному заявлению в компетентный орган в установленном законодательством порядке на безвозмездной основе.

В случае использования получателем сведений для создания производной информации в целях ее коммерческого и иного распространения необходимо обязательное указание источника информации.

## ПРИМЕНЕНИЕ РЕНТГЕНО-ФЛУОРЕСЦЕНТНОЙ СПЕКТРОМЕТРИИ ДЛЯ КОЛИЧЕСТВЕННОГО ОПРЕДЕЛЕНИЯ СОДЕРЖАНИЯ МЫШЬЯКА В РАСТЕНИЯХ

*Е. Б. Поторопин, Е. В. Левченко, С. А. Дымнич,  
М. В. Цапок, В. В. Красильников  
ФГКУ «33 ЦНИИИ» МО РФ, Vulkan0707@rambler.ru*

Предъявляемые современные требования к контролю за состоянием окружающей среды обуславливают необходимость проведения мониторинга загрязненных химическими веществами территорий с использованием новых высокопроизводительных методов и разработку способов снижения негативного воздействия загрязнителей на объекты окружающей среды (ООС) (Концепция..., 2008). Одними из наиболее проблемных являются территории, загрязненные мышьяксодержащими соединениями мышьяксодержащими соединениями (МСС). Как известно, растворимые соединения мышьяка из почвы и воды поступают в растения и аккумулируются, далее они могут попадать в организмы животных и человека. В связи с вышеизложенным, при осуществлении мониторинга загрязнённых МСС территорий важным объектом исследования, наряду с почвой и водой, является флора.

В проведенных исследованиях в качестве методов контроля содержания общего мышьяка в почве и воде применялись методы рентгено-флуоресцентной и атомно-абсорбционной спектрометрии, характеризующиеся быстротой, селективностью и достаточной точностью определения. Использование этих методов для определения содержания общего мышьяка в растениях и других биообъектах расширяет перспективу применения физических методов при осуществлении экологических исследований (мониторинг, ремедиация, химико-аналитический контроль и т. д.) (Левченко и др., 2012).

Таким образом, актуальным являлось изучение возможности применения метода рентгено-флуоресцентной спектрометрии для определения содержания общего мышьяка в растениях при осуществлении мониторинга территорий, загрязненных мышьяксодержащими соединениями.

В данной работе исследовались пробы биомассы растений, произрастающих на территории, загрязненной МСС. Модельные образцы фитоматериала готовили из растений, произрастающих на территориях с содержанием мышьяка в почве не выше нижнего предела обнаружения определяемого рентгено-флуоресцентным методом ( $4 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1}$ ). В качестве стандартного образца мышьяксодержащих загрязнителей использовали оксид мышьяка (III). В ходе проведения исследований было установлено, что применение «зольного» метода при подготовке растительного материала к анализу, из-за присущей ему многостадийности, не обеспечивает необходимую сходимость результатов анализа и приводит к большим погрешностям определения мышьяка. В связи с этим была использована минерализация фитоматериала с применением неорганической кислоты. Пробоподготовку осуществляли следующим образом: после механи-

ческого измельчения и высушивания до постоянного веса фитоматериал обрабатывали концентрированной азотной кислотой в соотношении 1:2, при температуре 50–80 °С в течение 3 часов. Измерение содержания общего мышьяка в исследуемых образцах осуществляли на спектрометре «Спектроскан-МАКС-G» со сканирующим кристалл-дифракционным каналом. Использование рентгенофлуоресцентного метода с предлагаемым способом пробоподготовки растительного материала обеспечило необходимую сходимость и достоверность получаемых результатов. Нижний предел обнаружения составлял 4 мг·кг<sup>-1</sup>. В процессе выполнения исследований была проведена видовая оценка растений по уровням накопления мышьяка (донник, пижма, цикорий, тимофеевка, полынь). Собранный растительный материал исследовался на содержание мышьяка отдельно в надземной и корневой частях растений. Следует отметить, что в корнях исследуемых растений количество аккумулированного мышьяка было значительно больше, чем в листве, стеблях, цветах. Аккумулирующую способность растений оценивали по коэффициенту накопления мышьяка (Скугорева, Головки, 2008). Так в доннике желтом *Melilotus officinal* содержание мышьяка в наземной части растения достигало 117 мг·кг<sup>-1</sup>, а в корневой – 248 мг·кг<sup>-1</sup>. Коэффициент накопления мышьяка составлял 0,60. Следует отметить, что полученные результаты свидетельствуют о способности *Melilotus officinal* аккумулировать мышьяк и, следовательно, данное растение может представлять интерес для фиторемедиационных (фитоэкстракция) технологий на территориях, загрязненных МСВ (Ганеев, Кулагина, 2009; Elizabeth Pilon-Smits, 2005).

Таким образом, в результате проведенной работы показана возможность применения рентгено-флуоресцентного метода для определения содержания общего мышьяка в растениях при мониторинге территорий, подверженных загрязнению мышьяксодержащими соединениями. Предложенный способ пробоподготовки фитоматериала характеризуется простотой, надежностью, высоким коэффициентом экстракции (до 98 %) и сокращением времени проведения анализа.

### Литература

Концепция Федеральной целевой программы «Национальная система химической и биологической безопасности Российской Федерации (2009–2013 гг.): утв. расп. Правительства Российской Федерации № 74-рот 28 января 2008 г.

Левченко Е. В., Красильников В. В., Поторопин Е. Б., Ермаков А. Г. Разработка предложений реализации методов ремедиации почв, загрязненных мышьяксодержащими соединениями // Научно-технический сборник «Актуальные вопросы теории и практики...» Вольск-18, 2012. № 11. 67 с.

Скугорева С. Г., Головки Т. К. Тяжелые металлы в системе почва-дикорастущее растение // Экологическая химия, 2008. № 17(3). С. 142–149.

Ганеев И. Г., Кулагина А. А. Ремедиация и рекультивация техногенно-деградированных земель // Вестник ОГУ, 2009. № 6 (108). С. 554–558.

Elizabeth Pilon-Smits. Phytoremediation // Environmental Health Perspectives. Annu Rev Plant Biol, 2005. V. 56. P. 15–21.



# НЕПРЕРЫВНЫЕ ХРОМАТОГРАФИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ И СИСТЕМЫ ГАЗОАНАЛИТИЧЕСКОГО КОНТРОЛЯ. ПРИМЕНЕНИЕ В ПРОМЫШЛЕННОСТИ, ЭКОЛОГИИ И ТОКСИКОЛОГИИ

*З. Л. Баскин*

*Вятский государственный гуманитарный университет,  
baskin.k-ch@rambler.ru*

Технологические процессы в различных отраслях промышленности, сельского и коммунального хозяйства, биотические и абиотические процессы в биосфере, часто обусловленные антропогенными факторами и воздействиями, являются динамическими объектами аналитического контроля со случайным или стихийным изменением параметров.

Поэтому контроль состава и свойств динамических объектов должен быть непрерывным промышленным: автоматическим или автоматизированным.

Основные задачи технолого-аналитического контроля (ТАК) и эколого-аналитического контроля (ЭАК) динамических объектов: контроль источников загрязнения (организованных и неорганизованных выбросов); контроль воздушной среды (воздуха рабочих и жилых зон); индивидуальный химический дозиметрический контроль; токсикологический контроль; биоаналитический контроль.

Общий алгоритм ТАК и ЭАК динамических объектов: пробоотбор, анализ отобранных проб, обработка результатов анализов, метрологическое обеспечение измерений (Баскин, 2008).

Пробоотбор – наиболее трудоемкая и наименее точная операция газоаналитического контроля. В промышленном газоаналитическом контроле непрерывный сорбционный пробоотбор (НСП) обеспечивает отбор наиболее представительных проб и требуемую чувствительность определения анализируемых веществ.

Для обеспечения надежного непрерывного определения примесей токсичных фторорорганических соединений и фтористого водорода в воздухе рабочих зон на Кирово-Чепецком химическом заводе была создана хроматографическая система типа «искусственный нос» (электронный нос). Она основана, как и системы обоняния человека и животных, на непрерывной сорбции микроколичеств анализируемых токсичных веществ из контролируемого потока воздуха, разделении (идентификации) сконцентрированных примесей и детектировании (индикации) их, когда концентрация этих веществ превышает порог чувствительности системы. Разработанные методы анализа были названы непрерывными хроматографическими методами – НХМ. Это новое направление автоматического и автоматизированного газоаналитического контроля (Баскин, 2008).

Способы анализа, реализованные в приборах, основанных на НХМ, корректны, потому что их метрологическое обеспечение (проверка работы и градуировка) производятся динамическими методами в условиях, соответствующим

щих рабочим. Наибольшее применение получили диффузионные дозаторы – фторопластовые стабильные источники микропотоков газов и паров СИМГП «Микрогаз» и фторопластовые динамические установки «МИКРОГАЗ-Ф» для непрерывного приготовления ПГС. Они сертифицированы Госстандартом РФ и включены в Госреестр средств измерений (Баскин, 2008).

На основе СИМГП «Микрогаз» разработаны рабочие меры (меры сравнения) для повседневного контроля работы газоаналитических приборов.

НХМ могут получить широкое применение в анализе технологических газовых потоков и сред, в эколого-аналитическом контроле загрязняющих веществ (ЗВ) в воздухе рабочих, производственных, санитарно-защитных и жилых зон, в индивидуальном химическом дозиметрическом контроле, в токсикологическом контроле продуктов и товаров производственного и бытового назначения, в исследованиях биоиндикаторов и биоанализаторов.

#### Литература

Баскин З. Л. Промышленный аналитический контроль. Хроматографические методы анализа фтора и его соединений. М.: Энергоатомиздат, 2008. 224с.: ил.

### ПЕРЕВОД СУЛЬФИДОВ НЕФТИ В СУЛЬФОНЫ ОДНОСТАДИЙНЫМ КАТАЛИТИЧЕСКИМ ОКИСЛЕНИЕМ

*К. А. Мартьянов, М. В. Гуленова*

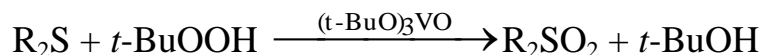
*Нижегородский государственный университет им Н. И. Лобачевского,  
konmart@yahoo.com*

Большинство органических соединений серы сосредоточено в нефтях и битуминозных отложениях. В ходе разработки индустриальных каталитических методов переработки нефтей возникла необходимость удаления сернистых соединений из нефти и её углеводородных фракций, так как последние являются ядами и отравляют применяемые в нефтепереработке катализаторы (Караулова, 1970).

В работе (Оболенцев, Никитин, 1964) была впервые высказана идея о возможности использования сераорганических соединений различных месторождений нефти после их выделения из углеводородных фракций в качестве сульфидов, далее на основе этих идей были разработаны перспективные пути извлечения нефтяных сульфидов из керосино-газойлевых фракций углеводородов.

Окислительные методы служат одним из удобных и практичных способов удаления сераорганических соединений из углеводородного сырья, поскольку образующиеся при этом сульфоксиды и сульфоны находят широкое применение в качестве экстрагентов редких металлов, поверхностно-активных веществ, селективных растворителей. Так, при проведении прямого окисления керосино-газойлевой фракции пероксидом водорода в отсутствие катализатора процесс протекает с небольшой конверсией и неселективно с образованием смеси сульфоксидов, сульфонов и сульфокислот (Саматов, 2007).

Нами предложен метод одностадийного синтеза сульфонов окислением сульфидов системой три-третбутоксиванадил (1) – третбутилгидропероксид (2) согласно схеме:



В качестве объектов исследования нами выбраны содержащиеся в нефти сульфиды различного строения, такие как: ди-*n*-пропилсульфид, диизопропилсульфид и дибензилсульфид. Эксперимент проводили в бензоле при комнатной температуре.

При окислении вышеназванных сульфидов системой три-третбутоксиванадил – третбутилгидропероксид единственным продуктом реакции явились соответствующие сульфоны. Необходимо отметить, что образование сульфоксидов не зафиксировано.

При соотношении компонентов  $(t\text{-BuO})_3VO - t\text{-BuOOH} - R_2S$  равном 1:2:1 выходы сульфонов близки к количественным. Увеличение количества гидропероксида до 6 моль, а также исходных сульфидов – до 2 моль не привело к изменению направления окисления, что подтверждает каталитический характер процесса.

Основываясь на полученных данных, мы полагаем, что образующиеся сульфоны не являются продуктами дальнейших превращений соответствующих сульфоксидов. С целью подтверждения данного предположения нами были проведены кинетические исследования на модельной реакции окисления ди-*n*-пропилсульфида системой (1) – (2) [1:1:3] методом газожидкостной хроматографии (ГЖХ). Уже в первые минуты после смешения компонентов конверсия сульфида превысила 50%, в течение 2 часов выход ди-*n*-пропилсульфона составил 97–99%. Ни на одной стадии не зафиксированы даже следовые количества соответствующего сульфоксида.

Однако наиболее ярким подтверждением одностадийности превращения сульфидов в сульфоны послужили реакции окисления соответствующих сульфоксидов системой (1) – (2). Конверсия сульфоксидов не превысила 40%, при этом процесс протекал исключительно по углеводородному фрагменту, с деструкцией связи C-S и образованием соответствующих карбонильных соединений или карбоновых кислот.

Таким образом, нами разработан метод одностадийного синтеза сульфонов окислением сульфидов, содержащихся в нефти, системой три-третбутоксиванадил – третбутилгидропероксид.

#### Литература

- Караулова Е. Н. Химия сульфидов нефти. М.: Наука, 1970. 204 с.  
Оболенцев Р. Д., Никитин Ю. М. Химия сераорганических соединений, содержащихся в нефтях и нефтепродуктах. М.: Химия, 1964. Т. 6. 348 с.  
Саматов Р. Р. Селективное окисление нефтяных сульфидов пероксидом водорода в сульфоксиды и сульфоны: Дис. канд. хим. наук. Уфа, 2007. 137 с.

# ДОЛГОВРЕМЕННЫЙ КОМПЛЕКСНЫЙ МОНИТОРИНГ ВОССТАНОВИТЕЛЬНЫХ СУКЦЕССИЙ ПОЧВЕННОЙ БИОТЫ В ЗАГРЯЗНЕННЫХ НЕФТЮ ЭКОСИСТЕМАХ КРАЙНЕЙ СЕВЕРНОЙ ТАЙГИ

*Е. Н. Мелехина, М. Ю. Маркарова, Т. Н. Щемелинина,  
Е. М. Анчугова, В. А. Канев*

*Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, melekhina@ib.komisc.ru*

Интенсивное промышленное освоение природных экосистем часто приводит к их трансформации, иногда – к очень серьезным нарушениям. На европейском Севере России одним из факторов нарушения почвенных сообществ является нефтяное загрязнение. На практике в районах аварийных разливов нефти широко применяются природовосстановительные мероприятия. Для оценки эффективности применяемых методов и приемов рекультивации в данных конкретных условиях, подбора комплекса рекультивационных мероприятий необходимо познание механизмов восстановительных сукцессий, факторов, определяющих скорость и полноценность восстановления измененных сообществ. Этой цели служит долговременный комплексный мониторинг нарушенных экосистем, который позволяет установить стадийность процессов демутиации, определить значения абиотических и биотических параметров, являющихся маркерами определенных стадий восстановительных сукцессий, разработать систему индикационных параметров.

Коллективом исполнителей проведены долговременные (2002–2009 гг.) комплексные исследования почв с нефтяным загрязнением в тундровых сообществах крайнесеверной тайги в районе промышленной добычи нефти (Усинский район Республики Коми). Объекты наблюдений – участки естественного восстановления, опытной и промышленной рекультивации на торфяно-глеевых и торфяных почвах. В серии опытных участков с разным уровнем загрязнения, различным комплексом примененных рекультивационных мероприятий охвачен временной интервал восстановления 25 лет.

В результате исследований определены особенности процессов разложения нефтепродуктов, развития фитоценозов, динамики ферментативной активности, численности микрофлоры, состава и структуры комплексов микроартропод в почвах, восстанавливающихся после нефтяного загрязнения. Показано, что в ходе демутиационной сукцессии, по мере трансформации нефти в почве, происходит изменение численности, соотношения обилий трофических групп почвенной микрофлоры: аммонификаторов, нитрификаторов, олигонитрофилов, нефтеокисляющих микроорганизмов; почвенных микроартропод: коллембол, панцирных, мезостигматических, акаридиевых клещей, личинок двукрылых; трофических групп микрофауны: хищников и сапрофагов. Установлена стадийность демутиации нарушенных почвенных сообществ в условиях крайней северной тайги. Получены характеристики разнообразия почвенной биоты на разных стадиях сукцессионного ряда. Определены параметры видового разно-

образия, структуры населения модельной группы микроартропод – панцирных клещей на разных этапах восстановления.

На ранних этапах деградации нефти происходит процесс физического самоочищения почвы: испарение летучих соединений, которые наиболее токсичны для почвенной биоты, и вымывание водорастворимых фракций. На последующих этапах активизируются процессы биологического разложения нефтепродуктов с участием микроорганизмов и зеленых растений. При сильном и среднем нефтяном загрязнении почвы происходит угнетение как микробиологической, так и ферментативной активности. Начало процесса биологического очищения характеризуется постепенным повышением численности основных трофических групп микроорганизмов (аммонификаторов, нитрификаторов, олигонитрофилов, нефтеокисляющих) и, как следствие, увеличением ферментативной активности почвы. На более поздних этапах очищения почвы наблюдается снижение численности микроорганизмов и ферментативной активности. При внесении в почву биопрепаратов значения численности основных групп микрофлоры начинали приближаться к фоновым через четыре-пять лет после начала рекультивационных мероприятий.

Процесс демутации почвенной микрофауны мы подразделили на три этапа. На первом этапе возможны два варианта структуры населения микроартропод: в одном из них основу группировок беспозвоночных составляют личинки двукрылых, которые могут быть единственной группой микрофауны, во втором варианте по обилию преобладают хищники (главным образом мезостигматические клещи). Группировки микроартропод отличаются низким разнообразием по сравнению с фоновыми: они составлены небольшим числом таксономических групп животных, при этом отсутствуют такие группы сапрофагов, как коллемболы и панцирные клещи. На ранних стадиях второго этапа в группировках появляются коллемболы, но их доля в структуре населения незначительна; на поздних стадиях этого этапа коллемболы становятся доминирующей группой микрофауны. Панцирные клещи единичны. Плотность населения животных повышается. На третьем этапе появляются и становятся одной из доминирующих групп микроартропод – панцирные клещи. Группировки орибатид на ранних стадиях третьего этапа маловидовые, характеризуются монодоминантностью (что определяет невысокие значения индексов видового разнообразия), отличаются низкой численностью животных.

Таким образом, при восстановлении почв с нефтяным загрязнением установлена определенная последовательность процессов деградации нефтепродуктов, развития растительных сообществ, динамики ферментативной активности, таксономического состава и численности основных трофических групп микроорганизмов и основных таксономических групп микроартропод.

Работа выполнена при поддержке программы фундаментальных исследований УрО РАН, проект № 12-4-4-014 – АРКТИКА.

## ВЛИЯНИЕ СПЛОШНОЛЕСОСЕЧНЫХ РУБОК НА ИЗМЕНЕНИЕ ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА ПОДЗОЛИСТЫХ ПОЧВ

*Е. М. Лаптева, Н. Н. Бондаренко, А. А. Дымов*  
*Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, lapteva@ib.komisc.ru*

Подзолистые почвы – основа существования и устойчивого функционирования высокобонитетных хвойных лесов в подзоне средней тайги Европейского Северо-Востока (Атлас почв Республики Коми, 2010). Во второй половине XX века практически полностью были вырублены наиболее продуктивные массивы коренных темнохвойных лесов южной и средней тайги (Лесное хозяйство..., 2000). На месте вырубленных лесов формируются вторичные лиственные насаждения из березы и осины. Ранее проведенными исследованиями показано, что в процессе восстановления растительного покрова на вырубках еловых лесов меняются режимы почвообразования. В первые годы после сведения древостоя происходит временное переувлажнение подзолистых почв (Путеводитель..., 2007), изменяется их термический режим (Дымов, Лаптева, 2011), а также качественный и количественный состав растительного опада (Дымов и др., 2012).

Цель данной работы заключалась в изучении почвенного органического вещества в подзолистых суглинистых почвах в процессе естественного лесовосстановления после сплошнолесосечных рубок еловых лесов.

Исследования проводили в 2006–2010 гг. на территории Республики Коми (Усть-Куломский р-н) в подзоне средней тайги. Объектами исследования послужили почвы коренного ельника черничного (участок ПП1) и разновозрастных производных березняков, сформировавшихся после рубок главного пользования, проведенных в зимний период 2001/2002 (ПП2) и 1969/1970 гг. (ПП3). Подробное описание растительного покрова участков дано в работах (Путеводитель..., 2007; Дымов и др., 2012). Почвенный покров участков представлен типичными подзолистыми текстурно-дифференцированными почвами, сформированными на крупнопылеватых покровных суглинках.

При проведении исследований использовали классические методы почвоведения. Учитывая пространственную неоднородность почвенного покрова таежных экосистем, на каждом ключевом участке (100x100 м) закладывали серию прикопок с отбором проб почв из верхних горизонтов для учета пространственного варьирования свойств. Актуальную кислотность (рН водной вытяжки) определяли потенциометрически на иономере «Анион-4100» при соотношении почва : раствор 1 : 25 для органогенных горизонтов, содержание органического углерода (Сорг.) и общего азота (Нобщ.) – на СНNS-О анализаторе EA-1110 фирмы Carlo Erba. Гумусовые кислоты экстрагировали из образцов почв 0,1 М раствором  $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$  (рН=13). Разделение и очистку препаратов гуминовых (ГК) и фульвокислот (ФК) проводили в соответствии с (Орлов, Гришина, 1981). Элементный состав гумусовых кислот определяли на СНNS-О-элементном анализаторе EA 1110 (Италия), аминокислотный состав их гидролизатов (6 М HCl) – на аминокислотном анализаторе ААА Т339 (*Microtechna Praha*), зольность –

прокаливанием до постоянной массы при 550 °С, влажность – по обратному набору веса предварительно высушенной пробы.

В биоклиматических условиях средней тайги сплошнолесосечные рубки приводят к временному переувлажнению почв, что обуславливает развитие глеевых процессов, замедление микробиологической деятельности, снижение скорости минерализационных процессов. Наиболее отчетливо изменение свойств почв на вырубках прослеживается при исследовании лесных подстилок – основных горизонтов подзолистых почв, где аккумулируется почвенное органическое вещество. Как видно из табл. 1, в хронологическом ряду вырубок, сформированных на подзолистых суглинистых почвах, отсутствуют статистически достоверные различия в показателях мощности, плотности, содержания Сорг. и величины кислотности лесных подстилок между почвами контрольного участка (ПП1) и молодой вырубкой (ПП2). В то же время последовательная смена растительности, постепенное снижение гидроморфизма почв (за счет усиления транспирации) и активизация микробиологической деятельности приводят к снижению на территории участка ПП3 (старовозрастная вырубка) мощности лесной подстилки, содержания в ней органического углерода и кислотности не только по сравнению с молодой вырубкой (ПП2), но и целинной подзолистой почвой (ПП1). При этом на молодой вырубке (ПП2) наблюдается достоверное снижение содержания и запасов азота, по сравнению с почвами целинного леса (ПП1) и лиственно-хвойного насаждения, сформировавшегося спустя 36 лет после рубки (ПП3).

Таблица 1

**Изменение некоторых свойств горизонтов лесных подстилок в почвах хронологического ряда вырубок**

Параметры лесной подстилки	Участок		
	ПП1	ПП2	ПП3
Мощность, см	5,5±0,8*	5,8±0,6*	4,1±0,4*
Плотность, г/см <sup>3</sup>	0,11±0,02*	0,10±0,01*	0,15±0,02*
pH водной вытяжки, ед. pH	4,3±0,1*	4,4±0,1*	5,0±0,2*
Содержание Сорг., %	42,2±1,0*	42,0±1,1*	37,6±2,5*
Запасы Сорг., т/га	25,53	24,36	23,12
Содержание Нобщ., %	1,64±0,09*	1,45±0,05*	1,61±0,08*
Запасы Нобщ., т/га	0,99	0,84	0,99

Примечание: \* среднее арифметическое и доверительный интервал для среднего значения (p=0,05); для ПП1 n=39, для ПП2 n=40, для ПП3 n=30.

Изучение препаратов гумусовых веществ, выделенных из почв вырубок, свидетельствует о том, что содержание углерода в ГК варьирует от 50,96 до 56,58, азота – от 2,80 до 4,76, водорода – от 4,06 до 5,71, кислорода – от 33,37 до 39,61%. В ФК содержание С, N и H ниже и составляет соответственно 47,41–51,41, 0,88–1,81 и 2,88–4,73%. Концентрация кислорода и соотношение O : C существенно выше в макромолекулах ФК по сравнению с ГК (табл. 2), что в целом характерно для элементного состава фульвокислот (Орлов, 1990).

**Элементный состав и молярные отношения гумусовых веществ почв  
хронологического ряда вырубок**

Горизонт	Препарат	С	N	H	O	H:C	(H:C) <sub>испр</sub>	O:C	C:N
		% на сухое, беззольное вещество							
ПП1, ельник черничный									
A0	ГК	53,56	2,80	4,06	39,58	0,90	1,65	0,55	22,32
A2	ГК	55,00	2,82	4,38	37,80	0,95	1,64	0,52	22,77
A0	ФК	49,29	0,88	3,61	46,22	0,87	1,82	0,70	65,26
A2	ФК	48,30	1,81	4,33	45,56	1,07	2,01	0,71	31,08
ПП2, лиственное насаждение, сформировавшееся после рубки 2001/2002 гг.									
A0	ГК	52,59	3,38	4,42	39,61	1,00	1,76	0,57	18,15
A2hg	ГК	56,58	4,34	5,71	33,37	1,20	1,79	0,44	15,19
A0	ФК	51,41	1,75	4,22	42,61	0,98	1,81	0,62	34,18
A2hg	ФК	49,70	1,00	3,75	45,55	0,90	1,82	0,69	57,93
ПП3, лиственно-хвойное насаждение, сформировавшееся после рубки 1969/1970 гг.									
A0	ГК	56,34	3,26	5,50	34,90	1,16	1,78	0,46	20,19
A2	ГК	50,96	4,76	4,72	39,56	1,10	1,88	0,58	12,49
A0	ФК	48,84	0,88	2,88	47,40	0,70	1,68	0,73	64,99
A2	ФК	47,41	1,49	4,73	46,37	1,19	2,17	0,73	37,01

Отличительной особенностью элементного состава гуминовых кислот почв вырубок (ПП2 и ПП3) является повышение в 1,3–1,7 раза доли N, по сравнению с почвой целинного леса (ПП1). В фульвокислотах возрастание содержания азота и уменьшение величины C:N отмечено только для молодой вырубки. На участке ПП3 эти показатели приближаются к параметрам почвы целинного леса. Увеличение доли азота в составе макромолекул ГК, по всей видимости, связано со спецификой растительного опада. В лиственно-хвойных насаждениях, формирующихся на вырубках, основная доля опада приходится на отличающиеся повышенным содержанием азота листовые пластинки мелколиственных пород (Дымов и др., 2012).

Гуминовые кислоты, экстрагируемые из верхних горизонтов почв вырубок, имеют более высокие значения H : C (табл. 2), что свидетельствует об относительном возрастании в структуре их макромолекул доли алифатических структур.

При анализе гидролизатов гуминовых и фульвокислот (6 M HCl) идентифицировано 15 аминокислот. Их состав во всех выделенных препаратах гумусовых веществ однотипен, однако по суммарному содержанию аминокислот четко прослеживается разница между гумусовыми веществами целинной подзолистой почвы и почв вырубок (рис.). В препаратах гуминовых кислот, выделенных из почв вырубок, особенно из подзолистых горизонтов, содержание аминокислот в 4,5–4,8 раза выше по сравнению с аналогичными горизонтами целинного леса, что косвенно также может свидетельствовать об упрощении строения макромолекул ГК за счет более развитой периферической структуры. Для фульвокислот такая картина отмечена только для лесной подстилки молодой вырубки.



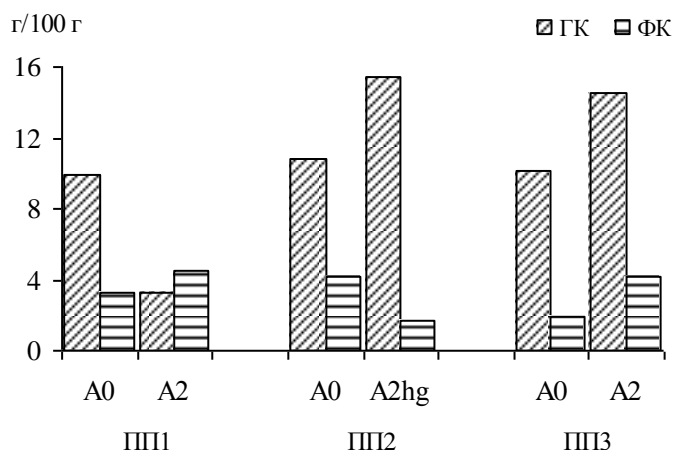


Рис. Суммарное содержание аминокислот (г/100 г) в препаратах гуминовых кислот

Таким образом, проведенные исследования показали, что сплошнолесосечные рубки еловых лесов, формирующихся в подзоне средней тайги на типичных подзолистых почвах суглинистого гранулометрического состава, сказываются на изменении содержания и состава почвенного органического вещества. Смена пород и изменение условий гумусообразования и гумификации на вырубках обуславливают изменение элементного состава гумусовых веществ и упрощение строения их макромолекул, о чем свидетельствует возрастание соотношения Н : С и суммарного содержания аминокислот в гидролизатах ГК и ФК. Восстановление древостоя через смену пород приводит к снижению запасов органического вещества в органогенных горизонтах старовозрастных вырубок и изменению их кислотно-основного состояния (снижению актуальной кислотности).

Работа выполнена при поддержке программы фундаментальных исследований УрО РАН, проект №12-П-4-1065 «Взаимосвязь структурно-функциональной и пространственно-временной организации почвенной биоты с динамическими аспектами изменения подзолистых почв и почвенного органического вещества в процессе естественного восстановления таежных экосистем Европейского Северо-Востока после рубок главного пользования».

#### Литература

Атлас почв Республики Коми / Под ред. Г. В. Добровольского, А. И. Таскаева, И. В. Забоевой. Сыктывкар, 2010. 356 с.

Атлас Республики Коми. М.: Феория, 2011. 448 с.

Дымов А. А., Бобкова К. С., Тужилкина В. В., Ракина Д. А. Растительный опад в коренном ельнике и лиственно-хвойных насаждениях // Лесной журнал, 2012. № 3. С. 7–18.

Дымов А. А., Лаптева Е. М. Влияние рубок главного пользования на изменение температурного режима среднетаежных подзолистых почв республики Коми // Экологические функции лесных почв в естественных и нарушенных ландшафтах: Матер. IV Всерос. науч. конф. с междунар. участием по лесному почвоведению. Ч. 1. Апатиты, 2011. С. 77–81.

Лесное хозяйство и лесные ресурсы Республики Коми / Под ред. Г. М. Козубова, А. И. Таскаева. М.: Издательско-продюсерский центр «Дизайн. Информация. Картография», 2000. 512 с.

Орлов Д. С. Гумусовые кислоты почв и общая теория гумификации. М.: Изд-во МГУ, 1990. 325 с.

Орлов Д. С., Гришина Л. А. Практикум по химии гумуса. М.: Изд-во МГУ, 1981. 272 с.

Путеводитель научной почвенной экскурсии. Подзолистые суглинистые почвы разновозрастных вырубок (подзона средней тайги). Сыктывкар, 2007. 84 с.

## РАЗВИТИЕ ХВОЙНЫХ В ГОРОДСКИХ УСЛОВИЯХ

*М. А. Филиппова, Н. В. Пахарькова*  
Сибирский федеральный университет  
*maria\_arkadia@mail.ru, nina.pakharkova@yandex.ru*

Развитие растительного организма, в частности хвойных деревьев, в городских условиях подвергается воздействию множества внешних факторов. Один из главных – загрязнение различными поллютантами воздушной среды. Онтогенез происходит в условиях сильно отличных от тех в которых были сформированы адаптивные способности растения (Шулявская и др., 2004; Давыдычев, 2003).

В настоящее время возрастает актуальность проблемы устойчивости городских насаждений столь сильному воздействию загрязнения. Важно иметь представление об акклимативных возможностях разных видов для оценки и прогнозирования состояния растительных сообществ в городе, а также разработки рекомендаций по озеленению населенных пунктов видами, наиболее устойчивыми к загрязнению.

В г. Красноярске большой процент городских насаждений представлен хвойными видами, и мы решили обратить внимание на их акклимационные способности. В качестве объектов исследований использовались представители видов сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.), ели сибирской (*Picea obovata* Ledeb.), лиственницы сибирской (*Larix sibirica* L.) и пихты сибирской (*Abies sibirica* Ledeb.). Для наблюдений за развитием побегов были взяты отдельно стоящие деревья возрастом 20–40 лет. Было выделено четыре пробных площади в зоне г. Красноярск: ПП 1 – Академгородок (условно чистый район – контрольная точка), Октябрьский район; ПП 2 – Парк им. Горького (повышенное влияние автотранспорта), Центральный район; ПП 3 – КРАЗ (буферная зона алюминиевого завода), Советский район; ПП 4 – Завод СибТяжМаш (импактная территория промышленного объекта), Ленинский район (Пахарькова и др., 2009). Сбор данных проводился в период с 24.05.12 по 30.08.12 гг.

Наряду с орпексометрической съёмкой (Кухта, 2003) проводился сбор данных по температуре воздуха на каждой пробной площади с помощью метеостанции Vantage Vue.

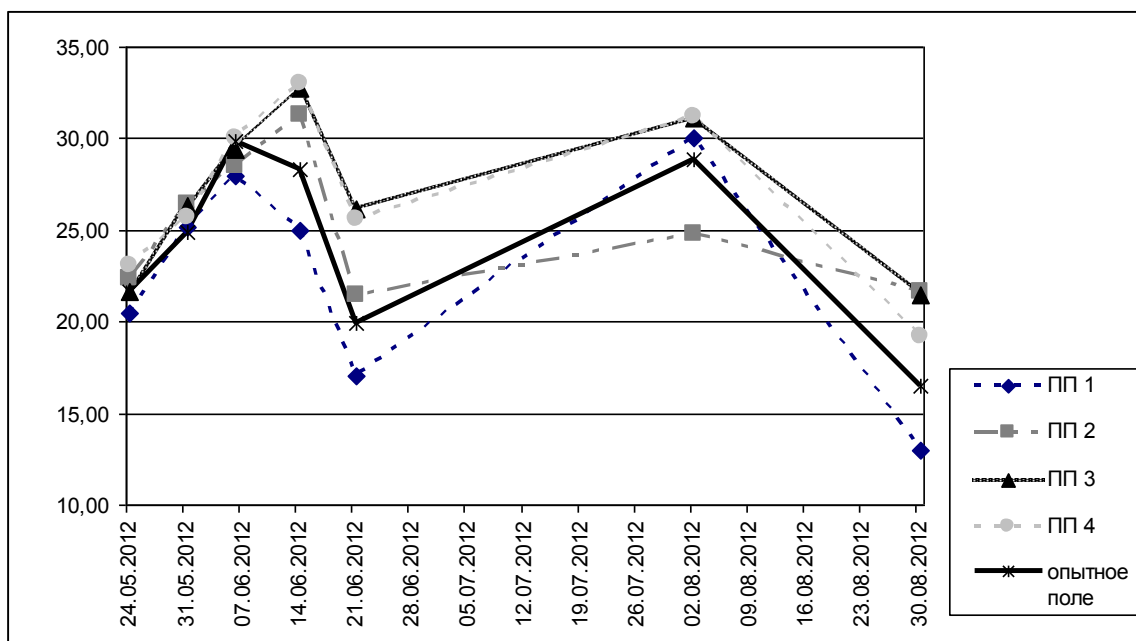


Рис. 1. Разница температур между данными на пробных площадях и метеостанции г. Красноярск

При сравнении температур на пробных площадях и данных с метеостанции «Опытное поле» (8 километров от г. Красноярск) было выявлено превышение полученных нами показателей (рис. 1). Вследствие этого можно говорить о том, что изменения, наблюдаемые в урбоэкосистемах под действием атмосферных загрязнителей, стоит рассматривать, учитывая также действие физического загрязнения.

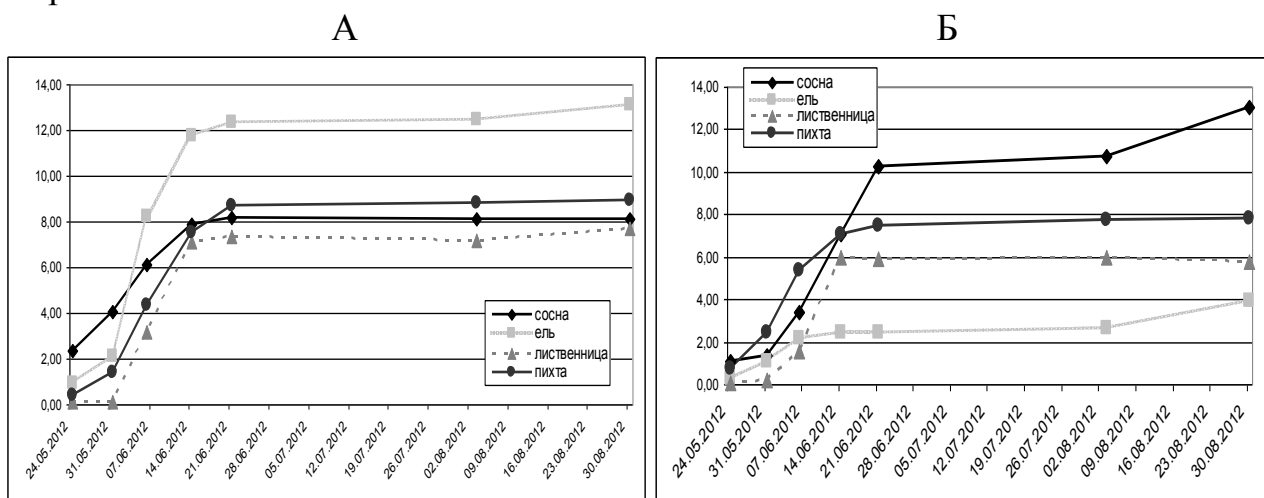


Рис. 2. Динамика роста основного побега (А – ПП 1; Б – ПП 2)

На всех площадках из загрязненных районов наблюдается ускорение роста хвои у сосны и увеличение её длины по сравнению с показателями на контролируемом участке ПП 1. Деревья на этих площадках подвержены сильным антропогенным нагрузкам, вследствие чего в результате дефолиации теряют значительную часть хвои (рис. 2, 3) и стараются максимально компенсировать вред за счет увеличения фотосинтезирующей поверхности.

Значительные различия выявлены у представителей пихты сибирской, но у этого вида, наоборот, атмосферное загрязнение уменьшает линейные размеры хвои и побега. У ели линейный размер побега на ПП 1 также значительно превышает все остальные. Аналогичная картина у лиственницы, но только с хвоей. Таким образом, в случае с темнохвойными породами, наблюдается обратная картина, т.е. замедление темпов роста в загрязненных районах, что согласуется с мнением других авторов (Пахарькова и др., 2011).

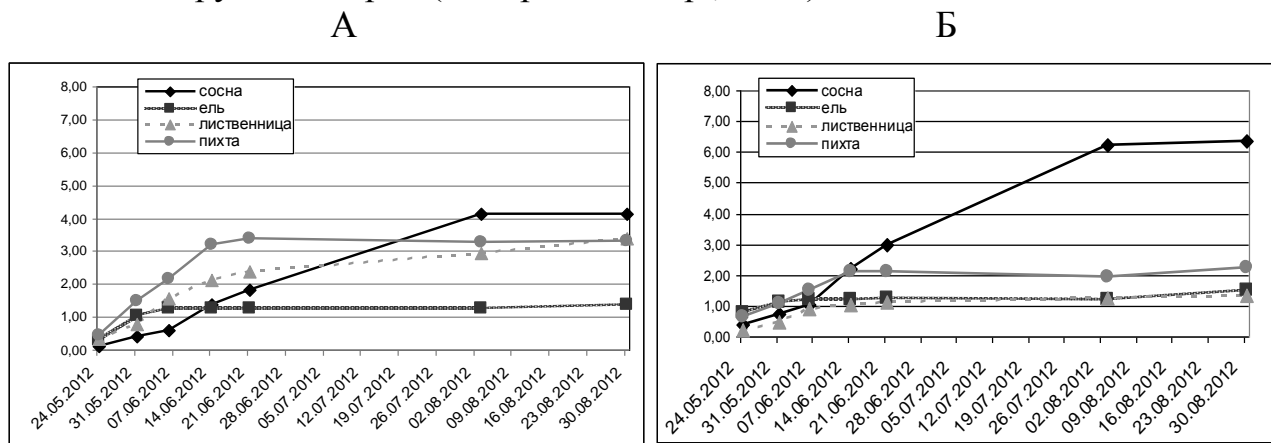


Рис. 3. Динамика роста хвои (А – ПП 1; Б – ПП 2)

Рассмотрим данные по охвоённости (рис. 4). У тёмнохвойных пород наблюдается обратная пропорциональная зависимость длины побега и охвоённости. У светлохвойных – прямая пропорциональная зависимость. Длина хвои у обеих групп пород с охвоённостью связана обратно пропорционально, с длиной побега – прямо пропорционально. У ели и пихты увеличение охвоённости, как следует из гистограммы, происходит с увеличением антропогенной нагрузки, т.е. является акклимационным ответом на ухудшение условий окружающей среды.

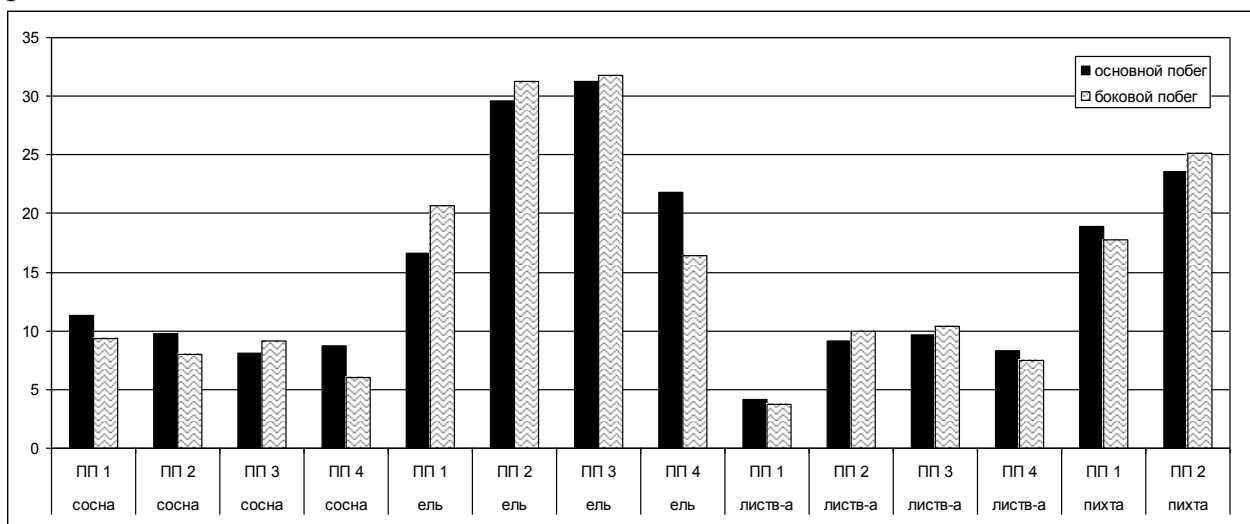


Рис. 4. Охвоённость побегов (данные на 03.10.12 г.)

У светлохвойных наблюдается неоднозначная ситуация: у сосны охвоённость падает в загрязнённых районах (дефолиация), у лиственницы возрастает. Вполне вероятно, что такое «поведение» лиственницы связано с её способно-

стью сбрасывать хвою в конце вегетационного периода, а значит избавляться от токсичных веществ, накопленных в ней за весенне-летний период.

Таким образом, можно отметить, что загрязнение воздушной среды изменяет естественную динамику роста хвои и побегов у всех видов хвойных.

### Литература

Шулявская Т. А., Ветчинникова Т. Ю. Вариабельность физиологических показателей в онтогенезе сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.) // Известия высших учебных заведений. Лесной журнал. 2004. № 6. С. 19–26.

Давыдычев А. Н. Естественное возобновление и эколого-биологические особенности ели сибирской (*Picea obovata* Ledeb.) и пихты сибирской (*Abies sibirica* Ledeb.) в водоохранны-защитных лесах Уфимского плато: Автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.05. Тольятти, 2003. 19 с.

Кухта А. Е. Линейный прирост деревьев как индикатор состояния среды // Сибирский экологический журнал. 2003. № 6. С. 767–771.

Пахарькова Н. В. и др. Различия в акклимационных стратегиях сосны обыкновенной и ели сибирской на загрязнение воздушной среды // Хвойные бореальной зоны. 2010. №3. С. 231–236.

Пахарькова Н. В. и др. Видовые особенности роста и развития хвои сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.) и ели сибирской (*Picea obovata* Ledeb.) в пригородной зоне г. Красноярска // Ульяновский медико-биологический журнал. 2011. № 4. С. 111–117.

Пахарькова Н. В., Калякина О. П., Шубин А. А., Григорьев Ю. С. Флуоресцентная диагностика зимнего покоя хвойных в урбозкосистемах с различным уровнем загрязнения воздушной среды // Журнал Сибирского федерального университета. Химия. 2009. № 4. С. 359–367.

## СЕКЦИЯ 2

# МЕТОДЫ БИОИНДИКАЦИИ И БИОТЕСТИРОВАНИЯ В ОЦЕНКЕ КАЧЕСТВА ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

## БИОХИМИЧЕСКАЯ ИНДИКАЦИЯ ПРОЦЕССОВ МЕТАБОЛИЗМА ВЕЩЕСТВА В ПОЧВАХ

*Е. В. Напрасникова*

*Институт географии им. В. Б. Сочавы СО РАН,  
napev@irigs.irk.ru*

В настоящий период наиболее отвечают общим задачам всестороннего изучения биосферы биохимические подходы. Принимая во внимание их актуальность и руководствуясь принципами биодиагностики (Гельцер, 1986; Хазиев, 1982; Шуберт, 1988; Яковлев, 2000 и др.), мы вышли на путь поиска индикационных и в то же время интегральных показателей функционирования экосистем (Напрасникова, 2004).

Известно, что процессы обмена вещества и энергии при участии биокатализаторов-ферментов представляют фундаментальную основу существования любой экосистемы. Биохимическая активность почв, обусловленная накоплением в них ферментов, выделяемых преимущественно микроорганизмами, а также растениями, – надежный индикатор современных режимов и в целом жизни почвы, в то время как физические и химические свойства заложены в ее «памяти». Роль ферментов как катализаторов в различных почвенных процессах полифункциональна. Постоянно действующий в почвах ферментативный механизм определяет направленность и интенсивность процессов распада и синтеза органических веществ. Ферментный пул очень богат, разнообразен и является основным регулятором биохимического гомеостаза почвы. Более того, ферменты обеспечивают одну из главных экологических функций почвы – биогеоценологическую (Добровольский, Никитин, 1990).

Ферментативная активность почвы считается ее устойчивым и в то же время весьма чувствительным показателем, и его применение особенно эффективно в интегральной оценке состояния почв в условиях обострения экологических проблем. Некоторые авторы отмечают даже более высокую чувствительность этого свойства, чем показатели микробиологических процессов. Многими исследованиями установлены зависимости между активностью микробиологических и ферментативных процессов в почвах (Инишева и др., 2003).

Изучение ферментативной активности почв проводится в разных целях. Но какими бы они не являлись, активность ферментов рассматривается как интегральное выражение факторов среды и происходящих в почвах процессов. Ферментативная активность, связанная с трансформацией соединений основных биогенных элементов, – высокодиагностический показатель. Важное место

в биодиагностических исследованиях занимают известные многим исследователям аппликационные методы, позволяющие определять суммарную активность основных биохимических процессов в почве (Методы почвенной..., 1991). Методическая сущность сводится к экспозиции в полевых условиях льняной ткани и фотопластинок-моделей трансформации углерод- и азотсодержащих органических соединений. По убыли веса ткани и степени распада желатинного слоя на фотопластинках дается оценка соответственно целлюлолитической и суммарной протеолитической активности почвы, а также накопления в ней аминокислот. При доступности и простоте аппликационных методов они информативны и отчетливо показывают напряженность биохимических процессов метаболизма основных биогенных элементов в изучаемых почвах.

Аппликационные методы мы применили в исследовании метаболизма вещества с целью оценки функционально-динамического состояния малоизученного горно-таежного ландшафта Западного Саяна. Экспериментальный полигон представлен ландшафтно-экологическим рядом пространственно-сопряженных естественных экосистем от подножия предгорий с лугово-черноземными почвами до горных склонов с каменистыми бурыми лесными почвами. По результатам полевых опытов интенсивность разложения клетчатки в виде убыли веса льняной ткани за 1,5 месяца экспозиции в верхних гумусовых горизонтах изменяется от 32% в лугово-черноземной почве до 15–25% в бурых горно-лесных почвах (табл. 1). В нижних горизонтах этот процесс протекает очень слабо, либо совсем не проявляется.

Накопление нингидринположительных веществ в гумусовых горизонтах почв всего полигона составляет 20–40 мкг лейцина на 1 г ткани. Суммарная протеолитическая активность составила 21–25% разрушенного желатинного слоя в лугово-черноземной почве и 12–14% в бурых горно-лесных. С глубиной наблюдается закономерное снижение биологической активности почв всех исследованных местоположений полигона.

Аппликационные методы биодиагностики апробированы также в техногенно нарушенном ландшафте в результате угледобычи открытым способом на территории КАТЭКа. Объекты мониторинговых исследований – молодые, формирующиеся на отвалах вскрышных пород почвы и субстрат рекультивированных техногеосистем (табл. 2). Эти разного возраста восстанавливаемые почвы на территории месторождения представляют собой пространственно-временную модель изучения регенерирующих процессов в наземных экосистемах. Складывающаяся в молодых почвах экологическая обстановка не препятствует проявлению их сравнительно высокой ферментативной активности в результате функционирования микроорганизмов (водорослей, бактерий, микроскопических грибов) и корневой системы растений. Экспериментальные данные показали, что по мере старения отвальных субстратов и накопления в них органического вещества к третьему году в молодых почвах начинает проявляться и впоследствии усиливаться активность биохимических процессов, приближаясь к показателям контрольной почвы. В целом регенерация биогенных свойств формирующихся молодых почв протекает интенсивно. Эти результаты

подтверждаются данными по ферментам как гидролитическим, так и окислительно-восстановительным. В хроноряду восстанавливаемых почв от одного года (с пионерной растительностью) до 5–10 лет (с разнотравно-злаковым покровом) установлен закономерный рост ферментативной активности в слое 0–5 см по следующим показателям: инвертаза – от 1 до 10 мг глюкозы на 1 г почвы; протеаза – от 0,1 до 2 мг глицина на 1 г почвы; уреаза – от 0,2 до 7,6 мг NH<sub>3</sub> на 10 г почвы; фосфатаза суммарная – от 0,5 до 18 мг фенолфталеина на 10 г почвы; пероксидаза – от 0,1 до 5,5 мл 0,01 н I<sub>2</sub>; полифенолоксидаза – от 0,1 до 1,6 мл 0,01 н I<sub>2</sub>. Биологическая активность достигает наибольшей величины к 15-ти годам формирования молодых почв.

Таблица 1

**Биологическая активность почв предгорий Западного Саяна**

Почва	Генетический горизонт	Глубина, см	Интенсивность разложения клетчатки (убыль веса льняной ткани, %)	Суммарная протеолитическая активность (разрушение желатинного слоя, %)	Накопление нингидринположительных веществ (мкг лейцина на 1 г льняной ткани)
Лугово-черно-земная	A	0-10	31,94	21,31	33,33
	A	10-22	29,56	14,30	39,95
	A1B	22-33	11,12	13,14	7,38
	B1	33-42	6,67	9,24	7,44
	B2	42-65	1,45	3,21	4,90
Бурая лесная псевдоподзолистая	A1	2-10	14,95	14,10	20,78
	A2	10-17	5,62	8,31	13,51
	B1	17-30	1,13	9,30	4,12
	B2	30-43	–	8,00	0,90
	B3	43-63	–	2,30	–
Бурая лесная оподзоленная щебнистая	A	3-6	20,83	13,0	33,62
	A1A2	6-11	16,72	10,70	10,57
	B1	11-20	9,20	6,60	10,16
	B2	20-30	1,41	4,10	9,36
	B3	30-50	0,10	2,30	6,46
Бурая лесная оподзоленная сильно-щебнистая	A	3-12	24,54	11,62	36,07
	AB	12-24	13,98	9,88	20,87
	B1	24-32	2,05	8,73	11,87
	B2	32-45	0,11	7,83	7,81
	BC	45-55	–	6,04	3,90

Примечание. Приведены средние значения из трехкратной повторности опыта. Прочерк означает, что показатель не обнаружен.

Важно отметить, что на участках биологической рекультивации (древесные посадки), биогенные процессы значительно ускоряются. Всё это дает основание считать, что техногенно-нарушенные земли в условиях лесостепи Средней Сибири с экологических позиций представляют собой очаги преобразований по прогрессивному типу.



**Биологическая активность молодых почв нарушенного  
лесостепного ландшафта при угледобыче  
(пределы колебаний за вегетационный период)**

Объект исследования	Интенсивность разложения клетчатки (убыль веса льняной ткани, %)	Суммарная протеолитическая активность (разрушение желатинного слоя, %)	Накопление нингидринположительных веществ (мкг лейцина на 1г льняной ткани)
Молодые почвы на самозарастающих отвалах в возрасте:			
3 года	1,3–1,9	7,0–9,1	< 0,010
5 лет	3,0–4,1	13,0–15,6	0,023–0,025
15 лет	20,0–23,8	30,0–34,5	0,060–0,064
Рекультивированные земли с посадками (возраст 8 лет):			
сосны	47,0–49,7	70,0–72,5	0,056–0,058
лиственницы	38,0–41,0	60,5–63,0	0,041–0,045
донника (в междурядьях)	28,3–31,8	45,5–49,0	0,060–0,068

Таким образом, полученные результаты на основе биодиагностики, кроме научного познания регенерирующих процессов в нарушенных экосистемах, открывают практические возможности в отношении подбора фитомелиорантов.

#### Литература

- Гельцер Ю. Г. Биологическая диагностика почв. М.: Изд-во МГУ, 1986. 81 с.
- Добровольский Г. В., Никитин Е. Д. Функции почв в биосфере и экосистемах. М.: Наука, 1990. 261 с.
- Инишева Л. И., Ивлева С. Н., Щербакова Т. А. Руководство по определению ферментативной активности почв и торфов. Томск: Изд-во Том. ун-та, 2003. 122 с.
- Методы почвенной микробиологии и биохимии / Под ред. Д. Г. Звягинцева. М.: Изд-во МГУ, 1991. 304 с.
- Напрасникова Е. В. Эколого-биохимическое моделирование состояния почвенной среды городов // Тренды ландшафтно-геохимических процессов в геосистемах юга Сибири. Новосибирск: Наука. Сиб. отд-ние, 2004. С. 145–159.
- Хазиев Ф. Х. Системно-экологический анализ ферментативной активности почв. М.: Наука, 1982. 204 с.
- Яковлев А. С. Биологическая диагностика и мониторинг состояния почв // Почвоведение. 2000. № 1. С. 70–79.

# РАСПРЕДЕЛЕНИЕ УГЛЕРОДА В ЛАНДШАФТНОМ ЭКОТОНЕ ТЕРМОКАРСТОВОГО ТОРФЯНОГО ПЛАТО СЕВЕРО-ВОСТОКА ЕВРОПЕЙСКОЙ РОССИИ

*А. Е. Добрынин<sup>1</sup>, А. В. Пастухов<sup>2</sup>, Д. А. Каверин<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> Сыктывкарский государственный университет, *dobrynin.92@inbox.ru*

<sup>2</sup> Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,  
*alpast@mail.ru, dkav@mail.ru*

Пул углерода органических соединений высок в мерзлотных почвах и легко минерализуется при оттаивании почвы, но остается слабоизученным его распределение в ландшафтных компонентах различных экосистем. Для решения этой задачи нами была выбрана территория, приуроченная к бассейну р. Сейда, представляющая собой древние термокарстовое торфяное плато с мощностью торфа до 3,5 метров с доминированием мерзлотных комплексов бугристых торфяников (*Cryic Histosols* и *Fibric Histosols*<sup>1</sup>), в которых аккумулированы наибольшие запасы углерода. На ключевом участке была разбита пикетажная сеть и проведена теодолитная съемка; проведен мониторинг глубины деятельного слоя, заложены две траншеи и проведено бурение трех скважин 2,5 м глубиной на вершине, на склоне и у подножия торфяного бугра с пошаговым отбором кернов. В этих траншеях были подсчитаны запасы почвенного углерода и азота (табл.).

Таблица

**Запасы углерода и азота органических соединений торфяников**

№ скважины	Слой	См	запасы С, кг/м <sup>2</sup>		запасы N, кг/м <sup>2</sup>	
			Траншея 1	Траншея 2	Траншея 1	Траншея 2
Скважина 1 Торфяное пятно	Сезонно-талый слой (СТС)	0–30	28,2	28,2	1,3	1,5
	Многолетнемерзлые породы (ММП)	30–150	46,5	51,7	2,0	2,3
		30–257	–	84,3	–	3,7
		0–150	74,8	80,0	3,4	3,8
	0–257	–	112,5	–	5,3	
Скважина 2 Кромка торфяного бугра («Пояс»)	СТС	0–30	34,0	33,3	1,8	1,9
	ММП	30–150	90,3	93,1	4,9	5,2
		30–258	–	131,2	–	7,8
		0–150	124,3	145,9	6,7	7,2
		0–257	–	179,1	–	9,6
Скважина 3 (перувлажнённая нижняя часть бугра, покрытая кустарниковой растительностью)	СТС	0–25	5,7	5,8	0,2	0,3
	ММП	25–150	94,8	96,6	5,2	5,4
		25–257		151,4		8,0
		0–150	100,6	102,4	5,4	5,7
	0–257		157,2		8,3	

<sup>1</sup> Здесь и далее использована Международная реферативная база почв WRB 2006.

Различия в проанализированных скважинах четко проявляются при оценке профильного изменения величины C/N, характеризующей степень разложения торфа и его обогащенности азотом. Все различия связаны с верхней 30-сантиметровой толщей торфа, которая включается в процессы сезонного замораживания-оттаивания. Четко выделяются два уровня – слой 0-10 см и слой 30-80 см. Верхний 0-10 сантиметровой слой – деятельный слой, т.к. в условиях тундры и лесотундры вся микробиологическая активность сосредоточена только в нем – четко различается по степени обогащенности азотом. В направлении от скважин 1 к скважинам 3 снижается степень обогащения торфа азотом.

Проведенное нами детальное изучение морфологии и содержание углерода и азота в мерзлотных торфяных буграх продемонстрировало четкое различие между сезонно-промерзающей толщей (деятельным слоем) и многолетнемерзлыми горизонтами. Согласно современным исследованиям, считается, что органическое вещество немерзлотных и многолетнемерзлых грунтов имеет различный молекулярный состав и возраст (момент консервации в них углерода) (Rodionow et al., 2006). Следовательно, при потеплении климата и оттаивании многолетней мерзлоты следует ожидать не только деградацию ландшафтов (таяние бугров), но и резкое увеличение скорости минерализации углерода органических соединений, что, в свою очередь, повлечет увеличение эмиссии парниковых газов.

#### Литература

Пастухов А. В., Каверин Д. А. Сравнение изменения запасов почвенного углерода в тундровых и таежных экосистемах Северо-Восточной Европы // Почвоведение (в печати). 2012.

Conant R. T., Haddix M. L., Paustian K. Partitioning soil carbon responses to warming: model-derived guidance for data interpretation // Soil Biology and Biochemistry. 2010. Vol. 42. P. 2034–2036.

Kuhry P., Mazhitova G.G., Forest P.-A., Deneva S.V., Virtanen T. and Kultti S. Upscaling soil organic carbon estimates for the Usa Basin (Northeast European Russia) using GIS-based land-cover and soil classification schemes // Danish Journal of Geography. 2002. Vol. 102. P. 11–25.

Hugelius G., Virtanen T., Kaverin D., Pastukhov A., Rivkin F., Marchenko S., Romanovsky V., and Kuhry P. High-resolution mapping of ecosystem carbon storage and potential effects of permafrost thaw in periglacial terrain, European Russian Arctic // J. Geophys. Res. 2011. Vol. 116. G03024, doi:10.1029/2010JG001606

Rodionow A., Flessa H., Kazansky O., Guggenberger G. Organic matter composition and potential trace gas production of permafrost soils in the forest tundra in northern Siberia // Geoderma. 2006. Vol. 135. P. 49–62.

## АЛЬГОГРУППИРОВКИ ТЕХНОГЕННЫХ СУБСТРАТОВ В РАЙОНАХ УГЛЕ- И НЕФТЕДОБЫЧИ ЕВРОПЕЙСКОГО СЕВЕРО-ВОСТОКА (РЕСПУБЛИКА КОМИ)

*Н. М. Зимонина*

*Вятский государственный гуманитарный университет*

Интенсивное освоение топливно-энергетических ресурсов Севера приводит к увеличению площадей, занятых техногенными аренами. Погребение исходных почв под насыпными сооружениями (промплощадки, вскрышные породы и т. д.) – достаточно распространённый тип антропогенных нарушений в районах угле- и нефтедобычи Республики Коми. В суровых климатических условиях Севера восстановление почвенно-растительного покрова на техногенных насыпных грунтах идёт крайне медленно (Чалышева, 1992; Кулюгина и др., 2005). Активное участие в процессах сингенеза растительности на техногенных аренах принимают почвенные водоросли (Зимонина, 2002; Патова, Дорохова, 2005). Особенности структуры водорослевых сообществ могут служить индикационными признаками экотопических условий местообитаний и отражать характер самовосстановительного потенциала биоты, что обуславливает теоретическую и практическую значимость данной проблемы.

Цель исследования – оценка количественной и качественной структуры альгогруппировок техногенных грунтов в районах интенсивной угле- и нефтедобычи Республики Коми. Отбор и обработка проб проведены общепринятыми в альгологических исследованиях методами (Штина, Голлербах, 1976). Работа выполнена под руководством д. б. н., профессора М. В. Гецен.

*Альгогруппировки промплощадок буровых скважин Возейского нефтяного месторождения (граница подзон лесотундры и крайнесеверной тайги, Усинский промышленный район).* На территории нефтепромысла для обустройства скважин используются четвертичные покровные пески и супеси, добытые из местных карьеров. Насыпные грунты имеют следующие характеристики:  $pH_{\text{сол.}}$  – 6,72;  $pH_{\text{вод.}}$  – 7,58; содержание  $C_{\text{орг.}}$  – 0,28% (условно «чистый» грунт, без следов присутствия углеводородного загрязнения) до  $C_{\text{орг.}}$  – 5% (на сильно загрязнённых участках);  $N_{\text{общ.}}$  – 0,008%. В настоящем сообщении приводятся данные только по слабозагрязнённым участкам. Для альгофлористического анализа были отобраны пробы грунта на участках: без высшей растительности, под злаково-разнотравной и хвощовой ассоциациями и грунт, заросший мхами.

Всего на промплощадках выявлено 154 вида водорослей, в том числе: синезелёные – 63 (41%), зелёные – 67 (43%), жёлтозелёные – 21 (14%), диатомовые – 3 (2%).

На техногенных песках, лишённых растительности, наибольшим видовым разнообразием отличается порядок *Oscillatoriales*. Чаще всего встречаются виды родов *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Plectonema*, принадлежащие к Р-жизненной форме, которые предпочитают открытые местообитания и устойчивы к недостатку влаги. В условиях недостатка органических веществ, азота и при наличии углеводородного загрязнения особое значение имеют азотфиксирующие

водоросли. На насыпных субстратах, лишённых растительности, отмечен самый разнообразный набор видов азотфиксаторов: *Nostoc linckia* (Roth.) Born. et Flah.; *N. punctiforme* (Kütz.) Hariot; *Anabaena cylindrica* Lemm.; *A. variabilis* Kütz.; *Cylindrospermum michailovskoense* Elenk.; *Nodularia harveyana* (Thwait.) Thur.; *Tolypothrix tenuis* Kütz.; *Calothrix elenkinii* Kossinsk. Виды родов *Nostoc* и *Anabaena* входят в состав доминантов водорослевых сообществ. Пределы колебаний численности водорослей на участке составили 60–270 тыс. клеток в 1 г субстрата.

Особенностью альгогруппировок слабозагрязненных зарастающих мхами участков является появление видов, предпочитающих местообитания с более или менее устойчивой влажностью – *Gloeocapsa minuta* (Kütz.) Hollerb., *Cylindrocystis brebissonii* Menegh., и присутствие в составе доминантов желто-зеленой водоросли *Pleurochloris magna* Boye-Pet. Приуроченность к замоховелым экотопам обнаруживают *Tolypothrix tenuis* Kütz. и *Pseudanabaena galeata* Vöcher. Численность водорослей на слабозагрязненных участках под мхами невысокая: 17–29 тыс. клеток/г почвы.

В водорослевых сообществах под травянистой растительностью большого разнообразия достигают зеленые водоросли. Из зеленых на рассматриваемых участках чаще остальных встречались виды, широко распространенные в окружающих ненарушенных почвах, – *Bracteacoccus minor* Bisch. et Bold, *Chlorella vulgaris* Beijer., относительно редко встречающиеся в зональных почвах, *Chlorosarcinopsis deficiens* Groover et Bold, *Tetracystis* sp. 1; необнаруженные в фоновых почвах *Actinochloris sphaerica* Korsch., *Macrochloris dissecta* Korsch., *Neospongiococcum* sp. Зеленая одноклеточная водоросль *Myrmecia bisecta* Reisingl при высокой ее встречаемости и обилии в зональных почвах обнаружена и на обследованных насыпных субстратах, часто являясь здесь доминантом водорослевых сообществ. Мало устойчивые к недостатку влаги нитчатые формы зеленых наибольшего развития достигают на участках, с более или менее хорошо развитыми моховым и травянистым ярусами.

*Альгогруппировки породных отвалов угольной шахты «Юнь – Яга»* (подзона южных тундр, Воркутинский промышленный район). Флора водорослей Юньягинского месторождения изучена Е. Н. Патовой и М. Ф. Дороховой (2005), состав зелёных водорослей выявлен В. М. Андреевой (2006). Мы ограничились выявлением доминантных видов. Для количественного альгологического анализа на плоских вершинах отвалов отобраны грунты: четвертичный суглинок (рН=8,15) и углистый аргиллитовый щебень (рН=6,5; 7), на участках без высших растений и под разнотравно-злаковой растительностью (ОПП – 95%).

На суглинистых субстратах наибольшая интенсивность развития водорослей отмечена на незадернованных грунтах. На данном участке количество клеток водорослей достигало 1 млн 200 тыс. в 1 г грунта, величина биомассы 10 кг/га. Ведущее значение в структуре численности и биомассы принадлежало нитчатым синезелёным водорослям: *Phormidium ambiguum* Gom., *Ph. foveolarum* (Mont.) Gom., *Ph. autumnale* (Ag.) Gom. Заметное участие в структуре биомассы синезелёных принимают гетероцистные водоросли: *Anabaena varia-*

*bilis* Kütz, *Nostoc punctiforme* (Kütz.) Hariot, их биомасса составила 1,21 кг/га, что на порядок выше, чем в других исследованных экотопах. На долю одноклеточных зелёных и диатомовых водорослей приходится не более 2% от общей численности клеток на участке. Средняя биомасса зелёных водорослей в данном экотопе составила 1,10 кг/га, диатомовых – 0,7 кг/га, или 9 и 6% от общей биомассы, соответственно. Для данного участка характерно самое большое разнообразие видов рода *Chlamydomonas* и *Chloromonas*. Основу численности и биомассы диатомовых водорослей составили мелкоклеточные формы *Navicula mutica* Kütz., со средним объёмом клеток 475 мкм<sup>3</sup>.

На суглинке под разнотравно-злаковой растительностью, по сравнению с незадернованным грунтом, численность водорослей уменьшается в пять раз, а биомасса в два раза. В структуре биомассы лидирующие позиции начинают занимать одноклеточные зелёные водоросли. По сравнению с незадернованным суглинком, под разнотравно-злаковой ассоциацией увеличиваются количество и размер клеток зелёных водорослей. Численность клеток зелёных водорослей составила 29 тыс. в 1 г грунта, биомасса 3,9 кг/га. Биомасса диатомовых водорослей представлена в основном крупноклеточными *Hantzschia amphioxys* (Ehr.) Grun. со средним объёмом клеток 1892 мкм<sup>3</sup>. Число клеток *Navicula mutica* уменьшилось по сравнению с «голым» суглинком, они образуют только 23% биомассы диатомовых.

На аргиллитовом щебне господствующее положение занимает одноклеточные зелёные водоросли. На незадернованном щебне их численность составила 54 тыс. в 1 г грунта, биомасса 6,9 кг/га. Под разнотравно-злаковой растительностью, по сравнению с незадернованным щебнем, количество и биомасса синезелёных и диатомовых водорослей синхронно увеличиваются, а биомасса зелёных водорослей увеличивается на фоне снижения количества их клеток, что может быть связано как со сменой видового состава, так и преобладанием процессов роста над процессами размножения.

Продукция водорослей на породных отвалах определялась путем суммирования достоверных прибавок биомассы за исследуемый период (10 дней). Продуктивность альгруппировок возрастала в ряду задернованный суглинок (9 кг/га), задернованный щебень (14 кг/га), незадернованный щебень (26 кг/га), незадернованный суглинок (33 кг/га).

Таким образом, на нарушенных в процессе нефте- и угледобычи территориях формируются разнообразные по составу и структуре альгруппировки, особенности которых хорошо отражают экотопические условия местообитаний, зависящие, в первую очередь, от свойств субстрата, его гранулометрических характеристик и pH грунтов. Присутствие высших растений во многом определяет динамику количественных показателей и продуктивность альгруппировок. В освоении минеральных субстратов, активное участие принимают зелёные водоросли зональных почв. Присутствие азотфиксирующих гетероцистных синезелёных водорослей на четвертичных песках и суглинках определяет возможность их использования на этапе технической рекультивации породных отвалов и разливов нефти.

## Литература

Андреева В. М. Почвенные неподвижные зеленые микроводоросли (*Chlorophyta*) в зоне промышленного загрязнения г. Воркуты (Республика Коми) // *Новости систематики низших растений*, 2006. Т. 40. С. 13–18.

Зимонина Н. М. Водоросли техногенных ландшафтов на Крайнем Севере // *Возобновимые ресурсы водоёмов Большеземельской тундры*. Сыктывкар, 2002. С. 25–32 (Тр. Коми научного центра УрО РАН, № 169).

Кулюгина Е. Е., Патова Е. Н., Дорохова М. Ф. Процессы самозарастания нарушенных территорий // *Природная среда тундры в условиях открытой разработки угля (на примере Юньягинского месторождения)* / Под ред. М. В. Гецен. Сыктывкар, 2005. С. 167–179.

Патова Е. Н., Дорохова М. Ф. Почвенные водоросли // *Природная среда тундры в условиях открытой разработки угля (на примере Юньягинского месторождения)* / Под ред. М. В. Гецен. Сыктывкар, 2005. С. 126–143.

Чальшева Л. В. Особенности формирования растительного покрова техногенных ландшафтов районов нефтедобычи на Европейском Северо-Востоке. Сыктывкар, 1992. 20 с. (Сер. препр. «Науч. докл.»/ Коми науч. центр УрО РАН; Вып. 299).

Штина Э. А., Голлербах М. М. Экология почвенных водорослей. М.: Наука, 1976. 144 с.

## СРАВНЕНИЕ ВЛИЯНИЯ ОТХОДОВ ПРОИЗВОДСТВА ФТОРОПЛАСТОВ СКФ-26 И СКФ-32 НА МИКРОФЛОРУ ПОЧВЫ (ПОЛЕВОЙ ОПЫТ)

*Т. С. Елькина*<sup>1</sup>, *Л. И. Домрачева*<sup>1,2</sup>, *С. В. Хитрин*<sup>3</sup>, *С. Л. Фукс*<sup>3</sup>,  
*С. В. Девятерикова*<sup>3</sup>

<sup>1</sup> *Вятская государственная сельскохозяйственная академия,  
nm-flora@rambler.ru,*

<sup>2</sup> *Лаборатория биомониторинга Института биологии  
Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ,*

<sup>3</sup> *Вятский государственный университет*

В жизнь современного человека широко вошли изделия, произведённые из фторопластов. Они используются в машиностроении (подшипники, поршневые кольца), в электронике и радиотехнике, для хранения и транспортирования химически активных веществ. Так, например, фторопласты СКФ-26 и СКФ-32 используют для изготовления резинотехнических, кабельных и других изделий, работающих в среде воздуха, окислителей и других агрессивных сред, масел, бензина и растворителей (ГОСТ 18376-79). Одним из отходов производства данных фторопластов являются маточные растворы, попадающие в окружающую среду вместе со сточными водами. В них содержится от 0,02 до 0,05% целевого продукта. До настоящего времени для данных соединений ПДК не установлены, так как их считают практически безопасными. Однако абсолютно инертных соединений для биоты, вероятно, не существует.

Цель данной работы заключалась в изучении влияния возрастающих концентраций СКФ-26 и СКФ-32 на микрофлору почвы в полевых условиях.

**Объекты и методы.** Опыт был заложен в конце мая 2012 г. в Даровском районе Кировской области. Почва – дерново-подзолистая, рН<sub>KCl</sub> не превышает

4,4. Содержание гумуса не выше 2%. Предварительно участок был вскопан на глубину 25 см и выравнен. Для посева использовали семена ярового ячменя сорта Эльф. Посев производился на глубину 4 см. После посева в почву внесли возрастающие концентрации СКФ-26 и СКФ-32 (разведение 1:100, 1:50, 1:1 и маточный раствор). В контроле для полива использовали артезианскую воду.

Состояние альго-микологических комплексов оценивали в августе 2012 г., через 3 месяца с момента закладки опыта. Для этого в почвенных образцах проводили количественный учет фототрофных организмов (эу- и прокариотных водорослей), а также состояние микоценозов. Учет проводили методом прямого микроскопирования на мазках.

**Результаты и обсуждения.** Испытуемые соединения СКФ-26 и СКФ-32 оказывают действие на фототрофные организмы. Почти все разведения вызывают угнетение вегетации этой группы, кроме варианта с внесением СКФ-32 в разведении 1:100 (рис. 1). Данная концентрация стимулирует их размножение в 1,2 раза. Особенно сильное угнетение оказывает обработка почвы препаратом СКФ-26 в разведении 1:50 и маточными растворами того и другого соединения.

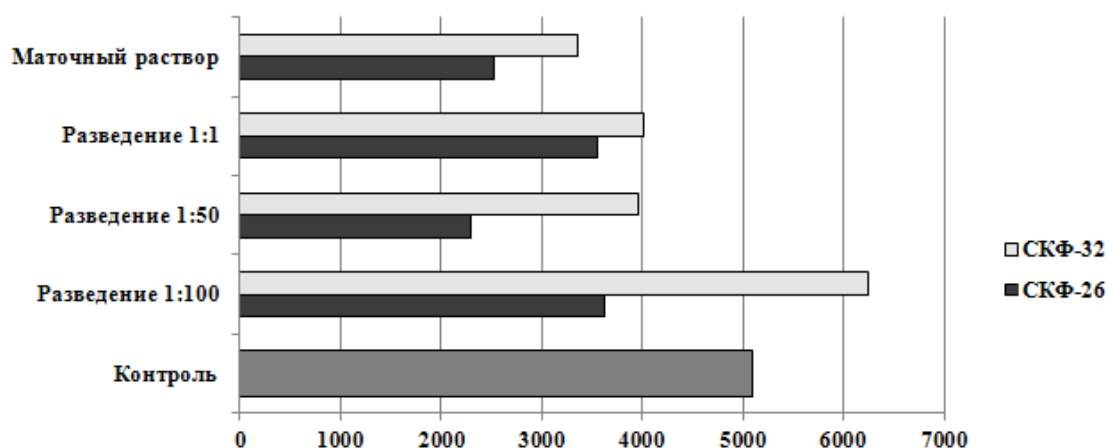


Рис. 1. Влияние возрастающих концентраций СКФ-26 и СКФ-32 на численность фототрофных организмов (тыс. кл./г почвы)

В число показателей, характеризующих развитие комплексов микромицетов в почве, в частности, включают и длину их мицелия. Анализ полученных результатов показывает (рис. 2), что длина мицелия в исследуемых образцах почвы колеблется от 69 до 146 м/г. Испытуемые препараты по-разному действуют на микокомплексы, в зависимости от концентрации. Разведение 1:50 (СКФ-32) никак не влияет на длину грибного мицелия. Угнетающими оказались все концентрации СКФ-26, кроме 1:100, где наблюдается стимуляция роста длины мицелия. Подобное действие оказывает разведение 1:1 препарата СКФ-32.



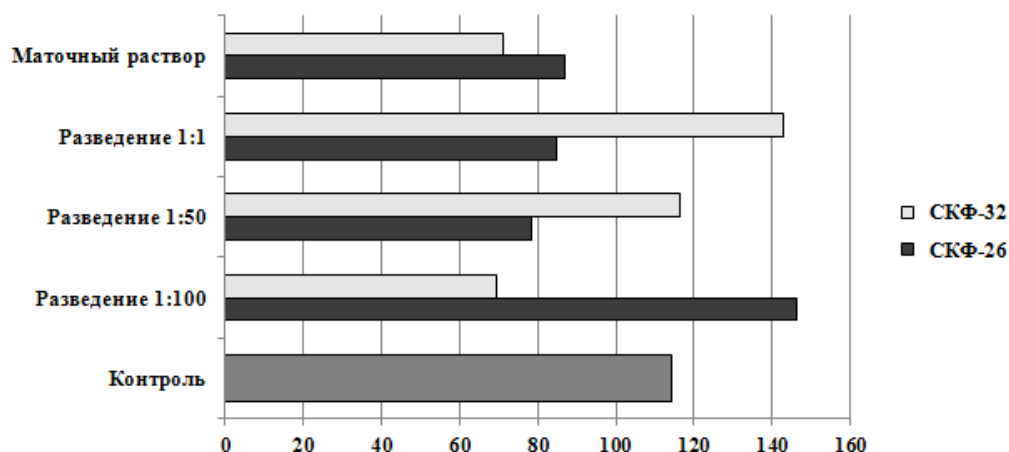


Рис. 2. Влияние возрастающих концентраций СКФ-26 и СКФ-32 на длину мицелия почвенных микромицетов (м/г)

Выводы:

1. Препараты СКФ-26 и СКФ-32 оказывают различное действие на развитие альго-микологических группировок.
2. Внесение препарата СКФ-32 в концентрации 1:100 стимулирует развитие фототрофных микроорганизмов, в то время как все испытываемые концентрации СКФ-26 тормозят развитие этой группы микробиоты.
3. На развитие микромицетов стимулирующее действие оказывают оба препарата, но в разных концентрациях. Стимулирующее действие оказывает СКФ-32 в варианте с разведением 1:1, а СКФ-26 – в варианте 1:100.
4. Поскольку одним из показателей благополучия почвы является массовое развитие водорослей, то использование препарата СКФ-32 при разведении 1:100 можно считать полностью безопасным.

#### Литература

ГОСТ 18376-79 Фторкаучуки СКФ-26 и СКФ-32. Технические условия.

### ВЛИЯНИЕ ОБРАБОТКИ СЕМЯН ЯЧМЕНЯ ПЛЁНКООБРАЗУЮЩИМ ПРЕПАРАТОМ НА ВСХОЖЕСТЬ И ПОРАЖЕНИЕ ИНФЕКЦИЕЙ

*Т. С. Елькина<sup>1</sup>, С. В. Хитрин<sup>2</sup>, С. Л. Фукс<sup>2</sup>, С. В. Девятерикова<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> *Вятская государственная сельскохозяйственная академия,  
nm-flora@rambler.ru*

<sup>2</sup> *Вятский государственный университет*

Большой ущерб сельскохозяйственному производству наносят возбудители болезней растений. Вредоносность болезни проявляется в снижении урожая или ухудшении его качества.

Почва без санитарной обработки всегда содержит определённое количество фитопатогенных микроорганизмов. В состав эпифитной микрофлоры семян, помимо сапротрофов, входят микроорганизмы, которые могут стать источником болезней растений.

Одним из решений данной проблемы является такой агротехнический приём, как предпосевная обработка семян (протравливание). В качестве протравителей используются как химические препараты (пестициды), так и биопрепараты на основе микробов-антагонистов. Ключевыми требованиями для протравителей являются: оптимальная биологическая эффективность; отсутствие отрицательного воздействия на всхожесть семян; легкость применения; низкая себестоимость и др.

В идеале, все препараты, используемые для предпосевной обработки семян, должны обладать хорошей плёнообразующей способностью.

Одним из вариантов защиты семян от инфекции на стадии прорастания теоретически могут быть соединения-плёнообразователи, формирующие защитный барьер для фитопатогенов, но не мешающие прорастанию семян. В частности, известно, что соединение Ф-4МД обладает хорошей плёнообразующей способностью. Однако, данный препарат никогда не использовался в практике сельского хозяйства.

**Цель данной работы** – изучить влияние обработки семян ячменя плёнообразующим препаратом Ф-4МД на их всхожесть и поражение инфекцией.

**Объекты и методы.** В опыте использовали семена ярового ячменя сорта Эльф, имеющие лабораторную всхожесть, близкую к 100%. В опыте были следующие варианты: контроль – артезианская вода, в опытных вариантах использовали следующие концентрации Ф-4МД: исходный раствор и его разведения 1:1, 1:50, 1:100. В опытных вариантах для плёнообразования семена на несколько минут помещали в испытываемые растворы, затем слегка обсушивали и раскладывали на фильтровальной бумаге в чашки Петри по 50 зерновок. Опыт проводили во всех вариантах при 60 % влажности, используя артезианскую воду. Повторность опыта 3-х кратная.

**Результаты и обсуждения.** Различные концентрации препарата Ф-4МД по разному влияют на всхожесть семян ячменя (табл. 1). В вариантах с разведением 1:100 и 1:50 данный показатель был на уровне контроля.

Таблица 1

**Влияние обработки семян ячменя препаратом Ф-4МД на всхожесть и поражение инфекцией, %**

Вариант	Всхожесть	Поражение инфекцией
Разведение 1:100	99	2
Разведение 1:50	100	0
Разведение 1:1	83	4
Исходный раствор	29	2

Следовательно, высокие концентрации испытуемого препарата недопустимо использовать в качестве плёнообразователей. Данный вывод подтверждается и при сопоставлении биометрических показателей проростков (табл. 2). Если в вариантах с разведениями 1:100 и 1:50 можно говорить об определённой тенденции стимулирующего эффекта Ф-4МД на длину корней, высоту надземной части проростков, а также биомассу корней и листьев, то

разведение 1:1 и испытуемый раствор демонстрируют явный ингибирующий эффект.

Таблица 2

**Биометрические показатели проростков ячменя**

Вариант	Длина корней, см	Высота надземной части, см	Биомасса сырая, г		Биомасса сухая, г	
			корни	листья	корни	листья
Контроль	5,38±0,12	8,10±0,14	10,24	12,97	1,10	1,11
Разведение 1:100	5,88±0,18	8,24±0,16	10,72	13,86	1,29	1,48
Разведение 1:50	6,20±0,22	8,21±0,10	12,03	13,26	1,57	1,47
Разведение 1:1	3,50±0,20	2,60±0,05	2,24	4,68	0,50	0,46
Испытуемый раствор	1,77±0,08	1,01±0,04	0,44	0,66	0,19	0,10

Данные о поражении проростков инфекцией в данном опыте противоречивы и неубедительны.

Таким образом, рекогносцировочный лабораторный опыт по изучению возможности использования Ф-4МД как плёнкообразователя показал, что в малых концентрациях (при разведении 1:100 и 1:50) препарат не тормозит прорастание семян, более того в определённой степени стимулирует рост как корней, так и надземной части проростков. Но требуется дальнейшее изучение защитной функции данного препарата.

**ВЛИЯНИЕ ВОЗРАСТАЮЩИХ КОНЦЕНТРАЦИЙ АЗИДА НАТРИЯ НА АБОРИГЕННУЮ МИКРОФЛОРУ ПОЛЕВЫХ ПОЧВ**

*А. Р. Гайфутдинова<sup>1</sup>, Л. И. Домрачева<sup>1,2</sup>, Н. В. Дроздова<sup>1</sup>,  
Д. Л. Старкова<sup>1</sup>, О. Б. Жданова<sup>1,3</sup>, С. П. Ашихмин<sup>3</sup>*

<sup>1</sup> *Вятская государственная сельскохозяйственная академия,  
nm-flora@rambler.ru,*

<sup>2</sup> *Лаборатория биомониторинга Института биологии  
Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ,*

<sup>3</sup> *Кировская государственная медицинская академия*

В настоящее время глобальной проблемой является экологическая, включающая в себя загрязнение окружающей среды, в том числе синтетическими соединениями. Важным подходом к решению проблемы является поиск способов обезвреживания токсичных веществ и их полезное применение.

Азид натрия – ионное твердое вещество. Токсичен, взрывоопасен при температуре выше температуры плавления. В сухом виде используется при производстве взрывчатых веществ. Для решения проблемы конверсии данного вещества в мирное время пытаются открыть реальные пути его утилизации, безопасные для окружающей среды. Так, 0,1% раствор азид натрия начали использовать в медицинской и ветеринарной практике для консервации биообъектов вместо высокотоксичного формалина. В последние годы возникла идея

дезинфекции газонов и других городских территорий с помощью азид натрия против яиц гельминтов (Ашихмин и др., 2007). В ходе данных исследований был отмечен сильнейший гербицидный эффект для однодольных растений (Попов и др., 2007, Попов и др. 2010), поэтому возникла идея использования азид натрия как гербицида в полевых условиях.

Для работы были выбраны посевы лядвенца рогатого на опытном поле ВГСХА. Попутными исследованиями изучения действия любых пестицидов является анализ состояния аборигенной почвенной микрофлоры.

Целью нашего опыта являлось изучение влияния азид натрия на группировки фототрофов и микромицетов в пахотной почве.

Схема опыта включала 3 варианта:

1. Контроль.
2. Обработка посевов лядвенца рогатого азидом натрия в концентрации 0,1%.
3. Обработка посевов лядвенца рогатого азидом натрия в концентрации 0,3%.

Обработка участков была проведена 04.07.12, отбор почвенных образцов для анализа произведен через неделю.

Учет численности водорослей, цианобактерий (ЦБ) и микромицетов проводили методом прямого микрокопирования на мазках.

Результаты количественного учета микрофототрофов представлены в таблице 1.

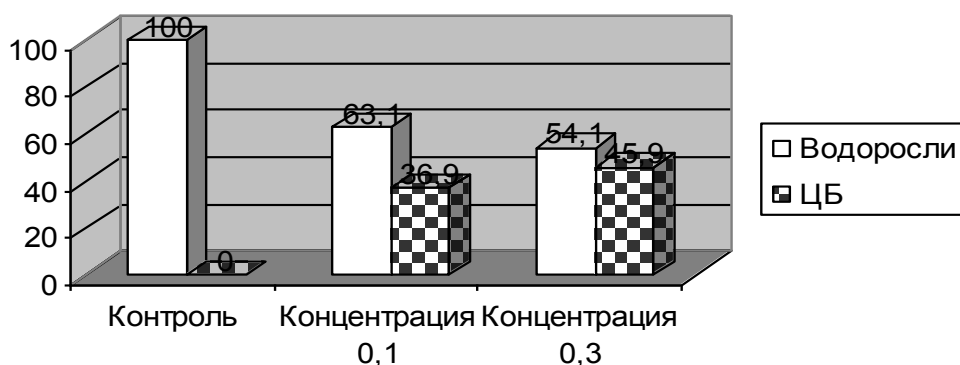
Таблица 1

**Влияние возрастающих концентрация азид натрия на фототрофные микроорганизмы**

Концентрация азид натрия	Численность фототрофов, тыс. клеток/г			
	Одноклеточные зеленые водоросли	Диатомовые водоросли	Цианобактерии	Всего
Контроль	1700±200	114±4	0	1814±204
0,1%	1475±230	120±40	933±250	2528±520
0,3%	1200±100	450±290	1400±40	3050±430

Азид натрия оказывает разное действие на группы почвенных фототрофов. Так, практически нейтральными к данному соединению оказываются группировки одноклеточных зеленых водорослей. Стимуляция развития диатомовых водорослей отмечена при концентрации азид натрия 0,3%. Наиболее явно действие данного соединения сказывается на развитии прокариотных фототрофов – ЦБ. Как правило, в начале июля в ходе сезонной сукцессии ЦБ в пахотных почвах еще не развиваются. Абсолютное доминирование в почве в этот период характерно для эукариотных водорослей из отделов Chlorophyta и Bacillariophyta. ЦБ в массе начинают развиваться в конце июля – начале августа. В данном опыте азид натрия выступил для ЦБ как стимулятор хода сезонной сукцессии, при этом, чем выше концентрация данного препарата, тем активнее размножаются ЦБ (табл. 1).

В итоге размножение ЦБ привело к тому, что суммарная численность фототрофных микроорганизмов в опытных вариантах существенно выше, чем в



контроле. Соответственно, размножение ЦБ в опытных вариантах приводит и к изменению структуры популяций фототрофов (рис. 1).

Рис. 1. Влияние возрастающих концентрация азид натрия на структуру альгоценоза (%)

Другой группой учитываемых микроорганизмов были микроскопические грибы, у которых мы дифференцированно определяли численность фрагментов бесцветного и меланизированного мицелия (табл. 2).

Таблица 2

**Влияние возрастающих концентраций азид натрия на микромицеты**

Концентрация азид натрия	Численность фрагментов мицелия, тыс./г		
	С бесцветным мицелием	С окрашенным мицелием	Всего
Контроль	400±100	500±100	900±200
0,1%	233±10	744±160	977±170
0,3%	217±27	1455±93	1672±120

Общая численность фрагментов мицелия в контроле и в вариантах с концентрацией азид натрия 0,1% практически одинаковая (900 и 977 тыс. фрагментов/г). Однако повышение концентрации азид натрия до 0,3% привело к существенному (почти в 2 раза) увеличению данных показателей. Этот факт может свидетельствовать о появлении в почве дополнительных источников питания для грибов, при этом в обоих вариантах отмечается существенная перегруппировка популяций микромицетов, связанная с возрастанием числа меланизированных микромицетов (табл. 2) и возрастанием их доли в структуре популяций (рис. 2).

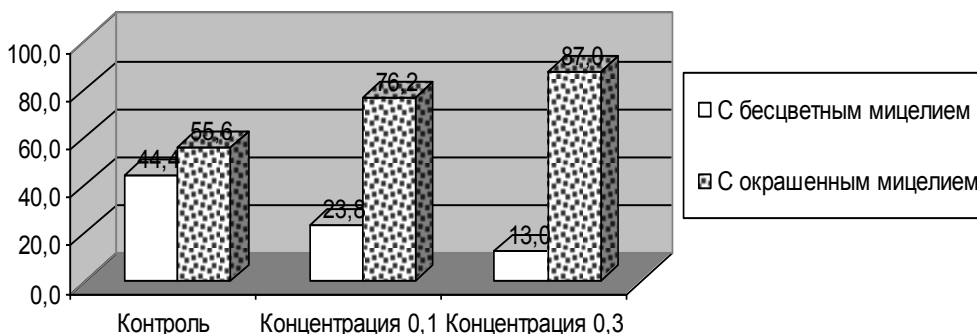


Рис. 2 Влияние возрастающих концентраций азидата натрия на структуру микоценоза (%)

Выводы:

1. Кратковременное действие азидата натрия на почвенную микрофлору проявляется в ускорении хода сезонной сукцессии, связанной с активным размножением цианобактерий в вариантах опыта и отсутствием этой группы в контроле.
2. Увеличение концентрации азидата натрия стимулирует возрастание численности фототрофных микроорганизмов, что свидетельствует об отсутствии токсического действия данного соединения на почвенную микрофлору.
3. Препарат стимулирует также размножение почвенных микроскопических грибов, при этом возрастание численности фрагментов грибного мицелия коррелирует с возрастанием концентрации испытуемого препарата.
4. Ответной реакцией микромицетов на действие впервые вносимого в почву ксенобиотика является изменение структуры популяции микоценозов, связанное с увеличением доли меланизированных форм грибов.
5. Подобные количественно-структурные изменения альгомикологических комплексов под воздействием азидата натрия были отмечены ранее на урбаноцемах г. Кирова (Попов и др., 2007).

#### Литература

- Ашихмин С. П., Жданова О. Б., Распутин П. Г., Мартусевич А. К. Применение азидата натрия для борьбы с токсикарозом // Естествознание и гуманизм. Сб. науч. трудов. Томск, 2007. Т. 4. № 2. С. 44.
- Жданова О. Б., Ашихмин С. П. и др. Возможность применения азидата натрия для обеспечения биобезопасности почв урбанизированных территорий // Региональные и муниципальные проблемы природопользования. Матер. 10-й Всерос. научно-практ. конф. Кирово-Чепецк, 2008. С. 108.
- Попов Л. Б., Домрачева Л. И. и др. Изучение безопасности азидата натрия для высших растений и почвенных микроорганизмов // Проблемы региональной экологии в условиях устойчивого развития. Матер. Всерос. науч.-практ. конф. Вып. 5. Ч. 1. Киров: Изд-во ВятГГУ, 2007. С. 128–131.
- Попов Л. Б., Домрачева Л. И., Жданова О. Б. Биологическая оценка риска от применения азидата натрия при дезинвазии урбаноценозов // Современные проблемы биомониторинга и биоиндикации. Матер. Всерос. науч.-практ. конф. с международным участием. Вып. 8. Ч. 1. Киров, 2010. С. 114–117.

### РАЗВИТИЕ ПОЧВЕННЫХ МИКРОБОЦЕНОЗОВ В УСЛОВИЯХ СВИНЦОВОГО СТРЕССА

*Л. И. Домрачева<sup>1,2</sup>, А. И. Фокина<sup>3</sup>, Е. А. Горностаева<sup>1</sup>, С. С. Злобин<sup>3</sup>*

<sup>1</sup> *Вятская государственная сельскохозяйственная академия,  
nm-flora@rambler.ru*

<sup>2</sup> *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,*

<sup>3</sup> *Вятский государственный гуманитарный университет*

Здоровая почва является необходимым условием жизни человека. К сожалению, не прекращается её деградация вследствие эрозии, дегумификации, нарушения целостности, загрязнения поллютантами (радионуклиды, тяжёлые металлы, остатки пестицидов и другие опасные вещества), заселения токсигенными и фитопатогенными микробами, другими вредными организмами (Соколов и др., 2010). Поэтому патологию почв признают реальной угрозой экологической, экономической и национальной безопасности России. Развитие промышленности и транспорта, в частности, привело к появлению в почве техногенных аномалий различных элементов, в первую очередь, тяжёлых металлов (ТМ). Среди ТМ одним из приоритетных загрязнителей, попадающих в почву, является свинец (Pb). Соли свинца в значительной степени меняют характер функционирования микробоценозов, вызывая определённые изменения в видовом составе и структурных характеристиках (Гузев и др., 1986; Звягинцев и др., 1997; Домрачева и др., 2006; Фокина, 2008; Темралеева и др., 2011).

Цель данной работы – изучить особенности острого и хронического действия свинца на почвенные микробные комплексы.

Для изучения острого действия Pb была поставлена серия модельных лабораторных и полевых опытов по влиянию его возрастающих концентраций на сапротрофную и фототрофную микрофлору. Изучение длительного хронического действия Pb на микробные комплексы проводили в образцах почвы, отобранных с территорий, примыкающих к Кирово-Чепецкому химическому комбинату (КЧХК), расположенному в Кировской области, и к горно-металлургическому комбинату (ГМК) г. Владикавказа (Республика Северная Осетия-Алания).

В ходе модельных лабораторных опытов с возрастающими концентрациями Pb (6, 60, 600 и 6000 мг/кг) в форме ацетатной соли было установлено, что при аутогенной сукцессии происходит возрастание численности микрофототрофов как в контроле, так и при концентрациях Pb 6 и 60 мг/кг (табл. 1). При этом на 18-е сутки после постановки опыта в этих вариантах начинают развиваться и прокариотные водоросли – цианобактерии (ЦБ), хотя суммарная численность клеток водорослей и ЦБ в контроле выше, чем в вариантах с малыми дозами Pb.

Высокие дозы Pb (600 и 6000 мг/кг) в значительной степени ингибируют размножение водорослей и существенно тормозят ход сукцессии, не давая возможности размножаться ЦБ. Анализ структуры фототрофных комплексов показывает, что по мере снижения концентрации Pb нарастает представительство ЦБ, достигая почти паритета с водорослями в контроле.

Таблица 1

**Влияние возрастающих концентраций свинца на численность и структуру альго-цианобактериальных комплексов (лабораторный опыт)**

Pb, мг/кг	Численность фототрофов, клеток/см <sup>2</sup>			Структура популяций, %	
	водоросли	цианобактерии	всего	водоросли	цианобактерии
Контроль	15375	14825	30200	50,9	49,1
6	13800	12600	26400	52,3	47,7
60	2760	2210	4970	55,5	44,5

600	600	0	600	100	0
6000	25	0	25	100	0

В модельном полевом опыте в почву также вносили ацетат свинца с концентрациями Pb 600 и 1200 мг/кг. Отбор почвенных образцов для микробиологического анализа был проведён через 3 месяца. При прямом микроскопическом анализе отмечалось сильное репрессивное действие Pb на почвенную альгофлору (табл. 2). Численность водорослей в опытных вариантах по сравнению с контролем снизилась в 6,8 (600 мг/кг) и в 12,2 (1200 мг/кг) раза, а ЦБ – в 3,0 и 2,5 раза соответственно.

Таблица 2

**Влияние возрастающих концентраций свинца на численность и структуру альго-цианобактериальных комплексов (полевого опыт)**

Pb, мг/кг	Численность фототрофов, тыс. клеток/г			Структура популяций, %	
	водоросли	цианобактерии	всего	водоросли	цианобактерии
Контроль	1714	2008	3782	46,1	53,9
600	250	650	900	27,7	72,3
1200	140	800	940	14,9	85,1

Синхронно со снижением общей численности фототрофов меняется и структура их популяций, что проявляется в стремительном снижении вклада водорослей и возрастании значимости ЦБ в сложении альго-цианобактериальных комплексов.

Таким образом, несмотря на то, что свинец снижает плотность популяций фототрофных группировок, замедляет ход альгосукцессии, на её заключительном этапе происходит насыщение биотопа ЦБ, которые могут составлять до 85% в структуре популяций при 1200 мг/кг Pb.

При исследовании гетеротрофной микрофлоры оказался примечательным факт роста численности меланизированных микромицетов по мере увеличения концентрации Pb (табл. 3).

Таблица 3

**Влияние возрастающих концентраций свинца на структуру микоценозов (полевого опыт)**

Pb, мг/кг	Микромицеты	
	с окрашенным мицелием	с бесцветным мицелием
Контроль	47,5	52,5
600	63,8	63,2
1200	73,6	26,4

При хроническом загрязнении почвы Pb – КЧХК (38 мг/кг) и ГМК – (7736 мг/кг) отмечены следующие особенности сапротрофных комплексов: доминирование аммонификаторов среди сапротрофов (табл. 4) и доминирование меланизированных форм (у микромицетов) (табл. 5).

К числу специфических особенностей структуры микоценозов при очень высоком содержании в почве Pb, превышающих ПДК почти в 1290 раз (ГМК), относится высокий процент содержания актиномицетов (почти 33%) и



микровицетов (11%), тогда как на территории КЧХК, где содержание Рb превышает ПДК в 6 раз, выделяется группа азотфиксаторов (почти 19% от общего содержания микроорганизмов) и дрожжей (свыше 9%). Несмотря на то, что содержание микровицетов в почве обоих предприятий различается, структура микоценозов практически аналогична (табл. 5).

Таблица 4

**Специфика сапротрофных микробных комплексов  
при длительном загрязнении почвы свинцом**

Рb, мг/кг	Группы сапротрофов, %				
	Аммонификаторы	Актиномицеты	Азотфиксаторы	Микровицеты	Дрожжи
38	49,8	17,0	18,8	5,0	9,4
7736	54,9	32,9	0,9	11,0	0,3

Таблица 5

**Структура популяций микровицетов при хроническом загрязнении почвы  
свинцом, %**

Рb, мг/кг	С окрашенным мицелием	С бесцветным мицелием
38	74,6	25,4
7736	78,1	21,9

В то же время при изучении фототрофных комплексов, которые развиваются в условиях длительного действия повышенных концентраций Рb, структура их на территории разных комбинатов резко различается (табл. 6).

Таблица 6

**Структура фототрофных популяций при хроническом загрязнении почвы  
свинцом, %**

Рb, мг/кг	Водоросли	Цианобактерии
38	58,1	41,9
7736	10,8	89,2

Как правило, загрязнение почвы ТМ сопровождается цианофитизацией фототрофных комплексов, что отмечается нами и при проведении модельных опытов. Кажущиеся противоречия в данном случае (табл. 6), вероятно, можно связать с тем, что в почве на исследуемой территории велика концентрация доступного азота ( $\text{NH}_4^+$  – 8 мг/кг,  $\text{NO}_3^-$  – 19,8 мг/кг). Это приводит к активизации размножения водорослей, в первую очередь, одноклеточных зеленых и вытеснению из структуры популяций ЦБ. Вероятно, наличие доступного азота для водорослей превалирует над репрессивным действием свинца, поэтому негативное действие отдельных токсикантов на определенные группы фототрофов может смягчаться при наличии факторов, стимулирующих размножение данной группы.

В целом, исходя из результатов опытов по острому и хроническому действию свинца на микробные комплексы, можно сделать вывод, что, хотя свинец в значительной степени влияет на численность популяций и структуру микробных сапротрофных и фототрофных комплексов, при его длительном воздействии микробоценозы стабилизируются на определенном уровне развития фо-

тотрофных и сапротрофных группировок, не погибая даже при сверхвысоких концентрациях данного элемента (7736 мг Рb на кг на территории ГМК).

### Литература

Гузов В. С., Левин С. В., Бабьева И. П. Тяжёлые металлы как фактор воздействия на микробную систему почвы // Экологическая роль микробных метаболитов. М., 1986. С. 82–104.

Домрачева Л. И., Дабах Е. В., Кондакова Л. В., Фокина А. И. Альго-микологические и фитотоксические комплексы при химическом загрязнении почвы // Экология и почвы: Матер. лекций и докладов 13-ой Всерос. школы. Пушкино, 2006. Т. 5. С. 88–98.

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

Соколов М. С., Дородных Ю. Л., Марченко А. И. Здоровая почва как необходимое условие жизни человека // Почвоведение. 2010. № 77. С. 858–866.

Темралеева А. Д., Пинский Д. Л., Патова Е. Н. Структурные и морфологические изменения альго-цианобактериальных сообществ серой лесной почвы при загрязнении ацетатом свинца // Водоросли: таксономия, экология, использование в мониторинге. Екатеринбург, 2011. С. 327–331.

Фокина А. И. Влияние свинца на структуру фототрофных микробных комплексов почвы: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Сыктывкар, 2008. 22 с.

## ИЗМЕНЕНИЕ ВИДОВОГО РАЗНООБРАЗИЯ ПОЧВЕННЫХ ВОДОРОСЛЕЙ ПРИ ЗАГРЯЗНЕНИИ ПОЧВЫ ПОЛЛЮТАНТАМИ РАЗЛИЧНОЙ ХИМИЧЕСКОЙ ПРИРОДЫ

*Л. В. Кондакова<sup>1</sup>, Л. И. Домрачева<sup>2,3</sup>, Т. С. Елькина<sup>2</sup>,  
Ю. Н. Зыкова<sup>2</sup>, С. С. Злобин<sup>1</sup>, Г. И. Березин<sup>1</sup>*

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

*<sup>2</sup> Вятская государственная сельскохозяйственная академия,*

*<sup>3</sup> Лаборатория биомониторинга Института биологии  
Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ, ecolab@vshu.kirov.ru*

Водоросли – компоненты любой экосистемы. Среди них имеются представители эукариот (в основном, зелёные, жёлтозелёные и диатомовые), а также прокариот – безгетероцистные и гетероцистные цианобактерии (ЦБ). Их развитие происходит в толще почвы, где численность их колеблется от нескольких тысяч до нескольких миллионов в 1 г почвы. Периодически происходят вспышки размножения на поверхности почвы. Этот феномен называют «цветение» почвы. Плотность популяций при этом колеблется от 20–30 тыс. клеток/см<sup>2</sup> до 40–90 млн. клеток/см<sup>2</sup>. В естественных условиях для развития альгоценозов характерна сезонная динамика фототрофов, которая проявляется в умеренной зоне России чередованием доминирующих группировок в следующей последовательности: зелёные одноклеточные и жёлтозелёные водоросли (весна – начало лета) → зелёные нитчатые и жёлтозелёные водоросли + безгетероцистные ЦБ (июнь – июль) → безгетероцистные + гетероцистные ЦБ (июль – август) → гетероцистные ЦБ (август – октябрь). Видовое обилие фототрофов в плёнках

«цветения» всегда меньше видового пула фототрофов, обитающих в почве. Коэффициент реализации видового потенциала плёнок «цветения» колеблется от 10 до 50% от видового разнообразия внутрипочвенных комплексов. Закономерный ход развития альго-цианобактериальных комплексов в незагрязнённой почве даёт возможность использовать данные биосистемы как индикаторные на химическое загрязнение почвы (Домрачева, 2005; Кондакова, Домрачева, 2007).

Наши исследования были проведены в Кировской области. Образцы почв отобраны на территориях, прилегающей к химическому комбинату, в зоне действия полигона захоронения ядохимикатов и в промышленной зоне г. Кирова.

При работе в зоне действия химического комбината (ХК) мы отбирали для тестирования почвенные образцы с 7 участков. Изучив видовой состав альгофлоры данных почв, было отмечено невысокое разнообразие водорослей, которые составляет от 6 видов (участок 921) до 22 (913). Группировки почвенных водорослей на участках следующие: С<sub>1</sub>З<sub>6</sub>Ж<sub>2</sub>Д<sub>3</sub> (904); С<sub>4</sub>З<sub>5</sub>Ж<sub>0</sub>Д<sub>6</sub> (906); С<sub>1</sub>З<sub>7</sub>Ж<sub>3</sub>Д<sub>0</sub> (907); С<sub>5</sub>З<sub>13</sub>Ж<sub>1</sub>Д<sub>3</sub> (913); С<sub>4</sub>З<sub>9</sub>Ж<sub>2</sub>Д<sub>1</sub> (918); С<sub>1</sub>З<sub>8</sub>Ж<sub>0</sub>Д<sub>1</sub> (920); С<sub>1</sub>З<sub>5</sub>Ж<sub>0</sub>Д<sub>0</sub> (921) (С – ЦБ; З – зелёные водоросли; Ж – жёлтозелёные и эустигматофитовые водоросли; Д – диатомовые водоросли). Преобладают зелёные водоросли, обеднен видовой состав ЦБ, жёлтозелёных и эустигматофитовых водорослей, среди ЦБ практически отсутствуют азотфиксирующие виды. Из азотфиксирующих видов встречается лишь *Nostoc punctiforme* – вид, который, по нашим наблюдениям, является толерантным к техногенной нагрузке. На анализируемых участках в районе ХК отмечаются изменения в комплексе доминантов на уровне отделов. Только на двух участках (913 и 918) в состав доминирующего комплекса альгофлоры входит ЦБ *Phormidium autumnale*. Жёлтозелёная водоросль *Botrydiopsis eriensis* отмечена в составе доминантов на 907 и 913 участках. Доминантами сообществ на участках 904, 906, 920, 921 являлись представители только зелёных (*Chlamydomonas gloeogama*, *Chlorococcum hypnosporum*, *Coccomyxa confluens*, *Chlorella vulgaris*, *Bracteacoccus minor*) и диатомовых водорослей (*Hantzschia amphioxys*, *Navicula pelliculosa*, *Nitzschia palea*).

Для оценки состояния окружающей среды в районе полигона захоронения ядохимикатов заложено 8 почвенных площадок мониторинга. В данных почвах выявлено 56 видов почвенных водорослей, в том числе: Cyanophyta – 8, Chlorophyta – 33, Xanthophyta – 8, Eustigmatophyta – 4, Bacillariophyta – 3. Разнообразие фототрофов на площадках мониторинга колеблется от 9 до 29 видов. Ведущим отделом является Chlorophyta – 58,9%.

При изучении видового разнообразия фототрофов в городских почвах в зоне размещения промышленных предприятий г. Кирова обнаружено 65 видов почвенных водорослей, в т. ч. Cyanophyta – 24 вида (37%), Bacillariophyta – 10 (15%), Xanthophyta – 4 (6%), Eustigmatophyta – 3 (5%), Chlorophyta – 24 (37%). В альгогруппировках преобладали представители отделов Cyanophyta.

Изучение характера развития альгосообществ антропогенно-загрязнённых почв на территории Кировской области в районах химического комбината, полигона захоронения пестицидов, а также в промышленных зонах г. Кирова показало, что поллютанты, независимо от их химической природы, вызывают изменение хода сезонных сукцессий и возникновение трансформи-

рованных альго-цианобактериальных сообществ. Эти изменения и трансформация сводятся к тому, что в течение вегетационного сезона не происходит смены доминирующих группировок. Часто при резком возрастании плотности популяций фототрофов доминирование обеспечивается немногими видами водорослей и ЦБ. Наиболее устойчивые к химическому загрязнению почвы (виды р. р. *Phormidium* и *Nostoc*) являются доминантами в различных ксеноценозах, под которыми можно понимать почвенные экотопы, загрязнённые поллютантами минерального и органического происхождения. Практически из подобных ксеноценозов полностью выпадают представители жёлтозелёных водорослей, минимальное видовое и количественное обилие характерно для представителей отдела *Vacillariophyta*. Снижение видового разнообразия водорослей при загрязнении почвы служит не только индикаторным признаком на биологическое неблагополучие почвы, но вегетирующие выжившие виды водорослей и ЦБ, обладающие высокоадаптационным и детоксикационным резервом, можно использовать как перспективный биотехнологический потенциал для биологической реабилитации загрязнённых почв.

#### Литература

- Домрачева Л. И. «Цветение» почвы и закономерности его развития. Сыктывкар, 2005. 336 с.
- Кондакова Л. В., Домрачева Л. И. Флора Вятского края. Часть II. Водоросли. Киров, 2007. 192 с.

### СЕЗОННАЯ ДИНАМИКА ПОЧВЕННЫХ ВОДОРΟΣЛЕЙ ГОРОДСКИХ ТЕРРИТОРИЙ

*В. А. Ефремова, Л. В. Кондакова*  
*Вятский государственный гуманитарный университет,*  
*VitalinaRose@gmail.com*

Урбанизация территорий является одной из глобальных проблем современности. Она является мощным экологическим фактором, сопровождающимся преобразованием ландшафта, земельных и водных ресурсов, массовым производством отходов, поступающих в атмосферу, водные и наземные экосистемы (Денисов, 2008). В данных условиях значительную техногенную нагрузку испытывают городские почвы. Признанными индикаторами состояния почвенной среды являются водоросли. В литературе есть сведения о составе и распределении водорослей на городских территориях. Имеются интересные данные по альгофлоре водорослей урбанизированных территорий Екатеринбурга, Уфы, Ижевска и др. (Кабиров, Шилова, 1994; Суханова, 1996). Исследования сезонной динамики почвенных водорослей были проведены Н. П. Москвич в г. Луганске. Автором отмечено два максимума развития водорослей – весной и осенью. В целом данные литературы о наиболее благоприятном периоде времени для развития водорослей противоречивы. Одни авторы указывают пик развития

водорослей весной, другие – в конце лета, начале осени, третьи – в зимние месяцы (Голлербах, Штина, 1969; Штина, Голлербах, 1976).

*Цель работы* – проследить сезонную динамику группировок водорослей в почвах г. Кирова.

Образцы почв и плёнки «цветения» были отобраны весной и осенью 2011 г. в промышленной и транспортной зонах г. Кирова. Видовой состав водорослей определяли методом чашечных культур со стёклами обрастания и микроскопирования свежевзятой почвы (Голлербах, Штина, 1969; Штина, Голлербах, 1976). Численность клеток определяли методом прямого микроскопирования (Домрачева, 2005).

В изученных пробах весной обнаружено 50 видов почвенных водорослей (рис.), в том числе Cyanophyta – 25 видов(50%), Bacillariophyta – 6 (12%), Xanthophyta – 2 (4%), Eustigmatophyta – 1 (2%), Chlorophyta – 16 (32%); осенью – 35 почвенных водорослей, в том числе Cyanophyta – 16 (46%), Bacillariophyta – 5 (14%), Chlorophyta – 14 (40%).

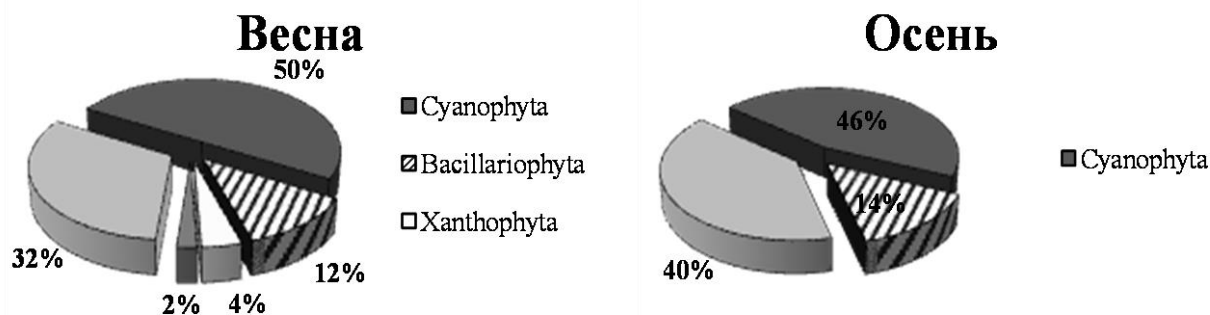


Рис. Таксономическая структура почвенных водорослей весенних и осенних образцов почв

На городской территории в альгогруппировках и весной и осенью преобладали представители синезелёных и зелёных водорослей. В осенних пробах почвы полностью отсутствовали жёлтозелёные водоросли. Весной отмечается преобладание безгетероцистных форм из порядка Oscillatoriales, а также влаголюбивых видов из порядков Desmidiaceae и Volvocales. Осенью лидирующее положение занимают представители гетероцистных цианобактерий из порядка Nostocales (табл.). Н. В. Суханова изучала сезонную динамику почвенных водорослей в г. Уфе и его окрестностях. Автором отмечено 2 пика максимального разнообразия и обилия водорослей – зимой и летом. Как и в случае с нашими наблюдениями, во все времена года в альгогруппировках на территории города преобладали зелёные и синезелёные водоросли.

В зависимости от времени года изменялся и комплекс доминирующих видов. Весной доминирующий комплекс представлен видами: *Cylindrospermum muscicola*, *Cylindrospermum licheniforme*, *Calothrix elenkinii*, *Phormidium autumnale*, *Leptolyngbya afrigida*, *Leptolyngbya foveolarum*, *Luticola mutica*, *Navicula pelliculosa*, *Hantzschia amphioxys*, *Pleurochloris pyrenoidosa*, *Chlorella vulgaris*. Осе-

нию доминирующий комплекс несколько иной и представлен следующими видами: *Phormidium autumnale*, *Phormidium boryanum*, *Nostoc punctiforme*, *Lepolyngbya frigida*, *Microcoleus vaginatus*, *Hantzschia amphioxys*, *Luticola nivalis*, *L. mutica*, *Bracteacoccus minor*, *Chlorella vulgaris*, *Coccomyxa confluens*, *Stichococcus chodatii*, *Stichococcus minor*. Среднее число видов на одну пробу составило: весной – 15 видов, осенью – 12 видов.

Таблица

**Сезонная динамика почвенных водорослей на территории города Кирова**

Число видов в отделе, порядке	Сезоны года	
	Весна	Осень
Cyanophyta	25	16
Nostocales	11	10
Oscillatoriales	14	6
Bacillariophyta	6	5
Naviculales	5	4
Bacillariales	1	1
Xanthophyta	2	0
Tribonematales	1	0
Mischococcales	1	0
Eustigmatophyta	1	0
Eustigmatales	1	0
Chlorophyta	16	14
Scenedesmales	1	2
Chlorococcales	3	1
Chlorellales	3	6
Volvocales	6	1
Choricystidales	1	2
Desmidiales	1	0
Protosiphonales	1	0
Klebsormidiales	0	2

Качественные и количественные характеристики альгогруппировок зависят, главным образом, от температуры, влажности почвы, ценологических связей, антропогенных факторов (Штина, Голлербах, 1976). В периоды повышенной влажности наблюдали «цветение» почв, вызванное массовым развитием цианобактерий, зелёных и диатомовых водорослей, протонемы мхов. Как правило, оно бывает кратковременным и возникает при благоприятной погоде – достаточной, но не избыточной влажности почвы. Поверхностные разрастания водорослей были собраны весной и осенью 2011 г. Видовое разнообразие почвенных водорослей в весенних плёнках «цветения» составило от 17 до 25 видов. Доминирующее положение занимали представители родов *Phormidium* и *Nostoc*. По численности преобладал отдел Cyanophyta –  $16,0 \pm 1,1$  млн. кл/см<sup>2</sup> почвы. Общая численность клеток цианобактерий и водорослей составила  $22,2 \pm 1,1$  млн. кл/см<sup>2</sup> почвы. В структуре популяций фототрофов на долю цианобактерий приходилось от 72% до 96%.

Флористический состав осенних плёнок «цветения» беднее по сравнению с весенними и представлен от 5 до 8 видов. Доминантами сообщества являлись

гетероцистные цианобактерии – *Nostoc commune* и *Microhaeta tenera*, а также безгетероцистная цианобактерия *Phormidium uncinatum*. В биоплёнках отмечена высокая плотность фототрофов – 93 млн. клеток/см<sup>2</sup>, в отдельных случаях достигала 193 млн. клеток/см<sup>2</sup>.

Изучение сезонной динамики развития почвенных водорослей показало, что наиболее благоприятным периодом для развития водорослей является весна. В этот период видовой состав почвенных водорослей в изученных образцах оказался в 1,5 раза богаче, чем осенью. По сравнению с естественными ценозами сезонная динамика развития почвенных водорослей в городской среде существенно отличается: весной преобладают представители синезелёных водорослей, с наступлением поздней осени увеличивается число гетероцистных форм, при общем уменьшении видового разнообразия осенью наблюдается значительное увеличение численности клеток цианобактерий и водорослей.

### Литература

- Голлербах М. М., Штина Э. А. Почвенные водоросли. Ленинград: Наука, 1969. 228 с.
- Денисов В. В., Курбатова А. С., Денисова И. А., Бондаренко В. Л., Грачёв В. А., Гутенев В. В., Нагнибеда Б. А. Экология города: Учеб.пособие. М.: ИКЦ «МарТ», Ростов н/Д: Издательский центр «МарТ», 2008. 832 с.
- Домрачева Л. И. «Цветение» почвы и закономерности его развития. Сыктывкар, 2005. 336 с.
- Кабилов Р.Р., Шилова И. И. Сообщества почвенных водорослей на территории промышленных предприятий // Экология. 1994. № 6. С. 16–20.
- Москвич Н. П. Опыт использования водорослей при изучении санитарного состояния почв // Ботанический журнал. 1973. Т. 58. № 3. С. 412–416.
- Суханова Н. В. Почвенные водоросли городских экосистем: автореф. дис...канд. биол. наук. Уфа, 1996. 21 с.
- Штина Э. А., Голлербах М. М. Экология почвенных водорослей. М.: Наука, 1976. 143 с.

## ДЕЙСТВИЕ ТЕХНОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ НА МИКРОБНЫЕ ГРУППИРОВКИ ПОЧВ ХИМИЧЕСКИ ЗАГРЯЗНЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

*Е. А. Горностаева<sup>1</sup>, А. И. Фокина<sup>2</sup>, С. С. Злобин<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> *Вятская государственная сельскохозяйственная академия,  
g\_lentochka@mail.ru*

<sup>2</sup> *Вятский государственный гуманитарный университет,  
anya\_var@mail.ru*

В связи с увеличением объемов и темпов техногенного загрязнения окружающей среды возникает вопрос особенно внимательного и бережного отношения к почве, как к средству производства и условию существования.

Особенно сильное техногенное давление испытывают почвы в районах расположения крупных промышленных предприятий. Нередким стало образование техногенных пустынь на территориях, непосредственно примыкающих к промышленным зонам предприятий. Между тем именно почвенный покров в конечном итоге принимает на себя давление потока поллютантов, выполняя

важнейшую роль буфера и детоксиканта, аккумулируя загрязняющие вещества, в том числе тяжелые металлы (ТМ). В импактных зонах содержание ТМ часто значительно превышает ПДК. Вследствие чего гибнет растительность, поверхность почвы обнажается, приводя к усиленной эрозии и дефляции, что может разрушить почвенный покров практически необратимо.

Поэтому чрезвычайно важно изучение загрязнения почвенного покрова, его современного состояния и изменения под влиянием антропогенной деятельности, так как эффективная защита окружающей среды от опасных поллютантов невозможна без достоверной информации о степени загрязнения почв.

Цель исследования – изучение влияния химического загрязнения на различные группы микроорганизмов почв химически загрязненных территорий.

*Объекты и методы исследований.* Исследования проводились на территориях, расположенных в разных климатических поясах, но в обоих случаях загрязненных ТМ.

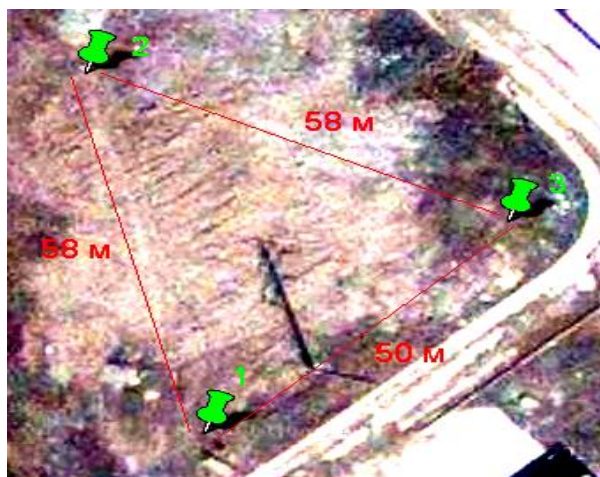


Рис. 1. Вид сверху исследуемой территории горно-металлургического предприятия (аэрокосмическая фотосъемка)

Образцы почв и грунтов были отобраны на территории одного из горно-металлургических комбинатов (ГМК) г. Владикавказа (Республика Северная Осетия-Алания) и на территории Кирово-Чепецкого химического комбината (КЧХК), расположенного в Кировской области.

Пробы почв и грунтов ГМК были отобраны с трёх площадок с глубины 0–5 см (рис. 1). Светлое «облако» – это загрязнение солями ТМ, видимое даже на снимках из космоса.

Во втором случае, почвенные образцы верхнего горизонта (0–5 см) отбирались с 8-ми пробных площадок (рис. 2). Точки отбора расположены вдоль русла р. Елховка – № 904, 906, 907, 918, пойменного оз. Просное – П-13, вблизи шламонакопителя – 913 и на пойме р. Вятка – 920, 921.

В обоих случаях отбор образцов проводили в июле 2011 г.

Содержание ТМ в почве определяли методом ААС (Методика .., 2007).

Микробиологический анализ проводили путем посева почвенной суспензии на элективные питательные среды: мясо-пептонный агар (аммонификато-



ры), Чапека (микробицеты), Эшби (азотфиксаторы), крахмало-аммиачный агар (актиномицеты), глюкозо-аммонийную среду (дрожжи).



Рис. 2. Схема точек отбора исследуемой территории КЧХК

*Результаты и их обсуждение.* Химический анализ почвенных образцов на территории ГМК показал, что можно говорить о сильнейшем загрязнении рассматриваемых почв и грунтов. Во всех образцах содержание валовых и подвижных форм таких элементов, как Pb, Ni, Cu, Cd и Zn, во много раз превышает значения ПДК (табл. 1). Максимальное превышение содержания подвижных форм всех рассмотренных ТМ наблюдалось во 2 точке. Так, содержание Pb в 1289 раз выше значения ПДК (7736,00 мг/кг), Cu – в 965 раз (2895,75 мг/кг), Cd – в 596 раз (298,75 мг/кг), Zn – в 356 раз (8187,50 мг/кг), Ni – в 11 раз (42,75 мг/кг).

Территория КЧХК не отличается такой загрязненностью. Максимальное превышение показателей ПДК наблюдается по Pb, которое увеличено в 6,3; 5,8; 5,5 раз в пробах П-13, 918, 907 соответственно. Превышение по Ni в исследуемых пробах наблюдается в 4,25 раза и составляет 17 мг/кг. Во всех остальных случаях превышение уровня ПДК по ТМ более, чем в 3 раза, не обнаружено. Самые загрязненные пробы – 918, П-13, 907 – расположены вдоль озера Просное, что говорит о загрязненности данного водоема и прилегающей к нему территории.

Результаты микробиологического анализа почв исследуемых техногенных территорий на используемых нами питательных средах представлены в таблицах 2 и 3.

Общая численность микроорганизмов (МО) на территории ГМК характеризуется сотнями тысяч КОЕ/г (1 точка – 234500 КОЕ/г, 2 точка – 91050 КОЕ/г, 3 точка – 222650 КОЕ/г), а на территории КЧХК чрезвычайно невысокими показателями – десятками тысяч КОЕ/г. Так, максимальное значение МО на территории КЧХК наблюдается в пробе № 918 – 171920 КОЕ/г, а минимальное – 40500 КОЕ/г в 906 варианте. Данные показатели на территории КЧХК могут

объясняется многолетним воздействием широкого спектра загрязнителей, что могло послужить ингибитором роста МО.

Таблица 1

**Содержание подвижных форм тяжелых металлов в почве горно-металлургического и химического комбинатов (мг/кг)**

Варианты	Cu	Pb	Cd	Ni	Zn
Зона горно-металлургического комбината					
1 точка	46,25±0,35	185,00±17,20	119,00±18,00	25,01±0,10	1400±106,06
2 точка	<b>2895,75±3,18</b>	<b>7736,00±5,65</b>	<b>298,75±4,59</b>	<b>42,75±0,36</b>	<b>8187,50±159,00</b>
3 точка	91,50±1,41	829,25±14,5	34,25±0,35	5,80±0,31	3350,00±144,0
Зона химического комбината					
904	0,75±0,17	3,9±0,8	0,48±0,12	3,9±1,1	13±4
906	2,4±0,6	25±5	1,08±0,27	<b>17±5</b>	32±10
907	3,6±0,8	33±7	1,7±0,14	9,0±2,5	73±24
913	0,55±0,13	1,9±0,4	0,11±0,03	2,1±0,6	1,8±0,6
918	<b>4,0±1,0</b>	35±7	<b>2,1±0,5</b>	7,2±2,0	<b>87±29</b>
920	0,90±0,21	11,9±2,5	0,56±0,14	3,6±1,0	16±5
921	0,87±0,2	8,1±1,7	0,48±0,12	3,8±1,1	21±7
П-13	3,3±0,8	<b>38±8</b>	1,8±0,5	6,3±1,8	64±21
ПДК	<b>3,0</b>	<b>6,0</b>	<b>0,5</b>	<b>4,0</b>	<b>23,00</b>

Таблица 2

**Общая численность микробных комплексов, КОЕ/г**

Зона ГМК			Зона КЧХК							
1 точка	2 точка	3 точка	904	906	907	913	918	920	921	П-13
234500	91050	222650	70695	40500	57360	70400	171920	51300	48700	68200

По результатам химического анализа наиболее загрязненными участками являются 2 точка (ГМК) и № 918 (КЧХК) (табл. 3). Во второй пробе ГМК превышение ПДК наблюдается по всем металлам – Cu, Pb, Cd, Ni и Zn, а в 918 варианте ПДК превышено по 3 из 5 ТМ – Cu, Cd, Zn.

Таблица 3

**Структура микробных комплексов в наиболее загрязненных участках ГМК и КЧХК, %**

Варианты	Аммонификаторы	Актиномицеты	Микромицеты	Азотфиксаторы	Дрожжи
Зона горно-металлургического комбината					
1 точка	23,45	46,91	19,19	2,77	7,68
<b>2 точка</b>	<b>55</b>	<b>33</b>	<b>11,88</b>	<b>0,1</b>	<b>0,02</b>
3 точка	13,47	65,13	4,49	2,76	14,15
Зона химического комбината					
904	26,17	19,13	8,91	11,13	34,66
906	54,31	30,99	2,84	8,4	3,46
907	59,28	27,03	2,62	7,41	3,66
913	46,87	32,95	3,13	14,35	2,7
<b>918</b>	<b>78,59</b>	<b>7,11</b>	<b>2,6</b>	<b>9,4</b>	<b>2,3</b>

920	43,69	32,2	5,6	10,2	8,31
921	42,08	17,03	5,95	22,37	12,57
П-13	49,85	17,01	5,06	18,77	9,31

Как видно из таблицы 3, наименее чувствительной группой к загрязнению ТМ являются аммонификаторы, чье процентное содержание в обоих случаях превышает 50%. «Взрыв» численности наблюдается в 918 пробе КЧХК, где содержание МО составляет почти 80%. Во 2-ой точке ГМК, 906 и 907 пробах КЧХК так же наблюдается высокое содержание аммонификаторов – 55%; 54,31% и 59,28% соответственно. Это может быть связано с тем, что данная группа является чрезвычайно разнообразной, выживающей даже при минимальном запасе органических веществ. Так же увеличение численности может быть обусловлено наносным органическим веществом, приносимым с водами во время разлива. Минимальное количество аммонификаторов содержится в 3 точке ГМК – 13,47% от общего количества МО.

Если на территории КЧХК наблюдается увеличение численности аммонификаторов, то пробы из г. Владикавказ наиболее ярко представлены группой актиномицетов. Так, наибольшее значение мы видим в 3 точке – 65,13%. Возможно, это связано с тем, что актиномицеты доминируют на поздних стадиях микробной сукцессии, когда создаются условия для использования труднодоступных субстратов, а актиномицеты, как известно, обладают многообразием метаболических путей. Так как климат данной местности достаточно сухой, то высокая численность актиномицетов может быть так же обусловлена тем, что они более устойчивы к высушиванию, чем немиецелиальные бактерии.

При сравнении исследуемых проб прослеживается общая тенденция – подавление численности азотфиксаторов, особенно на территории ГМК, где максимальное содержание данных МО не превышает 3%, минимальное количество составляет 0,1% (2 проба). Это может быть связано с малой долей органического вещества, вследствие чего представители данной группы МО становятся более чувствительными к антропогенному воздействию.

Подавление численности микромицетов наблюдается на территории КЧХК, так в пробах № 918 и 907 численность МО составляет 2,6%, максимальное значение наблюдается в 1 точке ГМК – 19,19%.

Снижение численности дрожжей прослеживается на обеих исследуемых территориях, но особенно сильное угнетение наблюдается во второй пробе ГМК, где дрожжи находятся в следовых количествах – 0,02%.

Таким образом, результаты микробиологического исследования показывают, что практически все группы микроорганизмов оказались неустойчивыми к химическому загрязнению ТМ. Степень угнетения на разных территориях разная. Особенно сильную степень подавления испытывают азотфиксаторы и дрожжи в случае владикавказских почв, и все группы микроорганизмов, кроме аммонификаторов, на другой исследуемой территории.

### Литература

Методика выполнения измерений массовых долей токсичных металлов в пробах почв атомно-абсорбционным методом. ФР.1.31.2007.04106. М. 13 с.

## ПРЕДВАРИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ АЛЬГОФЛОРЫ ПАРКОВ ЧЕХИИ

**В. А. Ефремова<sup>1</sup>, О. С. Пирогова<sup>1</sup>, Л. В. Кондакова<sup>1</sup>, Л. В. Трефилова<sup>2</sup>,  
Т. С. Елькина<sup>2</sup>, А. Р. Гайфутдинова<sup>2</sup>, С. Ю. Огородникова<sup>1,3</sup>**

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

<sup>2</sup> Вятская государственная сельскохозяйственная академия,

<sup>3</sup> Институт биологии Коми НЦ УрО РАН

Прага имеет множество роскошных парковых зон, тематических парков развлечений и ботанических садов, где очень любят проводить время не только иностранные туристы. Жители столицы Чехии любят природу и бережно к ней относятся, ухоженные парки Праги тому прекрасное подтверждение. В замечательных парках и ботанических садах Праги можно увидеть вековые деревья, редчайшие растения и цветы.

Парк Кампа – это небольшой искусственный остров на р. Влтаве. Парк на Кампе возник благодаря объединению нескольких садов. Сегодня территория парка составляет 2,65 га. Петршинский парк расположен в центре Праги на левом берегу Влтавы. Этот холм-парк, высотой 237 м. У подножья холма раскинулись Семинаржские сады, а в верхней его части находятся парк с открывающимися потрясающими видами на Прагу, красивый розариум (площадью 5,6 га) и обсерватория. Карловы Вары – это один из красивейших уголков в самом сердце Европы и наиболее посещаемый лечебный курорт в Чешской Республике.

*Цель работы* – провести предварительный анализ видового состава альгофлоры почв некоторых парков Праги и Карловых Вар.

*Объекты и методы.* Исследования были проведены с образцами почв парков города Праги: парк Кампа, Петршинский парк и парка в Карловых Варах. Для определения альгофлоры были отобраны почвенные образцы с глубины 0–5 см по стандартным микробиологическим методикам в конце марта 2012 г. При подготовке к опыту почву высушивали, растирали в ступке до однородного состояния, готовили навески по 1 г, которые помещали в стерильные конические колбы со средой Громова № 6 без азота для выявления азотфиксирующих цианобактерий и с азотом для выявления всех остальных групп фототрофов. Культуры водорослей выращивали в течение двух месяцев в люминисценте при 8-часовом освещении при интенсивности 3000 люкс. Определение проводили методом прямого микроскопирования.

*Результаты и обсуждения.* В ходе анализа было выявлено 6 видов фототрофов, в том числе из отдела Cyanophyta – 2, Bacillariophyta – 2, Chlorophyta – 2 (табл.). Доминирующим видом во всех исследуемых образцах почвы является *Chlorococcum sp.* Представитель отдела Cyanophyta *Phormidium autumnale* встречается только в почвах парка Кампа. *Hantzschia amphioxys* (Отдел Bacillariophyta) была выявлена только в почвах Петршинского парка.

**Видовой состав фототрофов почв парков г. Праги**

Виды фототрофов	Парк Кампа	Карловые Вары	Петршинский парк
<b>Отдел Cyanophyta</b>			
<i>Phormidium autumnale</i>	+		
<i>Leptolyngbya angustissima</i>	+		+
<b>Отдел Bacillariophyta</b>			
<i>Luticola mutica</i>	+		
<i>Hantzschia amphioxys</i>		+	
<b>Отдел Chlorophyta</b>			
<i>Chlorococcum sp.</i>	+	+	+
<i>Chlamydomonas gloeogama</i>		+	+

Таким образом, видовое обилие почв парков г. Праги и Карловых Вар – чрезвычайно бедное и представлено 6 видами почвенных водорослей. Объяснением этому может служить тот факт, что образцы почв были отобраны в марте, в то время, когда фототрофы находятся в покоящейся стадии. По всей видимости, двух месяцев выращивания в благоприятных условиях не достаточно для полного выхода фототрофов из состояния глубокого анабиоза.

### **ОПЫТ ОЦЕНКИ СОСТОЯНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ МЕТОДА ЛИХЕНОИНДИКАЦИИ**

*Т. С. Иванова<sup>1</sup>, Т. Л. Егошина<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> *Вятская государственная сельскохозяйственная академия,  
tanuha\_17\_91@mail.ru,*

<sup>2</sup> *ВНИИОЗ им. проф. Б. М. Житкова*

В настоящее время существуют современные технические средства, позволяющие осуществлять непосредственный контроль над степенью загрязнения воздуха, но использование эпифитных лишайников в качестве индикаторов чистоты воздуха остается актуальным.

Основные факторы, воздействующие на лишайники, – влажность, освещенность, температура; кроме того, они очень чувствительны к загрязнению воздуха. Поэтому часто невозможно установить конкретную причину тех или иных повреждений лишайников (Пчелкин, 2006; Шапиро, 1991).

Большое количество химических элементов лишайники получают из атмосферы с осадками и пылью. Поглощение элементов из дождевой воды идет очень быстро и сопровождается их концентрированием (Ашихмина, 2006). Кратковременное воздействие загрязняющих веществ, как правило, не вызывает угнетения лишайников, длительное поглощение, и впоследствии накопление поллютантов оказывает пагубное воздействие на лишайнофлору.

Основными причинами низкой устойчивости лишайников к атмосферному загрязнению являются следующие: высокая чувствительность водорослевого компонента лишайников, пигменты которого под действием поллютантов

быстро разрушаются; отсутствие защитных покровов и связанное с этим беспрепятственное поглощение газов слоевищами лишайников (Каплин, 2001).

Целью данного исследования являлась оценка экологического состояния окружающей среды г. Сосногорска Республики Коми одним из методов лишайноиндикации. В качестве контрольной (фоновой) территории был выбран Печоро-Илычский заповедник.

Для работы использована методика оценки проективного покрытия (ПП) А. В Пчелкина (1997). Все измерения ПП лишайников производились на высоте 100 см.

Измерения проективного покрытия проводилось с помощью прозрачной пленки (палетки), размером 10x10 см с ячейками 1x1см. Использовалось 4 палетки, которые фиксировались кнопками по экспозиции ствола.

Подсчет производился следующим образом. Сначала учитывалось число квадратов палетки, в которых лишайники глазомерно занимают больше половины площади квадрата, условно приписывая им покрытие, равное 100%. Затем учитывали число квадратов, в которых лишайники занимают менее половины площади квадрата, условно приписывая им покрытие, равное 50%. Данные фиксировались в рабочую таблицу.

Расчет общего проективного покрытия проводился по формуле:

$$R=(100\times a+50\times b)/C,$$

где R – общее проективное покрытие, %.

a – число квадратов с покрытием более 50%.

b – число квадратов с покрытием менее 50%.

C – общее число квадратов палетки (т. е. C = 100).

Пробные площади закладывались в одинаковых фитоценозах: сосняках лишайниковых, средневозрастных с сомкнутостью крон древостоя 0,3–0,4. На каждой пробной площади обследовано 12 деревьев.

В качестве объектов биомониторинга качества воздуха были выбраны два наиболее встречаемых эпифитных вида – гипогимния вздутая (*Hypogymnia physodes* (L.) Nyl.) и цетрария сосновая (*Cetraria pinastri* (Scop.) S. Gray). Для идентификации видов был использован «Определитель лишайников России...» (1996).

В целом проективное покрытие было подсчитано на 96 деревьях сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.). Сосновый лес был выбран в связи с тем, что сосновые леса занимают в Республике Коми около 7млн. гектаров. Благодаря широкой экологической амплитуде сосны обыкновенной, вид формирует леса как в сухих, так и во влажных условиях (Козубов, Таскаев и др., 1999).

Измерения ПП лишайников проводили в июле-августе 2012 г. Полученные данные представлены в таблице.

**Проективное покрытие эпифитных лишайников фоновых и  
импактных площадях**

№ п/п	Фоновые местообитания			Импактные местообитания		
	Общее проективное покрытие	Проективное покрытие <i>Hypogymnia physodes</i> (L.) Nyl.	Проективное покрытие <i>Cetraria pinastri</i> (Scop.) S. Gray	Общее проективное покрытие	Проективное покрытие <i>Hypogymnia physodes</i> (L.) Nyl.	Проективное покрытие <i>Cetraria pinastri</i> (Scop.) S. Gray
1	$36,39 \pm 1,5$ 10,5-64,5	$36,13 \pm 1,5$ 10,5-64,5	$0,26 \pm 0,1$ 0-3	$34,58 \pm 1,3$ 14,5-48,5	$34,58 \pm 1,3$ 14,5-48,5	0
2	$37,38 \pm 1,3$ 21-54,5	$36,94 \pm 1,3$ 21-54	$0,45 \pm 0,1$ 0-3	$36,81 \pm 2,2$ 4,5-66	$36,47 \pm 2,1$ 4,5-64	$0,34 \pm 0,1$ 0-3
3	$42,94 \pm 2,0$ 1,5-63,5	$42,29 \pm 2,0$ 1,5-63,5	$0,64 \pm 0,1$ 0-3	$22,72 \pm 2,0$ 7-48,5	$22,56 \pm 1,5$ 7-48,5	$0,16 \pm 0,1$ 0-2
4	$42,5 \pm 1,2$ 22,5-64	$41,63 \pm 1,2$ 22,5-62,5	$0,86 \pm 0,1$ 0-4	$22,57 \pm 2,0$ 0-46,5	$22,56 \pm 1,7$ 0-46,5	$0,01 \pm 0,01$ 0-0,5
<b>Среднее</b>	<b><math>39,80 \pm 0,8</math></b>	<b><math>39,25 \pm 0,8</math></b>	<b><math>0,55 \pm 0,1</math></b>	<b><math>29,17 \pm 1,0</math></b>	<b><math>29,04 \pm 1,0</math></b>	<b><math>0,13 \pm 0,03</math></b>

Примечание: в числителе –  $M \pm m$ , в знаменателе –  $M_{\min} - M_{\max}$

Анализ полученных материалов показал, что *Cetraria pinastri* характеризуется незначительным присутствием на исследуемых площадях. На фоновой территории среднее проективное покрытие *C. pinastri* составляет 0,55%, а на импактной – 0,13%. *Hypogymnia physodes* – широко распространенный вид, нередко доминирующий в составе эпифитных лишайноценозов. Проективное покрытие *H. physodes* на фоновой территории в среднем почти на 40% выше, чем на территории с антропогенным воздействием.

Общее ПП эпифитных лишайников (рис. 1) и ПП исследуемых видов, как установлено на данном этапе исследования, достоверно больше на территории Печоро-Илычского заповедника, чем в импактном регионе.

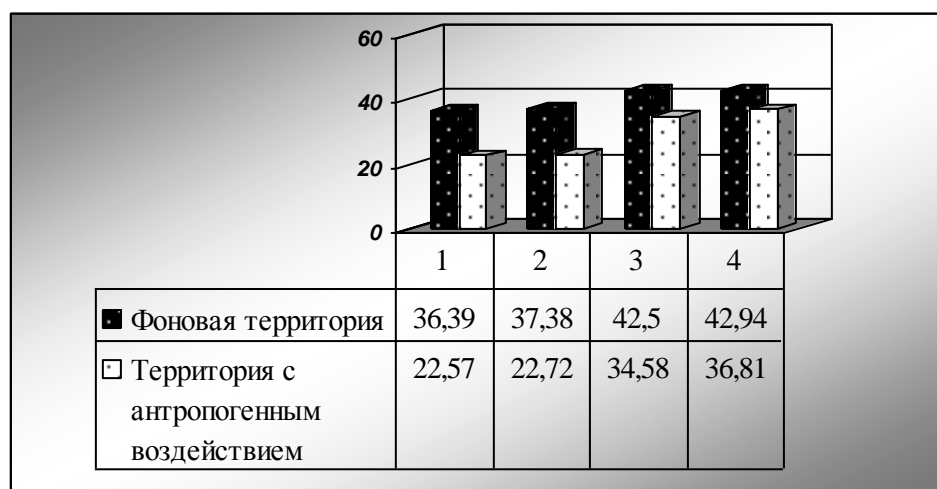


Рис. 1. Общее проективное покрытие эпифитных лишайников в исследуемых районах

Полученные данные хорошо согласуются с материалами по оценке качества атмосферного воздуха г. Сосногорска, проведенными филиалом ФБУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии Республики Коми в г. Ухте». Так, содержание окиси азота (NO) в 2009 г. составило 0,071 и в 2011 – 0,082 превышало среднесуточную предельно допустимую концентрацию (ПДКс.с) – 0,06. Концентрация метана, оксида углерода и диоксида серы в атмосферном воздухе г. Сосногорска также была довольно высокой (рис. 2, 3).

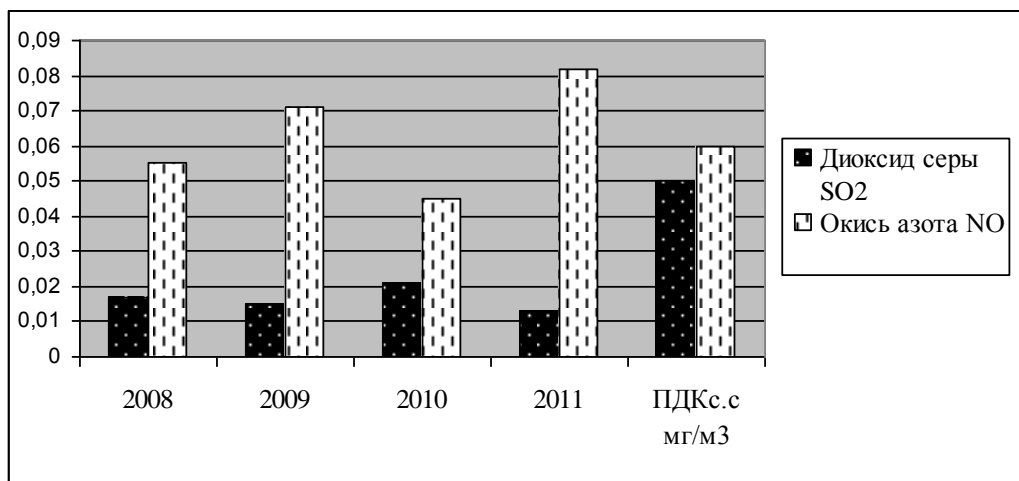


Рис. 2. Концентрация оксида азота и диоксида серы в атмосферном воздухе г. Сосногорска в 2008–2011 гг., г/с

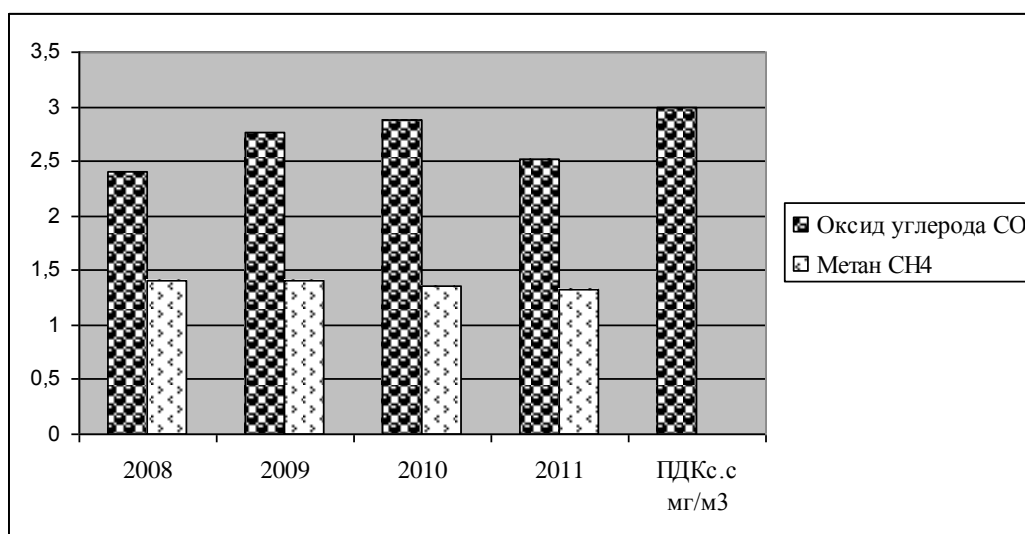


Рис. 3. Концентрация метана и оксида углерода в атмосферном воздухе г. Сосногорска в 2008–2011 гг., г/с

Наибольшее воздействие на окружающую среду оказывают техногенные выбросы от Сосногорского газоперерабатывающего завода (ГПЗ), железнодорожного и автотранспорта, а так же выбросы от теплоэлектроцентрали (ТЭЦ).

Таким образом, результаты проведенных методом лишеноиндикации, оценки состояния окружающей среды фоновой и импактной территорий согласуются с данными аналитических исследований.



Авторы благодарят за помощь при выполнении работы зам. директора по экологическому просвещению ФГУ «Печоро-Илычский заповедник» Д. И Кудрявцеву и всех сотрудников заповедника.

#### Литература

- Ашихмина Т. Я. Экологический мониторинг: учебно-методическое пособие. Изд.3-е. испр. и доп. М.: Академический Проект, 2006. 416 с.
- Голубкова Н. С., Домбровская А. В., Журбенко М. П. Определитель лишайников России. Вып. 6. Алекториевые, пармелиевые, Стереокаулоновые. СПб.: Наука, 1996. 203 с.
- Каплин В. Г. Биоиндикация состояния экосистем. Учеб.пособие для студентов биол. специальностей ун-тов и с.-х. вузов / Самарская ГСХА. Самара, 2001. 143 с.
- Козубов Г. М., Таскаев А. И. и др. Леса Республики Коми. М.: Издательско-продюсерский центр «Дизайн. Информация. Картография», 1999. 332 с.
- Пчелкин А. В., Боголюбов А. С. Методы лишайноиндикации загрязнений окружающей среды: Методическое пособие. М.: Экосистема, 1997. 25 с.
- Пчелкин А. В. Популярная лишайнология. М.: МГСЮН, 2006. 36 с.
- Шапиро И. А. Загадки растения-сфинкса. Лишайники и экологический мониторинг. Л.: Гидрометеиздат, 1991. 80 с.

### ПАЛИНОИНДИКАЦИОННЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ (НА ПРИМЕРЕ г. ПЕТРОЗАВОДСКА)

*Н. А. Елькина*

*Петрозаводский государственный университет, z\_nat2003@mail.ru*

В качестве объектов для биомониторинга могут быть использованы пыльцевые зёрна древесных и травянистых растений. Отмечено, что количество тератоморфных пыльцевых зёрен значительно увеличивается вблизи крупных промышленных центров. При этом, чем хуже экологическая обстановка, тем выше процент патологически развитых пыльцевых зёрен и наоборот (Дзюба, 2007). При проведении исследований обычно оценивается доля нормально развитой и дефектной пыльцы, а также могут определяться показатели метаболизма пыльцевых зёрен. Преимуществами данного метода являются быстрота выполнения и возможность скрининга большого объёма проб. Изучением нетипичной пыльцы в качестве индикатора состояния окружающей среды палинологи стали заниматься относительно недавно. Большая часть работ, касающихся рассматриваемой проблемы, посвящена рецентной пыльце растений, произрастающих в экологически неблагоприятных районах (Дзюба, 2007; Бессонова и др., 1992; Глазунова, 2001).

На территории г. Петрозаводска – крупного промышленного центра Северо-Запада России в качестве вида индикатора для проведения палиноиндикационных исследований была предложена крапива двудомная (*Urtica dioica* L.). Растения данного вида широко представлены на территории города, его биология и морфологические характеристики пыльцы хорошо изучены.

В г. Петрозаводске работают около 80 совместных предприятий. Промышленность представлена машиностроением и металлообработкой, лесной,

деревообрабатывающей, строительной, пищевой, легкой и полиграфической отраслями. Ведущая отрасль – машиностроение. Через Петрозаводск проходят автомобильная дорога федерального значения, железнодорожная магистраль Санкт-Петербург – Мурманск, в городе находится крупный порт. Наиболее остро стоит проблема активного загрязнения приземного слоя атмосферы соединениями свинца, который относится к тяжелой группе металлов.

Для выполнения исследований были собраны соцветия с мужских экземпляров крапивы двудомной в различных частях г. Петрозаводска (15 проб), характеризующихся разным уровнем антропогенной нагрузки и видами загрязнителей, а также на условно-чистой территории (в 150 км от города).

Соцветия фиксировали в 70% этиловом спирте. Качество пыльцы в каждой пробе определялось по количеству нормально-сформированной пыльцы ацетокарминовым методом (Паушева, 1980). Микропрепараты изучали при увеличении  $\times 400$ .

Нормально развитые пыльцевые зерна крапивы двудомной экваториально-2(3)-поровые, почти сфероидальные, в очертании с полюса округло-треугольные или почти округлые, с экватора – сплющено-эллиптические; полярная ось составляет 10–14 мкм, экваториальный диаметр – 14 мкм. Поры экваториальные, не приподнимающиеся, поровое отверстие округлое. Текстура мелкобугорчатая. Экзина очень тонкая (Куприянова, Алешина, 1978).

Аномально развитые и стерильные пыльцевые зёрна крапивы имеют различную структуру. Они представлены смятыми, неправильной формы клетками со сгустками разрушенной цитоплазмы. Цитоплазма вегетативной клетки может иметь вспененный вид. Встречаются пыльцевые зёрна вполне нормально развитые, но ядро и цитоплазма отсутствуют.

В ходе исследований установлено, что количество нормально развитых пыльцевых зёрен крапивы в пробе из контрольной зоны составило  $74,9 \pm 2,8\%$ , что свидетельствует о высоком качестве пыльцы. Наихудшее качество пыльцы крапивы в г. Петрозаводске обнаружено в пробах из трех районов, где располагаются крупные действующие промышленные предприятия, проходят самые оживленные автотрассы и железная дорога. Количество нормально сформированных пыльцевых зерен в пробах из этих районов не превышает 30%.

Пыльца крапивы среднего качества (от 30 до 60% нормально сформированной пыльцы) выявлена в 12 образцах. Данные районы города характеризуются только наличием оживленных автодорог. Пыльца крапивы высокого качества (более 60% пыльцевых зерен без аномалий развития) зафиксирована только в одном районе города – на набережной Онежского озера. Качество пыльцы крапивы в данной пробе приближается к показателям контроля и составляет  $73,6 \pm 3,2\%$ . Образец пыльцы взят в пешеходной парковой зоне, вдали от крупных предприятий, автомобильных и железных дорог.

В результате анализа выявлены три основных патологии морфологического строения пыльцы крапивы двудомной – пустые пыльцевые зёрна, пыльцевые зёрна с комковатой цитоплазмой и пыльца с патологической вакуолизацией. Анализ показал, что в пробах из районов с низким качеством пыльцы (до 30% нормальной пыльцы в образце) доли различных видов аномалий развития

значительно (более чем на 30%) превышают таковые в контрольной пробе. Чаще всего встречается пыльца с патологической вакуолизацией цитоплазмы вегетативной клетки пыльцевого зерна, что придаёт ему пенный вид. Доля данного нарушения развития составляет в пробах от 0,30 до 0,87.

Проведенный анализ показал, что данный метод достаточно чувствителен и хорошо дифференцирует исследуемые районы. Метод палиноиндикации может быть предложен для мониторинга экологического состояния урбанизированных территорий. В дальнейшем разработка метода может быть связана с изучением пыльцевых зёрен других травянистых и древесных растений в качестве возможных тест-объектов, а также с изучением соотношений видов нарушений развития пыльцы и количественными и качественными характеристиками загрязняющих факторов.

### Литература

Бессонова В. Н. Состояние пыльцы как показатель загрязнения среды тяжелыми металлами // Экология. 1992. № 3. С. 45–50.

Глазунова К. П. Пыльца как индикатор негативных факторов окружающей среды: эмбриологический аспект // Пыльца как индикатор состояния окружающей среды и палеоэкологические реконструкции: Междун. Семинар. СПб., 2001. С. 61–64.

Дзюба О. Ф. Тератоморфные пыльцевые зерна в современных и палеопалинологических пыльцевых спектрах и некоторые проблемы палиностратиграфии // Нефтегазовая технология. Теория и практика. 2007. № 2. С. 1–22.

Куприянова Л. А., Алешина Л. А. Пыльца двудольных растений флоры Европейской части СССР. *Lamiaceae – Zygophyllaceae*. Л.: Наука, 1978. 184 с.

Паушева З. П. Практикум по цитологии растений. М.: Агропромиздат, 1980. 304 с.

## ВЛИЯНИЕ ВОЗДУШНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ НА ХОД РОСТА ЕЛОВЫХ ДРЕВОСТОЕВ

*О. А. Залькалнс*

*Латвийский сельскохозяйственный университет,  
oskars.zalkalns @ dienvidkurzeme.vmd.gov.lv*

Загрязнением окружающей среды является любое антропогенное воздействие (твердые частицы, газы, разные жидкости, энергия излучения), которое оказывает негативное воздействие на экосистему (Коробкин и др., 2009; Ашихмина и др., 2005).

Воздух, которым мы дышим, сильно влияет на качество нашей жизни. Однако, помимо экономического роста, будут увеличиваться проблемы загрязнения воздуха. Всемирное промышленное развитие привело к ряду негативных тенденций, которые могут привести к серьезным негативным последствиям для окружающей среды. Разрушение экологического равновесия биосферы в основном вызвано интенсивным загрязнением окружающей среды и уничтожением растительности (Коробкин и др., 2009; Plāte et al., 2006; Liepa et al., 1991; Zaļkalns, 1992). Ухудшение экологического состояния в XX веке вызвало пересмотр экологических концепций и поиск новых методов оценки окружающей

среды, которые отражают состояние окружающей среды на всех уровнях экосистемы.

Растения являются одним из наиболее важных компонентов среды обитания, которые поддерживают жизнеспособность других биотических компонентов. Мир растений оказывает сильное влияние на изменение среды обитания. Таким образом, растения могут быть использованы в качестве биоиндикаторов. Биоиндикаторами могут быть живые организмы, обладающие хорошо выраженной реакцией на внешнее воздействие. Качество среды следует определить в первую очередь по реакциям на внешние воздействия автотрофных организмов - продуцентов. Интенсивность фотосинтеза и запасы создаваемой при этом биомассы не только отражают особенности экологического состояния территории, но и являются чувствительными индикаторами их изменений. Для определения воздействия различных антропогенных факторов не нужно регистрировать химические и физические параметры и скорость изменения окружающей среды. Для фиксации экологических тенденций используют возможность оценить воздействия загрязняющих веществ на живые организмы, включая человека. В реализации этого биологический мониторинг занимает особое значение, поскольку обычные методы с использованием физико-химических анализов для оценки биосферы сложны и дороги (Крупская и др., 2004), в Европе как биоиндикатор широко используют ель обыкновенную, (Batič, 2001; Bytnerowitz, 2005; Samar Al Sayegh Petkovšek, 2008), с особым акцентом на реакцию ели на  $SO_x$ . Ель на загрязнение диоксидом серы реагирует дехроматизацией (пожелтением хвои) и дефолиацией (Schulze, 1989).

Фитоиндикация как форма реакции растений выражается на различные воздействия, в том числе на загрязнения, и выявляет влияние годового и кумулятивного эффекта. Выделяют растения-биоиндикаторы с высокой чувствительностью к загрязнению и влиянию на динамику (Karra et al., 2001; Афанасьев и др., 2001).

Дендрохронология является концептуальным и практическим инструментом, который отражает информацию, записанную на годовых кольцах в качестве инструмента для оценки воздействия окружающей среды на деревья (Cook et al., 1990; Fritts, 1976; Schweingruber, 1996).

Ель в качестве биоиндикатора используется довольно широко, особенно в Европе. Изучения реакции ели на различные загрязнители воздуха, в том числе  $SO_2$ , показывают, что  $SO_2$  вызывает изменения хвои, связанные с окислительным стрессом и метаболизмом.

Результаты и дискуссия.

Что может повлиять на ход роста и развития еловых древостоев Курляндии?

Во-первых, это может быть загрязнение воздуха от промышленных предприятий Латвии и Литвы. Установлено, что значительную часть выбросов занимают  $NO_x$  и  $SO_2$ .

Во-вторых, выбросы цементной промышленности Латвии.

В-третьих, существенное влияние на еловые древостои оставляет изменение климата как в сезонном, так и в ежегодном разрезе. Это предполагает изу-

чение изменения температуры и влажности, а также скорость и направление ветров. Древостой не может быть визуально поврежден от воздействия ветра, но получает повреждения корневой системы, которые находят свое отражение на ходе роста дерева в течение нескольких лет. Кроме того, этот факт может быть повышенной опасностью для привлечения короеда.

По графику дополнительного прироста (рис. 1) видно, что все участки были с негативной тенденции хода роста еловых древостоев, но в течении времени выделяются пробные площадки с более высокой негативной тенденцией, даже те, которые в течение долгого времени показали положительную динамику.

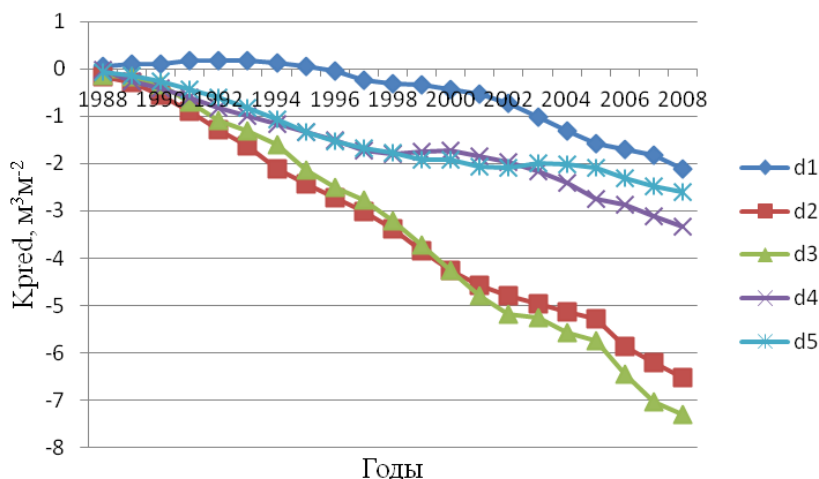


Рис. 1. Динамика дополнительного прироста ПП d1 – d5  
 $k_{pred}$  – кумулятивный дополнительный прирост запаса,  $m^3 m^{-2}$  в период оценки

Продолжая анализ по возрасту древостоев изображенных на (рис. 2), можно сделать вывод, что наиболее чувствительным к загрязнению выделяется древостой среднего возраста и взрослые деревья. Возраст между 50–90 лет, когда происходит самое интенсивное продуцирование древесины, является более чувствительным к загрязнению воздуха. Кроме того, загрязнение окружающей среды на древостоях в этом возрасте также является предметом наибольших биотических и абиотических рисков, отраженных в дальнейшем увеличении совокупных убытков.

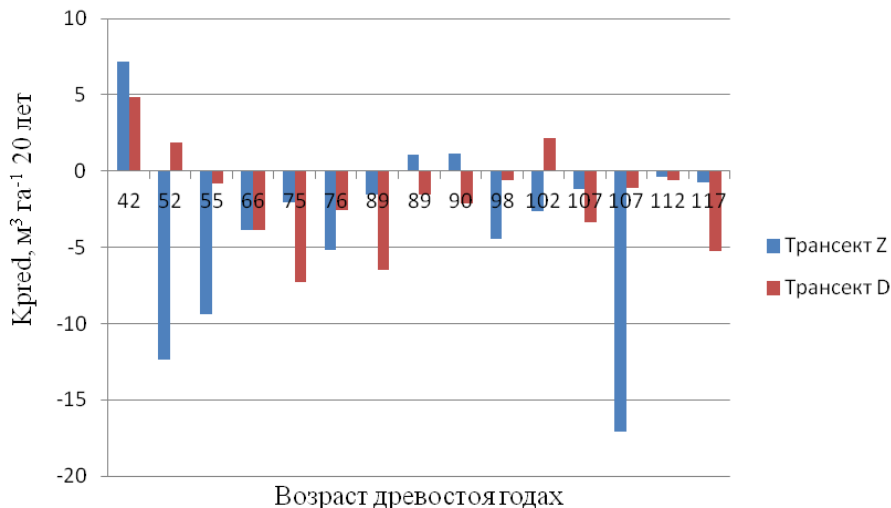


Рис. 2. Кумулятивные приросты и их отношения с возрастом древостоя по ПП

## Выводы:

В исследование были включены еловые древостои, представляющие все существующие Курляндские еловые древостои, расположенные в различных эдафических и орографических условиях и представляющие широкий диапазон возрастов. Древостоям, которые были подвержены воздействию загрязнения воздуха, наблюдаются изменения в дополнительном кумулятивном приросте за последние 20 лет, что указывает на то, что ель обыкновенную (*Picea abies* L. Karst.) можно использовать как биоиндикатор. Расстояние распространения загрязнения и последствия связаны с его химическим составом и свойствами этих веществ.

В зоне воздействия Можейкяйского нефтеперерабатывающего комбината кумулятивный дополнительный прирост еловых насаждений достигает до  $-7,3 \text{ м}^3 \text{ га}^{-1}$  в течение 20 лет, начиная от  $-0,13 \text{ м}^3 \text{ га}^{-1}$  с 1988 года.

Работа подготовлена при поддержке «Atbalsts doktora studiju īstenošanai LLU» № 2011/0055/1DP/1.1.2.1.2/11/IPIA/VIAA/008



## Литература

- Batič F., Vidregar Gorjup, N., Šircelj, H., Simončič, P., Turk, B., The analyses of photosynthetic pigments, ascorbic acid and macronutrients – a tool for evaluation of the effect of air pollution in Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) // Journal of Forest Science. 2001. Vol. 47. pp. 39–48.
- Bytnerowitz A., Badea, O., Popescu, F., Musselman, R., Tanase, M., Barbu, I., Fraczek, W., Gembasu, N., Surdu, A., Danescu, F., Postelnicu, D., Cenusa, R., Vasile, C. Air pollution, precipitation chemistry and forest health in the Retezat Mountains, southern Carpathians, Romania // Environmental Pollution. 2005. Vol. 137. pp. 546–567.
- Cook E. R. and Kairiukstis L. A. (Eds.) Methods of Dendrochronology: Applications in the Environmental Sciences. Dordrecht : Kluwer Academic Publ., 1990. P. 394.
- Fritts H. C. Tree Rings and Climate. New York: Academic Press, 1976. p. 567.
- Karpa Aina, Tjarve Didzis and Magone Ilze Latvijas vides kvalitātes fitoindikativais vērtējums / Latvijas Univesitāte; Bioloģijas Institūts. Rīga: Latvijas Vides Aģentūra, 2001.
- Liepa Imants, Mauriņš Artūrs and Vimba Edgars Ekoloģija un dabas aizsardzība. Rīga: Zvaigzne, 1991. p. 301.
- Plāte Armands [et al.] EIROPAS SAVIENĪBAS politika gaisa kvalitātes jomā un tās ieviešana Latvijā: Ziņojums. Rīga: Baltijas Vides forums, 2006. p. 32.
- Samar Al Sayegh Petkovšek Franc Batič, Cvetka Ribarič Lasnik Norway spruce needles as bioindicator of air pollution in the area of influence of the Šoštanj Thermal Power Plant, Slovenia // Environmental Pollution. 2008 r. T. 151. C. 287–291.
- Schulze Air Pollution and Forest Decline in a Spruce (*Picea abies*) Forest // Science. 1989. 4906: Vol. 244. pp. 776–783.
- Schweingruber F. H. Tree Rings and Environment. Dendroecology. Berne: Paul Haupt Verlag, 1996. p. 609.
- Zaļkalns Oskars Priežu audžu augšanas traucējumi Skrundas apkaimē: Diplomdarbs. Jelgava: LLU, 1992. C. 114.- UDK 630\*174, 754: 630\*181.9.

Афанасьев Ю. А., Фомин С. А., Меньшиков В. В. Мониторинг и методы контроля окружающей среды. М.: МНЭПУ, 2001.

Ашихмина Т. Я. [и др.] Экологический мониторинг / Под ред. Т. Я. Ашихмина. М.: Академический Проект, 2005. С. 416.

Коробкин В. И., Передельский Л. В. Экология в вопросах и ответах. Ростов-на-Дону: Феникс, 2009. 378 с.

Крупская Л. Т. и др. Биоиндикация загрязнения экосистем в зоне влияния золотодобычи на юге дальнего востока // Электронный журнал «Исследовано в России». [б.м.]: <http://zhurnal.ape.relarn.ru/articles/2004/180.pdf>, 2004 г.. С. 1923–1942.

## **АНАЛИЗ ВЕЛИЧИН КОЭФФИЦИЕНТОВ НАКОПЛЕНИЯ И ПЕРЕХОДА $^{137}\text{Cs}$ У ЛИПЫ СЕРДЦЕВИДНОЙ И МАЙНИКА ДВУЛИСТНОГО В УСЛОВИЯХ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ**

*О. А. Карагузова, Р. С. Чурюкин, Т. А. Горшкова  
Обнинский институт атомной энергетики Национального  
исследовательского ядерного университета «МИФИ», [beautifuldead@mail.ru](mailto:beautifuldead@mail.ru)*

Радиоактивный изотоп цезия является химическим аналогом калия, входящего в состав растительных тканей. Поэтому цезий поступает в растение и замещает калий в жизненно важных для растения соединениях.

Основным источником поступления радионуклидов в растение является почва, в которой содержится запас выпавших радионуклидов. Поэтому логично предположить, что концентрация радионуклидов в растениях должна линейно возрастать с увеличением их концентрации в почве. При этом многим растениям свойственно накопление некоторых радионуклидов в зеленой массе и генеративных органах, поэтому содержание радиоизотопов в растениях может значительно превышать соответствующий показатель в почве, что показано в работах разных авторов (Перепелятников, 1990; Позолотина, 2008).

Накопление растением изотопа  $^{137}\text{Cs}$  можно оценить по результатам измерения его удельной активности на гамма-спектрометре. По величинам удельной активности радионуклида в единице массы высушенных растений и почвы, а также по величине плотности загрязнения территории рассчитывают коэффициенты накопления и перехода.

Исследования были проведены в Ульяновском районе Калужской области, «пятнисто» загрязненном в 1986 г. радиоизотопами Чернобыльского радиоактивного следа. Опытные участки относились к территории Государственного природного заповедника «Калужские засеки», где пренебрежимо мало воздействие рекреации, а также автотранспортной нагрузки и иных техногенных факторов, т. е. можно судить о последствиях присутствия радиоактивных изотопов в малоизмененной другими факторами природной среде.

На выбор учетных точек, с которых были взяты пробы почвы и растительного материала, оказали влияние два фактора. Во-первых, сходство почвы по механическому составу, кислотности и содержанию некоторых ферментов. Во-вторых, точки пробоотбора характеризовались не только визуальным сход-

ством почвенных прикопок, но и похожим составом и структурой растительных сообществ (с различиями в 1–3 вида и минимальными отличиями в ярусном сложении). С учетом этих особенностей были выбраны и контрольные территории в окрестностях г. Обнинска.

Данные по удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в почве и растительном материале – листьях липы мелколистной (*Tilia cordata* Mill.) и ландыше майском (*Convallaria majalis* L.) были получены методом сцинтилляционной гамма-спектрометрии. Оценку мощности экспозиционной дозы радиации на учетных точках осуществляли с помощью дозиметров Radex QUARTA и ДБГ-06Т с относительной погрешностью измерения не более 15%. Измерения мощности экспозиционной дозы гамма-излучения производили на уровне почвы, а также на высоте 1 и 2 м. По результатам десяти замеров в каждой учетной точке определяли максимальную мощность дозы и ее среднее значение.

Для оценки величины поступления из почвы  $\text{Cs}^{137}$  в растения использованы показатели: коэффициенты накопления (КН) и коэффициент перехода (КП).

Коэффициент накопления (КН) определяли как отношение удельной активности (УА) радионуклида в единице массы растений к активности радионуклида в почве и рассчитывали по следующей формуле:

$$\text{КН} = \frac{\text{УА изотопа в растении, Бк/кг}}{\text{УА изотопа в почве, Бк/кг}} \quad (1)$$

Коэффициент перехода (КП) вычисляли как отношение удельной активности радионуклида в единице массы растений к плотности загрязнения единицы площади почвы (Лекунович, 2004):

$$\text{КП} = \frac{\text{УА изотопа в растении, Бк/кг}}{\text{Плотность загрязнения, кБк/м}^2} \quad (2)$$

Полученные данные сведены в таблицу, где они для наглядности расположены по возрастанию удельной активности цезия в почве.

Из таблицы видно, что на территории учетных точек в г. Обнинске удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в почве близка к значению фонового уровня, который для данного радионуклида составляет около 24 Бк /кг, что соответствует плотности загрязнения 0,06 Ки/км<sup>2</sup>. Этот уровень принят в качестве фонового после массовых испытаний ядерного оружия в 50–60-х годах XX века и рассеяния в окружающей среде продуктов радиоактивного распада (Материалы..., 2000).

На учетных точках на территории ГПЗ «Калужские засеки» при незначительном (от 1,3 до 3,6 раз) превышении мощности экспозиционной дозы по сравнению с обнинскими показателями удельная активность и плотность загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  превышают соответствующие фоновые значения в 17–101 раз. Колебание величины плотности загрязнения на территории заповедника в пределах 1,2–6,5 Ки/км<sup>2</sup> соответствует современному уровню загрязнения буферной и даже импактной зоны Восточно-Уральского радиационного следа (ВУРС). Так, по данным В.Н. Позолотиной и др. на территории Южного Урусуля (импактная зона ВУРСа, 9 км. от ПО «Маяк») плотность загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  в почве в начале двухтысячных годов составляла 5,9 Ки/км<sup>2</sup>, а в буферной



зоне ВУРСа запас этого радионуклида колебался от 0,2 до 0,6 Ки/км<sup>2</sup> (Позолотина, 2008).

Таблица

**Удельная активность (УА) <sup>137</sup>Cs в почве и растениях в контроле (Обнинск) и на загрязненных территориях (ГПЗ «Калужские засеки»), коэффициенты накопления (КН) и перехода (КП).**

**В процентах приведены погрешности измерения УА <sup>137</sup>Cs**

№	УА <sup>137</sup> Cs, Бк/кг			КН		КП	
	в почве	в липе	в ландыше	липа	ландыш	липа	ландыш
1*	27 (15 %)	9 (15%)	20 (15%)	3,5	7,5	0,3	0,7
10	527 (9 %)	–	475 (28%)	–	0,9	–	0,1
4	571 (11%)	153 (23%)	244 (40%)	1,3	2,1	0,13	0,2
19	683 (11%)	18 (48%)	3880 (23%)	0,1	15,0	0,01	1,5
12	785 (10%)	141 (55%)	814 (20%)	0,9	5,4	0,1	0,5
6	977 (10%)	390 (13%)	5386 (19%)	5,5	55,0	0,4	4,0
3	1157 (11%)	17 (65%)	51 (49%)	0,2	0,7	0,02	0,07
11	1499 (9%)	236 (25%)	9235 (20%)	4,4	17,0	0,4	1,7
14	2433 (9%)	52 (46%)	732 (20%)	3,0	0,02	0,30	0,02

\* – контрольная точка в г. Обнинске

На процесс перехода радионуклидов из почвы в растения могут оказывать воздействие различные факторы. Г.П. Перепелятников и др. установили, что в зависимости от физико-химических свойств почв и видовых особенностей растений коэффициенты перехода радионуклидов могут варьировать в широких пределах (от 0,03 до 79,9, т. е. в 2700 раз). При этом минимальные значения коэффициента перехода наблюдались им на дерново-подзолистой почве, а максимальные – на торфяно-глеевых почвах (Перепелятников, 1990). О сложном характере перехода радионуклидов в растения свидетельствует и В. Н. Позолотина (2008), утверждающая, что сравнение величин содержания <sup>137</sup>Cs в растениях и почве может не давать прямой зависимости между ними. Коэффициент перехода для одного и того же вида растений на разных участках сходной по почвенным характеристикам территории может варьировать в пределах порядка величины.

В нашем случае колебания величины коэффициента перехода радиоактивного цезия из почвы в листья растений составляют от 0,01 до 0,4 для липы и от 0,02 до 55 для ландыша. Эти результаты с одной стороны близки к данным Г. П. Перепелятникова, с другой – отличаются от десятикратного различия в работе В. Н. Позолотиной. Возможно, данные различия можно объяснить некоторыми особенностями взятых на территории Калужских засек почвенных проб, которые были отобраны с участков, геохимически не сопряженных.

В нашем исследовании выявлена корреляционная зависимость средней степени (значение 0,5 по Спирмену) между удельной активностью <sup>137</sup>Cs в листьях ландыша и в почве. Коэффициент корреляции между активностью цезия в почве и листьях липы оказался ниже – 0,3. Эти данные соответствуют общему

правилу увеличения содержания  $^{137}\text{Cs}$  в частях растений травянистого яруса по сравнению с древесным (Варфаламеева, 2008).

Интересным является тот факт, что при слабой корреляции между уровнем содержания радиоактивного цезия в почве и показаниями дозиметра существует корреляционная связь средней степени между радиационным фоном и удельной активностью  $^{137}\text{Cs}$ , содержащегося в листьях ландыша (коэффициент 0,47 по Спирмену для средней и 0,51 – для максимальной мощности экспозиционной дозы).

О том, что на одних и тех же территориях существует единый принцип перехода радиоактивного цезия в растения, свидетельствует высокий показатель корреляции (0,78) между удельной активностью радиоактивного цезия в листьях ландыша и в листьях липы, а также связанные с ней коэффициенты накопления и перехода. Кроме того, сходная реакция растений на содержание  $^{137}\text{Cs}$  в почве в некоторой степени «оправдывает» возможность сравнения данных полевого исследования, когда некоторые другие характеристики почвы могли различаться между собой.

#### Литература

Варфаламеева К. В. Особенности формирования радиоактивного загрязнения лесной экосистемы после аварии на ЧАЭС // Радиационная гигиена. 2008. Т. 1. № 3. С. 49–53.

Лекунович С. Н. Зависимость коэффициента перехода радионуклидов почвы в растение от факторов его обуславливающих // Радиационная биология. Радиоэкология. 2004. Т. 23. № 1. С. 76–77.

Материалы Российско-американских слушаний по безопасному обращению с плутонием (31 мая – 2 июня 2000 г.). Екатеринбург, 2000. 89 с.

Перепелятников Г. П. Рациональное использование лугов зоны Полесья УССР, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварии на ЧАЭС // Всесоюз. конф. по с/х радиологии, 3-я: Тез. докл. 1990. Т. 1 С. 39.

Позолотина В. Н. Современное состояние наземных экосистем Восточно-радиоактивного следа: уровни загрязнения, биологические эффекты. Екатеринбург: Изд-во «Гошицкий», 2008. 204 с.

### **ИНДИКАТОРНЫЕ ВОЗМОЖНОСТИ *TILIA CORDATA*, *MAIANTHEMUM BIFOLIUM* И *CONVALLARIA MAJALIS* В ОТНОШЕНИИ РАДИАЦИОННОГО ФОНА ТЕРРИТОРИИ И УРОВНЯ УДЕЛЬНОЙ АКТИВНОСТИ $^{137}\text{Cs}$ В ПОЧВЕ**

***Е. А. Казакова, Р. С. Чурюкин, Т. А. Горшкова***

*Обнинский институт атомной энергетики – филиал Национального исследовательского ядерного университета «МИФИ», [alvaly@mail.ru](mailto:alvaly@mail.ru)*

Стабильность развития живых организмов, измеряемая по степени асимметрии морфологических структур (флуктуирующей асимметрии, ФА), является одним из наиболее интегральных и доступных биоиндикаторов. Та или иная величина флуктуирующей асимметрии служит показателем, насколько «хорошо» или «плохо» живет организм в сообществе (Стрельцов, 2003). Несмотря на то, что этот показатель отражает сумму всех воздействующих на организм

или его структуру факторов, в некоторых случаях удается вычленить воздействие того или иного фактора. В этом случае становится возможным анализ индикаторных способностей не только уже хорошо изученных биоиндикаторов, но и новых объектов, которые могут быть использованы в биологическом мониторинге качества среды.

Целью данного исследования было выявить зависимость между изменением фотосинтетической активности (ФА) листовой пластинки у липы мелколистной (*Tilia cordata* Mill.), майника двулистного (*Maianthemum bifolium* L.) и ландыша майского (*Convallaria majalis* L.), мощностью экспозиционной дозы радиации и содержанием радиоцезия в среде и в самом организме. Все три использованных растительных объекта мало изучены в радиобиологическом плане, и исследование их индикаторных возможностей представляется актуальной задачей. Удобство выбора именно этих растений в качестве биоиндикаторов заключается в том, что они имеют общий ареал обитания и схожий вегетационный период.

Исследования проводились на территории ООПТ – Государственного природного заповедника «Калужские засеки» Ульяновского района Калужской области, где сведены к минимуму все формы антропогенного воздействия, кроме существующего радиоактивного следа аварии на Чернобыльской атомной станции 1986 г. Изначальный выбор учетных точек основывался на анализе карт радиоактивного загрязнения территории, предоставленных руководством заповедника.

В качестве контрольных были обследованы территории лесных растительных сообществ в окрестностях г. Обнинска. Учетные площадки были заложены на участках, минимально подверженных рекреационной нагрузке, находящихся вдали от автомобильных дорог и радиоактивного загрязнения. Сходство опытных и контрольных территорий оценивалось по таким параметрам, как тип почвы, основные породы древостоя и видовой состав травянистых растений.

На всех точках проводили пробоотбор листьев: *Maianthemum bifolium* (30 листьев на точку), *Convallaria majalis* (50 листьев на точку) и *Tilia cordata* (листья с 7–10 экземпляров подроста с высоты 1–1,5 м, 50 листьев на точку) Отобранный материал не был поврежден насекомыми. Почву брали методом конверта на глубину 5–20 см общим весом примерно 1 кг с целью дальнейшего анализа на активность  $^{137}\text{Cs}$ . Пробные образцы имели схожую влажность и гранулометрический состав, которые в полевых условиях при отсутствии специальных приборов определялись органолептическими методами (Белолипецкая, 2010).

Измерения мощности экспозиционной дозы гамма-излучения на учетных точках производили на высоте 1 м в десятикратной повторности с помощью дозиметра Radex QUARTA.

Индекс флуктуирующей асимметрии был рассчитан у листьев липы по результатам шести, ландыша – одиннадцати измерений, у листьев майника – по результатам пяти промеров. Все математические расчеты были произведены с использованием программ Microsoft Office Exel 2007.

Определение активности  $^{137}\text{Cs}$  проводили на сцинтилляционном гамма-спектрометре с программным обеспечением «Прогресс» в лаборатории радиационного контроля ГНУ ВНИИСХРАЭ Россельхозакадемии, г. Обнинск. Активность  $^{137}\text{Cs}$  определялась как в просушенных почвенных образцах, так и в высушенном растительном материале – образцах листьев липы и ландыша.

Обобщенные данные исследования представлены в таблице.

Таблица

**Данные по радиационному фону, плотности загрязнения и удельной активности  $\text{Cs}^{137}$  в почве, в листьях липы сердцевидной и ландыша майского, их флуктуирующей асимметрии и коэффициентов перехода и накопления на исследованных учетных точках ГПЗ «Калужские засеки»**

№	Экспозиционная доза, мкР/ч		УА $^{137}\text{Cs}$ в почве, Бк/кг	Плотность загрязнения, Ки/км <sup>2</sup>	УА $^{137}\text{Cs}$ , Бк/кг		ФА липы	ФА ландыша	ФА майника
	ср	max			ландыш	липа			
1*	12,2	14	2	0,1	20	9	0,045	0,038	0,045
2*	16	17	27	0,1	–	–	0,052	–	–
3	18,9	30	1157	3,1	51	17	0,061	0,045	0,061
4	21,9	27	571	1,5	244	153	0,057	0,046	0,057
5	25,5	32	–	–	–	21	0,064	0,044	0,063
6	25,7	30	977	2,6	5386	390	0,060	0,043	0,060
7	26,6	40	–	–	–	78	0,058	0,040	0,077
8	29,2	34	–	–	9115	953	0,060	0,050	0,072
9	30,3	31	812	2,1	–	–	0,056	–	0,063
10	30,3	39	527	1,4	475	–	0,063	0,046	0,056
11	31,4	42	1499	4	9235	236	0,058	0,043	0,083
12	32,8	41	785	2,1	814	141	0,058	0,030	0,058
13	34,2	51	–	–	4527	113	–	0,043	0,065
14	34,4	43	2433	6,5	732	52	0,052	0,048	0,083
15	36,6	43	474	1,2	–	–	0,059	–	0,059
16	37,6	41	–	–	–	–	0,062	–	–
17	38	40	861	2,2	–	–	0,072	–	0,072
18	38	41	824	2,1	–	–	0,068	–	0,068
19	38,9	45	683	1,8	3880	18	0,075	0,046	0,061
20	47,6	49	650	1,7	–	–	0,069	–	0,094
21	49,6	59	400	1	–	–	0,094	–	0,063

\* – контрольные точки в г. Обнинск

Корреляционный анализ данных показал, что существует тенденция зависимости ФА липы сердцевидной от среднего значения радиационного фона с коэффициентом корреляции равным 0,43. В то же время зависимости ФА майника двулистного и ландыша майского от мощности средней экспозиционной дозы выявлено не было. Таким образом, увеличение радиационного фона на учетных территориях вносит свой вклад в развитие листовых пластинок липы при их формировании в несколько большей степени, чем у ландыша и у майника.

ка. Это может быть связано с различными сроками роста листа до его конечных размеров – более долгим у липы и более сжатым у майника и ландыша.

Коэффициенты зависимости индекса ФА листьев *Maianthemum bifolium* и *Convallaria majalis* от удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в почве составляют 0,70 и 0,69 соответственно. По-видимому, это связано с возможным влиянием уровня содержания радионуклидов на процесс формирования побега в целом и листовой пластинки травянистого растения в частности, особенно на ранних стадиях ее развития. Небольшая вегетативная масса этих растений и расположение их корневых в зоне максимальной концентрации изотопа, по-видимому, являются факторами, усиливающими радиочувствительность этих растений по показателю стабильности развития к содержанию радиоактивного цезия в почве.

Примечательно, что статистически значимо не коррелируют между собой показатели асимметрии у разных растений на одних и тех же территориях. Возможно это говорит все-таки о существовании иных, не связанных с содержанием  $^{137}\text{Cs}$  факторов, вызывающих изменение ФА на учетных точках.

Как уже было сказано, радиочувствительность исследованных видов растений слабо изучена, кроме того в литературе в целом довольно мало сведений об изменении показателя флуктуирующей асимметрии в ответ на радиоактивное загрязнение.

Поэтому необходимо проведение дополнительной серии исследований, связанных с уточнением значимости ландыша и майника как биоиндикаторов по данному показателю. Также, целесообразно проведение нормирования классов качества среды по отношению к каждому конкретному виду растений – предполагаемых индикаторов. Основанием для предварительного утверждения исследованных видов травянистых растений в качестве индикаторов радиоактивного загрязнения может служить достаточно высокий уровень корреляции флуктуирующей асимметрии их листовых пластинок с удельной активностью цезия в почве.

### Литература

Белолипецкая В. И. Лабораторный и полевой практикум по почвоведению. Обнинск: ИАТЭ НИЯУ МИФИ, 2010. 56 с.

Стрельцов А. Б. Региональная система биологического мониторинга. Калуга: Калужский ЦНТИ, 2003. 158 с.

# ОБОСНОВАНИЕ ПОИСКА ИНДИКАТИВНЫХ И УСТОЙЧИВЫХ К ТЯЖЕЛЫМ МЕТАЛЛАМ АБОРИГЕННЫХ ВИДОВ ФЛОРЫ г. АЛМАТЫ

*Г. Т. Тулегенова<sup>1</sup>, Б. Н. Мынбаева<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> *Казахский национальный педагогический университет им.Абая,  
gaini\_tulegenova@mail.ru,*

<sup>2</sup> *Институт магистратуры и PhD докторантуры,  
btynbayeva@gmail.com*

Городская среда во многих аспектах отличается от природной среды, скажется в большей степени урбанистическое окружение, а также от присутствия загрязняющих веществ (ЗВ), в т.ч. и тяжелыми металлами (ТМ) в воздухе, поверхностных водах и почвах городов. Загрязнение ТМ наносит вред не только людям, но и растениям, произрастающим в городских условиях. Они занимают особое положение среди других техногенных поллютантов, так как обладают способностью к аккумуляции в поверхностном слое почв, нарушая их физико-химическую структуру и функциональные свойства. Накапливаясь в почве, определенные формы ТМ – водорастворимые, становятся доступными для корневого поглощения растениями. В определенных небольших количествах ТМ необходимы для обитателей почв (педобионтов), но при высоких концентрациях они переходят в разряд токсичных, подавляя биологические функции, жизненно необходимые педобионтов. Хотя известны ТМ, которые даже при низких концентрациях в почве проявляют значительный токсический эффект.

Во всем мире наблюдается повреждение растительного покрова и ухудшение свойств почв из-за накопления в них ТМ (Ильин<sup>1991</sup>). Растительные организмы независимо от их таксономического ранга способны к накоплению ТМ в стеблях и корнях проростков (Говорина и др., 2007), особенно это касается ТМ, сохраняющихся в почве длительное время. Нужно отметить, что большинство подобных исследований связаны с растениеводческой продукцией для обеспечения пищевой безопасности человека.

В своей жизнедеятельности растения контактируют только с доступными формами ТМ, количество которых, в свою очередь, тесно связано с буферностью почв. Однако способность почв связывать и инактивировать ТМ имеет свои пределы, и когда они уже не справляются с поступающим потоком металлов, важное значение приобретает наличие у самих растений физиолого-биохимических механизмов, препятствующих их поступлению.

В Казахстане проводятся исследования по диким видам злаковой растительности, которые проявили высокую устойчивость к ТМ и способность их биоаккумуляции, также было показано, что постоянными аккумуляторами ТМ оказались все виды полыней – растения-многолетники, обладающие глубокой и мощной корневой системой (Атабаева, 2004; Сарсенбаев и др., 2006).

Растения городской экосистемы постоянно испытывают воздействие ЗВ, которые способствуют замедлению их роста, снижению продуктивности и про-

должительности жизни, наиболее ярко это негативное воздействие сказывается на 2–3-рядных древесных и травяных насаждениях вдоль автомагистралей.

Растения могут проявлять чувствительность к ТМ, при этом часто уменьшаются морфометрические и массовые показатели растений. Другая реакция на присутствие ТМ в почвах может быть связана с устойчивостью к ним. Механизмы устойчивости растений к избытку ТМ могут проявляться по разным направлениям: одни виды способны накапливать высокие концентрации ТМ, но проявлять к ним устойчивость; другие стремятся снизить их поступление путем максимального использования своих барьерных функций. Для большинства растений первым барьерным уровнем являются корни, где задерживается наибольшее количество ТМ, следующий – стебли и листья, и, наконец, последний – органы и части растений, отвечающие за воспроизводительные функции (чаще всего семена и плоды, а также корне- и клубнеплоды и др.).

Для урбанизированных территорий наиболее разработана экспериментальная оценка использования лишайников и мхов в мониторинге качества урбасреды и их биоаккумулятивная функция (Пилипенко, Закутнова, 2004; Шматова, Анищенко, 2008). Г. Алматы относится к числу наиболее загрязненных городов Казахстана. Напряженность экологической обстановки в городе преимущественно связана с ежегодным увеличением количества автотранспорта. Вклад автотранспорта в общее загрязнение атмосферного воздуха составляет 96% от общих выбросов (Куров, 2008).

В городской среде чувствительные биоиндикаторы или показателями загрязнения ТМ часто выбирают состояние листвы, хвои или пыльцы древесных растений. Остановимся подробнее на исследованиях по г. Алматы (Чукпарова, 2003; Даутбаева, 2004) В этих работах объектом исследований была выбрана пыльца сосны обыкновенной, выбор обосновывался тем, что сосновые насаждения, выполняя санитарно-гигиеническую, декоративную, эстетическую и защитную функции, подвергаются круглогодичному воздействию ТМ, в отличие от лиственных пород. Мы считаем, что этот выбор сделан не продуманно, т.к. сосна в пределах города произрастает не в оптимальных условиях (температурный и водный режимы) вне зависимости от степени загрязнения воздуха и почв. Исследователем О. А. Неверовой (2003) был использован ассимиляционный аппарат сосны обыкновенной в качестве чувствительного показателя биоиндикации состояния г. Кемерово, возможно, для этого города экологические условия произрастания сосны обыкновенной являются хорошими. В. Ю. Солдатовой (2008) в оценке состояния городской среды была использована флуктуирующая асимметрия березы плосколистной в качестве биоиндикационного показателя.

Таким образом, показана принципиальная возможность использования исследуемых характеристик функционального состояния различных растений для оценки качества городской среды.

Известно, что растительные организмы чувствительны к составу окружающей среды и активно реагируют на изменение ее состояния. Разные виды растений обладают неодинаковой способностью накапливать загрязнители, в том числе и ТМ, что может широко применяться для снижения антропогенного воз-

действия на урбанизированных территориях и использовать их в качестве перспективных аккумулянтов-фиторемедиантов.

Рассмотрев и проанализировав научные исследования, мы планируем поиск других видов древесной или кустарниковой растительности г. Алматы, например, сирень, среднеазиатский тополь и др., которые проявят либо чувствительность, либо устойчивость к ТМ. Другим направлением нашей работы будет использование известных фитотестов (кресс-салат, редис, овес) для проведения исследований фитотестирования почв г. Алматы на загрязнение ТМ. Для проведения этих работ мы будем опираться на положение о том, что химический состав растений, как известно, отражает элементный состав почв. Поэтому избыточное накопление ТМ растениями обусловлено, прежде всего, их высокими концентрациями в почвах. Следовательно, с помощью растений можно провести картирование загрязнения территории г. Алматы ТМ. Если будут обнаружены растения с хорошими аккумулятивными свойствами, то их можно будет использовать в фитоочистке городских почв от ТМ.

### Литература

Атабаева С. Д. Оценка степени аккумуляции тяжелых металлов дикими видами растений с точки зрения фиторемедиации загрязненных почв // Биол. науки Казахстана. 2004. № 3–4. С. 79–81.

Говорина В. В. и др. Содержание и распределение кадмия, свинца и никеля в растениях яровой пшеницы в зависимости от уровня минерального питания и загрязнения тяжелыми металлами // Агрехимия. 2007. № 3. С. 61–67.

Даутбаева А. С. Оценка экологического состояния почвы и растений г. Алматы по содержанию тяжелых металлов // Тяжелые металлы, радионуклиды и элементы-биофилы в окружающей среде: Тезисы докл. III междунар. конф. Семипалатинск. 2004. Т. 2. С. 597–601.

Ильин В. Б. Тяжелые металлы в системе почва-растение. Новосибирск: СО РАН, 1991. 151 с.

Куров Б. М. Как уменьшить загрязнение окружающей среды автотранспортом? // Аналитический ежегодник. 2008. № 5. С. 43–49.

Неверова О. А. Эколого-физиологическая оценка состояния ассимиляционного аппарата сосны обыкновенной в условиях антропогенного загрязнения г. Кемерово // Сиб. экол. ж. 2003. Т. 10. № 6. С. 773–779.

Пилипенко Т. А., Закутнова В. И. Влияние тяжелых металлов на лишайники // Вестник Оренбургского государственного университета. 2004. № 12. С. 112–116.

Сарсенбаев Б. А. и др. Разработка технологии фиторемедиации окружающей среды от загрязнения техногенного происхождения // Биотехнология. Теория и практика. 2006. № 1. С. 223–228.

Солдатова В. Ю. Биоиндикационная оценка состояния городской среды по величине флуктуирующей асимметрии березы плосколистной *Betula platyphylla* Sukacz.: на примере Якутии: Автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.02.08. Якутск: ЯГУ. 2008. 29 с.

Чукпарова А. У. Влияние накопления свинца на состояние и прорастание пыльцы сосны обыкновенной // Биотехнология. Теория и практика. 2003. № 2. С. 105–110.

Шматова Л. М., Анищенко Л. Н. Биоаккумулятивная способность мохового покрова как биоиндикационный показатель // Экологическая безопасность региона: Тезисы докл. междунар. конф. Брянск. 2008. С. 228–234.



## БИОДИАГНОСТИКА РАДИОАКТИВНОГО СТРОНЦИЯ НА БИОТОПЕ РЕГИОНАЛЬНОГО ХРАНИЛИЩА РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ

*Р. Р. Муллаярова, Г. В. Лаврентьева*

*Обнинский институт атомной энергетики – филиал автономного  
образовательного учреждения высшего профессионального образования  
«Национальный исследовательский ядерный университет «МИФИ»,  
regina.rinatovna.m@mail.ru*

Нарастающая техногенная нагрузка на биосферу приводит к увеличению присутствия искусственных радионуклидов в окружающей среде, источником поступления которых явились нештатные и аварийные ситуации на предприятиях атомной промышленности, утечки из временных или постоянных хранилищ радиоактивных отходов, испытания ядерного оружия. Из числа радионуклидов, генерируемых антропогенной деятельностью, высокую радиологическую опасность, в первую очередь, представляют радиоактивные изотопы Sr, вследствие особенностей биогеохимического поведения. Неконтролируемое поступление техногенных радионуклидов в окружающую среду может привести к радиационному загрязнению территорий и дополнительного облучения населения. Подобная ситуация наблюдается в районе размещения хранилища радиоактивных отходов (РАО), принадлежащего ГНЦ РФ «Физико-энергетический институт им. А. И. Лейпунского». Многолетний мониторинг (Васильева и др., 2007) территории хранилища и сопредельной территории позволяет утверждать, что радиоэкологическая обстановка обусловлена присутствием Sr-90. Являясь аналогом жизненно важного элемента Са, радиостронций способен замещать его в химических соединениях, наиболее активно включаться в сельскохозяйственные цепочки миграции и с пищевыми продуктами растительного и животного происхождения поступать в организм человека. В связи с этим необходим контроль подобных территорий с применением геохимических, дозиметрических и биологических методов наряду с проведением радиоэкологического мониторинга и выделением видов-биоиндикаторов загрязнения. В данной работе предпринята попытка биодиагностики радиоактивного загрязнения территории на основании использования тест-объекта – моллюск сухопутный (*Bradybaenidae (Fruticicola fruticum)*).

Моллюски давно привлекают внимание специалистов по биомониторингу, гидробиологии (Жадин, 1952; Телитченко, 1969) для решения теоретических и практических вопросов. И более чем достаточное количество работ посвящено изучению поведения и накопления поллютантов разного генезиса пресноводными моллюсками и моллюсками морей. Достоверно установлено, что моллюски, обитающие в водной среде, являются биоиндикаторами химического и радиоактивного загрязнения. Малоизученным и открытым остается вопрос о закономерностях накопления сухопутными моллюсками тяжелых металлов и радионуклидов, как превалирующих видов загрязнения окружающей среды, и о

возможности использования сухопутных моллюсков в качестве биоиндикаторов загрязнения окружающей среды.

**Методы исследования.** Летом 2011 г. на площадке расположения хранилища, а также на прилегающей к нему территории была произведена очередная серия отборов проб почв и биологического материала, включающего в себя почвы, отбирившиеся послойно (0–5 см, 0–20 см), пробы растительности – крапива двудомная (*Urtica dioica*), произрастающая на отобранных почвах, и живых организмов – улитка кустарниковая (*Bradybaena fruticicola fruticum*), обитавшей либо на крапиве двудомной либо непосредственно под ней. Для определения содержания Sr-90 в отобранных пробах был использован метод радиохимического выделения с последующим измерением активности радионуклида на сцинтилляционном спектрометре бета-излучения «БЕТА-01С» по стандартной методике определения содержания Sr-90 по  $\beta$ -излучению его дочернего радионуклида Y-90 (Кузнецов и др., 1985).

Полученные результаты были интерпретированы по двум направлениям.

1) Проведен расчет доз внешнего облучения моллюсков по классическим формулам Левинджера (Радиационная дозиметрия..., 1958), учитывая источники излучения, находящиеся в почве, листьях и в собственной раковине. Полученные поглощенные дозы были обработаны с использованием концептуальной модели зональности хронического действия ионизирующей радиации в природных популяциях (Поликарпов и др., 1995.). Согласно этой модели экосистема, подвергающаяся хроническому действию ионизирующей радиации, зонирована на четыре категории в зависимости от мощности дозы полученной улиткой кустарниковой. Имеющийся объем исследований рассматриваемой концептуальной модели направлен на выявление генетических эффектов в выделенных зонах.

В данной работе мы попытались выявить особенности поведения радиостронция в системе «почва – растительность – раковины моллюсков» в привязке к упомянутым выше зонам на основании анализа функциональных зависимостей содержания Sr-90 в компонентах биоты.

Для анализа и обоснования полученных зависимостей мы использовали изменение физиологического параметра моллюсков – поедаемость корма. Известно (Петухова, 2002), что моллюски отличаются высокой чувствительностью к действию загрязнителей, что в свою очередь может проявляться в изменении данного параметра. Кроме этого известно, что содержание Sr-90 в раковинах моллюсков определяется, прежде всего, уровнем загрязнения местности и мало подвержено систематическим многолетним, сезонным и таксонометрическим изменениям (Францевич, 1995).

2) Проведен анализ функциональных зависимостей удельных активностей Sr-90 в системе «почва-растения-моллюск», на основании сопоставления коэффициентов накопления и перехода радиостронция в растениях и моллюсках при его увеличивающемся содержании в почве. Коэффициент перехода рассчитывался как отношение удельной активности радионуклида в пробе (Бк/кг) на плотность загрязнения почв (кБк/м<sup>2</sup>). Коэффициент накопления опре-

деляли как отношение удельной активности Sr-90 в раковинах моллюсков к его удельной активности в растениях.

**Результаты и обсуждения.** На основании расчета доз внешнего облучения моллюсков (применительно концепции зонирования) были выделены четыре зоны.

1) Зона физиологической маскировки (мощность дозы облучения биоты от 0,005 до 0,05 Гр/год). В пределах этой зоны наблюдается увеличение удельной активности Sr-90 в раковинах моллюсков, по сравнению с его содержанием в растительности, в среднем в 1,5–2 раза, что может быть связано с отсутствием эффекта угнетения показателя поедаемости корма ввиду относительно низких концентрации Sr-90 в почве и растениях.

2) В зоне экологической маскировки, характеризующейся мощностью дозы облучения биоты от 0,05 до 0,4 Гр/год, речь может идти о возможности угнетения и подавления роста биомассы в экосистеме и заметном ухудшении кондиционирующей функции. В пределах данной зоны начинает проявляться снижение накопления радиостронция раковинами моллюсков по сравнению с растительностью в среднем в 2 раза.

3) В пределах зоны экологических эффектов, где мощность дозы облучения биоты  $\gg 0,4$  Гр/год, наблюдается резкое снижение накопления радиостронция до 10–15 раз моллюсками по сравнению с предыдущими зонами. Подобный эффект может быть выражен угнетением систем жизнеспособности организма, в том числе и показателя поедаемости корма в условиях высокой радиационной нагрузки на экосистему.

Для обоснования применимости моллюсков в качестве биоиндикаторов мы провели анализ полученных данных, установив функциональные зависимости удельных активностей в системе «почва-растения-моллюск», сопоставив коэффициенты накопления и перехода радиостронция в растениях и моллюсках при его увеличивающемся содержании в почве.

Так как пробы почв, растительности и моллюсков были отобраны на биотопе хранилища РАО, а не при проведении лабораторных экспериментов, для определения и анализа вышеупомянутых показателей необходимо было структурировать точки пробоотбора по геоморфологическим и агрохимическим показателям почв. Структуризация была проведена на основании работ, выполненных ранее на биотопе Хранилища РАО (Козьмин и др., 2005).

Так, были выделены две целесообразно используемые группы.

Первая расположена в пределах притеррасного понижения хранилища. Здесь выходящие на поверхность почвенные воды питают мелководный старичный водоем, на необводненных участках формируются переувлажненные дерново-глеевые почвы со слоем пльвуна на глубине 20–25 см. Дерновый горизонт представлен слаборазложившимися растительными остатками, мощность его не превышает 5 см (содержание гумуса 21%). Рассмотрение функциональных зависимостей в данной группе показало, что на фоне общего увеличения удельных активностей, как в раковине моллюсков, так и в растительных пробах. Вместе с тем выявлено, что моллюски способны концентрировать Sr-90, от 2 до 13 раз превышающих его содержание в почве, тогда как растительность

достигает максимум 4-х кратного увеличения данного показателя. Определение биологической доступности показывает, что коэффициент перехода из почвы в раковины выше, чем из почвы в растения. Кроме того, была определена зависимость, которая может быть описана степенной функцией, где наблюдается плавное снижение значений коэффициента накопления Sr-90 раковинами моллюсков при увеличении удельной активности в растительности.

Во второй группе отмечается песчано-глинистый горизонт сизого цвета, свидетельствующего о восстановительных условиях среды и развитии глеевого процесса. рН почвенного раствора здесь 7,1, доля глинистой фракции составляет 32%. Исследование водоема старичного понижения показало, что его глубина составляет 30-50 см, на дне – слой органического ила мощностью от 5 до 15 см, далее – песчано-глинистые отложения. Для этого участка биотопа хранилища РАО наблюдаются несколько иные закономерности поведения радиостронция в системе «почва-растения-раковины моллюсков». Здесь выявлено уменьшение удельной активности радионуклида в раковине моллюска и увеличение данного показателя для растительности до 70 раз, по сравнению с его содержанием в почве. Подобную ситуацию можно объяснить нахождением данных точек пробоотбора в зоне экологической маскировки и явных экологических эффектов. Однако, для коэффициентов перехода также наблюдается нелинейное уменьшение значений радиостронция для растений и моллюсков при увеличении его содержания в почве. Интересным является тот факт, что в данной группе отмечено степенное уменьшение коэффициентов накопления Sr-90 раковинами моллюсков из растительности.

Анализ полученных результатов позволяет сделать вывод, что сухопутные моллюски вида *Bradybaena Fruticicola fruticum* (улитка кустарниковая), отличаются способностью активно накапливать Sr-90 в раковинах, что может характеризовать их как индикатора радиоактивного загрязнения почвенно-растительного покрова радиостронцием. Однако, наиболее характерные зависимости подобного накопления выявлены в системе «растительность – моллюски», нежели «почва – моллюски», что вполне логично, учитывая характер жизнедеятельности и питания изучаемых организмов. Кроме того, выявлена возможность обоснования и применимости концептуальной модели зонирования хронического действия ионизирующей радиации в природных популяциях не только генетическими методами анализа, но и менее трудоемкими методами, в числе которых анализ содержания антропогенной добавки (в данном случае Sr-90) в различных звеньях системы «почва-растительность – раковина моллюска».

#### Литература

Васильева А. Н., Козьмин Г. В., Латынова Н. Е., Старков О. В., Вайзер В. И. Общие закономерности загрязнения геосистем в районе размещения регионального хранилища радиоактивных отходов // Известия вузов. Ядерная энергетика. Обнинск, 2007. № 2. С. 64–74.

Жадин В. И. Моллюски пресных и солоноватых вод СССР. // Опред. по фауне СССР, издаваемые ЗИН СССР. М. – Л.: Изд-во АН СССР, 1952. Вып. 46. 376 с.

Козьмин Г. В. и др. Радиоэкология урбанизированных территорий и естественных экосистем в районах размещения хранилищ РАО // Научно-инновационное сотрудничество.

Научная сессия МИФИ-2005. IV научно-техническая конференция. Сб. научных трудов. В 2-х частях. Ч. 1. М.: МИФИ, 2005. С. 113–115.

Кузнецов А. В., Силин В. И., Павлоцкая Ф. И., Халиков С. К., Ниязов Х.Р. Методические указания по определению содержания Sr-90 и Cs-137 в почвах и растениях. М., 1985. 26 с.

Петухова Г. А. Моллюски как чувствительные тест-индикаторы состояния перфитона при действии антропогенного пресса загрязнителей // Вестник Тюменского государственного университета, 2002. 279 с.

Поликарпов Г. Г., Цыцугина В. Г. Гидробионты в зоне влияния аварии на Кыштыме и в Чернобыле // Радиационная биология. Радиоэкология. 1995. Т. 35. № 4. С. 536–548.

Телитченко М. М. Моллюски как концентраторы и биоиндикаторы радиоактивных загрязнений // Мат. межвузовской научно-методической конференции по изучению пресноводных моллюсков Сибири, 26–28 июня 1969. С. 57.

Францевич Л. И, Паньков И. В, Ермаков А. А., Корнюшин А. В., Захарчук Т.Н. Моллюски-индикаторы загрязнения среды // Экология, 1995. № 1. С. 57–62.

Хайна Дж., Браунелл Г. Радиационная дозиметрия / Под ред. Н. Г. Гусева, К. А. Труханова. М.: Изд-во иностранной литературы, 1958. 637 с.

## **РАЗВИТИЕ МЕТОДОВ БИОМОНИТОРИНГА ДЛЯ АНАЛИЗА ПРОЦЕССОВ КЛИМАТИЧЕСКИХ ИЗМЕНЕНИЙ**

*К. Д. Силахина<sup>1</sup>, И. М. Потравный<sup>2</sup>*

*<sup>1</sup> Приднестровский государственный университет им. Т. Г. Шевченко,  
silkd@mail.ru*

*<sup>2</sup> Российский экономический университет им. Г. В. Плеханова, esoaudit@bk.ru*

В последние годы все большую актуальность приобретают вопросы анализа и оценки рисков воздействия на человека, природные системы, экономику, обусловленных климатическими изменениями, а также глубины их воздействия, масштабов и ущерба (Порфирьев, 2011). В этих условиях на стыке различных наук целесообразно разрабатывать методы биомониторинга (Силахина, Потравный, 2010), в том числе для анализа процессов климатических изменений. Данную проблему, на наш взгляд, можно рассматривать в нескольких аспектах. 1) Собственно как оценку возможных положительных или отрицательных изменений массы, структуры и состава «обитателей» этой экосистемы в результате климатических изменений. При этом положительные изменения могут проявляться в том, что в экосистеме может увеличиваться биомасса организмов, что может привести к улучшению кормовой базы и способствовать функционированию пищевой цепи с определенной выгодой в целом для народного хозяйства. Отрицательные изменения экосистемы могут проявляться, например, в ухудшении ее состояния, загрязнении, в том числе – тепловому, природных комплексов, водоемов за счет повышения температурных режимов, создания депрессионных условий для жизнедеятельности и развития данных организмов, появлении новых их видов, не свойственных для данных экосистем и снижении их продуктивности в целом. 2) Как развитие методов биомониторинга водных экосистем, которые позволяют анализировать, тестировать, наблюдать процессы, возникающих в природно-антропогенных системах в результате климатических изменений. Например, можно выделить какие-то виды организ-

мов, описать их поведение в разных климатических условиях (с разным уровнем воздействия на природную среду) в результате влияния антропогенных и природных факторов (сбросы и тепловое воздействие ТЭЦ, аномальная жара и т.д.) и выявить закономерности поведения этих организмов для оценки экологического состояния объекта. На этой основе можно также разрабатывать меры по управлению развитием тех или иных видов деятельности, территории и экосистемы в целом, направленные на минимизацию последствий антропогенных, в том числе климатических изменений, и адаптации хозяйственного развития к ним.

Следует отметить, что водные системы бассейна Нижнего Днестра, в том числе Кучурганского водохранилища, находятся под усиленным антропогенным воздействием. Это воздействие сказывается на всех элементах биоты, в том числе на фитопланктон. Фитопланктон играет важную роль в функционировании водных экосистем, являясь первичным элементом трофической структуры биоценозов. В структуре экологического мониторинга фитопланктон также используется для определения экологического состояния водоемов. Фитопланктон Кучурганского лимана до его превращения в водоем-охладитель Молдавской ГЭС отличался скудностью видового состава. В водоеме было отмечено 140 видов планктонных водорослей из следующих систематических групп: Cyanophyta-17, Chrysophyta-1, Bacillariophyta-52, Xanthophyta-3, Pyrrophyta-2, Euglenophyta- 19, Chlorophyta- 46.

Как показали исследования, видовое разнообразие оставалось небольшим, поскольку высшая водная растительность является серьезным конкурентом фитопланктону – из 140 выявленных в водоеме видов значительная часть, а именно 68% составляют эпифитные формы – водоросли, обрастающие погруженные в воду части макрофитов, а эупланктонные виды составляют лишь 32%, и большинство из них встречаются лишь в единичных экземплярах. При запуске Кучурганской ГЭС произошло поднятие воды в лимане, сокращение зарослей высшей водной растительности, и виды обычные для зарослей макрофитов стали исчезать. При этом появились виды, характерные для зарегулированных участков рек. Видовое разнообразие стало расти, и максимального развития оно достигло в 1968–1969 гг. – 355. Кроме того, Кучурганская ГЭС ежедневно для охлаждения конденсаторов турбин потребляет около 3 млн. м<sup>3</sup> воды – примерно одну тридцатую объема водохранилища и сбрасывает обратно воду с температурой на 10–12°град. Свыше естественной приводит к увеличению температуры воды во всем водохранилище, что способствует массовому развитию теплолюбивых водорослей (Шаларь, 1977). Отмирание высшей водной растительности и сбросы загрязненных вод привело к появлению в фитопланктоне многих видов-индикаторов поли- и мезосапробных зон, в связи с увеличением минерализации воды сокращалось число пресноводных видов и появление ряда солоноватых видов. Так, начиная с 6–7 г. после начала работы ГЭС, происходит сокращение видового разнообразия, исчезают широкораспространенные эвритермные, олигосапробные виды, и на смену приходят виды, приспособленные к строго определенным экологическим факторам. В дальнейшем при наращивании мощностей ГЭС и увеличения сброса теплых вод

наступает спад в развитии фитопланктона. За все время наблюдений доминирующими группами в планктоне являлись диатомовые и хлорококковые водоросли, лишь летом 1983 г. сине-зеленые водоросли получили массовое развитие в связи с благоприятно сложившимися климатическими условиями – ранняя весна, проливные дожди, смывающие с водосборной площади биогенные вещества, теплое безветренное лето. В результате перечисленных и других причин общее число видов с 355 в 1968–1969 гг. к 1977 г. снизилось до 94-х. В дальнейшем число планктонных водорослей на протяжении десяти лет – 1975–1984 гг. остается относительно стабильным (Биопродукционные ..., 1988).

Наиболее адекватно состояние водной системы можно оценить по составу сообществ водных организмов (Барина и др., 2006; Рысин, 1995). В ряде отечественных и зарубежных систем оценки используются показатели или индексы, связанные с развитием той или другой группы организмов от рыб до водорослей (Унифицированные ..., 1977). Так, к примеру, биоиндикационные методы на основе видового состава сообществ и обилия водорослей дают интегральную оценку результатов всех природных и антропогенных процессов, протекавших в водном объекте. Кроме того, биоиндикация по сообществам водорослей – дешевый экспресс-метод, в то время как химические анализы дорогостоящи. Преимуществом автотрофов является то, что они первыми в трофической цепи реагируют на загрязнители, не успевая их значительно накапливать. Экосистемный биоиндикационный подход к оценке качества среды обитания, по существу, аналогичен антропоцентрическому, так как человек реагирует на среду в целом, а не на отдельные ее факторы. Методы биоиндикации разрабатываются с начала XX в. и включают к настоящему моменту данные о почти 7000 видов-индикаторов по нескольким направлениям: местообитанию, температуре, подвижности водных масс и насыщенности их кислородом, солености, закислению, присутствию сероводорода, кальция, органическому загрязнению и др. Так, к примеру, для оценки степени органического загрязнения водоемов можно использовать метод Пантле-Бука (Pantle, Buck, 1955) в модификации Сладечека (1967) на основе расчета индекса органического загрязнения по сообществу водорослей.

Анализ данных экологического мониторинга состоит из нескольких этапов. На первом этапе происходит экологическое оценивание природного объекта, т. е. измерение степени его экологического неблагополучия на шкале «норма-патология» по показателям живущих в нем организмов или определенных лабораторных тест-объектов, характер отклика которых на внешние возмущения экстраполируется на природное сообщество. Следующим этапом является экодиагностика, заключающаяся в выявлении и ранжировании «болезнетворных» факторов неживой природы, которые могут вызывать экологическое неблагополучие объекта. За выявлением потенциально опасных для экосистемы факторов следует экологическое нормирование их уровней. Далее следует этап управления качеством среды с тем, чтобы воздействовать на экосистему, снижая значения опасных воздействий до допустимых уровней. Таким образом, исследования фитопланктона на примере Кучурганского водохранилища будет способствовать разработке научных основ создания и поддержания высокопро-

дуктивных биоценозов в условиях интенсивного воздействия антропогенных факторов, в том числе теплового загрязнения.

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта Российского гуманитарного научного фонда (РГНФ), проект 12-02-00178а.

### Литература

Барина С. С., Медведева Л. А., Анисимова О. В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. Тель Авив: PiliesStudio, 2006. 498 с.

Биопродукционные процессы в водохранилищах-охладителях ТЭС. Кишинев: Штиинца, 1988. С. 22–39.

Порфирьев Б. Н. Природа и экономика: риска взаимодействия. М.: Анкил, 2011. 352 с.

Рысин Л. П. Тип экосистемы как элементарная единица в оценке биоразнообразия на экосистемном уровне // Экология, № 4, 1995. С. 259–262.

Силахина К. Д., Потравный И. М. Использование экологического мониторинга в управлении природопользованием на примере биомониторинга зоопланктона г. Тирасполь // Современные проблемы биомониторинга и биоиндикации. Материалы Всеросс. научно-практ. конф. Вып. VIII. Ч. 1. Киров: Лобань, 2010. С. 30–33.

Сладечек В. Общая биологическая схема качества воды. Санитарная и техническая гидробиология. М.: Наука, 1967. С. 26–31.

Шаларь В. М. Фитопланктон водохранилищ Молдавии. Кишинев: Штиинца, 1971. 203 с.

Унифицированные методы исследования качества вод. Методы биологического анализа вод. Приложение I. Индикаторы сапробности. М.: СЭВ, 1977. Ч. 3. С. 11–42.

Pantle R., Buck H. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. Gas- und Wasserbach. 1955. 96(18). 604 S.

Sladeczek V. System of water quality from biological point of view. *Ergebn. limnol.*, 1973. 7. S. 1–128.

## ЭКСПРЕСС-МЕТОД ОПРЕДЕЛЕНИЯ ИНДЕКСА БПК С ПОМОЩЬЮ МИКРОБНОГО БИОСЕНСОРА

*О. А. Соколова, Д. Г. Федосеева, О. А. Каманина, Т. В. Рогова*  
*Тульский государственный университет, o.a.sokolova92@gmail.com*

Экспресс-оценка степени загрязнения объектов окружающей среды органическими соединениями различных классов является необходимой составляющей экологического контроля. Выполнение детального химического анализа является длительной и дорогостоящей процедурой, которая постоянно усложняется в связи с ростом перечня веществ, загрязняющих окружающую среду. Для экспресс-анализа экотоксикантов наиболее эффективны методы, в основе которых лежит интегральная оценка содержания органических компонентов. Одним из таких методов определения токсичности промышленных стоков является измерение индекса биохимического потребления кислорода (БПК), продолжительность выполнения анализа стандартным методом (ПНД Ф 14.1;2;3;4.123-97) составляет 5 суток и более. В связи с этим актуальной является задача разработки методов биохимической диагностики загрязнения, сочетающих чувствительность методов биотестирования и операционные характеристики химических сенсоров. Для оперативного анализа разрабатываются



методы оценки БПК, основанные на использовании биосенсорных анализаторов, в которых в качестве биокатализаторов используют микроорганизмы с широкой субстратной специфичностью.

Иммобилизованные клетки микроорганизмов являются основой универсальных микробных биосенсоров для определения аддитивных характеристик промышленных стоков. В последние десятилетия интенсивно развиваются методы включения ферментов и клеток в бимодальные кремнийорганические золь-гель матрицы. Преимуществами данного метода являются простота исполнения, экспрессность, нетоксичность и постоянство занимаемого носителем объема вне зависимости от состава среды. Использование микроорганизмов в качестве рецепторного элемента в амперометрических биосенсорах устраняет необходимость выделения индивидуальных ферментов и позволяет активному биоматериалу работать в условиях, близких к их естественной среде, а, следовательно, с более высокой эффективностью

Таким образом, целью данной работы является получение биорецепторного элемента на основе метилотрофных дрожжей *Pichia angusta*, инкапсулированных в бимодальную золь-гель матрицу на основе алкоксипроизводных кремния и полиэтиленгликоля, исследование параметров работы полученного биорецепторного элемента и определение биохимического потребления кислорода (БПК) реальных образцов сточных вод с помощью полученного биосенсора.

При изучении субстратной специфичности биорецепторного элемента на основе дрожжевых клеток *Pichia angusta* получены отклики на углеводы, спирты и аминокислоты (рис.), что позволяет применять его для определения индекса БПК.

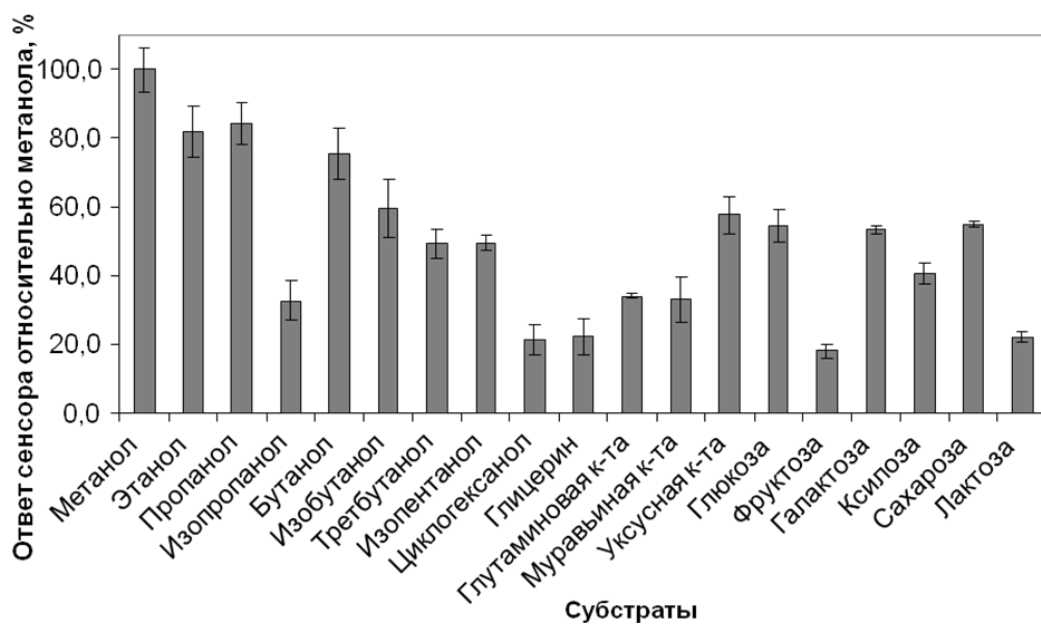


Рис. Субстратная специфичность метилотрофных дрожжей *Pichia angusta*, инкапсулированных в бимодальную золь-гель матрицу на основе алкоксипроизводных кремния и полиэтиленгликоля

Проведена калибровка исследуемого биосенсора по глюкозо-глутаматной смеси, используемой в стандартном методе. Показано, что анализ с помощью полученного биорецепторного элемента характеризуется высокой чувствительностью, экспрессностью, долговременной и операционной стабильностью.

В настоящей работе были проанализированы три реальных образца стоков предприятий ЗАО «Индустрия сервис» и ЗАО «Водоканал» (табл.).

Таблица

**Сравнительное определение индекса БПК стандартным методом и с помощью биосенсора**

Образец	Индекс БПК, полученный стандартным методом, мг/дм <sup>3</sup>	Индекс БПК, полученный с помощью биосенсора, мг/дм <sup>3</sup>
1. ЗАО «Индустрия сервис»	11±2	11,5±0,4
2. ЗАО «Водоканал» пос. Грицовский	3,5±0,5	4,0±0,2
3. ЗАО «Водоканал» Наладка	65±10	68,5±0,5

Статистическими методами показано, что результаты анализа всех трех образцов с помощью биосенсора незначимо отличаются от результатов, полученных стандартным методом (ПНД Ф 14.1;2;3;4.123-97).

Таким образом, в ходе работы получен биорецепторный элемент на основе дрожжевых клеток *Pichia angusta*, инкапсулированных в бимодальную золь-гель матрицу на основе алкоксипроизводных кремния и полиэтиленгликоля. Изучены основные аналитические и метрологические характеристики полученного биосенсора на основе этого рецепторного элемента. Проведен анализ трех реальных образцов сточных вод ЗАО «Индустрия сервис» и ЗАО «Водоканал». Статистическими методами показано, что результаты анализа этих образцов с помощью биосенсора незначимо отличаются от результатов, полученных стандартным методом.

Работа выполнена при поддержке ФЦП «Научные и научно-педагогические кадры инновационной России на 2009-2013 годы», соглашение № 14.В37.21.0561.

**ПОДБОР УСТОЙЧИВЫХ ВО ВРЕМЕНИ АССОЦИАЦИЙ  
МИКРООРГАНИЗМОВ ДЛЯ СОЗДАНИЯ  
БИОРАСПОЗНАЮЩИХ ЭЛЕМЕНТОВ БПК-СЕНСОРОВ**

*Н. Ю. Юдина, А. С. Зайцева, В. А. Арляпов*  
Тульский государственный университет, chem@tsu.tula.ru

В результате бытовой и интенсивной промышленной деятельности человека в последнее время происходит нарастающее по масштабам загрязнение рек, озер и водохранилищ. Экспресс-оценка степени загрязнения объектов окружающей среды органическими соединениями является важным компонентом экологического контроля. Эффективным инструментом анализа оказываются методы, ос-

нованные на интегральной оценке органических компонентов. Важнейшей интегральной характеристикой качества воды является биохимическое потребление кислорода (БПК). Стандартный метод определения БПК основан на тестах, продолжительность которых составляет 5 суток (ПНД Ф 14. 1:2:3:4. 123-97). В силу значительной продолжительности процедуры метод не является адекватным в современных условиях жизни. Альтернативой являются экспрессные методы определения БПК с использованием биосенсорных анализаторов, основанные на применении микроорганизмов, способных окислять широкий спектр органических соединений. Отличием данного метода от стандартного является сокращение времени анализа с 5 суток до 10–20 минут.

Для создания биораспознающих элементов БПК-сенсоров используют либо чистые культуры микроорганизмов с определенными потребительскими свойствами (широкий спектр окисляемых субстратов, устойчивость к воздействию негативных факторов окружающей среды), либо их ассоциации (искусственные ассоциации, активный ил) (Понаморева и др., 2011). Использование ассоциаций микроорганизмов позволяет существенно повысить спектр окисляемых субстратов и, соответственно, правильность определения БПК (Arlyarov et al., 2012). В то же время БПК-биосенсоры на основе ассоциаций микроорганизмов могут иметь недостаточную стабильность, причиной которой является изменение состава ассоциации с течением времени. Для увеличения числа окисляемых субстратов, при сохранении воспроизводимости ответов биосенсора, чаще всего используют ассоциации микроорганизмов, состоящие не более чем из двух или трех штаммов (Suriyawattanakul et al., 2002). Это приводит к расширению субстратной специфичности и стабилизации функционирования сенсора в течение длительного периода времени.

Целью настоящей работы был подбор устойчивых во времени ассоциаций дрожжевых и бактериальных микроорганизмов для создания биораспознающих элементов БПК-сенсоров.

Объектами для создания ассоциаций служили чистые культуры дрожжей: *Pichia angusta* ВКМ Y-2518, *Pichia angusta* ВКМ Y-1397, *Pichia angusta* ВКМ Y-2559, *Arxula adeninovorans* ВГИ 78(6), *Arxula adeninovorans* Y-2677, *Debaromyces hansenii* ВКМ Y-2482, *Candida baidini* Y-2356, а также бактерий *Gluconobacter oxydans* sbsp. *industries* 1280. Культуры микроорганизмов получены из Всероссийской коллекции микроорганизмов Института биохимии и физиологии микроорганизмов РАН (г. Пущино Московской области).

Основными критериями подбора микроорганизмов в ассоциацию были возможность их культивирования на богатой минеральной среде при температуре 29 °С, продолжительность основных фаз роста чистых культур и их субстратная специфичность. Для анализа продолжительности основных фаз роста чистых культур были получены кривые роста исследуемых микроорганизмов.

В ходе выполнения работы были составлены 4 ассоциации как потенциально возможные биораспознающие элементы для БПК-сенсоров. Ассоциации готовили смешением биомассы чистых культур микроорганизмов в соотношении 1:1. Хранили ассоциации в течение 36 суток при температуре +10 °С.

Исследование устойчивости во времени видов микроорганизмов в созданных ассоциациях проводили микроскопированием препаратов ассоциаций через каждые 7 дней в течение 36 дней. Для идентификации видов микроорганизмов в ассоциации нами была изучена морфология клеток и колоний чистых культур дрожжей и бактерий. Морфологию клеток определили с помощью светового микроскопа.

Оценка видовой устойчивости во времени показала стабильность трех ассоциаций:

1. *A. adeninovorans* ВКМ Y-2677 + *P. angusta* ВКМ Y-1397 + *C. baidini* Y-2356;
2. *A. adeninovorans* ВКМ Y-2677 + *P. angusta* ВКМ Y-1397;
3. *G. oxydans* 1280 + *P. angusta* ВКМ Y-2518.

Под микроскопом отчетливо видны клетки всех видов микроорганизмов, входящих в ассоциацию. Исключением является ассоциация *A. adeninovorans* ВКМ Y-2676 + *P. angusta* ВКМ Y-2518 + *D. hansenii* ВКМ Y-2482, в которой со временем идентифицируются только клетки *P. angusta* (крупные клетки округлой формы).

Оценка субстратной специфичности ассоциаций проводилась с использованием прибора рН-метр-иономер-БПК-термооксиметр ЭКСПЕРТ-001-4.0.1 (научно-производственная фирма «Эконикс-эксперт», Москва). Для формирования рецепторных элементов был выбран адсорбционный способ иммобилизации клеток на стекловолоконном фильтре Whatman GF/A. В работе проведена оценка субстратной специфичности ассоциаций по 12 субстратам, относящимся к разным классам органических веществ (Спирты, углеводы, органические кислоты, аминокислоты и поверхностно активные вещества).

Ассоциация *A. adeninovorans* ВКМ Y-2677 + *P. angusta* ВКМ Y-1397 + *C. baidini* Y-2356 обладает наиболее широкой субстратной специфичностью и может быть эффективно использована при создании БПК-биосенсора.

Таким образом, для создания биораспознающего элемента БПК-биосенсора целесообразно использовать ассоциацию на основе следующих микроорганизмов: *Pichia angusta* ВКМ Y-1397 + *Arxula adeninovorans* ВКМ Y-2677 + *Candida baidini* Y-2356.

### Литература

ПНД Ф 14. 1:2:3:4. 123-97. Количественный химический анализ вод. Методика выполнения измерений биохимической потребности в кислороде после n-дней инкубации (БПКполн) в поверхностных пресных, подземных (грунтовых), питьевых, сточных и очищенных сточных водах. М., 1997. 25 с.

Понаморева О. Н., Арляпов В. А., Алферов В. А., Решетиллов А. Н. Микробные биосенсоры для определения биологического потребления кислорода // Прикладная биохимия и микробиология. 2011. Т. 47. № 1. С. 5–15.

Arlyapov V., Kamanin S., Ponomoreva O., Reshetilov A. Biosensor analyzer for BOD index express control on the basis of the yeast microorganisms *Candida maltosa*, *Candida blankii*, and *Debaryomyces hansenii* // Enz. Microb. Technol. 2012. V. 50. I. 4–5. P. 215–220.

Suriyawattanukul L., Surareungchai W., Sritongkam P., Tanticharoen M., Kirtikara K. The use of co-immobilization of *Trichosporon cutaneum* and *Bacillus licheniformis* for a BOD sensor // Appl. Microbiol. Biotechnol. 2002. V. 59. N 1. P. 40–44.

## ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ЭЛЕКТРОХИМИЧЕСКОГО АНАЛИЗА К ОЦЕНКЕ МИКРОБИОЛОГИЧЕСКОЙ АКТИВНОСТИ СУБСТРАТОВ

*Т. С. Павлюк, Н. А. Морозова*

*Тульский государственный университет, chem@tsu.tula.ru*

Под воздействием микроорганизмов происходит трансформация гумуса и повышение плодородия почв. Проблема создания условий для интенсификации жизнедеятельности микроорганизмов (МО) в почве интересует многих учёных.

Контролировать микробиологическую активность (МБА) субстратов можно с помощью биологически активного железного электрода.

Ранее методом ионометрии было изучено изменение потенциала во времени для железного электрода и результаты показали, что стационарный потенциал у железа устанавливается за значительный промежуток времени (3 минуты).

Такое поведение в почве можно объяснить МБА почв для ионов  $Fe^{2+}$  в двойном электрическом слое электрода, а сам же железный электрод можно считать индикаторным к МБА МО.

Представляло интерес исследовать изменение МБА разных субстратов – песка, глины, торфяной смеси и почвы.

МБА контролировали методом прямой ионометрии по изменению величин стационарного потенциала железного электрода ( $-E_{ст}$ ) в паре с графитовым электродом.

Электроды проходили предварительную подготовку.

В качестве фонового электролита для проверки начальной функции электродов использовали дистиллированную воду. Перед измерением, анализируемую почву увлажняли дистиллированной водой и уплотняли.

Электроды помещали на глубину 3 см (т.к. окислительные процессы, протекающие на границе «почва-воздух», могут привести к существенному отклонению показаний) и на расстоянии 1 см друг от друга. Время изменения  $-E_{ст}(Fe)$  составляло примерно 3...5 минут до выхода на стационарный режим. Перед каждым измерением проверяли начальную функцию электродов, которая должна сохраняться постоянной.

На рисунке 1 представлены изменения электродных потенциалов разных субстратов во времени для увлажнённых субстратов.

После подготовки к анализу и первичного измерения исходных потенциалов почв, были внесены МО такие как: фотосинтезирующие бактерии, молочнокислые бактерии, дрожжи, актиномицеты, ферментирующие грибы. Затем каждую неделю в почву добавляли по 4 мл 0,1 Н раствора глюкозы в течение месяца.

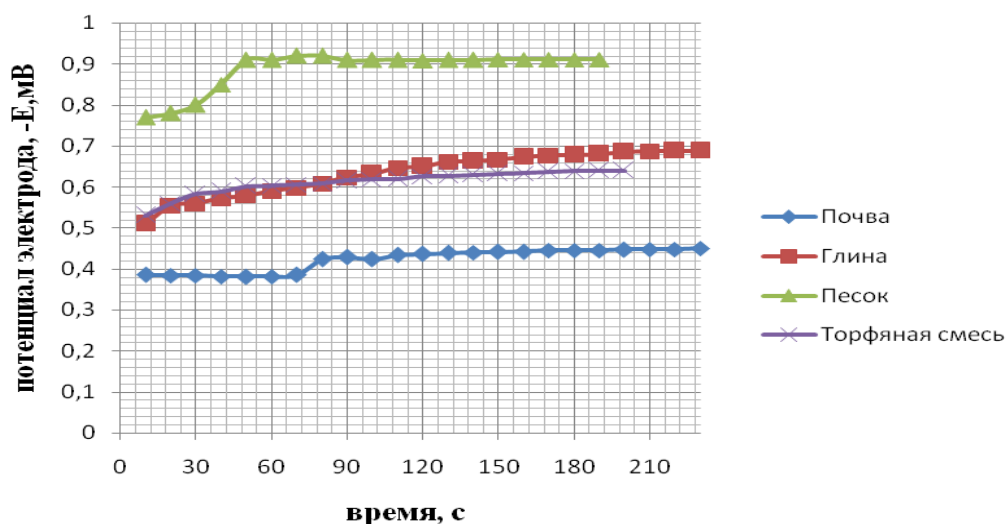


Рис. 1. Потенциалы субстратов во времени

На рисунке 2 представлены изменения электродных потенциалов разных субстратов во времени для субстратов с внесёнными МО.

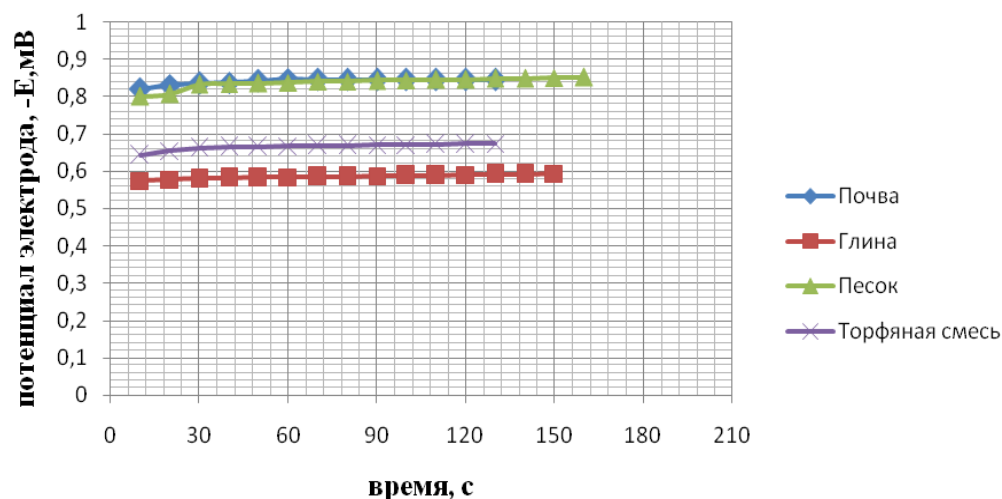


Рис. 2. Потенциалы субстратов во времени с внесёнными МО и раствором глюкозы

В таблице приведены величины потенциалов в момент времени 30 и 120 пребывания электродов в субстратах, и их отклонение ( $\Delta E$ ) за данный промежуток времени.

Таблица

**Изменение  $-E_{ст}$  во времени, как показатель изменения  $\Delta MBA$  субстрата**

№	Субстрат	$-E_{ст}^{30}$ , В	$-E_{ст}^{120}$ , В	$-\Delta E = E^{120} - E^{30}$ , В
1	Песок	0,8	0,903	0,108
2	<b>Песок + МО + Гл</b>	<b>0,832</b>	<b>0,846</b>	<b>0,014</b>
3	Глина	0,56	0,65	0,009
44	<b>Глина + МО + Гл</b>	<b>0,593</b>	<b>0,57</b>	<b>0,035</b>
55	Почва	0,384	0,436	0,052
66	<b>Почва + МО + Гл</b>	<b>0,836</b>	<b>0,845</b>	<b>0,009</b>
77	Торфяная смесь	0,582	0,626	0,044
88	<b>Торфяная смесь + МО + Гл</b>	<b>0,662</b>	<b>0,674</b>	<b>0,092</b>

Отклонение  $\Delta E$  характеризует изменения МБА вблизи двойного электрического слоя (ДЭС) железного электрода. Чем выше данное отклонение в области отрицательных потенциалов, тем выше МБА субстрата.

По  $\Delta E$  можно судить о том, что внесение МО пагубно повлияло на песок (дельта реки Оки) и на почву (Тульская область, Ленинский район), а так же благотворно повлияло на глину (Тульская область, Ленинский район) и на торфяную смесь.

Таким образом, электрохимический метод анализа может служить экспрессным, эффективным и перспективным методом контроля МБА субстратов. В дальнейшем предполагается автоматизировать процесс сбора и обработки экспериментальных данных с применением компьютеризированного программно-аппаратного комплекса, что позволит расширить внедрение предлагаемого метода.

#### Литература

Мелехова Н. И. Получение информации по загрязнению тяжёлыми металлами почв с помощью микробиологической активности // Информационные технологии и модели в решение современных проблем экологии: Сб. научн. трудов Всерос. н-т конф. Тула: Р.Х.О. им. Менделеева, 2002. С. 153–157.

Мелехова Н. И. Изучение изменения микробиологической активности почвы электроаналитическим методом // Экологическое развитие центр. фед. округа: Метод научно-практ. форума. Тула: ТулГУ, С. 81–84

## БИОИНДИКАЦИЯ УРОВНЯ ТЕХНОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ФЛУОРЕСЦЕНТНОГО МЕТОДА

*К. В. Фидельская, Г. А. Сорокина*

*Сибирский федеральный университет, kristik-krestik@mail.ru*

Городская среда отличается своеобразием экологических факторов, специфичностью техногенных воздействий, приводящих к значительной трансформации окружающей среды. Растения, хотя и подвергаются комплексному химическому, физическому, биогенному воздействию вследствие загрязнения атмосферы, поверхностных и грунтовых вод, но, тем не менее, остаются основным фактором стабилизации городской среды благодаря своей жизнедеятельности, и, прежде всего, фотосинтезу и способности к аккумуляции загрязняющих веществ.

В настоящее время оценка загрязнения окружающей среды производится главным образом на основе результатов химического анализа. Однако, из-за огромного числа самих загрязняющих веществ, источников их выбросов, а также сложности и высокой стоимости анализов, организовать эффективный экологический мониторинг только средствами аналитической химии практически невозможно (Григорьев, Пахарькова, 2001). Использование для этих целей живых организмов делает возможной прямую оценку качества среды и является одним из уровней последовательного процесса изучения состояния экосистемы.

Техногенное загрязнение атмосферы изменяет многие эволюционно сложившиеся комплексы приспособительных реакций живых организмов к усло-

виям существования. Одним из возможных проявлений такого воздействия может быть нарушение естественной динамики перехода древесных растений в состояние покоя и выхода из него (Сорокина, Лебедева, 2011). В результате растения, произрастающие в районах с высоким уровнем загрязнения атмосферы могут повреждаться из-за неготовности к перенесению суровых условий зимнего периода. При изучении нарушения сезонной динамики растений хорошо зарекомендовал себя метод регистрации термоиндуцированных изменений нулевого уровня флуоресценции (ТИНУФ) (Гаевский, Сорокина, 1987).

Целью данной работы является разработка количественных параметров биоиндикации атмосферного загрязнения с использованием метода регистрации кривых термоиндуцированных изменений нулевого уровня флуоресценции.

Объектом исследования служили ткани феллодермы, взятые с неодревесневших побегов тополя бальзамического (*Populus balsamifera*). Ткань феллодерма в коре древесных растений содержит большое количество хлорофилла, который обладает фотосинтетической активностью. Измерение характеристик флуоресценции хлорофилла феллодермы позволяет получать информацию о состоянии растений не только в период их активной вегетации, а круглогодично (Венедиктов, 2000).

Образцы отбирались в пределах г. Красноярск с четырёх пробных площадей (ПП), разных по уровню атмосферного загрязнения, три из которых являются территориями, подверженными воздействию загрязнителей достаточно специфичных, ввиду расположения на них промышленных предприятий разного профиля: р-н КрасТЭЦ (ПП<sub>2</sub>), прилегающая территория завода медицинских препаратов «КрасФарма» (ПП<sub>3</sub>) и р-н Предмостной площади с интенсивным движением автотранспорта (ПП<sub>4</sub>). В качестве условно чистого района выбрана территория парка «Роев ручей» (ПП<sub>1</sub>).

Регистрацию термоиндуцированных изменений нулевого уровня флуоресценции хлорофилла проводили на флуориметре «Фотон-11», разработанном в СФУ, в диапазоне от 20 до 80 °С при скорости нагрева 8° в минуту. В качестве показателя состояния растений и глубины покоя использовали отношение интенсивностей флуоресценции ( $R_2 = \text{Фл}_{\text{нт}} / \text{Фл}_{\text{вт}}$ ), соответствующих низкотемпературному и высокотемпературному максимумам на кривой ТИНУФ, а также наглядный вид кривых ТИНУФ (Гаевский, Сорокина, 1991).

Теоретической основой метода является изменение агрегированности составляющих фотосинтетического аппарата, что проявляется в качественном изменении кривых ТИНУФ. В период активного метаболизма на графике регистрируется два пика – низкотемпературный, связанный с активностью хлорофилл-белкового комплекса фотосистемы 2, и высокотемпературный, обусловленный «разгоранием» хлорофилл-белкового комплекса фотосистемы 1, при инактивации её реакционных центров. При переходе в состояние зимнего покоя наблюдается качественное изменение формы кривой, проявляющееся в отсутствии низкотемпературного максимума, что приводит к снижению отношения низко- и высокотемпературного максимумов ( $R_2$ ) флуоресценции.



С сентября 2010 г. производилась регистрация кривых ТИНУФ феллодермы тополя бальзамического из районов г. Красноярск, разных по уровню атмосферного загрязнения. В ходе изучения годовой динамики изменения показателя  $R_2$  можно отметить, что минимальные значения данного показателя характерны для зимнего периода и соответствуют состоянию покоя. Чем больше величина  $R_2$ , тем выше фотосинтетическая активность. Наибольшие различия для растений из районов города, разных по уровню загрязнений, отмечены в период перехода в состояние покоя (сентябрь – ноябрь) и выхода из него (март) (рис. 1).

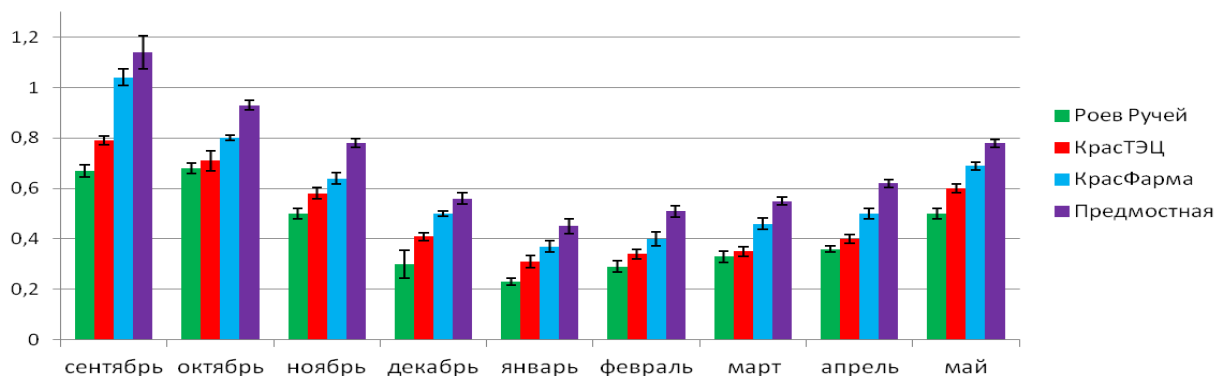


Рис. 1. Динамика изменения величины  $R_2$  феллодермы тополя бальзамического из районов г. Красноярск, различных по уровню атмосферного загрязнения

Для выявления различий уровня атмосферного загрязнения между исследуемыми пробными площадями был проведен физико-химический анализ смывов с листьев тополя бальзамического (табл.).

Таблица

**Результаты физико-химического анализа смывов с листьев тополя бальзамического**

Район исследований	pH	Оптическая плотность	Электропроводность ( $\mu S$ )
Роев Ручей (ПП <sub>1</sub> )	6,2±0,1	0,06±0,02	0,17±0,01
КрасТэц (ПП <sub>2</sub> )	6,0±0,1	0,32±0,01	0,48±0,01
КрасФарма (ПП <sub>3</sub> )	6,0±0,1	0,34±0,01	0,54±0,02
Предмостная площадь (ПП <sub>4</sub> )	5,4±0,2	0,40±0,01	0,72±0,01

Полученные результаты показывают снижение pH от 6,2 на ПП1 до 5,4 на ПП 4, обусловленное высоким содержанием окислов серы и азота, поступающих в среду в составе выхлопных газов транспорта. Прозрачность растворов уменьшается от ПП1 к ПП4 за счет увеличения содержания в воздухе песка, сажи и других нерастворимых частиц. Электропроводность, связанная с увеличением содержания ионов, также растет от ПП 1 к ПП 4. Таким образом, по данным физико-химического анализа смывов, изученные пробные площади расположились, относительно друг друга, по возрастанию уровня техногенного воздействия следующим образом: район парка «Роев ручей», район КрасТэц, район «Красфарма» и район Предмостной площади, что согласуется с результатами, полученными в ходе флуоресцентного анализа.

Для изучения глубины покоя растений и расширения возможностей применения метода регистрации ТИНУФ в целях биоиндикации проводили выведение растений из состояния зимнего покоя в лабораторных условиях. Данные исследования позволили установить меньшую глубину состояния покоя у образцов, подверженных воздействию загрязнения (рис. 2). Это проявляется в том, что для феллодермы тополя, произрастающего в районе Предмостной площади рост уровня  $R_2$ , свидетельствующий о выходе растений из состояния покоя, наблюдается уже на 1–2 сутки. Позже всего начинают выходить из покоя растения с территории парка «Роев ручей». Остальные пробные площади занимают промежуточное положение.

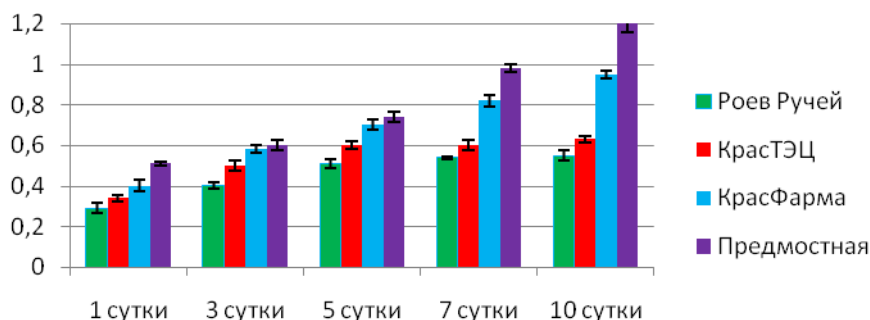


Рис. 2. Изменение  $R_2$  феллодермы тополя бальзамического из районов г. Красноярска, различных по уровню атмосферного загрязнения при выведении из состояния покоя в лабораторных условиях

В целом, можно отметить, что уровень загрязнения в значительной степени влияет на длительность состояния покоя у растений и его глубину. В районах города с более высоким уровнем загрязнения был отмечен более поздний переход в состояние покоя и более ранний выход из него. По результатам проведенных исследований пробные площади по величине техногенного воздействия на растения распределились следующим образом: район Предмостной площади – наибольшая величина  $R_2$ , далее – район «Красфарма», район КрасТэц и наименьшее значение показателя  $R_2$  отмечено у образцов из района парка «Роев ручей».

Для количественной оценки влияния загрязнения на состояние растений в исследованных районах нами предложено рассчитывать относительный показатель состояния растений (ОПС):

$ОПС = R_o / R_k$ , где  $R_o$  – среднее значение отношения низкотемпературного к высокотемпературному максимуму в исследуемых районах ( $R_2$ );  $R_k$  – среднее значение отношения низкотемпературного к высокотемпературному максимуму ( $R_2$ ) в контрольном районе.

Основу биоиндикационных исследований с использованием метода регистрации термоиндуцированного изменения нулевого уровня флуоресценции составляет положение о том, что загрязнение атмосферного воздуха сокращает период зимнего покоя древесных растений (Венедиктов и др., 2000; Гаевский и др., 1987; Сорокина, Лебедева, 2011). Это проявляется в том, что в загрязненных районах уровень показателя  $R_2$  выше по сравнению с чистыми (контроль-

ными районами). Соответственно, чем выше значение ОПС, тем выше уровень атмосферного загрязнения в данном районе.

При изучении четырех районов г. Красноярска с различным уровнем загрязнения атмосферного воздуха наибольшие значения ОПС получены для района Предмостной площади, что согласно теоретическим положениям свидетельствует о наиболее высоком уровне атмосферного загрязнения, далее в порядке убывания расположились район КрасФарма, КрасТЭЦ и Роев ручей (рис. 3). Полученное распределение хорошо согласуется с данными физико-химического анализа смывов.

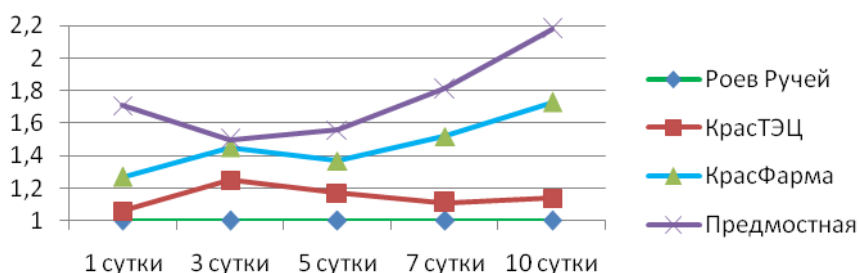


Рис. 3. Динамика относительного показателя состояния растений в период выхода тополя бальзамического из состояния покоя в лабораторных условиях

Введение относительного показателя состояния растений позволяет количественно и наглядно представить сравнительный уровень техногенного воздействия на растения, произрастающие в условиях различного загрязнения воздушной среды, что позволяет эффективно использовать метод регистрации термоиндуцированных изменений нулевого уровня флуоресценции для распределения районов города по уровню загрязнения.

### Литература

Венедиктов П. С., Казимирко Ю. В., Кренделева Т. В. Изучение физиологического состояния древесных растений по характеристикам флуоресценции в коре однолетних побегов деревьев // Экология. 2000. № 5. С. 338–342.

Григорьев Ю. С., Пахарькова Н. В. Влияние техногенного загрязнения воздушной среды на состояние зимнего покоя сосны обыкновенной // Экология. 2001. № 6. С. 471–473.

Гаевский Н. А., Сорокина Г. А., Гольд В. М., Миролубская И. В. Сезонные изменения фотосинтетического аппарата древесных и кустарниковых растений // Физиология растений. 1991. Т. 38. Вып. 4. С. 685–692.

Гаевский Н. А., Сорокина Г. А., Гехман А. В., Фомин С. А., Гольд В. М. Способ определения степени глубины покоя древесных растений: Авторское свидетельство №1358843 от 15.08.87.

Сорокина Г. А., Лебедева В. П. Биоиндикация атмосферного загрязнения с использованием древесных растений // Охрана окружающей среды и природопользование. 2011. № 2. С. 52–56.

# КОРРЕЛЯЦИЯ ЧИСЛЕННОСТИ И СПЕКТРАЛЬНО-ОПТИЧЕСКИХ ХАРАКТЕРИСТИК СУСПЕНЗИИ МИКРОВОДОРОСЛЕЙ *SCENEDESMUS QUADRICAUDA* В ЭКСПЕРИМЕНТЕ С МОДЕЛЬНЫМ ТОКСИКАНТОМ

М. М. Гладкова<sup>1</sup>; А. В. Харчева<sup>1</sup>, Д. А. Хунджуа<sup>1</sup>, Т. О. Попутникова<sup>1</sup>,  
С. В. Пацаева<sup>1</sup>, В. А. Терехова<sup>1,2</sup>  
<sup>1</sup> МГУ им. М. В. Ломоносова,  
<sup>2</sup> Институт проблем экологии и эволюции РАН, letap.msu@gmail.com

Биотестирование востребовано в современной природоохранной практике (Об утверждении ..., 2001). В качестве стандартных тест-организмов часто используют альгологически чистые культуры одноклеточных зеленых водорослей сценедесмус (*Scenedesmus quadricauda*) и хлорелла (*Chlorella vulgaris*) (Филенко, 1988; Жмур, Орлова, 2001; Федосеева и др., 2009). Традиционно экотоксикологическую оценку в альгологических биотестах проводят по сопоставлению изменения прироста численности клеток водорослей в опыте и контроле. Достоверное снижение в пробе прироста численности клеток водорослей в присутствии токсиканта (опыт) более чем на 30%, либо увеличение прироста численности более чем на 20% относительно контроля за 72 часа экспозиции считается негативным эффектом, и в соответствии со стандартными методиками такие пробы признаются токсичными (Филенко, 1988; Жмур, Орлова, 2001).

Для определения численности клеток фотосинтезирующих микроорганизмов чаще всего применяется учет клеток в счетных камерах Горяева под микроскопом. Эта процедура довольно трудоемка и продолжительна. Спектральные методы характеризуются высокой скоростью обработки проб, как правило, хорошей чувствительностью, позволяют анализировать живые объекты без разрушения клеток. Спектрально-люминесцентные методы не только характеризуют численность клеток фотосинтезирующих организмов, но и позволяют проводить оценку функциональной активности фотосинтетического аппарата *in vivo*.

Данная работа посвящена изучению спектральных откликов культуры клеток микроводоросли на присутствие в среде роста токсиканта. Ставилась задача выявить связь интенсивности и формы спектра флуоресценции хлорофилла (Хл), поглощения нативного хлорофилла, оптической плотности суспензии клеток, параметров их фотосинтетической активности с численностью клеток микроводоросли сценедесмус и концентрацией модельного токсиканта.

Объектом изучения служила альгологически чистая культура ценобиальных пресноводных водорослей *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Gréb, выращенная на среде Успенского-1 в соответствии с методикой (Жмур, Орлова, 2001). В эксперименте с модельным токсикантом серию растворов дихромата калия производства Sigma в концентрациях от 0,1 до 2,5 мг/л готовили на дистиллированной воде (рН 5,5), доведенной 10% раствором гидроксида натрия до рН 7.0. В испытуемый раствор дихромата калия добавляли среду Успенского-1 из расчета 6,4 мл на 100 мл испытуемого раствора. Далее вносили концентриро-

ванную культуру водорослей, находящуюся в экспоненциальной фазе роста. Продолжительность опыта 72 часа в соответствии с методикой (Жмур, Орлова, 2001) при непрерывном освещении  $30 \mu\text{E}/\text{m}^2\text{с}$ . В пробах после тщательного перемешивания проводили подсчет численности клеток микроводорослей под микроскопом в камере Горяева и отбирали по два образца из каждой повторности для спектрально-оптических измерений.

Спектры оптической плотности регистрировали на спектрофотометре Unicо (США) в стандартных кварцевых кюветках для с длиной оптического хода лучей 1 см. Величина поглощения Хл  $D_{\text{chl}}$  рассчитывалась после вычитания «фона», обусловленного рассеянием. Аппроксимация «фона» осуществлялась прямой линией, проходящей через точки спектра на длинах волн 640 и 720 нм. Измерения спектров флуоресценции при возбуждении различными длинам волн проводили с помощью флуориметра Solar CM2203. Параметры флуоресценции клеток – фоновую флуоресценцию  $F_0$  адаптированных к темноте клеток и квантовый выход фотохимического превращения поглощенной световой энергии  $Y=(F_m - F_0)/F_m$  – регистрировали на двухканальном флуориметре ТохУ-РАМ (Walz, Германия) при интенсивности фоновой подсветки  $5 \text{ мкE}/\text{m}^2\text{с}$ . Измерение оптической плотности суспензии водорослей на фиксированной длине волны 660 нм проводили на приборе ИПТ-02 («Энерголаб», Россия).

Типичные спектры оптической плотности суспензии культуры зеленых водорослей содержат полосы поглощения основных пигментов каротиноидов (400...550 нм) и Хл (650...700 нм). Светорассеяние преобладает в спектрах оптической плотности суспензии клеток, и на его фоне полоса поглощения Хл плохо выделяется.

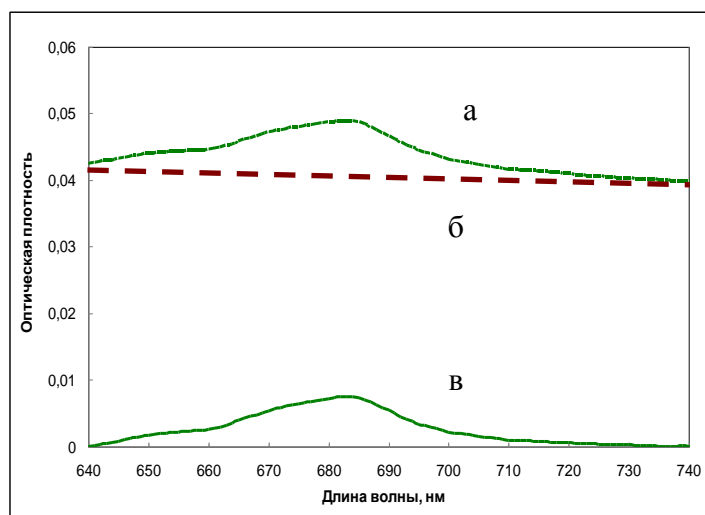


Рис. 1. (а) – Спектр оптической плотности суспензии *Scenedesmus quadricauda* в области поглощения Хл 640...720 нм с 0,1 мг/л дихромата калия в среде роста; (б) – линейная аппроксимация «фона» светорассеяния; (в) – спектр поглощения нативного Хл

Общая величина оптической плотности напрямую не связана с численностью клеток водорослей, а определяется общим количеством рассеивающих частиц (живых и отмерших клеток тест-культуры, посторонних частиц) и их раз-

мерами. Поэтому светорассеяние необходимо учитывать при использовании оптической плотности или поглощения для оценки численности клеток микроводорослей. Для расчета поглощения нативного Хл в данной работе «фон» рассеяния вблизи полосы поглощения 640...720 нм аппроксимировали линейной функцией.

На рис. 2 показаны типичные спектры флуоресценции суспензии клеток *Scenedesmus quadricauda*. Установлено, что интегральная по спектру интенсивность флуоресценции для обеих длин волн возбуждения (475 и 620 нм) линейно зависит от концентрации клеток.

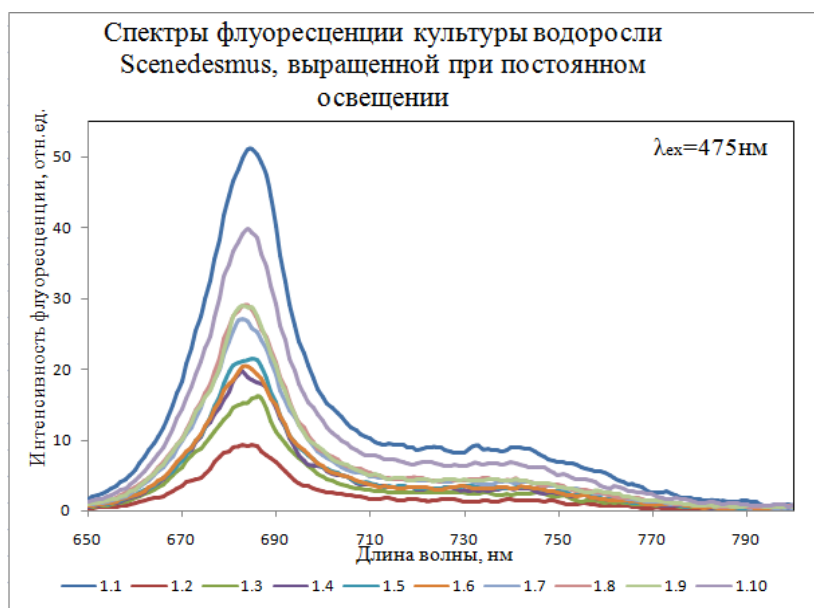


Рис. 2. Спектры флуоресценции суспензии клеток *Scenedesmus quadricauda*. Длина волны возбуждения 475 нм

Серия измерений различных тест-показателей микроводорослей сценедесмус на воздействие модельного токсиканта была проведена с использованием различных методов. Методом прямого счета клеток было показано, что дихромат калия оказывал ингибирующее действие на рост и развитие микроводорослей сценедесмус в диапазоне концентраций 1,5...2,5 мг/л. Измерение концентрации клеток микроводорослей по параметру флуоресценции  $F_0$  с использованием прибора ТохуРам, показало, что при увеличении концентрации дихромата калия в среде закономерно наблюдается подавление прироста клеток микроводоросли относительно контроля. Зафиксировали достоверное снижение прироста  $F_0$  за 72 часа эксперимента во всех образцах, содержащих модельный токсикант. В диапазоне концентраций дихромата калия более 2,0 мг/л выявили более чем 50% снижение прироста клеток.

Квантовый выход  $\Upsilon$  фотохимического превращения поглощенной световой энергии в ФС2 на свету при подавлении фотосинтетической функции водоросли загрязняющими веществами многократно снижается, а при стимуляции – возрастает. Полученные в эксперименте значения  $\Upsilon$  варьировали от 0,6 для контрольного образца до 0,27 в присутствии 2,5 мг/л дихромата калия, что свидетельствует о нарушении процессов фотосинтеза в клетках водорослей при та-

кой концентрации токсиканта. Результаты экспериментов показали, что тест-функция прироста численности клеток водорослей N, показатели флуоресценции  $F_0$  и  $F_{475}$ , квантового выхода фотохимического превращения поглощенной световой энергии Y, хорошо согласуются друг с другом. Хуже всего согласуется с остальными показателями величина оптической плотности суспензии клеток  $D_{660}$ .

Таблица

**Коэффициенты множественной корреляции между значениями тест-показателей микроводоросли *Scenedesmus quadricauda***

	$F_0$	Y	$D_{660}$	N	$F_{475}$	Dchl
$F_0$		0,96	0,71	0,95	0,92	0,90
Y	0,96		0,58	0,94	0,95	0,92
$D_{660}$	0,71	0,58		0,66	0,76	0,80
N	0,95	0,94	0,66		0,91	0,88
$F_{475}$	0,92	0,95	0,76	0,91		0,98
Dchl	0,90	0,92	0,80	0,88	0,98	

Таким образом, в экспериментах с модельным токсикантом с помощью различных тест-показателей установлено, что дихромат калия оказывал ингибирующее действие на рост и развитие микроводорослей сценедесмус в диапазоне концентраций 1,5–2,5 мг/л. Установлено, что показатели флуоресценции  $F_0$  и  $F_{475}$ , квантовый выход фотохимического превращения Y, и поглощение хлорофилла Dchl хорошо согласуются между собой и с высокой достоверностью коррелируют с показателем прямого счета клеток. Хуже всего коррелирует с другими показателями величина оптической плотности суспензии клеток  $D_{660}$ .

Работа выполнена при частичной поддержке Программы Президиума РАН «Живая природа: современное состояние и проблемы развития». Авторы признательны Д. Н. Маторину и М. А. Пукальчик за помощь в работе.

### Литература

Об утверждении Критериев отнесения опасных отходов к классу опасности для окружающей природной среды. Приказ МПР от 15июня 2001 г., № 511.

Жмур Н. С., Орлова Т. Л. Методика определения токсичности вод, водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению уровня флуоресценции хлорофилла и численности клеток водорослей. М.: Акварос, 2001. 44 с.

Федосеева Е. В., Терехова В. А., Якименко О. С., Гладкова М. М. Экотоксикологическая оценка гуминовых препаратов разного происхождения с применением микроводорослей *Scenedesmus quadricauda* // Теоретическая и прикладная экология. 2009. № 4. С. 45–50.

Филенко О. Ф. Водная токсикология. М.: Изд. Черноголовка, 1988. 156 с.

# ИСПОЛЬЗОВАНИЕ РАСТЕНИЙ ДЛЯ ОЦЕНКИ ТОКСИЧНОСТИ ПРОБ ВОДЫ ИЗ ВОДОЁМОВ ВБЛИЗИ ХРАНИЛИЩА ОТХОДОВ РАДИЕВОГО ПРОИЗВОДСТВА

*Т. А. Майстренко<sup>1</sup>, К. А. Бойко<sup>2</sup>, Е. С. Белых<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, roginat@mail.ru*

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

Радионуклиды природного происхождения, находящиеся во всех компонентах биосферы, оказывают хроническое воздействие на человека и окружающую среду. В настоящее время перераспределение в биогеоценозах радионуклидов уранового и ториевого рядов происходит вследствие как миграционных процессов, так и антропогенной деятельности. Интенсивное техногенное воздействие на окружающую среду способствовало возрастанию в некоторых районах Земли природного радиационного фона, в том числе и за счет тяжелых естественных радионуклидов (ТЕРН). Увеличение в окружающей среде концентраций ТЕРН, а также изменение их биологической доступности приводит к повышению дозовых нагрузок на растения, животных и человека.

Для разработки обоснованных рекомендаций по реабилитации земель, подлежащих восстановлению в рамках федеральной программы «Обеспечение ядерной и радиационной безопасности России на 2008–2015 годы» необходима комплексная оценка уровня техногенного воздействия на компоненты экосистем. Такой анализ должен включать, с одной стороны, определение содержания в объектах окружающей среды загрязняющих веществ и степени их мобильности в данной геохимической обстановке, с другой – изучение реакции живых организмов (экосистемы) на это воздействие.

Целью проводимых нами исследований была оценка токсичности проб воды из поверхностных проточных водоемов вблизи загрязненных в результате производственной деятельности предприятий ЯГЦ площадок и выявление факторов, влияющих на степень токсичности природных вод.

Места отбора проб воды расположены непосредственно на территории (№ 1–3) и в окрестностях (№ 4–6) необорудованного хранилища отходов ранее функционировавших радиохимических заводов по производству радия. Техногенно измененные почвы на участке складирования промышленных отходов содержат повышенные концентрации тяжелых естественных радионуклидов (Евсеева и др., 2012). Пробы воды отбирали из имеющих дождевое и грунтовое питание ручьев на территории хранилища, а также из р. Ухта выше и ниже по течению. В качестве отрицательного контроля использовали дистиллированную воду.

Учитывая комплексный характер загрязнения почв на участке складирования отходов, для проведения биотестирования мы выбрали широко применяемые (Лисовицкая, Терехова, 2010) для регистрации токсического воздействия различных поллютантов растения *Chlorella vulgaris*, *Lemna minor* и *Lepidium sativum*. Действие исследуемых проб воды на хлореллу оценивали по приросту биомассы водоросли, на ряску – по приросту числа листочков и изменению мор-



фологических показателей растения (размер листочков, длина корней); определяли также энергию прорастания и всхожесть семян кресс-салата.

Для культуры водоросли использовали 50% среду Тамия, из которой был исключен комплексобразователь ЭДТА. Экспоненциальную стадию роста поддерживали ежедневным пересевом хлореллы на свежую питательную среду. При биотестировании наращивание *Ch. vulgaris* в природных и контрольных образцах проводили в 2% среде Тамия в течение 24 ч при постоянных температуре ( $36 \pm 0,5$  °С), освещённости (1400 лк) и содержании  $\text{CO}_2$  (0,03 %) (ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.10-04).

Маточную культуру ряски малой содержали на минеральной среде Штейнберга при температуре  $24 \pm 2$  °С, продолжительности светового периода 10 ч и освещённости 5000 люкс, еженедельно пересаживая ярко-зеленые здоровые экземпляры на свежеприготовленную среду. Для биотестирования в каждую пробу воды, содержащую 2% (по объему) питательной среды, помещали растения и инкубировали в течение 7 суток (OECD Guidelines for the Testing of Chemicals).

Проращивание семян кресс-салата проводили на фильтровальной бумаге в темноте при температуре 22–24 °С. Энергию прорастания определяли на 3, всхожесть – на 5 сутки теста (ГОСТ 12038-84).

Каждый из вариантов опытных образцов, а также контрольные растворы готовили в трёхкратной повторности.

Для выявления факторов, влияющих на уровень токсичности природных вод в исследуемой радиоэкологической обстановке, в пробах определили концентрации главных ионов ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ), соединений азота ( $\text{NO}_3^-$  и  $\text{NH}_4^+$ ), фосфатов, общего и органического углерода, кислотность среды, тяжелых металлов (Fe, Cu, Zn, Pb, Hg, Mo), а также удельные активности основных дозообразующих радионуклидов ( $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{238}\text{U}$ , и  $^{228, 230, 232}\text{Th}$ ).

Результаты химико-аналитического анализа показали, что кислотность, содержание питательных веществ (N и  $\text{PO}_4^{3-}$ ) и суммарное содержание тяжелых металлов в пробах воды из водоисточников с территории хранилища и из р. Ухта за его пределами не различалась (табл.). Однако для водоемов с территории складирования отходов отмечали высокую вариабельность (коэффициент вариации 118%) концентраций фосфатов и значительные концентрации в некоторых пробах тяжелых металлов. Так, в пробе 2 регистрировали превышение ПДК<sub>рыб.-хоз.</sub> по Zn (1,3 ПДК), в пробе 1 – по Mo (1,9 ПДК). В образцах воды 2, 4 и 5 содержание Hg составило 2, 4,1 и 3,7 ПДК<sub>рыб.-хоз.</sub>, соответственно. При этом концентрации тяжелых металлов в воде ручьев с территории хранилища и из р. Ухта достоверно ( $p < 0,05$ ) не отличались.

Удельные активности ТЕРН во всех исследуемых водоемах не превышали значений уровня вмешательства (УВ) (СанПиН 2.6.1.2523-09), установленных для населения при поступлении радионуклидов с питьевой водой.

**Химический состав воды из водоемчиков с территории складирования отходов радиевого производства и из р. Ухта вблизи хранилища**

Определяемый показатель	Среднее значение определяемого показателя и стандартное отклонение	
	Пробы воды из водоемчиков с территории складирования отходов радиевого производства	Пробы воды из р. Ухта
pH	7,4±0,2	7,7±0,1
C(Na <sup>+</sup> + K <sup>+</sup> ), мг/дм <sup>3</sup>	39±8*	1,5±0,1
C(Ca <sup>2+</sup> ), мг/дм <sup>3</sup>	109±24*	18±6
C(Mg <sup>2+</sup> ), мг/дм <sup>3</sup>	19±6*	3±1
C(HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ), мг/дм <sup>3</sup>	256±82*	46±9
C(SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ), мг/дм <sup>3</sup>	86±26*	20±15
C(Cl), мг/дм <sup>3</sup>	137±30*	1,4±0,4
ТОС/ТС, %	13±3*	53±2
C(N <sub>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></sub> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ), мг/дм <sup>3</sup>	0,008±0,001	0,005±0,002
C(PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ), мг/ дм <sup>3</sup>	<0,11	0,04±0,01
ΣС <sub>ТМ</sub> *, мкг/дм <sup>3</sup>	6,8±5,9	3,9±0,8
Минерализация, мг/дм <sup>3</sup>	289±89*	44±23
A <sub>v</sub> ( <sup>238</sup> U), Бк/дм <sup>3</sup>	0,65±0,54*	<0,01
A <sub>v</sub> ( <sup>226</sup> Ra), Бк/дм <sup>3</sup>	0,093±0,049	0,022±0,017
A <sub>v</sub> ( <sup>228</sup> , <sup>230</sup> , <sup>232</sup> Th), Бк/дм <sup>3</sup>	<0,13*	<0,003

\* – отличие от значения соответствующего показателя для проб воды из р. Ухта достоверно (p<0,05).

\*\* – суммарная концентрация в воде тяжелых металлов Zn, Cu, Pb, Hg, V, Mo.

Результаты биотестирования показали, что все пробы воды, отобранной из ручьев (№ 1–3) и реки в месте впадения одного из них (№ 4), ингибировали рост хлореллы (рис. 1). Для проб 5 и 6, отобранных в реке на расстоянии 1–2 км выше и ниже по течению от участка складирования отходов, отмечено стимулирующее влияние компонентов воды на прирост биомассы водоросли.

Вода ручьев из пойменной части исследуемой территории (пробы 1–3) оказала достоверное токсическое воздействие также на размножение ряски: прирост числа листочков относительно контрольных значений снизился на 23–28% (рис. 2). Изученный биологический показатель достоверно (R=–0,83, p=0,04) коррелирует с удельной активностью изотопа <sup>226</sup>Ra, максимальное содержание которого в пробах в 3 раза ниже УВ, и не зависит от других определенных химических параметров состава воды. Также достоверная корреляционная связь (R=–0,85, p=0,03) найдена между концентрацией <sup>226</sup>Ra и числом колоний *L. minor*. В то же время размер листочков не зависел от содержания в водоемах радионуклидов уранового и ториевого рядов. Проведенный регрессионный анализ выявил отрицательную взаимосвязь (R=–0,83, p=0,04) этого признака с суммарным содержанием в воде тяжелых металлов.

Уменьшение на 23–35% по сравнению с контролем энергии прорастания семян *Lepidium sativum* регистрировали для проб 2, 3 и 5. В этих пробах отмечали высокое содержание Hg. Однако снижение выживаемости проростков се-

мян кресс-салата происходило во всех опытных образцах. При этом достоверных отличий между выживаемостью растений в пробах, взятых с территории хранилища ( $72\pm 14\%$ ) и из р. Ухта ( $70\pm 4\%$ ) не наблюдали.

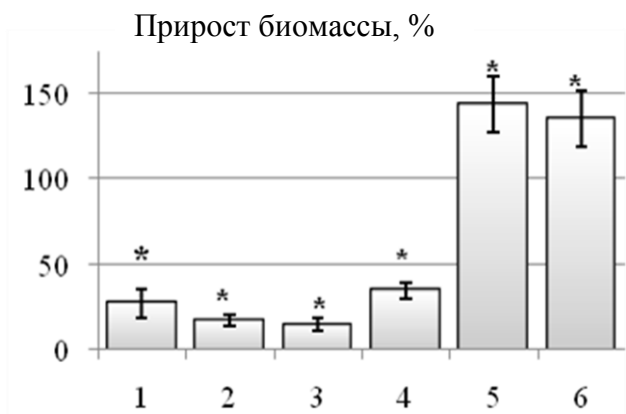


Рис. 1. Прирост биомассы хлореллы в пробах воды из водоемов с территории хранилища отходов радиевого производства (пробы 1–3) и за его пределами (пробы 4–6), %

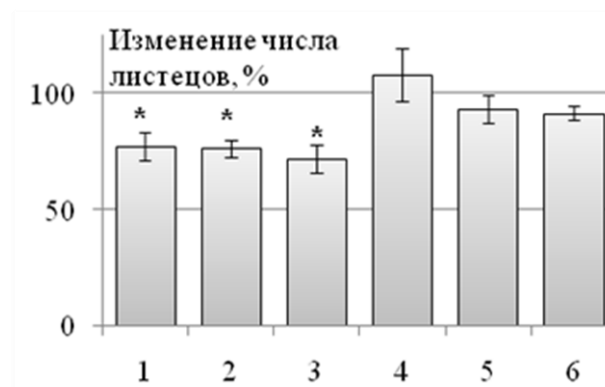


Рис. 2. Изменение числа листецов ряски в пробах воды из водоемов с территории хранилища и за его пределами относительно контроля, %. \* – отличие от контроля достоверно ( $p < 0,05$ )

Таким образом, проведенные исследования выявили значительные различия в чувствительности использованных тест-объектов к воздействию токсичных компонентов при их одновременном присутствии в природных водах. Наиболее токсичными для водных растений оказались пробы 2 и 3 из ручьев, берущих начало на загрязненной радионуклидами и тяжелыми металлами территории. При этом минеральный состав воды водоисточников на изученные показатели не влиял.

Проведение работ поддержано проектами 12-И-4-2006 и 12-С-4-1008.

### Литература

ГОСТ 12038-84. Семена сельскохозяйственных культур. Методы определения всхожести.

Евсеева Т. И., Белых Е. С., Майстренко Т. А. и др. Латеральное распределение радионуклидов уранового и ториевого рядов в антропогенно измененных почвах на территории складирования отходов радиевого производства // Радиационная биология. Радиоэкология. 2012. Т. 52. № 1. С. 103–112.

Лисовицкая О. В., Терехова В. А. Фитотестирование: основные подходы, проблемы лабораторного метода и современные решения // Доклады по экологическому почвоведению. 2010. Вып. 13. № 1. С. 1–18.

ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.10-04 (ПНД Ф 16.1:2.3:3.7-04). Методика определения токсичности проб поверхностных пресных, грунтовых, питьевых, сточных вод, водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению оптической плотности культуры водоросли хлорелла (*Chlorella vulgaris* Beijer.).

СанПиН 2.6.1.2523-09. Нормы радиационной безопасности НРБ-99/2009.

**ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ  
МЕТОДАМИ БИОТЕСТИРОВАНИЯ В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ ОБЪЕКТА  
ПО УНИЧТОЖЕНИЮ ХИМИЧЕСКОГО ОРУЖИЯ  
г. ЩУЧЬЕ КУРГАНСКОЙ ОБЛАСТИ**

**С. Ю. Максимовских**

*РЦ СГЭКиМ по Курганской области, mak-su@bk.ru*

Загрязнение водных объектов носит комплексный характер и поэтому требует сочетания методов биологических и химических анализов. Особое место среди биологических методов исследования природной среды отводится методам биотестирования, которые рекомендованы для целей государственного экологического контроля (Методика определения ..., 2004; Методика определения ..., 2010; Панфилова, Шулятьева, 2011;). Применение биотестирования для исследования загрязнения окружающей среды обусловлено, прежде всего, определением интегральной токсичности компонентов среды. Использование разных тест-объектов позволяет с большой вероятностью выявлять возможное воздействие на биоту и определять чувствительные виды, перспективные для дальнейшего исследования района. Кроме того, такие данные дают возможность определить слабые звенья и в естественных экосистемах.

Целью нашей работы была оценка состояния поверхностных водных объектов, расположенных в зоне влияния объекта уничтожения химического оружия Щучанского района Курганской области с использованием методов биотестирования, а также сопоставление полученных данных с результатами гидрохимических анализов.

В качестве тест-объектов были выбраны простейшие *Paramecium caudatum* (инфузория-туфелька) и люминесцентные бактерии «Эколюм».

Метод определения токсичности с использованием инфузорий основан на их способности направленно перемещаться в направлении более низкой концентрации токсических веществ (хемотаксическая реакция), избегая их вредного воздействия. Критерием токсичности является различие в числе клеток инфузорий, наблюдаемых в пробе в верхней зоне кюветы, не содержащей токсических веществ (контроль), по сравнению с этим показателем, наблюдаемым в исследуемой пробе. По величине индекса токсичности анализируемые пробы классифицируются на 3 группы: допустимая, умеренная и высокая степень токсичности.

Метод определения токсичности с применением тест-системы «Эколюм» основан на определении изменения интенсивности биолюминесценции бактерий при воздействии химических веществ, присутствующих в анализируемой пробе, по сравнению с контролем. Острое токсическое действие определяется по уменьшению их биолюминесценции за 30-ти минутный период экспозиции.

По методике допускается три степени индекса токсичности: образец не токсичен (допустимая), токсичен и сильно токсичен.

Данные анализа на биотоксичность в 24 стационарных площадках поверхностных вод в зоне влияния объекта по уничтожению химического оружия представлены в табл.

Таблица

**Показатели биотестирования поверхностных вод  
в зоне влияния объекта УХО (2007–2012 гг.)**

Наименование тест-культуры	Paramecium caudatum, %			Тест-культура «Эколюм», %		
	Группы токсичности					
годы	<b>I</b>	<b>II</b>	<b>III</b>	<b>I</b>	<b>II</b>	<b>III</b>
2007	60	35	5	72	20	8
2008	80	16	4	95	5	0
2009	54	30	16	87	5	8
2010	44	16	40	75	21	6
2011	62	6	32	38	36	26
2012	39	10	51	55	19	26
Средние	<b>56</b>	<b>19</b>	<b>25</b>	<b>70</b>	<b>18</b>	<b>12</b>

По хемотаксической реакции инфузорий заметное повышение высокотоксичных проб получено в 2010 г. – 40% и 2012 – 51%. Длительная повышенная температура и продолжительный период без выпадения осадков 2010 и 2012 гг. отразились на общем состоянии биологических объектов. В результате ухудшения гидротермического режима понизился уровень грунтовых и поверхностных вод, что повысило содержание солей в воде и почвенном растворе. По бактериальному препарату «Эколюм» количество проб с индексом «не токсично» снизилось с 95% в 2008 г. до 38 % в 2011 г. А число проб с индексом «сильно токсично» выросло с 8% (2007 г.) до 26% (2011–2012 гг.).

Температурные условия местности влияют на продолжительность вегетационного периода, определяют длительность интенсивной сезонной жизнедеятельности биологических объектов. Отклонение от оптимальных параметров термического и водного режимов, вызывает ухудшение состояния всей экологической системы. Данные изменения носят системный характер и не связаны с работой объекта по уничтожению химического оружия.

### Литература

Панфилова И. В., Шулятьева Н. А. Биотестирование с помощью культуры *Paramecium caudatum* Ehrnberg // Биологический мониторинг техногенных систем / Под общ. ред. Т. Я. Ашихминой, Н. М. Алакыкиной. Сыктывкар. 2011. С. 139–141.

Методика определения интегральной токсичности поверхностных, в том числе морских, грунтовых, питьевых, сточных вод, водных экстрактов почв, отходов, осадков сточных вод по измерению интенсивности бактериальной биолюминесценции тест-системой ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.11-04, Т 16.1:2.3:3.8-04 «Эколюм», М., 2004. (Издание 2010 г.)

Методика определения токсичности проб природных, питьевых, хозяйственно-питьевых, хозяйственно-бытовых сточных, очищенных сточных, сточных вод экспресс-методом с применением прибора «ФР.1.31.2005.01881. Биотестер»: ООО «СПЕКТР-М».2010.

## СРАВНЕНИЕ ЧУВСТВИТЕЛЬНОСТИ *DAPHNIA MAGNA* И *CERIODAPHNIA AFFINIS* К СУЛЬФАТУ АЛЮМИНИЯ

*А. С. Олькова, К. К. Ситникова, Н. В. Вараксина*  
Вятский государственный гуманитарный университет,  
*morgan-abend@mail.ru*

Сульфат алюминия – это соединение, применяемое в качестве коагулянта при подготовке природных вод для централизованного водоснабжения многих населенных пунктов. На станции водоподготовки для нужд г. Кирова (с. Корчемкино) также используется данная технология. Следовательно, вопрос влияния соединений алюминия на живые организмы является актуальным.

Наиболее изучены токсические эффекты соединений алюминия для растений. Так, для ячменя было выявлено, что высокие концентрации алюминия (4 мг/кг песка) вызывают изменения в фотосинтетическом аппарате, ингибируют рост и накопление биомассы растений (Головки и др., 2004). Данных о влиянии соединений алюминия на гидробионты немного, несмотря на то, что исследователями отмечается постоянно возрастающий уровень содержания алюминия в окружающей среде, в том числе в питьевых водах (Сынзыныс и др., 2004; Lopez, 2002). Показано негативное влияние алюминия на мальков рыб: при закислении водных экосистем ( $pH \leq 4$ ) алюминий становится особенно опасным и вызывает массовую гибель молоди рыб (Никаноров, Трунов, 1999).

Для оценки качества природных вод биологическими методами необходимо ориентироваться в чувствительности применяемых тест-организмов к токсикантам. Ранее нами показано влияние соединений алюминия на наиболее распространенные группы тест-организмов (Вараксина и др., 2012). Целью представленной работы стало определение чувствительности тест-организмов, с помощью которых возможно определение хронической токсичности вод. Такими организмами являются низшие ракообразные *Daphnia magna* Straus и *Ceriodaphnia affinis* Straus. Показателем хронического токсического воздействия на рачков считается достоверное снижение плодовитости особей в опытных вариантах тестируемых вод, по сравнению с контрольной средой, в которой длительное время обитает культура (ФР.1.39.2007.03222, 2007; ФР.1.39.2007.03221, 2007).

Для достижения поставленной цели проведены модельные эксперименты по установлению хронического токсического действия проб вод, в которые введены добавки сульфата алюминия. Исследовались растворы с концентрациями ионов алюминия 5 ПДК и 10 ПДК. Предельно-допустимая концентрация (ПДК) для вод хозяйственно-бытового назначения – 0,2 мг/л (ГН 2.1.5.1315-03).

Опыт по установлению хронического токсического действия проб с использованием дафний разных видов служит для глубокого, подробного исследования свойств тестируемых сред, а также установления характера действия токсикантов на гидробионты. В процессе эксперимента отслеживается выживаемость особей, их плодовитость (ФР.1.39.2007.03222, 2007; ФР.1.39.2007.03221,

2007). Также можно фиксировать изменение морфологических признаков (двигательной активности, окраски, размера).

Полученные результаты отражены в табл. и на рис.

Таблица

**Сравнение чувствительности *Daphnia magna* и *Ceriodaphnia affinis* к сульфату алюминия**

№	Вариант	Плодовитость (кол-во особей на 1 самку)		Смертность, %	
		<i>D. m.</i>	<i>C. aff.</i>	<i>D. m.</i>	<i>C. aff.</i>
1	Контроль	10,76±0,91	10±3,13	0	0
2	5 ПДК (Al <sup>3+</sup> )	8,86±1,00	3,25±2,22	20	60
3	10 ПДК (Al <sup>3+</sup> )	8,80±2,32	2,75±2,3	56,6	20

По показателю гибели особей за период эксперимента все пробы оказались неблагоприятными, то есть гибель особей превышала 10% как в эксперименте с дафниями, так и в эксперименте с цериодафниями.

В ходе исследования установлено, что отличия плодовитости рачков дафний и цериодафний в опытных вариантах, по сравнению с контрольными, достоверны, а не случайны, то есть пробы воды с концентрациями 5 ПДК (Al<sup>3+</sup>) и 10 ПДК (Al<sup>3+</sup>) оказывают хроническое токсическое действие на тест-организмы. Однако, по данным табл. видно, что при схожей плодовитости *Daphnia magna* и *Ceriodaphnia affinis* снижение количества молоди в опытах с цериодафниями оказалось более весомым. Эти различия наглядно представлены на рис.

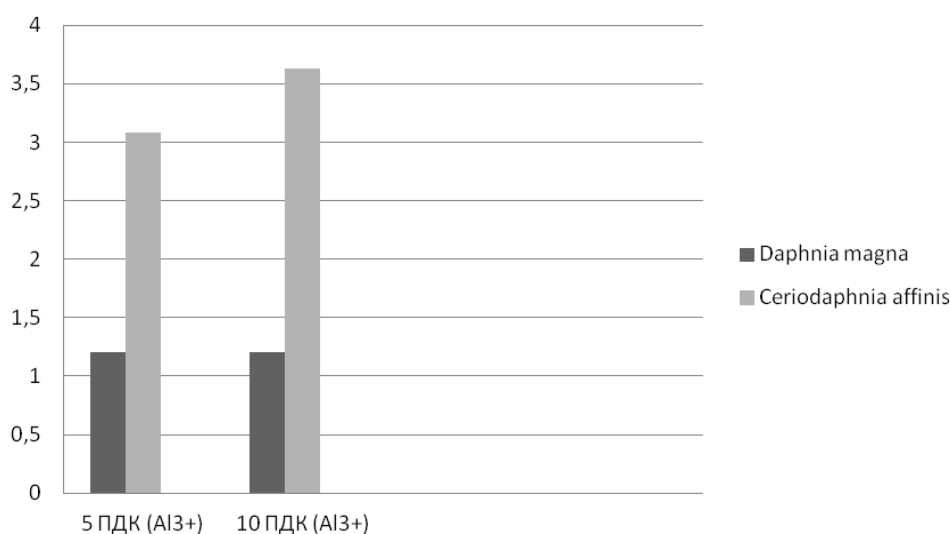


Рис. Снижение плодовитости *Daphnia magna* и *Ceriodaphnia affinis* при воздействии сульфата алюминия: по оси Y – снижение плодовитости по отношению к контрольному варианту; по оси X – вариант опыта

Согласно проведенным экспериментам, установлено, что тест-организм *Ceriodaphnia affinis* является более чувствительным к алюминию, чем *Daphnia magna*.

Работа выполнена в рамках гранта Президента Российской Федерации для государственной поддержки молодых российских ученых – кандидатов наук № МК-3326.2012.5.

### Литература

Вараксина Н. В., Ашихмина Т. Я., Олькова А. С. Изучение влияния соединений алюминия на тест-организмы в условиях модельного эксперимента // Теоретическая и прикладная экология, № 3. 2012. С. 65–70.

ГН 2.1.5.1315-03 Предельно-допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования, 2003 (с изменениями на 28 сентября 2007 года).

Головки Т. К., Родина Н. А., Куренкова С. В., Табаленкова Г. Н. Ячмень на севере (селекционно-генетические и физиолого-биохимические основы продуктивности). Екатеринбург: УрО РАН, 2004. 156 с.

Никаноров А. М., Трунов Н. М. Внутриводоемные процессы и контроль качества природных вод / Под ред. А. И. Бедрицкого. СПб.: Гидрометеоздат, 1999. 150 с.

Сынзыныс Б. И., Шарецкий А. Н., Харламова О. В. Иммунотоксичность хлористого алюминия // Гигиена и санитария, № 4, 2004. С. 70–72.

ФР.1.39.2007.03222. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, отходов по смертности и изменению плодовитости дафний. М.: «АКВАРОС», 2007.

ФР.1.39.2007.03221. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, отходов по смертности и изменению плодовитости цериодафний. М.: «АКВАРОС», 2007.

Lopez F. F., Cabrera C., Lorenzo M. L. Aluminum content of drinking waters, fruit juices and soft drinks: Contribution to dietary intake // Health Stream, № 28, 2002. P. 11.

## ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ ГОРОДСКИХ ТЕРРИТОРИЙ (НА ПРИМЕРЕ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ г. КИРОВА)

*А. С. Олькова, К. В. Неклюдова*

*Вятский государственный гуманитарный университет,  
morgan-abend@mail.ru*

Окружающая среда городов характеризуется физическим, химическим и биологическим загрязнением. Автомобильные выхлопы, выбросы производств влияют не только на атмосферу и педосферу, но также изменяет состав и качество воды в открытых водоемах урбосистем. Соответственно, изучение качества воды поверхностных водоемов города является актуальной и важной проблемой.

С помощью методов биотестирования и количественного химического анализа проводилась оценка состояния поверхностных водных объектов г. Кирова. При этом также решались задачи определения наиболее информативных тест-функций используемых организмов.

В качестве объектов исследования были выбраны наиболее крупные водоёмы и водотоки в пределах г. Кирова:

- 1) река Вятка – крупнейший водоток Кировской области;
- 2) Люльченка – река, протекающая по территории г. Кирова и Кировской области, длина 26 км;
- 3) река Хлыновка – левый приток реки Вятка. Впадает в Вятку в городской черте г. Кирова, протекает по нескольким районам города;



4) водоём у Кировского цирка – пруд антропогенного происхождения в центре города;

5) водоём у дома культуры «Железнодорожник» – также пруд антропогенного происхождения.

Пробы отбирались в октябре 2012 г. и исследовались на показатели острой, хронической токсичности, а также определялось содержание тяжелых металлов для интерпретации результатов биодиагностики.

При биотестировании с помощью бактерий тест-системы «Эколюм», простейших (инфузория-туфелька) и низших ракообразных острой интегральной токсичности не выявлено.

Методика биотестирования с помощью рачков дафний (ФР.1.39.2007.03222, 2007) позволила определить хроническую токсичность проб по показателю плодовитости особей. Результаты отражены в табл.

Таблица

**Результаты определения хронической токсичности проб  
поверхностных водных объектов г. Кирова (по дафниям)**

№ п/п	Вариант и место отбора пробы	A, % смертность особей	Плодовитость и отличие от контроля	Заключение
1	Контроль	0	17,6 ±1,7	–
2	Р. Вятка	3,33	3,5±1,1 Достоверно ниже	tд=12,03 оказывает хроническое токсическое действие
3	Р. Хлыновка	6,7	3,72±0,56 Достоверно ниже	tд=13,4 оказывает хроническое токсическое действие
4	Р. Люльченка	6,7	6,08±0,42 Достоверно ниже	tд=11,35 оказывает хроническое токсическое действие
5	Водоём у ДК «Железнодорожник»	0	8,77±0,85 Достоверно ниже	tд=8,03 оказывает хроническое токсическое действие
6	Водоём у Цирка	0	9,6±1,4 Достоверно ниже	tд=6,28 оказывает хроническое токсическое действие

Согласно проведенным экспериментам, все исследованные пробы оказывают хроническое токсическое воздействие на плодовитость дафний. Максимальное угнетение плодовитости было выявлено при анализе проб из рек Вятка и Хлыновка.

При определении содержания тяжелых металлов (Pb, Zn, Cu, Ni) превышения действующих нормативов ПДК не выявлено. Вероятно, выявленное хроническое токсическое действие проб вод городских водных объектов является следствием влияния других загрязняющих веществ.

Таким образом, при определении интегральной токсичности проб, загрязненных в незначительной степени, наиболее информативными становятся методы, позволяющие определять не только острую, но и хроническую токсич-

ность. Для поверхностных водных объектов г. Кирова нами показано угнетение плодovitости особей в условиях хронического эксперимента.

Работа выполнена в рамках гранта Президента Российской Федерации для государственной поддержки молодых российских ученых – кандидатов наук № МК-3326.2012.5.

#### Литература

ФР.1.39.2007.03222. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, отходов по смертности и изменению плодovitости дафний. Москва: «АКВАРОС», 2007.

### ВЛИЯНИЕ КОМПЛЕКСООБРАЗОВАНИЯ В СИСТЕМЕ ЖЕЛЕЗО (III) – ФТОР НА ТОКСИЧНОСТЬ МОДЕЛЬНЫХ РАСТВОРОВ

*Ю. Н. Некрасова<sup>1</sup>, Н. А. Шулятьева<sup>2</sup>, Е. В. Дабах<sup>1,3</sup>*

<sup>1</sup> *Лаборатория биомониторинга Института биологии Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ, ecolab@vshu.kirov.ru,*

<sup>2</sup> *РЦГЭКиМ по Кировской области ФБУ «ГосНИИЭНП»,*

<sup>3</sup> *Вятская государственная сельскохозяйственная академия*

Природные воды и почвенные растворы в таежно-лесной зоне отличаются высоким содержанием железа и алюминия. Образуя комплексные соединения с ионами раствора, они влияют на их активность и токсичность.

Биохимическое действие элементов изменяется в зависимости от тех химических соединений, в составе которых они находятся в воде. Биохимический эффект сложных состояний элементов не тождествен эффекту от их простых форм. Например, токсичность фтора снижается при образовании комплексных соединений типа  $FeF_n^{3-n}$  и  $AlF_n^{3-n}$  (Крайнов и др., 2004).

Цель работы – определить токсичность модельных растворов системы железа (III) – фтор с помощью тест-объектов – организмов разных систематических групп.

Объектами исследования были модельные растворы, содержащие хлорид железа с концентрацией иона железа (III) 0,03; 0,3 и 3 мг/дм<sup>3</sup> и фторид натрия с концентрацией фторид-иона 0,3; 0,6 и 6 мг/дм<sup>3</sup>.

В модельных растворах определялось значение pH, содержание ионов железа, фторид-ионов, а также токсичность с помощью бактерии (люминесцентный штамм *Escherichia coli*) и простейших (*Paramecium caudatum*) по общепринятым методикам (ПНД Ф 14.1:2:4.50-96; ГОСТ 4386-89; РД 52.24.495-2005; ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.11-04 16.1:2.3:3.8-04; ФР. 1.31.2005.01881).

В таблице приведены варианты модельных растворов, результаты биотестирования и pH растворов.

Варианты модельных растворов\*, результаты биотестирования и рН растворов

№ 1	инфузии	эколюм	рН	№ 2	инфузии	эколюм	рН	№ 3	инфузии	эколюм	рН
Fe 0,03	допустимая степень токсичности	проба токсична	5,55	Fe 0,3	допустимая степень токсичности	проба токсична	4,90	Fe 3,0	высокая степень токсичности	проба сильно токсична	3,90
F 0,3	допустимая степень токсичности	проба токсична	5,48	F 0,3	допустимая степень токсичности	проба токсична	5,48	F 0,3	допустимая степень токсичности	проба токсична	5,48
Σ	умеренная степень токсичности	проба токсична	5,89	Σ	умеренная степень токсичности	проба токсична	4,95	Σ	высокая степень токсичности	проба сильно токсична	3,93
№ 4	инфузии	эколюм	рН	№ 5	инфузии	эколюм	рН	№ 6	инфузии	эколюм	рН
Fe 0,03	допустимая степень токсичности	проба токсична	5,55	Fe 0,3	допустимая степень токсичности	проба токсична	4,90	Fe 3,0	высокая степень токсичности	проба сильно токсична	3,90
F 0,6	умеренная степень токсичности	проба токсична	5,47	F 0,6	умеренная степень токсичности	проба токсична	5,47	F 0,6	умеренная степень токсичности	проба токсична	5,47
Σ	допустимая степень токсичности	допустимая степень токсичности	5,63	Σ	умеренная степень токсичности	проба сильно токсична	4,90	Σ	высокая степень токсичности	проба сильно токсична	3,89
№ 7	инфузии	эколюм	рН	№ 8	инфузии	эколюм	рН	№ 9	инфузии	эколюм	рН
Fe 0,03	допустимая степень токсичности	проба токсична	5,55	Fe 0,3	допустимая степень токсичности	проба токсична	4,90	Fe 3,0	высокая степень токсичности	проба сильно токсична	3,90
F 6,0	умеренная степень токсичности	проба токсична	5,62	F 6,0	умеренная степень токсичности	проба токсична	5,62	F 6,0	умеренная степень токсичности	проба токсична	5,62
Σ	допустимая степень токсичности	допустимая степень токсичности	5,57	Σ	умеренная степень токсичности	проба сильно токсична	5,04	Σ	высокая степень токсичности	проба сильно токсична	4,05

\* концентрации элементов приведены в мг/дм<sup>3</sup>

Комплексообразование в растворах системы железо-фтор (Некрасова, Дабах, 2012) предположительно должно снижать токсический эффект отдельных ионов. Результаты биотестирования отдельных растворов ионов железа и фторид-ионов показали, что наиболее чувствительными к данным ионам являются бактерии тест-системы «Эколюм». При низких концентрациях железа в растворе и возрастающих концентрациях фторид-иона (варианты опыта № 1, 4, 7) токсичность смешанных растворов по мере увеличения доли фторид-иона снижается. В вариантах с возрастающим количеством ионов железа (III) в растворе токсический эффект проявляется по отношению к бактериям тест-системы «Эколюм» во всех модельных растворах. Что касается инфузорий, то ни в одном из вариантов токсичность смешанного раствора не снижалась по сравнению с растворами индивидуальных солей. Все растворы с концентрацией железа  $3 \text{ мг/дм}^3$  оказались токсичными по отношению к обоим тест-объектам. По-видимому, в этом случае токсичность модельных растворов может быть обусловлена снижением рН среды. Таким образом, согласно результатам эксперимента в определенном диапазоне соотношений концентраций ионов железа (III) и фторида при относительно стабильных значениях рН возрастание доли фторид-иона в растворе приводит к снижению его токсичности.

Методики определения токсичности с помощью инфузорий и бактерий тест-системы «Эколюм» предусматривают подщелачивание исследуемых растворов до 7,0–8,5 ед. рН. Все тестируемые растворы имели рН ниже 7,0 (табл.). Почвенные растворы наиболее распространенных в Нечерноземье типов почв, также отличаются кислой реакцией среды. Известно, что наиболее устойчивые фторидные комплексы образуются при рН от 2 до 6 (Крайнов и др., 2004). Подщелачивание растворов приведет к разрушению образовавшихся комплексов.

Таким образом, подщелачивание природных растворов, содержащих фторид-ион и ионы железа (III), может увеличивать токсическое действие фтора и влиять на заключение о токсичности проб.

### Литература

Крайнов С. Р., Рыженко Б. Н., Шведа В. М. Геохимия подземных вод. Теоретические, прикладные и экологические аспекты. М.: Наука, 2004. 677 с.

ПНД Ф 14.1:2:4.50–96. Методика измерений массовой концентрации общего железа в питьевых, природных и сточных водах фотометрическим методом с сульфосалициловой кислотой (издание 2011 г.).

ГОСТ 4386-89. Вода питьевая. Методы определения массовой концентрации фторидов (п. 3. Потенциометрическое определение фторидов).

РД 52.24.495-2005. Руководящий документ. Водородный показатель и удельная электрическая проводимость вод. Методика выполнения измерений электрометрическим методом.

ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.11-04 16.1:2:3:3.8-04 Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению интенсивности бактериальной биолюминесценции тест-системой «Эколюм». 2010.

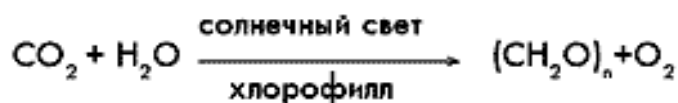
ФР. 1.31.2005.01881 (ред. 2010) Методика определения токсичности проб природных, питьевых, хозяйственно-питьевых, хозяйственно-бытовых сточных, очищенных сточных, сточных вод экспресс-методом с применением прибора «Биотестер»: ООО «СПЕКТР-М». 2010.

Некрасова Ю. Н., Дабах Е. В. Изучение комплексообразования в модельных растворах системы железо (III) – фтор. Наука и устойчивое развитие. VI Всерос. науч.-практ. конф. молодых ученых. г. Нальчик, 2012. С. 79–80.

## ЯВЛЕНИЕ ФОТОЛЮМИНЕСЦЕНЦИИ И ЕГО ИЗУЧЕНИЕ

*Д. Н. Романова<sup>1</sup>, О. А. Женихова<sup>1</sup>, В. И. Жаворонков<sup>2</sup>*  
*Вятский государственный гуманитарный университет,*  
*<sup>1</sup> fack\_chem@mail.ru, <sup>2</sup> kaf\_dfm@vshu.kirov.ru*

Все живое на Земле зависит от фотосинтеза. Фотосинтез занимает центральное место в круговороте вещества и энергии на Земле, делая энергию и углерод доступными для организмов и обеспечивая выделение кислорода в атмосферу.



Важную информацию о физиологическом состоянии высших растений можно получить при измерении флуоресценции хлорофилла. Под влиянием различных факторов существенно изменяется характер фотосинтетических процессов в клетках растений, что непосредственно отражается на параметрах связанного с этими процессами флуоресцентного излучения.

Целью нашей работы являлась возможность сопоставления двух методов исследования фотосинтеза на основе биохемиллюминиметра и электронно-оптического усиления сверхслабых излучений биологических объектов.

Нами была использована методика наблюдения и регистрации изменения сверхслабого излучения фотолюминесценции листа герани при помощи ЭОПа.

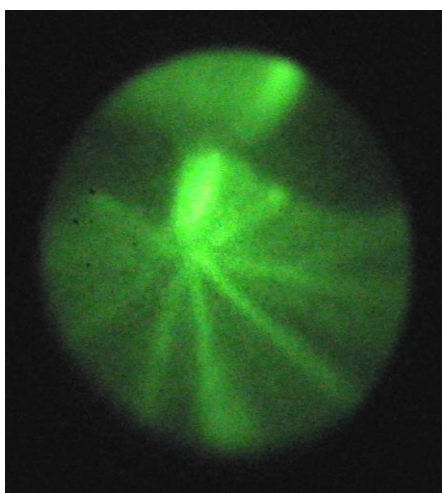


Рис. 1. Флуоресценция хлорофилла, возбуждаемого светом на поверхности листа герани, при помощи ЭОПа

Преимуществами предложенного метода регистрации являются: высокая чувствительность, информативность и возможность раннего выявления нарушений метаболизма растений, не обнаруживаемых другими методами за счет количественного изменения флуоресцирующих клеток растения.

Наблюдается непродолжительное визуальное свечение (менее минуты), после этого происходит затухание. Можно различить отдельные световые вспышки – фотолюминесценцию хлорофилла. Опыт проводится при нормальных условиях, без воздействия вредной среды (рис. 1).

Брали образец листа герани (1 см<sup>2</sup>), который находился сутки в дистиллированной воде, и облучали светом лампы накаливания. Наблюдалась фотолюминесценция. Сразу же после облучения хемиллюминиметр засек излучение в

45000 фотонов, через 30 секунд число люминесцирующих фотонов уменьшилось в 2 раза (рис. 2).

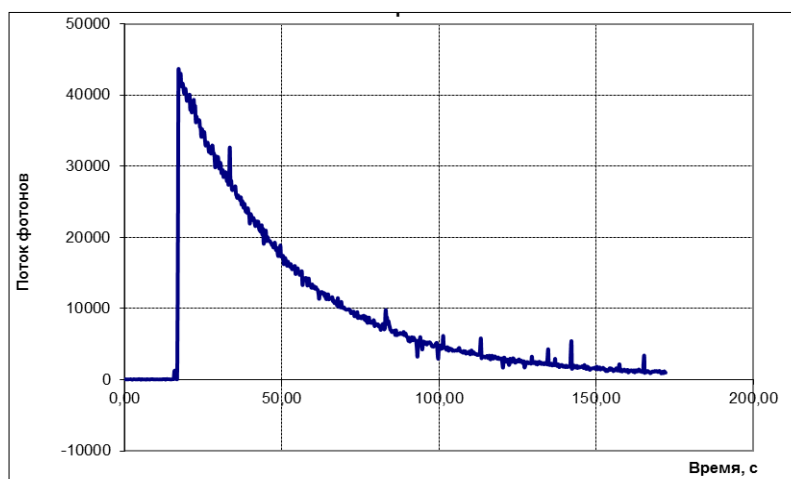


Рис. 2. Кинетика процесса затухания фотолюминесценции листа герани на экспериментальном высокочувствительном биохемиллюминометре (без воздействия вредной среды)

Брали кусочек листа герани (1 см<sup>2</sup>), который находился в 5% растворе нитрата натрия в течение суток. Облучали светом от лампы накаливания. Наблюдалась фотолюминесценция. Сразу же после облучения биохемиллюминометр засек излучение 800 фотонов. Время полузатухания свечения составляет около 5 секунд. Из данного эксперимента можно сделать вывод, что нитрат-ионы отрицательно влияют на процесс фотолюминесценции (рис. 3).

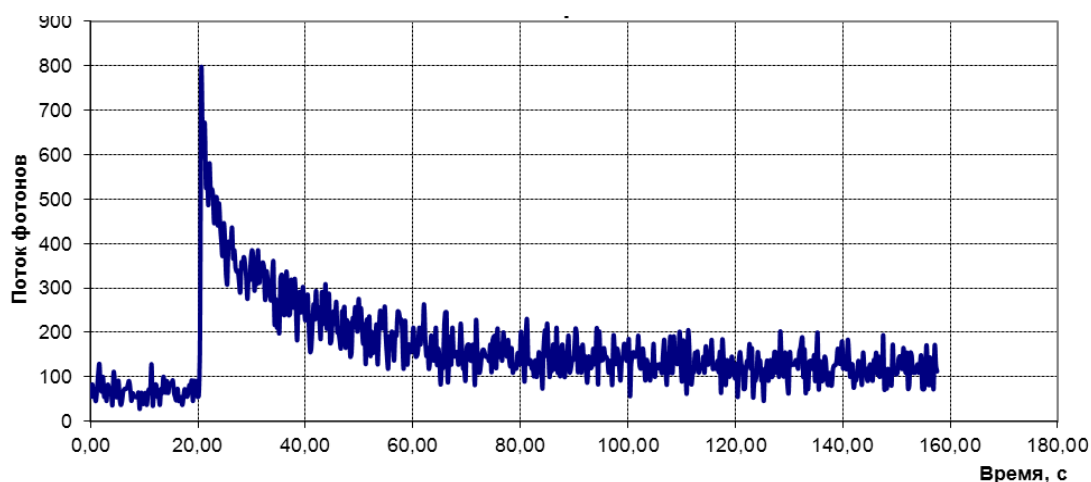


Рис. 3. Кинетика процесса затухания фотолюминесценции листа герани на экспериментальном высокочувствительном хемиллюминометре (под воздействием нитрат-ионов)

Исследование явления фотолюминесценции было осуществлено двумя методами: с использованием многокамерного электронно-оптического преобразователя (ЭОП) и экспериментального высокочувствительного биохемиллюминометра. Оба метода дополняют друг друга и дают объективную информацию об изучаемом объекте. В результате была получена возможность исследования фотолюминесценции биологических объектов в реальном масштабе времени.

При помощи этих методик можно изучать характеристики фотосинтеза высших и низших растений, фитопланктона, а также исследовать влияние на них экологического состояния среды.

#### Литература

- Жаворонков В. И., Резник Е. Н., Зыкина Н. А. Наблюдение флуоресценции хлорофилла с использованием ЭОПа // Вестник ВятГГУ, 2011. № 5. С. 22–23.
- Жаворонков В. И., Захаров В. Ю., Резник Е. Н., Сабашный Д. В. Методы электронной оптики для изучения результатов воздействия антропогенных факторов на биологические объекты // Теоретическая и прикладная экология, 2011. № 1. С. 29–30
- Веселовский В. А., Веселова Т. В. Люминесценция растений. М.: Наука, 1990.
- Гавриленко В. Ф., Ладыгина М. Е., Хандобина Л. М. большой практикум по физиологии растений. Фотосинтез. Дыхание. Учеб. Пособие. М.: Высшая школа, 1997.
- Владимиров Ю. А. и др. Квантометрическая характеристика хемилюминесценции биологических объектов // Журнал прикл. спектроскопии. 1989. Т. 50. № 2. С. 341.
- Жаворонков В. И., Рясик И. О. Метод электронно-оптической регистрации сверхслабых излучений биологических объектов // Сб. тезисов докладов VI Международного научного конгресса по газоразрядной визуализации биоэлектрографии. Спб., 2002. С. 76–77.
- Францев В. В. Люминесцентные показатели листьев растений в зависимости от антропогенных экологических факторов: Автореф. дис. канд. Физ.-мат. Наук. Москва: МГУ им М. В. Ломоносова, 2006. 22 с.

### ДЕТОКСИЦИРУЮЩИЕ СВОЙСТВА ПРЕПАРАТОВ НА ОСНОВЕ ГУМИНОВЫХ ВЕЩЕСТВ БУРЫХ УГЛЕЙ

*О. А. Камаева<sup>1</sup>, К. В. Сяндюкова<sup>2</sup>, Т. В. Рогова<sup>3</sup>*

*Тульский государственный университет,*

*<sup>1</sup> ksyschka19292@mail.ru, <sup>2</sup> kristina-syundyukova@yandex.ru,*

*<sup>3</sup> rogorova\_tv@rambler.ru*

С точки зрения современных представлений, гуминовые вещества (ГВ) представляют собой полидисперсные, полифункциональные полиэлектролиты (Перминова, Лунин, 2004). В настоящее время актуальным направлением исследований является разработка препаратов с заданными свойствами, получаемых направленной модификацией ГВ и обладающих высокой биологической активностью и детоксицирующим действием по отношению к поллютантам различной природы (тяжелым металлам и полиароматическим углеводородам) (Ришар и др., 2008).

Целью настоящей работы является направленная химическая модификация гуминовых веществ бурых углей шахты Бельковская (Подмосковного угольного бассейна), сравнительное исследование физико-химических характеристик исходных ГВ бурого угля и продуктов их модификации методами технического анализа, ИК-спектроскопии, эксклюзионной хроматографии (молекулярно-массовое распределение) и изучение сорбционных свойств исходных и модифицированных ГВ по отношению к ионам меди.

Гуминовые вещества бурых углей (образец 1, табл. 1) выделяли щелочной экстракцией раствором NaOH с последующим осаждением 4%-м раствором

HCl (при pH=3–4) и очисткой с помощью диализа. Восстановление ГВ осуществляли под действием SnCl<sub>2</sub> в течение 2 часов при температуре 20-25°C при массовом соотношении ГВ:SnCl<sub>2</sub> = 2:1. Карбоксилирование восстановленных препаратов проводили при кипячении полученных образцов с водным раствором KHCO<sub>3</sub> в течение 1 часа при массовом соотношении KHCO<sub>3</sub>:ГВ = 3:1 (образец 2). Окисление ГВ проводили под действием 56% HNO<sub>3</sub> в течение 1 часа, при температуре 40°C и массовом соотношении HNO<sub>3</sub>:ГВ = 8:1 (образец 3).

Выход ГВ из бурого угля (образец 1) составил 15,3% в пересчёте на органическую массу. При модификации ГВ SnCl<sub>2</sub> с последующим карбоксилированием (образец 2) и окислением HNO<sub>3</sub> (образец 3) выходы – 73,1 и 75% соответственно. Методом технического анализа показано, что влажность всех образцов (1, 2, 3) составляет 2,0–3,2% (табл. 1). При проведении модификации с помощью SnCl<sub>2</sub> и KHCO<sub>3</sub> (образец 2) зольность препаратов уменьшается незначительно по сравнению с исходным образцом 1, а при окислении ГВ HNO<sub>3</sub> (образец 3) увеличивается с 27 до 71%, что связано с уменьшением периферийных фрагментов молекулы ГВ.

Таблица 1

**Выходы и сравнительный технический анализ образцов**

№ образца	Образец	Влажность, %	Влажность, %	Зольность, %
1	ГВ бурого угля	15,3	2,0±0,3	27,1±0,5
2	ГВ бурого угля, модифицированные SnCl <sub>2</sub> и KHCO <sub>3</sub>	73,1	3,2±0,2	21,4±0,3
3	ГВ бурого угля, модифицированные HNO <sub>3</sub>	75,0	2,8±0,2	71,4±0,3

Количественную оценку содержания функциональных групп ГВ проводили на основании отношений интенсивностей полос поглощения кислородсодержащих групп к интенсивностям, соответствующих полиароматическим сопряженным системам 1610 см<sup>-1</sup> (рис. 1, 2).

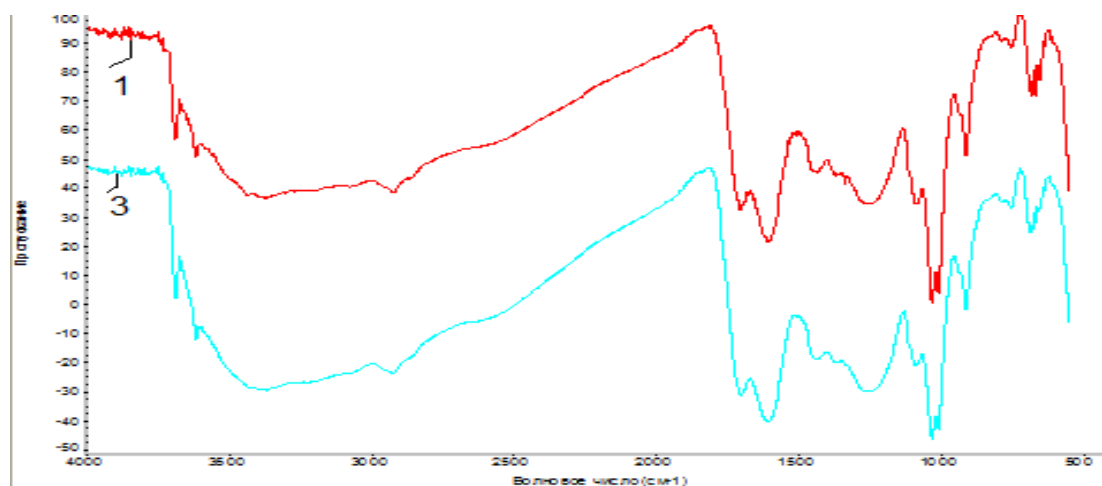


Рис. 1. ИК-спектры ГВ: 1 – ГВ бурого угля (образец 1); 3 – ГВ бурого угля, карбоксилированные после восстановления (образец 2)



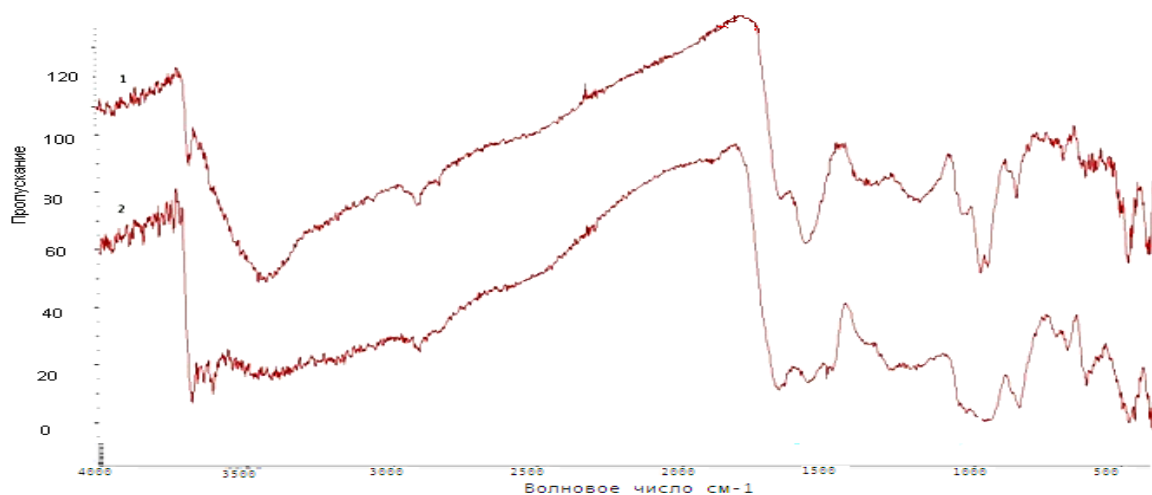


Рис. 2. ИК-спектры ГВ: 1-ГВ бурого угля (образец 1); 2- ГВ бурого угля модифицированные азотной кислотой (образец 3)

При сравнении характеристик исходного (образца 1) и модифицированных препаратов ГВ (образцы 2,3) методом ИК- спектроскопии показано, что при карбоксилировании и окислении происходит увеличение интенсивности полосы поглощения  $1720\text{ см}^{-1}$ , относящиеся к  $\nu_{\text{C=O}}$  в  $\text{COOH}$  группах, на 4% (образец 2) и на 50% (образец 3). При переходе от исходных ГВ (образец 1) к модифицированным препаратам (образцы 2,3) наблюдается уменьшение полос поглощения, относящихся к  $\text{CH}_2$ -,  $\text{CH}_3$ - группам алкильных радикалов ( $2920\text{ см}^{-1}$ ,  $2850\text{ см}^{-1}$ ) и углеводным фрагментам ( $1080\text{ см}^{-1}$ ), что свидетельствует об уменьшении периферийной части молекул ГВ при модификации. При восстановлении ГВ интенсивность полосы поглощения ( $3400\text{ см}^{-1}$ ), относящейся к валентным колебаниям  $\text{OH}$ - групп увеличивается на 27%, что свидетельствует об эффективном восстановлении хиноидных групп до фенольных. В дальнейшем при карбоксилировании (образец 2) интенсивность этой полосы возрастает по сравнению с исходным образцом 1 на 35% за счёт протекания щелочного гидролиза. В условиях окислительной модификации  $\text{HNO}_3$  (образец 3) интенсивность полосы поглощения  $\text{OH}$ - групп уменьшается на 7% при одновременном увеличении интенсивности полосы  $1560\text{ см}^{-1}$  связано с возрастанием числа карбонильных и нитрогрупп.

Было изучено молекулярно-массовое распределение исходных (образец 1) и модифицированных ГВ (образец 2) методом эксклюзионной хроматографии на колонке ( $1 \times 50\text{ см}$ ), заполненной сефадексом G-100, уравновешенным 7 М раствором мочевины. Для исходных и модифицированных ГВ наблюдается полимодальное распределение с широким интервалом молекулярных масс от 79 до 4 кДа. При модификации содержание низкомолекулярных фракций уменьшается, что объясняется ростом гидрофобных взаимодействий при увеличении ароматичности модифицированных препаратов.

Была изучена кинетика сорбции меди на исходном (образец 1) и модифицированных препаратах ГВ (образцы 2,3), рассчитаны эффективные константы скорости и величины сорбируемости меди в статических условиях. Полученные модифицированные препараты характеризуются *повышенной сорбционной*

**способностью** по отношению к  $\text{Cu}^{2+}$ . При карбоксилировании восстановленных ГВ бурых углей эффективная константа скорости сорбции меди увеличивается 1,5 раза. Сорбируемость (табл. 2) модифицированных ГВ по сравнению с исходным образцом как при карбоксилировании (образец 2), так и при окислении (образец 3) увеличилась в 1,75 и 3 раза соответственно, что связано с увеличением числа сорбционных центров в органической части ГВ. При карбоксилировании сорбируемость составляет 0,7 мэкв/г, при исходной концентрации  $\text{Cu}^{2+}$  1 мг/см<sup>3</sup>, при модификации азотной кислотой сорбируемость составляет 3,2 мэкв/г при исходной концентрации  $\text{Cu}^{2+}$  5 мг/см<sup>3</sup>.

Таблица 2

**Сорбируемость меди на исходных ГВ и продуктов их модификации**

Сорбент	Концентрация $\text{Cu}^{2+}$ в исходном растворе, мг/см <sup>3</sup>	Сорбируемость Г, мэкв/г
ГВ бурого угля (образец 1)	1,0	0,4±0,2
	5,2	1,2±0,1
Карбоксилированные ГВ бурого угля (образец 2)	1,0	0,7±0,1
Модифицированные ГВ бурого угля азотной кислотой (образец 3)	5,2	3,2±0,2

Полученные результаты позволяют использовать данные виды модификации для получения детоксицирующих препаратов, обладающих биологической активностью и эффективно связывающих ионы тяжелых металлов.

Работа поддержана грантом ФЦП МОН РФ «Научные и научно-педагогические кадры инновационной России» (проект 2012-1.2.2-12-000-1013-017).

**Литература**

Перминова И. В., Лунин В. В. Гуминовые вещества в контексте зеленой химии // Зеленая химия в России. М.: Изд-во Моск. Ун-та, 2004. С. 146–162.

Ришар К., Агуер Ж-П., Гийо Ж., Халле А., Трубецкая О. Е., Трубецкой О. А. Роль фракционирования при изучении фотохимических свойств гумусовых веществ // Российский химический журнал. 2008. Т. LI, № 1. С. 107–113.

## СЕКЦИЯ 3 СОЦИАЛЬНАЯ ЭКОЛОГИЯ

### **«ВЯТКА – ТЕРРИТОРИЯ ЭКОЛОГИИ» – ПИЛОТНЫЙ ПРОЕКТ ПО РАЗВИТИЮ СИСТЕМЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ОБРАЗОВАНИЯ И ПРОСВЕЩЕНИЯ В КИРОВСКОЙ ОБЛАСТИ**

*И. М. Зарубина*

*Департамент экологии и природопользования Кировской области,  
ecokultura43@gmail.com*

Пилотный проект по развитию системы экологического образования и просвещения «Вятка – территория экологии» (проект) разработан департаментом экологии и природопользования Кировской области по поручению Губернатора Кировской области Н. Ю. Белых.

Цель проекта – формирование экологического сознания подрастающего поколения.

Основные задачи проекта:

– обновление содержания экологопросветительской и природоохранной работы за счет: внедрения основ экологических знаний; реализации практико-ориентированных проектов и акций (практических природоохранных, творческих, исследовательских, туристско-краеведческих, информационных, журналистских и пр.), направленных на улучшение окружающей среды и здоровья населения; разработки инновационных проектов в области экологического образования и просвещения;

– создание условий для развития системы экологического образования и просвещения на территории Кировской области;

– объединение усилий органов исполнительной власти области и органов местного самоуправления, учреждений образования и культуры, молодежных, общественных и иных организаций в целях формирования экологически ответственного мировоззрения детей и молодежи.

Сроки реализации проекта – 2012–2014 годы. Общий объем финансирования – 8900,00 тыс. рублей, в том числе 7400 тыс. рублей планируется направить в муниципальные образования области.

Ожидаемые конечные результаты реализации проекта: реализация на территории области не менее 5 практико-ориентированных муниципальных программ по развитию системы экологического образования и просвещения населения; издание серии тематических сборников и DVD-дисков «Экологическая мозаика»; издание рекомендаций по развитию системы экологического образования и просвещения в Кировской области.

Исполнителями проекта являются Вятский государственный гуманитарный университет (ВятГГУ) и 5 модельных муниципальных районов (городских округов) Кировской области (модельные районы).

Схема реализации проекта включает несколько этапов:

2012 год: 1. Разработка и издание серии тематических сборников и DVD-дисков «Экологическая мозаика» (20 сборников), передача их в муниципальные образования области.

2. Проведение конкурсного отбора муниципальных образований области на право получения грантов на реализацию программ по развитию системы экологического образования и просвещения населения.

3. Проведение обучающих семинаров по внедрению современных практико-ориентированных технологий в процесс формирования экологического сознания учащихся и молодежи в муниципальных образованиях.

2013 год: 1. Проведение фоновых мониторинговых исследований учащихся пяти модельных районов и двух контрольных муниципальных образований области по определению уровня их экологической культуры.

2. Реализация программ по экологическому просвещению населения в модельных районах. ВятГГУ будет оказывать научно-методическую и консультационную поддержку специалистам учреждений образования и культуры модельных районов.

2014 год: 1. Проведение итоговых мониторинговых исследований учащихся пяти модельных районов и двух контрольных муниципальных образований области по определению уровня их экологической культуры.

2. Анализ и обобщение результатов работ по развитию системы экологического образования и просвещения в модельных районах с разработкой и изданием рекомендаций по развитию системы экологического образования и просвещения в Кировской области.

ВятГГУ, действующий на основании госконтракта, осуществляет выполнение научно-исследовательской работы по исследованию эффективности применения современных практико-ориентированных технологий в процессе формирования экологического сознания учащихся и молодежи.

В настоящее время учеными ВятГГУ разработаны проекты серии тематических сборников и DVD-дисков «Экологическая мозаика», включающих теоретические основы экологических знаний и практико-ориентированные методические рекомендации по проведению мероприятий в области экологии и охраны окружающей среды. Серия состоит из 20 брошюр: 1. Классическая экология. 2. Охрана атмосферного воздуха. 3. Водные ресурсы. 4. Отходы производства и потребления. 5. Биоразнообразие и способы его сохранения. 6. Растительный мир – изучение и охрана. 7. Животный мир – изучение и охрана. 8. Климат. Фенология. Экологический риск. 9. Рациональное природопользование. Ресурсосбережение. Почвы. Энергосбережение. 10. Экология жилища. 11. Экология города. 12. Экология и здоровье. 13. Биосфера. Устойчивое развитие. 14. Экология и дети. 15. Экологический мониторинг. 16. Экологическое краеведение и туризм. 17. Природоохранные акции. Экологический календарь. 18. Интерактивные и информационные технологии в

экологическом образовании и просвещении. 19. Экология и творчество. 20. Экологическое просвещение.

В 2013 г. в пяти модельных районах планируется реализация программы мероприятий по развитию системы экологического образования и просвещения. В том числе проведение районных (межмуниципальных) мероприятий с детьми и молодежью по вопросам охраны окружающей среды и формирования экологической культуры населения, реализация социально значимых проектов (программ) учреждениями образования, культуры, молодежными и иными организациями в сфере экологического образования и просвещения подрастающего поколения с учетом привлечения внимания к решению экологических проблем населенных пунктов и сохранению окружающей среды. В реализации данных социально значимых программ должно быть предусмотрено участие практически всех образовательных и культурно просветительских учреждений.

Для оценки качества работы по экологическому образованию и просвещению ВятГГУ будет разработана методика мониторинговых мероприятий, формы социологических опросов, система индикаторов, достижение которых будет свидетельствовать о результативности и качестве работы конкретного учреждения.

Опыт реализации практико-ориентированных программ после завершения реализации проекта будет рекомендован к внедрению на территории Кировской области.

Формирование нового экологического сознания будет содействовать: улучшению условий проживания нынешнего и будущего поколений благодаря бережному отношению к окружающей среде; консолидации усилий жителей населенных пунктов для решения проблем улучшения и сохранения окружающей среды; повышению чувства личной ответственности и активной позиции молодежи в области охраны окружающей среды и обеспечения экологической безопасности.

Данный проект выполняется в рамках ведомственной целевой программы «Обеспечение охраны окружающей среды и рационального природопользования в Кировской области» и международного гранта Европейского фонда экологических инициатив «ЕвроРосс».

## **УЧАСТИЕ ВЯТСКОГО ГОСУДАРСТВЕННОГО ГУМАНИТАРНОГО УНИВЕРСИТЕТА В РЕАЛИЗАЦИИ ПИЛОТНОГО ПРОЕКТА «ВЯТКА – ТЕРРИТОРИЯ ЭКОЛОГИИ»**

*Т. Я. Ашихмина<sup>1</sup>, И. М. Зарубина<sup>2</sup>, Е. В. Рябова<sup>1</sup>, Л. В. Кондакова<sup>1</sup>*

*<sup>1</sup> Лаборатория биомониторинга Института биологии  
Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ, ecolab2@gmail.com,*

*<sup>2</sup> Департамент экологии и природопользования Кировской области*

Становление экологически культурной личности подрастающего поколения в настоящее время является одной из приоритетных задач общества и семьи. Для успешной работы в этом направлении необходим целостный, ком-

плексный подход к развитию и совершенствованию системы экологического просвещения, воспитания, образования.

В учреждениях образования, культуры, природоохранных органах Кировской области накоплен определённый опыт по развитию системы экологического образования и просвещения. На базе ВятГГУ подготовлено около 500 учителей экологии и специалистов экологов, многие из которых работают в системе образования и природоохранных органов. Издана серия монографий, учебно-методических пособий, рекомендаций, практикумов и программ экологической направленности.

Координационным советом по экологическому образованию при Правительстве Кировской области поддержан пилотный проект «Вятка – территория экологии», который был разработан Департаментом экологии и природопользования Кировской области и предложен для реализации в учреждениях образования, культуры, спорта, здравоохранения, природоохранных организациях на период 2012–2014 гг.

Реализация проекта дает возможность детям и молодежи включиться в выполнение конкретных мероприятий по улучшению на основании полученных экологических знаний экологической обстановки в своих жилищах, учреждениях и организациях, населенных пунктах.

Проект призван объединить учреждения образования, культуры, органы государственной власти области, органы местного самоуправления и общественные организации с целью формирования нового экологического сознания подрастающего поколения. Данный проект был одобрен Правительством Кировской области. Проект определяет последовательность действий на всех уровнях управленческой вертикали: региональном, муниципальном и институциональном в течение 2012–2014 гг. Объединение усилий органов исполнительной власти области и органов местного самоуправления, учреждений образования и культуры, молодежных, общественных и иных организаций в ходе реализации проекта послужит основанием для принятия органами исполнительной власти области и органами местного самоуправления нормативных правовых документов, обеспечивающих необходимые условия для обновления содержания просветительской экологической и природоохранной работы.

Реализация проекта открывает перспективы для целенаправленной педагогической, просветительской и управленческой деятельности всех работников системы образования и культуры области, для сотрудничества с администрациями муниципальных образований, субъектами природоохранной деятельности, общественностью и средствами массовой информации в объединении усилий по экологическому образованию, просвещению и формированию экологической культуры подрастающего поколения, воспитания законопослушных граждан.

Проект получил путёвку в жизнь с апреля 2012 г. Разработаны нормативно-правовые акты, регламентирующие деятельность в рамках проекта. Возложена организационная деятельность по реализации пилотного проекта по развитию системы экологического образования и просвещения «Вятка – территория экологии» на координационный совет по экологическому образованию (далее –

Совет). На конкурсной основе определен ответственный исполнитель проекта – Вятский государственный гуманитарный университет, на который возложено исполнение проекта: разработка показателей эффективности; подготовка серии тематических сборников и DVD-дисков «Экологическая мозаика»; проведение обучающих семинаров по реализации проекта в муниципальных районах (городских округах), фонового мониторингового обследования учащихся пяти модельных муниципальных районов (городских округов) и двух контрольных муниципальных районов (городских округов) области; участие в организации и проведении районных (межмуниципальных) мероприятий в учреждениях образования, культуры с привлечением молодежных, общественных и иных организаций.

На данном этапе в 2012 году преподавателями кафедры экологии, химии, сотрудниками лаборатории биомониторинга ВятГГУ, специалистами природоохранных органов, библиотек, учебных заведений разработано и подготовлено к изданию 20 учебно-методических пособий и DVD-диски в помощь организаторам по реализации проекта на муниципальном уровне.

В муниципальных районах (городских округах) в ноябре – декабре планируется проведение обучающих семинаров, на которых будут представлены требования к написанию проектов на конкурс, предложены варианты практико-исследовательской деятельности по реализации местных проектов. Даны рекомендации по использованию изданные учебно-методических пособий, материалов DVD-дисков.

Ответственный исполнитель проекта Вятский государственный гуманитарный университет в 2013 г. будет оказывать научно-методическую и консультационную поддержку специалистам учреждений образования и культуры модельных муниципальных районов (городских округов) по развитию системы экологического образования и просвещения.

В 2014 г. ответственным исполнителем проекта будут проведены мониторинговые исследования учащихся в модельных муниципальных районах (городских округах) и контрольных муниципальных районах (городских округах). Сравнительный анализ данных, полученных в результате фоновых и итоговых мониторинговых обследований учащихся в модельных и контрольных муниципальных районах (городских округах) области, позволит оценить эффективность реализации мероприятий в рамках пилотного проекта.

Для оценки качества работы по экологическому образованию и просвещению привлечена лаборатория социологических исследований ВятГГУ. Подведение итогов реализации проекта состоится в рамках круглых столов и конференций в модельных муниципальных районах (городских округах).

Реализация мероприятий пилотного проекта по развитию системы экологического образования и просвещения «Вятка – территория экологии» должна создать условия для формирования на территории модельных муниципальных районов (городских округов) системы экологического образования и просвещения учащихся и молодежи на основе практико-ориентированной деятельности экологической направленности. Проект рассчитан на то, что в рамках его реализации появятся новые направления деятельности в работе детских домов,

школ, учреждений дополнительного образования, библиотек, музеев, домов культуры, будет систематизирована деятельность по экологическому просвещению и образованию учащихся. Проект должен обеспечить создание, большую доступность и разнообразие инновационных и авторских экологических программ, проектов, конкурсов и иных мероприятий. В результате реализации проекта произойдет повышение природоохранной и социальной активности. Основными показателями социально-экономической эффективности проекта должна стать разработка и реализация не менее пяти практико-ориентированных муниципальных программ, готовых для внедрения.

В реализации пилотного проекта принимают участие органы местного самоуправления, с которыми заключаются соглашения в соответствии с действующим законодательством. В результате действия проекта появятся новые механизмы включения работников образования и культуры в социально-экологические процессы в муниципальном образовании. Одним из таких механизмов станет деятельность совета или иной структуры по реализации проекта в конкретном муниципальном районе (городском округе), который объединит представителей администрации района, учреждений образования, культуры, общественных молодежных и иных организаций. Данная консультативно-совещательная структура позволит распределить сферы ответственности по реализации отдельных направлений экологического просветительской и экологообразовательной деятельности. Это соответственно приведет к вовлечению в процесс формирования экологической культуры большего количества детей и молодежи.

По итогам реализации проекта на основе проведенных мероприятий исследовательского, практического природоохранного, творческого, краеведческого характера с учетом проектных и инновационных решений будут подготовлены и изданы рекомендации по развитию системы экологического образования и просвещения в Кировской области.

В целях продвижения данного проекта на международный уровень в октябре 2012 г. была подана заявка на участие в международном экологическом конкурсе «ЕВРОРОСС»: Партнёрство, Опыт, Инновации» в Европейский Фонд содействия развитию природоохранных проектов на территории России ЕРЦ «ЕвроРосс» в номинации конкурса «Экологическое образование». По итогам данного конкурса 6 ноября 2012 г. Вятский государственный гуманитарный университет признан лауреатом международного экологического Конкурса «ЕВРОРОСС: партнёрство, опыт, инновации» в номинации «Экологическое образование» с вручением ему диплома и гранта Европейского фонда экологических инициатив «ЕвроРосс» для дальнейшей реализации представленного на конкурс проекта по развитию системы экологического образования и просвещения «Вятка – территория экологии».

Данный проект выполняется в рамках ведомственной целевой программы «Обеспечение охраны окружающей среды и рационального природопользования в Кировской области» и международного гранта Европейского фонда экологических инициатив «ЕвроРосс».



## ВЯТСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ СОЮЗА ОХРАНЫ ПТИЦ РОССИИ И ЗАПОВЕДНИК «НУРГУШ»

*Т. А. Демшина, Л. О. Псёл*

*Государственный природный заповедник «Нургуш», nurgush.oep@mail.ru*

Союз охраны птиц России – общественная организация, создан 9 февраля 1993 г. Союз объединяет людей, которые любят птиц, хотят больше узнать об их жизни и сохранить их. На эмблеме Союза изображен тонкоклювый кроншнеп – европейский вид, находящийся на грани исчезновения.

Союз охраны птиц России разрабатывает специальные природоохранные программы и проекты, проводит акции в защиту птиц, организует конференции и учебные семинары, публикует научные труды и сборники, информационные бюллетени, справочно-методическую литературу и полевые определители птиц. Союз проводит конкурсы, выставки и другие общероссийские и региональные акции, главный объект которых – обитающие в России птицы.

С 4 февраля 2010 г. в Кировской области на базе заповедника «Нургуш» действует Вятское отделение Союза охраны птиц России.

С 2002 г. Союзом охраны проводится Всероссийская эколого-культурная акция «Покормите птиц!» в память о писателе Евгении Носове.

Евгений Носов – писатель, фронтовик призыва 1943 г. Прочитав стихотворение Александра Яшина «Покормите птиц зимой...», Евгений Носов в память о поэте каждую осень стал вывешивать кормушки. Он пытался привлечь к этому делу и жителей Курска – расклеивал на видных местах листовки со стихотворением Яшина. На надгробье Евгения Носова помещена надпись «Покормите птиц!».

С приближением холодов в поисках корма к человеческому жилью прилетают синицы, снегيري, свиристели и другие зимующие птицы.

Издавна в деревнях строили разнообразные кормушки для птиц и привязывали кусочки сала к веткам деревьев: «Покорми синицу зимой, вспомнит тебя весной».

Акция стартует 12 ноября в день Зиновия-Синичника по народному календарю. Вятское отделение Союза является ее координатором в Кировской области.

С ноября 2008 г. заповедником проводятся конкурсы кормушек. Очень интересные кормушки были представлены детьми из детского сада «Улыбка» п. Кобра Нагорского района. В старшей группе (воспитатель О. Н. Чебан) был объявлен конкурс на изготовление самой оригинальной и необычной кормушки из бросового материала. По рассказам детей в работе принимали участие все члены семьи: и папа, и мама, и сам ребенок, а также братья и сестры. Из необычного строительного материала: жестяных банок из-под какао, коробок из-под молока и сока, пластиковых ведерок из-под майонеза получились чудесные кормушки: «Снеговик», «Дирижабль», «Поросенок», «Лягушка», «Часы», «Индеец».

Участники конкурса, жители Кировской области, от воспитанников детских садов до пенсионеров, присылали чертежи и красочные рисунки, фотографии кормушек и стихи собственного сочинения.

### Праздник птиц

Смастерил кормушку и повесил,  
Под окном на яблоневый сук,  
Прилетела звонкая синица,  
Позвала потом своих подруг.  
Стайка воробьев пирует тут же,  
Сойка прилетела на обед,  
И сороке хочется покушать,  
Только мира между ними нет.  
На кормушке есть крупа и сало,  
Семечек подсолнечника горсть,  
Вдруг по сторонам все разлетелись,  
Прилетел из леса дятел-гость.

Зря боялись птички-невелички,  
Никого не думал пестрый бить,  
Очень уж понравилось сало,  
Это вам не дерево долбить.  
Солнце светит и морозец легкий,  
У окна уютно и тепло,  
Мне приятно наблюдать за пиром,  
Бусик-кот готов разбить стекло.

В. Росляков,  
п. Синегорье, Нагорский район

В 2010 г. итоги конкурса торжественно подводились на празднике «День зимующих птиц». На территории Дендропарка лесоводов Кировской области собралось около 300 человек. Их приветствовал лицей естественных наук г. Кирова театрализованным представлением «Птичьи диалоги». Во время праздника были проведены: викторина, смотр кормушек, развешивание и установление подшефной кормушки, чаепитие.

Соорудите и развесьте кормушки. Их можно построить из любого подручного материала. Кормушка может быть деревянной, пластиковой, металлической и т. д. Самые простые кормушки можно изготовить из пластиковых бутылок или картонных пакетов из-под соков или молока. Для этого надо лишь прорезать в них отверстия. У кормушки должна быть крыша, иначе снег может засыпать корм, и он станет недоступным для птиц.

Птицам зимой можно предложить подсолнечные семечки, хлебные крошки, кусочки несоленого сала или мяса. Все это любят синицы, дятлы, поползни. Можно загодя заготовить гроздь рябины, ягоды боярышника. Просо, пшеница или овес также подойдут в качестве корма.

Ваша кормушка может спасти жизнь многим десяткам птиц. Самое главное – не забывайте, что, развесив кормушки, необходимо следить за их сохранностью и постоянно пополнять запасы еды для птиц, – эта мысль звучала во время праздника и неоднократно повторялась организаторами. Спонсором праздника выступило Торгово-издательское предприятие «Книги – детям».

Кормушки были размещены и на территории охранной зоны заповедника.

В 2011 г. в с. Боровка Котельничского района было организовано празднование дня Зиновия-Синичника. Ученики местной школы собрались на торжественную линейку. Прошел парад кормушек, жюри из работников заповедника определило лучших. В визит-центре заповедника дети состязались в знаниях о зимующих птицах. Участники мероприятия, чьи кормушки были признаны лучшими, получили призы и грамоты.

Возрождение Дня Птиц, традиционного весеннего праздника — одно из заметных событий последних лет в области экологического просвещения.

История Дней Птиц в нашей стране начиналась в далеком 1927 году.

Начиная с 1999 г. Союз охраны птиц России, совместно со многими другими заинтересованными организациями, решил попытаться возродить традицию Дней Птиц в России.

Вятское отделение Союза совместно с заповедником «Нургуш» ежегодно инициирует проведение праздника, во время которого награждаются победители конкурса птичьих домиков, проводятся викторины. Для воспитанников Центра временного содержания детей и подростков г. Кирова экологическим театром кукол заповедника демонстрировалось представление «Лесные жители просят помощи», проведен мастер-класс по изготовлению скворечника.

В визит-центре заповедника с. Боровка Котельничского района проходила «Птичья эстафета».

Традиционно проходит операция «Не оставим птиц без дома!», во время которой развешиваются скворечники и синичники (в Дендропарке лесоводов г. Кирова, на территории охранной зоны заповедника).

Ежегодно Союз охраны птиц России выбирает птицу года. Кандидат на этот титул должен удовлетворять нескольким условиям: птица должна быть распространена на всей или большей части территории нашей страны, она должна быть легко узнаваема и нуждаться во внимании и помощи человека. Цель кампании «Птица года» – привлечение внимания населения России к нашим птицам и проблемам их охраны.

В 2010 г. был организован конкурс рисунков «Птица чибис» (254 чел.), викторина «У дороги чибис» (58 чел.). Работы прислали из многих районов Кировской области, Оренбургской области, республики Марий Эл. В зале экологического просвещения заповедника была оформлена выставка детского рисунка «Птица чибис».

В 2011 г. проведен конкурс рисунков и викторина, посвященная птице 2011 г. – белой трясогузке. На конкурс поступили работы от 660 человек. Отличились юные художники из п. Фаленки, г. Кирово-Чепецка, Нолинского района, пгт. Афанасьево. Лучшими знатоками белой трясогузки оказались учащиеся г. Котельнича и Котельничского района, Вятскополянского, Оричевского, Пижанского районов. В зале экологического просвещения заповедника «Нургуш» была оформлена выставка детских рисунков «Белая трясогузка».

Героиней 2012 г. выбрана варакушка – птица цветов российского флага. Объявленные Вятским отделением Союза охраны птиц России и заповедником «Нургуш» конкурсы привлекли внимание детей практически из всех районов нашей области, Санкт-Петербурга, Коми, Тывы, Адыгеи, Пермского края, Архангельской и Волгоградской областей.

Айгуль Самигуллина и Настя Ким из Вятскополянского района прислали интересный календарь «Птицы года». Антон Зыков («Кировский областной центр дистанционного образования детей») под руководством педагога Е. О. Макиной подготовил презентацию о варакушке. Лиза Кудрявцева («Начальная школа – детский сад № 35 «Ступени» г. Киров) порадовала, а

вдумчивым детским мини-исследованием. Работа Людмилы Романовой (школа № 30 г. Киров) отличалась четкостью формулировки, аккуратностью, умением пользоваться литературными источниками.

Участники акции своим творчеством пытались раскрыть красоту этой птицы и рассказать об ее уязвимости.

Варакушка гнездится на земле, и поэтому ее гнезда очень страдают от весенних травяных пожаров – палов. Выжигание растительности в конце апреля-начале мая приводит к массовой гибели гнезд. Перед участниками конкурса открыток была поставлена задача – разъяснить пагубность весенних травяных пожаров. Дети постарались сделать это по мере своих сил.

В библиотеке №14 г. Кирова демонстрировалась выставка открыток «Варакушка – птица 2012 года».

В рамках Международных дней наблюдений птиц и проекта «Весна идет!» организуются наблюдения за птицами.

Силами отделения и заповедника издаются различные виды листовок к акции «Покормите птиц зимой!», «Синичкины грамоты», свидетельства участников акций «Птица года», «Покормите птиц!», «Дни наблюдений». Участники акций получают свидетельства.

Победители и призеры конкурсов получают познавательные книги. Спонсором выступает заповедник «Нургуш». Акции освещаются в средствах массовой информации (газета «Вятский край», ГТРК «Вятка», ряде районных газет). У Вятского отделения появилась страница в интернете на сайте [www.nurgush.org](http://www.nurgush.org).

Приглашаем Вас вступить в Союз охраны птиц России и принять участие в акциях Вятского отделения Союза!

## **О ПРОБЛЕМЕ ЗЕЛЕННЫХ НАСАЖДЕНИЙ г. КИРОВА**

***Н. А. Бурков***

*Вятский государственный гуманитарный университет,  
Вятская государственная сельскохозяйственная академия, ipro@vgsha.info  
Общественная палата Кировской области*

В последние годы общей проблемой практически всех городов России является резкое ухудшение состояния зеленых насаждений. В связи со сложной экологической обстановкой зеленые насаждения играют важную роль в жизни современных городов. Парки, сады, скверы, бульвары, аллеи и другие озелененные территории выполняют ряд важных функций в городской среде. Это и средообразующая, и оздоровительная, и защитная, и эстетическая, и рекреационная и т. п. Кроме того, зеленые насаждения формируют облик города, осуществляют и поддерживают связь человека и природы, значительно улучшают условия проживания людей. Зеленые насаждения принимают на себя десятки смертельно опасных для человека веществ, тонны которых ежедневно выбрасывают в атмосферу автомобили, предприятия энергетической отрасли и другие активные загрязнители окружающей среды. Деревья в городе теряют до

60% своей кроны, болеют в два раза чаще, чем их собратья, живущие в чистой тайге, и у них в два раза снижен процесс фотосинтеза! В наиболее угнетенном состоянии находятся растительный покров улиц с интенсивным автомобильным движением, бульваров города. Поэтому для сохранения зеленого наряда городов требуется постоянная работа по его развитию и восстановлению. По-видимому, это понимают архитекторы и градостроители, занимающиеся нормотворчеством в этой области.

Даже радикальное переустройство всей жизни за последние 20 лет, самым неблагоприятным образом, сказавшееся на процессах природопользования и охраны окружающей среды, не затронуло нормативных положений, касающихся прав жителей городов на удовлетворение потребностей в зеленых насаждениях. Так, принятый еще в «советском» 1989 г. СНиП 2.07.01-89 «Градостроительство. Планировка и застройка городских и сельских поселений» введен в действие приказом Минрегиона от 28.12.2010 № 820 в качестве ТУ и, в частности, устанавливает, что селитебная территория в городах расчленяется на районы площадью не более 250 га магистралями или полосами зеленых насаждений шириной не менее 100 м. Площадь озелененной территории микрорайона принимается не менее 6 м<sup>2</sup> на человека. Озеленению подлежат также санитарно-защитные зоны предприятий в зависимости от их ширины от 40 до 60% площади санитарно-защитной зоны (СЗЗ).

Основными документами, регулирующими соблюдение пропорций между застроенными территориями и территориями, покрытыми зелеными насаждениями, является генеральный план г. Кирова (2007 г) и правила землепользования и застройки.

В генеральном плане дан расчет обеспеченности города зелеными насаждениями. На момент утверждения генплана их общая площадь составляла 294,1 тыс.га., из них зеленые насаждения общего пользования 283,8 тыс.га (в т. ч. Заречный парк площадью 112 га). В соответствии со СНиП 2.07.01-89 площадь озелененных территорий общего пользования (парков, садов, скверов, бульваров) в крупных и больших городах принимается 16 кв. м. на человека 10 кв.м. общегородских территорий и 6 кв.м. жилых районов).

Обеспеченность зелеными насаждениями на 2007 г. и на перспективу, согласно генеральному плану, дана в таблице.

Таблица

**Обеспеченность зелеными насаждениями в г. Кирове**

№ п/п	Период	Площадь , га	Обеспеченность, кв .м./чел
1	Существующее состояние	283,8	6,1
2	Расчетный срок	953,8	20,3
3	В т.ч. 1 очередь	736,3	16,0

Проектом предусматривается строительство новых территорий зеленых насаждений на площади 668 га, в том числе на 1 очередь 452,5 га.

Из табл. виден огромный дефицит площадей зеленых насаждений в городе. Зеленые насаждения распределены в городе крайне неравномерно. Наблюдается ограниченный видовой состав насаждений, преобладают такие виды как

липа мелколистная, клен ясенелистный (американский), тополь бальзамический. Крайне бедно на городских озелененных территориях представлены хвойные породы. Деградация зеленого хозяйства города проявляется по многим направлениям. При рассмотрении вопроса на комиссии по охране окружающей среды общественной палаты Кировской области выявлено.

1. Практически ликвидирована системная работа по озеленению города, проводившаяся до 1990 г.: деградирует предприятие «Горзеленстрой», проводившее ранее работы по учету, планированию, реализации работ по озеленению города, ликвидирован совхоз «декоративные культуры». В итоге среднегодовой объем работ по посадке уменьшился не менее, чем на порядок (с 20000 тыс. до 2000 тыс. деревьев и кустарников).

2. Более 20 лет (после парка Победы) не ведется парковое строительство. Отведенный для создания городского парка земельный участок в юго-западном районе города, длительное время сохранявшийся для основной цели в ожидании финансирования, в настоящее время застраивается (рынок, автостоянка, торговый центр и т. д.). Подвергается застройке парк им. А. М. Горького, резко сокращена площадь парка Победы, за счет зеленых насаждений планируется строительство спортивного комплекса около Дворца пионеров, снесен яблоневый сад, окружавший кинотеатр «Алые паруса» и т. д.

3. Плана озеленения в г. Кирове не имеется. Есть только раздел мероприятий в составе раздела экологических мероприятий города, финансирование которого осуществляется в объемах порядка нескольких миллионов рублей в год. Отсутствие программы зеленого строительства при ежегодной застройке площадей зеленых насаждений не позволяет рассчитывать на достижение показателей обеспеченности зелеными насаждениями согласно генеральному плану.

4. В ходе нового строительства не проверяется наличие работ по озеленению в проектах (в связи с отсутствием экологической экспертизы) и по факту выполненных работ. В ходе широко практикуемой т.н. «точечной» застройки зеленые насаждения подлежат сносу, что вызывает многочисленные справедливые жалобы населения. Также одной из главных проблем в г. Кирове остается незаконный снос и порча зеленых насаждений. За 2011 г. выявлено более 30 случаев незаконного сноса. За данные нарушения было взыскано около 1 млн. руб.

За последние годы в результате застройки полностью и безвозвратно снесены целый ряд скверов (стрелка улиц Октябрьский проспект и К. Маркса – под бензозаправку; сквер у завода им. Лепсе – под поворотное кольцо троллейбуса; сквер у завода им. Лепсе – под часовню; участок зеленых насаждений перекресток ул. Щорса и ул. Производственной – под строительство и т. д.).

5. В ходе раскопок для производства строительных работ инспекторы территориальных отделов города не всегда требуют рекультивации газонов и восстановления зеленых насаждений. Имеет место незаконный и, как правило, безнаказанный снос зеленых насаждений при установке рекламы. Нормы по обеспечению сохранности зеленых насаждений в зоне возможного влияния работ в договорах не предусматриваются.

6. Полностью прекращен уход за посаженными деревьями (полив, обмывка, подкормка и т.п.), поэтому имеет место их массовое засыхание и болезни.

7. Защищенный источник финансирования работ по озеленению отсутствует. Плата за снос зеленых насаждений поступает в бюджет г. Кирова. Соотношение между поступлениями за снос зеленых насаждений, выделением средств на их содержание, в том числе посадку, имеет вид (млн.руб.): 2009 г. 12,2 – 5,5/4,5; 2010 г. 21,7 – 8,0/3,0. В 2011 и 2012 г. на содержание зеленых насаждений осваивалось также около 20 млн. руб.

8. Отсутствует комплексное управление вопросами озеленения города. Ни одно должностное лицо не располагает всей полнотой информации и нет единого лица из числа муниципальных служащих, отвечающих за вопрос.

9. В зеленой зоне г.Кирова имеют место самовольные рубки: 2009 г. 1667 м<sup>3</sup> (75 случаев); 2010 г. 1174 м<sup>3</sup> (40 случаев); 2011 г. (10 мес.) 570 м<sup>3</sup> (17 случаев).

Усиливается антропогенная нагрузка за счет строительства линейных сооружений и захламления лесов отходами производства и потребления, накапливаются проблемы, связанные с пожарным, санитарным, фитопатологическим состоянием лесов. Финансирование работ на содержание зеленой зоны не выделяется, работы ведутся за счет средств от продажи продукции рубок ухода и санитарных.

В зеленой зоне города имеет место предоставление лесов участков недр под лесами для разработки общераспространенных полезных ископаемых. Так, еще в 2004 г. ООО «Чирковский карьер» бывшим комитетом природных ресурсов была выдана лицензия на добычу карбонатных пород и песков, реализация которой неизбежно повлекла бы снос более 100 га охранных лесов. И это в условиях, когда в области уже имеется ряд учитываемых балансом месторождений карбонатных пород с суммарными запасами (кат. А+В+С1) около 150 млн.т., а балансовые запасы строительных песков составляют более 70 млн. м<sup>3</sup>. Только вмешательство Общественной палаты Кировской области по обращению граждан позволило предотвратить вырубку леса, хотя лицензия на недропользование до сих пор не аннулирована.

В районе д. Гнусино в декабре 2010 г. ООО «Альтернатива – плюс» незаконно вырубил 1,2 га зеленых насаждений, не отраженных должным образом в документах государственного земельного кадастра, и организовало там свалку в пойме р. Чернушка. Аналогичная участь может ожидать еще 9 участков общей площадью около 5 га. Обращение органа местного самоуправления (ТОС «Гнусино») в адрес администрации г. Кирова и органы прокуратуры не получило адекватной оценки.

10. Принятие решений на снос зеленых насаждений как в городе, так и в его зеленой зоне, осуществляется, как правило, без участия общественности. Так, в 2011 г. департаментом лесного хозяйства области прорабатывался вопрос о выделении ряда участков лесного фонда из лесов зеленой зоны (общей площадью около 4,3 тыс. га) под строительство без участия общественности.

Указанные факты свидетельствуют о крайней запущенности вопроса и объясняют нежелание администрации города обсуждать его с общественностью.

При всей важности развития на городских землях альтернативных и полезных видов деятельности (спорт, культура, торговля и т. п.) надо отдавать отчет в том, что земли разного функционального назначения обслуживают различные потребности людей. Зеленые насаждения предназначены для удовлетворения первоочередной естественной потребности в здоровой и комфортной окружающей среде, которую нельзя заменить потребностью в двигательной активности или восприятию культурных ценностей. Но земли, отданные под застройку, уйдут навсегда, резко уменьшая потенциал оздоровления среды жизни человека.

Учитывая количество проживающих в городе жителей (около 500 тыс. чел.) и роль зеленых насаждений в формировании качества окружающей среды проблему их сохранения и развития зеленого хозяйства г. Кирова можно считать одной из основных экологических проблем Кировской области. В ходе обсуждения вопроса на общественных слушаниях, организованных общественной палатой Кировской области, были выработаны следующие предложения:

1. Рекомендовать Администрации г. Кирова, Кировской городской Думе:

1.1 Восстановить систему управления зеленым хозяйством г. Кирова с учетом современного законодательства:

– назначить ответственных лиц за создание и функционирования системы в целом и ее подсистем;

– провести инвентаризацию зеленых насаждений и паспортизацию всех природных объектов на территории города;

– подготовить и утвердить перспективный план зеленого строительства по обеспечению показателей зеленых насаждений общего пользования согласно генеральному плану и обеспечить его выполнение, включая полноценное финансирование;

– усилить контроль за сохранностью зеленых насаждений и обеспечить их нормальную эксплуатацию, выступить с инициативой по ужесточению ответственности за несанкционированную вырубку и повреждение зеленых насаждений;

– ввести в практику превентивность работ по посадке зеленых насаждений взамен сносимых с учетом их приживаемости;

1.2 Запретить перевод земельных участков из рекреационных зон в иные зоны, а также из ценных рекреационных зон (P1, P3) в менее ценные (P2, P4);

1.3 Обеспечить формирование земельных участков под объектами зеленых насаждений, поставить их на кадастровый учет и зарегистрировать право муниципальной собственности;

1.4 Обеспечить муниципальный лесной контроль за использованием и охраной городских лесов. Обеспечить необходимое финансирование для мероприятий по охране, защите и воспроизводству городских лесов в соответствии с утвержденным лесохозяйственным регламентом (Постановление администрации города Кирова от 01.06.2009 № 1954-П).



1.5 Произвести резервирование земельных участков для создания садов, скверов, бульваров, парков, городских лесов, а также озеленение санитарно-защитных зон производственного, социального назначения, жилого и дорожного фонда для обеспечения непрерывной сети зеленых насаждений города;

1.6 На основании инвентаризации, паспортизации природных объектов и резервирования земельных участков принять нормативный правовой акт, в котором установить полный перечень территорий – садов, скверов, бульваров, парков (зеленых насаждений общего пользования), не подлежащих приватизации, застройке, ограничению доступа на них граждан;

1.7 Обеспечить ежегодное финансирование мероприятий по озеленению и содержанию зеленого фонда города;

1.8 Прекратить практику «точечной» уплотнительной застройки.

1.9 Создать структуру по охране окружающей среды и природных ресурсов г. Кирова.

2. Обратить внимание администрации г. Кирова, управления архитектуры и градостроительства на невыполнение проекта генерального плана г. Кирова в части обеспечения зелеными насаждениями общего пользования, отсутствие мероприятий, направленных на его выполнение. Считать, что глава г. Кирова В. В. Быков и главный архитектор И. В. Рубцова несут личную ответственность за непринятие должных мер по озеленению города и фактическую ликвидацию паркового хозяйства.

3. Рекомендовать Правительству Кировской области:

3.1 Усилить государственный контроль за соблюдением правил пользования лесами зеленой зоны, в том числе их несанкционированным загрязнением отходами производства и потребления. Обеспечить финансирование работ на содержание зеленой зоны г. Кирова.

3.2 Рассмотреть вопрос о правомерности работ (в том числе выдачи лицензии) по освоению Чирковского месторождения карбонатных пород, принять возможные меры по предотвращению вырубке лесов.

3.3 При решении вопросов освоения лесов зеленой зоны г. Кирова для хозяйственных нужд при отсутствии иных вариантов обеспечить компенсацию таких лесов равноценными по объему насаждениями, в том числе путем их посадки.

4. Юридическим лицам и индивидуальным предпринимателям:

4.1 Обеспечить соблюдение требований СанПиН 2.2.1/2.1.1.1200-03 «Санитарно-защитные зоны и санитарная классификация предприятий, сооружений и иных объектов» при размещении, строительстве и эксплуатации вновь строящихся, реконструируемых объектов и производств, являющихся источниками воздействия на среду обитания и здоровье человека, а именно: соблюдение ориентировочных размеров СЗЗ для вновь строящихся объектов и производств, соблюдение установленных границ СЗЗ действующих объектов и производств, разработку проектов расчетных СЗЗ, подтверждение расчетных данных натурными исследованиями и измерениями.

4.2 Обеспечить организацию и проведение лабораторного контроля за загрязнением атмосферного воздуха и проведение инструментальных измерений

уровней физического воздействия на атмосферный воздух на границе утвержденных санитарно-защитных зон объектов и производств.

Что касается хозяйственного освоения лесов зеленой зоны, то очевидно, что полностью избежать их частичной рубки не удастся. Важными принципами при изменении категории защитности лесов считаем:

– недопустимость принятия решений по сносу леса без рассмотрения альтернативных вариантов решения хозяйственных задач, которые предусматривают вмешательство в леса зеленой зоны. В первую очередь это касается разработки общераспространенных полезных ископаемых;

– приоритет природоохранных, защитных, оздоровительных функций пригородных лесов по отношению к функциям их хозяйственного использования;

– реализация превентивных мер по лесовосстановлению, выраженных в соответствующей программе, синхронизированной по времени с инвестиционным замыслом по освоению лесов.

Считаем, что общественная экологическая экспертиза соответствующих проектов была бы полезной мерой, укрепляющей доверие к деятельности Правительства области в этом вопросе.

## **ХИМИЧЕСКАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ ЖИЛЬЯ**

***В. А. Тумова***

*Вятский государственный гуманитарный университет,  
ecolab@vshu.kirov.ru*

Для отделки наших небольших квартир мы используем синтетические полимерные материалы. Это ковровые покрытия, линолеум, обои, лаки, краски, двери и встроенные шкафы из древесно-стружечных плит, стеклопакеты из жёсткого поливинилхлоридного пластика, панели для потолка и стен из пенопропилена и пенополистирола. Они могут быть опасны при неправильном их использовании, без учёта влажности помещений, насыщенности материалами. Из синтетических полимерных материалов могут выделяться органические растворители, пластификаторы, фенол, формальдегид, стирол, аммиак и другие вещества. Казалось бы, что на каждый материал имеется сертификат соответствия и санитарно-гигиеническое заключение. Но эти документы подтверждают, что содержание выделяющихся веществ соответствует гигиеническим нормативам в одном конкретном материале при определённых условиях его применения. Мы же используем для отделки своих квартир большое их количество, когда возникает, так называемый, суммарный эффект миграции веществ, оказывающих неблагоприятное воздействие на условия жизнедеятельности человека. Пример тому: история с акушерским корпусом Кировского клинического перинатального центра, который был закрыт в октябре прошлого года из-за содержания стирола в воздухе помещений с превышением предельно-допустимых концентраций. Для отделки помещений центра применялись материалы, содержащие стирол. Причём, каждый материал имел сертификат соот-

ветствия и санитарно-гигиеническое заключение. При использовании отделочных материалов и мебели необходимо учитывать площадь помещений, высоту потолков, наличие приточно-вытяжной вентиляции. Чем меньше мебели и строительных конструкций (окон, дверей, полов) из синтетических материалов, тем комфортнее и безопаснее жильё. Прежде чем купить мебель, необходимо узнать, кто производитель, какие отзывы о нём и его продукции. После покупки мебели её надо распаковать и перед сборкой поставить на некоторое время в тёплое, сухое и проветриваемое помещение для удаления летучих соединений. А если мебель уже собрана, и вы ощущаете посторонние неприятные запахи, то необходимо в тёплое и сухое время года открыть дверцы шкафов, вынуть ящики из мебели и периодически проветривать помещение, постарайтесь в это время не находиться в комнате.

Иногда мы сталкиваемся с ситуацией, когда у нас разбивается ртутный термометр или люминесцентная лампа. Надо помнить, что ртуть – это токсичное вещество. Особенно опасны пары ртути. Если пары ртути вдыхать длительное время, то возникает отравление; прежде всего, поражается центральная нервная система. Что делать, если в квартире разбился ртутный термометр? Необходимо приготовить стеклянный сосуд с водой. Надеть резиновые перчатки. Затем переместить шарики ртути на лист бумаги с помощью картонки или совка с резиновым кончиком и сбросить их в сосуд с водой. Для сбора мелких частиц можно использовать резиновую грушу или скотч. Из щелей мелкие ртутные шарики удаляются влажным тампоном вместе с песком, которым необходимо их посыпать. После удаления шариков ртути рекомендуется обработать пол марганцовокислым калием. Через сутки вымыть полы водой. Собранную ртуть и тампоны необходимо сдать в специализированную организацию. В нашем городе Кирове это ОАО «Куприт», которое принимает ртуть от населения бесплатно.

При обращении с посудой и изделиями культурно-бытового и хозяйственного назначения (в том числе детского ассортимента) из пластмасс и плёночных материалов также необходимо соблюдать рекомендации по их применению. На пластмассовых изделиях, контактирующих с пищевыми продуктами, должна быть маркировка, указывающая, для каких видов пищевых продуктов они применяются (холодных, горячих, сыпучих). Для наборов изделий маркировка может быть указана на ярлыке, вложенном в групповую тару. На изделиях, не контактирующих с пищевыми продуктами, указывают «Для непищевых продуктов». При нарушении рекомендаций по применению пластмассовые изделия могут быть опасны для здоровья человека. Из пластмассовых изделий, в зависимости от состава полимерного материала, в пищевые продукты могут выделяться формальдегид, стирол, фенол и другие соединения акрилонитрил, метилметакрилат, Е-капролактан, винилхлорид, фенол, ацетальдегид, гексаметилендиамин, а также красители, пластификаторы и другие соединения. Если изделие предназначено для холодных пищевых продуктов, то его нельзя использовать для горячих блюд, так как миграция вредных веществ увеличивается.

Актуальной проблемой остаётся утилизация отходов из полимерных материалов. Из городских квартир есть возможность их размещения в контейне-

рах для твёрдых бытовых отходов, а как быть, если они накопились в саду или на даче и нет организованного сбора твёрдых бытовых отходов? Лучше их увозить с собой и выбрасывать в городской контейнер. Ни в коем случае отходы из полимерных материалов нельзя сжигать, особенно сложного состава. При горении из них выделяются токсичные вещества, крайне опасные для здоровья человека. При сжигании отслуживших плёнок и других материалов, изготовленных из поливинилхлорида (ПВХ), образуются вредные, ядовитые для всего живого вещества, такие как бенз(а)пирен, фосген, хлористый водород, диоксины. Известно, что бенз(а)пирен – весьма активный канцероген. Фосген – боевое отравляющее вещество, использовавшееся во время военных действий. Хлористый водород в соединении с парами воды превращается в соляную кислоту. При вдыхании паров соляной кислоты происходит раздражение слизистых оболочек носа, глаз, помутнение роговицы. Диоксины являются клеточным ядом и крайне медленно разлагаются (во многих случаях более 100 лет). Диоксины попадают в воду и почву, а затем к нам в пищу и накапливаются в жировых тканях. Действие их на человеческий организм многообразно. Эти хлорорганические соединения подавляют иммунную систему, являются канцерогенами, приводят к раннему старению, вызывают генные изменения, подавляют репродуктивную функцию человека, действуют на психику.

Наибольший вклад в радиоактивное облучение человека вносит невидимый, не имеющий вкуса и запаха газ радон, который в 7,5 раз тяжелее воздуха. В наши жилища радон попадает несколькими путями: из недр Земли, из фундаментов зданий; вследствие выделения из строительных материалов, из которых построено здание (цемент, щебень, кирпич, шлакоблоки); с водопроводной водой и бытовым газом. Самый значимый путь накопления радона в помещениях связан с выделением радона из грунта, на котором построены наши дома. Радон накапливается в тектонических нарушениях – «разломах», куда он исходит из пор и микротрещин пород. В возведенные над такими зонами здания поступает поток грунтового воздуха с высокой концентрацией радона. Накапливаясь в воздухе помещений, он создает серьезные проблемы для здоровья людей. Вода и природный газ также способствуют появлению повышенных концентраций радона в квартире. Наибольшую опасность представляет поступление радона с водяными парами при пользовании душем и ванной. Радон содержится и в природном газе, и если на кухне вытяжка недостаточно эффективна, концентрация его может достигать опасных значений и распространяться по всей квартире. Продукты распада радона попадают в легкие человека вместе с воздухом и задерживаются в них, где, распадаясь, выделяют альфа-частицы, поражающие клетки эпителия. Наиболее уязвимы самые важные – половые, кроветворные и иммунные клетки. При длительном поступлении радона и его продуктов в организме человека многократно возрастает риск возникновения рака легких. К счастью, концентрация радона мало где достигает значительных уровней. Как узнать о наличии радона? Обнаружить радон самостоятельно вы не сможете, поэтому стоит воспользоваться услугами специалистов. Измерить уровень радона в помещении можно только одним прибором – радиометром радона. В

нашем городе это ФБУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Кировской области».

### Литература

ГН 2.3.3.972-00. Предельно допустимые количества химических веществ, выделяющихся из материалов, контактирующих с пищевыми продуктами.

ГОСТ Р 50962-96. Посуда и изделия хозяйственного назначения из пластмасс. Общие технические условия.

Инструкция по санитарно-химическому исследованию изделий, изготовленных из полимерных и других синтетических материалов, контактирующих с пищевыми продуктами № 880-71.4.

СанПиН 2.1.2.729-99. Полимерные и полимерсодержащие строительные материалы, изделия и конструкции. Гигиенические требования безопасности.

Шефтель В. О. Вредные вещества в пластмассах. М.: Химия, 1991.

## АНАЛИЗ КАЧЕСТВА И БЕЗОПАСНОСТИ ПИТЬЕВОЙ ВОДОПРОВОДНОЙ ВОДЫ, ПРОПУЩЕННОЙ ЧЕРЕЗ ФИЛЬТРЫ

*А. Н. Окишева, Е. В. Береснева*

*Вятский государственный гуманитарный университет,  
okisheva.anna@mail.ru, evberesneva@mail.ru*

На первый взгляд вода представляется достаточно простым объектом анализа благодаря возможности простого удаления основного компонента (H<sub>2</sub>O) путем вакуумной отгонки, упаривания при пониженном и атмосферном давлении, вымораживания. Однако, с позиции элементного состава вода очень сложная система, включающая различные элементы в концентрациях, отличающихся друг от друга в десятки тысяч раз, что создает проблемы, связанные с межэлементными влияниями. Усредненный элементный состав речных вод, концентрации макрокомпонентов Ca, Mg, Na и K (0,001 – 0,01%) превышают концентрации микроэлементов Ba, Zn и B в 100 раз; As, Cr, Pb, Cu, Mn – в 1000; V, Ni, Se, Hg и др. в 10000 – 100000 раз, причем соотношения элементов для вод различной природы могут существенно различаться. Для морских вод содержание Cu, Mn, As, Ag, Co, Zn, Hg сравнимо с пресными, содержание Sb, Cr, Pb, Cd, РЗЭ в 100 – 10 раз ниже, в то время как концентрации Ca, Mg, Na, K, Cl и Br превышают таковые в пресных природных водах в десятки тысяч раз, причем концентрация микроэлементов в прибрежных водах, как правило, выше, чем в открытом море.

Природные воды включают в себя воды пресные (поверхностные, подземные, грунтовые и пр.) и морские. Питьевые воды являются производными от природных (речных или подземных) как результат предварительной очистки и обеззараживания. Сточные воды, в свою очередь, представляют собой загрязненные в результате хозяйственной деятельности человека природные воды. Таким образом, вопросы анализа вод различного состава в той или иной степени связаны с проблемами анализа природных вод (Ахманов, 2002).

Одной из наиболее важных особенностей природных вод является многообразие форм нахождения элементов. Состояние элементов в природных водах – результат сложных взаимодействий органических и неорганических веществ. Металлы в природных водах могут находиться в виде растворенных ионов, взвешенных частиц, лабильных и стабильных комплексов. Кроме того, встречаются также соединения с различными типами химической связи (ионные и ковалентные). В процессе предварительной очистки питьевые воды могут обогащаться продуктами окисления элементарным хлором, озоном или фторирующими агентами, элементный состав при этом практически не изменяется.

Безусловно, при определении содержаний элементов в природных водах необходимо учитывать все возможные формы элемента, в противном случае результат анализа может оказаться ошибочным. В современной литературе широко представлены схемы идентификации и определения металлов с учетом форм нахождения электрохимическими методами и методами колоночной хроматографии. Для разрушения органических соединений, а также стабильных комплексов определяемых элементов с органическими лигандами, широко применяют электрохимическую обработку и UV-излучение (Ефремов, 2010).

Динамичный характер состава природных, питьевых и сточных вод предъявляет особые требования к технике отбора, консервации, хранению и транспортировке проб. Аналитическая процедура определения содержаний элементов в водах различного состава включает несколько стадий: пробоотбор, пробоподготовку, собственно инструментальный анализ (Зацепина, 1971).

Поскольку питьевая водопроводная вода в Кировской области часто является предметом обсуждения, мы решили провести эксперимент по определению ее качества и возможных способов его улучшения.

Один из способов очистки воды – кипячение. При кипячении вода обеззараживается, однако структура такой воды нашему организму не подходит. Он тратит дополнительную энергию для «переделки» такой структуры. Диетологи не рекомендуют постоянно употреблять кипяченую воду (Хорн, 1972).

Другой способ очистки – это использование фильтров. Питьевая вода в разных регионах отличается по своему составу, по содержанию вредных примесей и солей, поэтому разработаны фильтры для очистки разной воды (Шуваева, 1996). Мы провели эксперимент по определению основных показателей качества питьевой водопроводной воды и воды, пропущенной через фильтры двух типов, – фильтр-кувшин и проточный фильтр, проанализировали полученные данные и сравнили результаты. Для выполнения данной работы были отобраны методики, которые позволяют сделать заключение о качестве воды по следующим показателям: органолептические показатели (запах, вкус, рН, цветность, цвет, пенистость, прозрачность), физико-химические показатели (жесткость, нитрат-ионы, нитрит-ионы, активный хлор, хлориды, общее железо) (табл. 1, 2).

Таблица 1

**Результаты эксперимента по определению качества воды,  
пропущенной через фильтр-кувшин**

Показатели	Вода до фильтра-кувшина	Вода после фильтра-кувшина	ПДК не более мг/л
Запах	0	0	2
Цвет	0	0	0
Прозрачность	0	0	2
Пенистость	пены нет	пены нет	пены нет
Цветность	10	10	20
pH	7,0	7,0	6–9
Нитрит-ионы	0,410	0,375	3,3
Нитрат-ионы	5,00	4,94	45
Хлориды	973,2	970,0	350
Активный хлор	0,815	0,786	в пределах 0,3–0,5
Жесткость	5,364	5,145	7,0
Общее железо	0,054	0,045	0,3–0,5

Таблица 2

**Результаты эксперимента по определению качества воды,  
пропущенной через проточный фильтр**

Показатели	Вода до проточного фильтра	Вода после проточного фильтра	ПДК не более мг/л
Запах	0	0	2
Цвет	0	0	0
Прозрачность	0	0	2
Пенистость	пены нет	пены нет	пены нет
Цветность	10	10	20
pH	7,2	7,2	6–9
Нитрит-ионы	0,370	0,353	3,3
Нитрат-ионы	4,45	4,24	45
Хлориды	958,5	905,3	350
Активный хлор	0,708	1,062	в пределах 0,3–0,5
Жесткость	5,005	4,99	7,0
Общее железо	0,038	0,042	0,3-0,5

По полученным данным можно сделать вывод, что фильтры не качественно очищают воду, особенно плохо очищают от хлоридов и активного хлора.

### Литература

- Ахманов М. И. Книга о проблеме качества питьевой воды. СПб.: Невский проспект, 2002. 192 с.
- Зацепина Г. Н. Свойства и структура воды. М.: Издательство Московского университета, 1971. 161 с.
- Хорн Р. А. Морская химия. М.: Мир, 1972. 398 с.
- Шуваева О. В. Современное состояние и проблемы элементного анализа вод различной природы // Аналитический обзор. Новосибирск, 1996. № 41. 48 с.
- Ефремов О. П. Вся правда о воде. М.: Издательство Вектор, 2010. 128 с.

## КАЧЕСТВО МИНЕРАЛЬНОЙ ВОДЫ КИРОВСКОЙ ОБЛАСТИ

*М. Д. Вершинина, М. А. Зайцев, Л. В. Даровских*  
*Вятский государственный гуманитарный университет,*  
*chemistry@vshu.kirov.ru*

Минеральные воды – это подземные (иногда поверхностные) воды, характеризующиеся повышенным содержанием биологически активных минеральных (реже органических) компонентов и (или) обладающие специфическими физико-химическими свойствами (химический состав, температура, радиоактивность и др.), благодаря которым они оказывают на организм человека лечебное действие. В зависимости от химического состава и физических свойств минеральные воды используют в качестве наружного или внутреннего лечебного средства.

В нашей области распространены сульфатно-хлоридные, кальциево-натриевые, сульфатно-кальциевые и хлоридно-натриевые воды. Наиболее изучены месторождения минеральных вод и сульфидной иловой грязи и торфа в Куменском районе, на базе которых функционирует курорт Нижне-Ивкино. Здесь расположены санатории «Нижне-Ивкино» и «Лесная Новь». Так же в нашей области известны минеральные источники в Советском, Фаленском, Верхнекамском, Нагорском, Халтуринском и Слободском районах: хлоридно-натриевые воды с примесями сернокислых и углекислых солей кальция, магния, натрия и калия около д. Большая Дуброва Фаленского района; около с. Кичмы Советского района известны серные минеральные воды; в окрестностях с. Суны у д. Рябовской имеется минеральный источник, вода которого употребляется населением в лечебных целях; источник, содержащий сернистую воду, известен у пос. Песковка; в северных районах области – Верхнекамском, Нагорском, Халтуринском и других находятся соляные источники (хлоридно-натриевые) с содержанием поваренной соли до 2,3%; в районе пос. Коминтерн скважиной на глубине 32 метра была обнаружена вода с высоким содержанием сернокислого натра; соляные источники имеются в Яранском районе у д. Малый Кугунур, в Санчурском – у с. Талицы на р. Мамошке.

Целью нашего исследования является определение качества минеральной воды Кировской области, реализуемой в торговых сетях г. Кирова.

Основными критериями для определения качества минеральной воды являются рН воды, жесткость воды, минерализация, количественное содержание катионов и анионов, содержание тяжелых металлов.

Предметом исследования на данном этапе стало количественное определение катионов и анионов.

Объекты исследования – минеральные воды «Нижне-Ивкинская», «Мельница», «Русскосельская», «Живой дар», «Серебряная капля».

«Мельница»: согласно ТУ 9185-001-52345820-05 является «минеральной природной питьевой столовой водой». Источник находится в сосновом бору, на территории Слободского района Кировской области.



«Русскосельская»: согласно заключению «Российского научного Центра восстановительной медицины и курортологии» вода относится к слабоминерализованным пресным водам сульфатно-хлоридно-натриевого состава и имеет 1-ю категорию качества.

«Нижне-Ивкинская №2К»: минеральная питьевая лечебно-столовая сульфатно-кальциевая вода.

«Живой дар»: вода минеральная природная питьевая столовая, хлоридно-гидрокарбонатная натриевая.

«Серебряная капля»: относится к группе минеральных питьевых столовых вод, по своему составу определяется как гидрокарбонатная сульфатная магниевно-кальциевая.

Содержание ионного состава в минеральной воде определяли методом ионной хроматографии.

Таблица 1

**Содержание анионов в пробах минеральной воды (мг/л)**

Наименование минеральной воды	Массовая концентрация анионов, мг/л				
	F <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
«Мельница»	<0,1	2,67±0,27	4,2±0,6	<0,2	21,5±2,1
«Живой дар»	0,61±0,09	98±10	15,4±2,3	<0,2	60,5±6,0
«Нижне-Ивкинская №2К»	1,43±0,14	69±7	1,22±0,18	<0,2	1570±160

Таблица 2

**Содержание катионов в пробах минеральной воды (мг/л)**

Наименование минеральной воды	Массовая концентрация катионов, мг/л					
	Na <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Sr <sup>2+</sup>
«Мельница»	45±7	<0,1	0,32±0,06	15,0±1,5	24,8±2,5	0,46±0,09
«Живой дар»	254±38	<0,1	0,68±0,14	2,8±0,6	4,1±0,4	<1
«Нижне-Ивкинская №2К»	116±17	<0,1	1,37±0,21	104±10	410±10	3,9±0,8

В результате проведенного анализа минеральной воды выявлено, что содержание анионов и катионов в пробах соответствует действительности (табл. 1 и 2), и минеральные воды «Мельница», «Живой дар», «Нижне-Ивкинская №2К» соответствует требованиям ГОСТ.

**КАЧЕСТВО МИНЕРАЛЬНОЙ ВОДЫ,  
ПОСТУПАЮЩЕЙ В ТОРГОВУЮ СЕТЬ г. КИРОВА**

*М. В. Туголукова, М. А. Зайцев, Л. В. Даровских*  
Вятский государственный гуманитарный университет,  
*chemistry@vshu.kirov.ru*

Среди природных лечебных средств одно из первых мест принадлежит минеральным водам. В нашей стране они находят широкое применение как в курортных, так и во внекурортных условиях, в том числе и на дому. Правильное использование их дает прекрасный эффект при лечении многих заболеваний. Кроме того, они используются в качестве профилактического средства.

В минеральных водах содержатся различные вещества — неорганические и органические. Необходимо, однако, подчеркнуть, что некоторые из минеральных веществ в минеральных водах находятся довольно постоянно и при этом в определенном весовом количестве. Это так называемые макроэлементы. В противоположность им другие элементы встречаются непостоянно и при этом в очень небольшом количестве – это микроэлементы (Лечебные ..., 1971).

В минеральной воде неорганические вещества находятся в форме ионов, солей и других более сложных соединений. Наличие в воде ионов лежит в основе своеобразного физиологического действия лечебных вод. Среди минеральных веществ, являющихся обычными составными частями натуральных лечебных вод (макроэлементов), чаще встречаются из катионов – натрий, калий, кальций, магний; из анионов – гидрокарбонатный, хлор, сульфатный. Помимо макроэлементов в минеральных водах встречаются и микроэлементы, имеющиеся здесь в сотых и тысячных долях грамма, такие элементы, как йод, бром, кремний, мышьяк, кобальт, фтор, бор, цинк, медь и другие рассеянные и редкие металлы. Находясь в минеральных водах в большем или меньшем количестве и в разных соотношениях друг с другом, указанные элементы в условиях внутреннего применения обуславливают особенности физиологического действия той или иной воды. А это, в свою очередь, лежит в основе назначения данной воды при тех или иных заболеваниях (Овчинников, 1955).

Зачастую качество минеральной воды не соответствует стандартам по разным показателям: по критериям безвредности химического состава; по критериям физиологической полноценности макро и микроэлементов; по степени минерализации.

Целью данной работы является проверка проб минеральной воды, поступающей в торговую сеть города Кирова, на качественный состав и сравнение ионного состава бутилированной минеральной воды с данными ГОСТа.

Тему считаем актуальной, так как в настоящее время, как никогда, остро стоят вопросы очистки воды, здоровья человека, фальсификации продуктов питания.

Для исследования были взяты 5 наименований минеральной воды: «Эссентуки» № 4 и № 17, «Архыз», «Бонаква», «Нарзан».

«Эссентуки» № 4 и № 17 относят к углекислым гидрокарбонатно-хлоридным натриевым водам Ставропольского края г. Эссентуки. Минерализация их составляет от 7,0 до 10,0 г/л для «Эссентуки» №4 и от 10,0 до 14,0 г/л для «Эссентуки» № 17.

Химический состав «Эссентуки» №4 мг/л: гидрокарбонаты 3600–4500; сульфаты <25; хлориды 1500–1900; кальций <150; магний <75; натрий и калий 2500–2900.

Химический состав «Эссентуки» №17 мг/л: гидрокарбонаты 5,3–6,5; сульфаты <25; хлориды 2200–2800; кальций <100; магний <100; натрий и калий 3300-4000.

«Архыз» – гидрокарбонатная натриево-магниевая-кальциевая вода Карачаево-Черкесской Республики минерализация – 0,2–0,4 г/л. Химический состав мг/л: гидрокарбонаты 50–200; сульфаты <25; кальций <80; магний <25.

«Нарзан» – это лечебно-столовая сульфатно-гидрокарбонатная магниевая кальциевая природная минеральная вода, разливается в городе Кисловодск Ставропольского края России. Общая минерализация – 2,0–3,0 г/л. Химический состав мг/л: гидрокарбонаты 1000–1500; сульфаты 300–500; хлориды 100–150; кальций 300–400; магний 80–120; натрий и калий 130–200.

«Бонаква» – магниевая кальциевая хлоридная вода общей минерализацией 0,35–0,75 г/л. Химический состав мг/л: гидрокарбонаты <40; сульфаты <20; хлориды 90–130; кальций 15–30; магний 10–25; натрий и калий <40 (Воды минеральные ..., 1988).

Содержание ионного состава в минеральной воде определяли методом ионной хроматографии (Методика ..., ФР.1.31.2005.01738; Методика ..., ФР.1.31.2005.01724).

Таблица 1

**Содержание анионов в пробах минеральной воды (мг/л)**

Наименование минеральной воды	Массовая концентрация анионов, мг/л			
	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
«Архыз»	3,52±0,35	0,83±0,12	<0,20	7,40±0,70
«Бонаква»	91,00±9,00	4,90±0,7	<0,20	14,20±1,40
«Ессентуки» № 4	1510±150,0	<0,10	<0,20	3,9±0,34
«Ессентуки» № 17	1810±180	<0,10	<0,20	2,8±0,23
«Нарзан»	131±13,00	<0,10	<0,20	390,00±39,00

Таблица 2

**Содержание катионов в пробах минеральной воды (мг/л)**

Наименование минеральной воды	Массовая концентрация катионов, мг/л					
	Na <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Sr <sup>2+</sup>
«Архыз»	11,40±1,70	<0,10	1,05±0,16	10,00±1,00	26,10±2,61	<1
«Бонаква»	7,50±1,10	<0,10	<0,10	19,40±1,90	26,50±2,70	<1
«Ессентуки» № 4	2570,00±390,00	<0,10	<0,10	36,20±3,60	67,00±7,00	<1
«Ессентуки» № 17	3100,00±31,00	<0,10	<0,10	60,00±6,00	119±1,20	<1
«Нарзан»	160,00±15,00	<0,10	<0,10	79,00±8,00	322±33,00	<1

В результате проведенного анализа минеральной бутылированной воды выявлено, что содержание анионов и катионов в пробах соответствует действительности (табл. 1 и 2), а значит минеральная вода «Ессентуки» № 4 и №17, «Архыз», «Бонаква», «Нарзан» соответствует требованиям ГОСТ.

**Литература**

Воды минеральные питьевые лечебные и лечебно-столовые. Технические условия. ГОСТ 13273-88.

Лечебные минеральные воды / Под ред. Е. А. Смирнова-Каменского. Пятигорск, 1971. 145 с.

Методика выполнения измерений массовой концентрации катионов аммония, калия, натрия, магния, кальция и стронция в пробах питьевой, минеральной, столовой, лечебно-столовой, природной и сточной воды методом ионной хроматографии. ФР.1.31.2005.01738.

Методика выполнения измерений массовой концентрации фторид-, хлорид-, нитрат-, фосфат- и сульфат-ионов в пробах питьевой, минеральной, столовой, лечебно-столовой, природной и сточной воды методом ионной хроматографии. ФР.1.31.2005.01724.

Овчинников А. М. Общая гидрогеология. М.: Государственное научно-техническое издательство литературы по геологии и охране недр, 1955. 318 с.

## **ИССЛЕДОВАНИЕ КАЧЕСТВА И БЕЗОПАСНОСТИ МОЛОКА НА ПОТРЕБИТЕЛЬСКОМ РЫНКЕ КИРОВСКОЙ ОБЛАСТИ**

*С. М. Ронжина, Е. В. Береснева*

*Вятский государственный гуманитарный университет,  
ronzhina.svetlana@bk.ru, evberesneva@mail.ru*

Молоко – натуральный, высокопитательный продукт, включающий все вещества, необходимые для поддержания жизни и развития организма в течение длительного времени. Установлено, что этот продукт содержит свыше 100 ценнейших компонентов. С давних времен молоко используется как лечебное средство от многих болезней: при лечении сердца, почек и других органов. Включение молочных продуктов в пищевой рацион повышает его полноценность и способствует лучшему усвоению всех компонентов (Инихов, Брио, 1971).

Но, к сожалению, молоко научились прекрасно фальсифицировать, иногда продавая вообще без молока. Помимо разбавления молока водой, к нему добавляют муку и крахмал – для увеличения устойчивости к свертыванию, а также различные химические вещества (соду, формалин, дихромат калия) – для улучшения внешнего вида и увеличения срока хранения. Практически все химические вещества, добавляемые в молоко, опасны для человека. Например, длительное употребление молока, содержащего соду, отрицательно сказывается на работе желудочно-кишечного тракта. При разовом употреблении молока с добавленным к нему формалином может наступить отравление, при котором поражаются слизистые оболочки рта, желудка, кишечника. К сожалению, своевременную и полную информацию о качестве молочных продуктов потребитель сегодня получает далеко не всегда, а нередко население с целью повышения покупательского спроса специально дезинформируется (Крусь и др., 2006; Святкина, 2011).

В связи с этим, целью данной работы явилось исследование качества и безопасности молока на потребительском рынке Кировской области. В качестве объекта исследования было выбрано молоко двух производителей (ЗАО «Кировский молочный комбинат» и ООО «Куршино» Вятско-Полянского района Кировской области), реализуемое в торговой сети Кировской области.

Сельское хозяйство является одной из базовых отраслей экономики Кировской области. Ведущей товарной отраслью в сельскохозяйственном производстве является животноводство, преимущественно молочно-мясного направления.

Переработкой сырого молока в период с 2008 по 2010 гг. занимались в среднем 17 молочных заводов и комбинатов (с учетом вновь введенных и прекративших свою деятельность) и 3 предприятия, имеющие цеха по производ-

ству молочных продуктов («Лузская снабженческо-сбытовая база»; МНПК «Вяткабиопром»; ЗАО «Кировский хладокомбинат»).

По валовому надою молока в хозяйствах всех категорий регион занимает 23-е место в России. Производство молока на душу населения в Кировской области более чем в 1,5 раза превышает средний уровень по России.

Лидер рынка переработки молочного сырья – ЗАО «Кировский молочный комбинат», закупает сырое молоко на территории 16 районов области, в том числе на территории которых существуют другие молокоперерабатывающие предприятия области. Небольшие молокоперерабатывающие предприятия, в основном, принимают молоко от хозяйств района своего местонахождения (<http://kirov.fas.gov.ru/analytic/6879/>).

Вятский молочный завод был учрежден 29 сентября 1933 г. приказом № 93 Горьковской краевой конторы «Союзмолоко». В первое время Кировский городской молочный завод (предприятие изменило свое название в 1934 г., так как г. Вятку переименовали в Киров) перерабатывал около 1 тысячи тонн молока в год. В настоящее время ЗАО «Кировский молочный комбинат» выпускает около 40 наименований молочной продукции, качество которых подтверждается многочисленными наградами.

Молокоперерабатывающее предприятие «ООО Куршино» было создано в 2005 г. на территории Кулыжского сельского поселения в деревне Куршино Вятско-Полянского района Кировской области. В ноябре 2008 г. запустили производство по переработке молока. Основным видом деятельности предприятия является производство пастеризованного молока, фасованного в полиэтиленовые пакеты емкостью 1 литр с массовой долей жира от 3,5 до 4,5%. ООО «Куршино» обслуживает 64 торговые точки, доставка молока осуществляется на автомобилях «Газель». Предприятие перерабатывает в год 500 тонн молока.

Для выполнения данной работы были отобраны методики, которые позволяют сделать заключение о качестве выбранных образцов молока. Согласно ГОСТ Р 52054 – 2003, качество молока определяется как по органолептическим показателям (внешний вид, цвет, запах, консистенция, вкус), так и по физико-химическим (плотность, кислотность, содержание белков), микробиологическим (определение редуктазы) и показателям безопасности (наличие пероксидазы, формалина, крахмала, перекиси водорода, нитратов) (Шепелев, Кожухова, 2001).

Для проведения эксперимента было взято молоко двух производителей одинаковой жирности и одинакового времени нахождения в торговой сети, а именно трехдневной давности:

проба № 1 – молоко питьевое пастеризованное, жирность 3,5% (ЗАО «Кировский молочный комбинат»); упаковано 26.02.2012 г., исследовано 29.02.2012 г.;

проба № 2 – молоко питьевое пастеризованное, жирность 3,5–4,5% (ООО «Куршино» Вятско-Полянского района Кировской области); упаковано 10.02.2012 г., исследовано 13.02.2012 г.

Полученные экспериментальные данные представлены в табл.

**Результаты эксперимента по определению качества молока  
двух производителей**

Показатель	Требования стандарта	Экспериментальные данные	
		ЗАО «Кировский молочный комбинат»	ООО «Куршино» Вятско-Полянского района Кировской области
<b>Органолептические свойства</b>			
Цвет	Белый или слегка желтоватый (желтоватый оттенок зависит от содержания каротина и липохромов молочного жира)	Белый	
Вкус	Чистый, приятный, слегка сладковатый	Чистый, приятный, слегка сладковатый	
Запах	Приятный, специфичный для молока	Приятный	
<b>Физико-химические показатели</b>			
Плотность, г/см <sup>3</sup>	1,027–1,032	1,027	
Кислотность, °Т	16–20,99	17	18
Содержание белков, %	3–4	2,68	3,07
<b>Микробиологические показатели</b>			
Определение редуцтазы	Более 3 ч. 30 мин.	Более 3 ч. 30 мин.	
<b>Показатели безопасности</b>			
Наличие пероксидазы	Отсутствует	Отсутствует	
Примеси дихромата	Отсутствуют	Отсутствуют	
Примеси формалина	Отсутствуют	Отсутствуют	
Перекись водорода	Отсутствует	Отсутствует	
Примеси соды	Отсутствуют	Отсутствуют	
Примеси нитратов	Отсутствуют	Отсутствуют	
Примеси крахмала	Отсутствуют	Отсутствуют	

Из данных табл. следует, что молоко производителя ООО «Куршино» соответствует всем требованиям ГОСТ. Молоко производителя ЗАО «Кировский молочный комбинат» не соответствует стандарту по содержанию белков, возможно, это связано с некоторыми изменениями при тепловой обработке молока. В целом молоко данных производителей является качественным и безопасным для потребителя.

### Литература

Инихов Г. С., Брио Н. П. Методы анализа молока и молочных продуктов. Справочное руководство. М.: Пищевая промышленность, 1971. 368 с.

Крусъ Н. Г., Храмцов А. Г., Волокитина З. В., Карпычев С. В. Технология молока и молочных продуктов: Учеб. пособие для студентов высших учеб. заведений / Под ред. А. М. Шальгиной. М.: КолосС, 2006. 455 с.

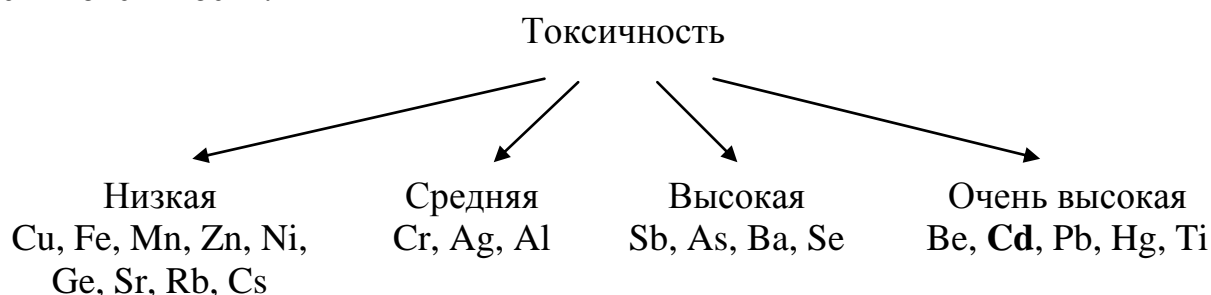
Святкина Л. И. Идентификация и фальсификация пищевых продуктов: лабораторный практикум. Иркутск: Издательство Иркутского государственного университета, 2011. 60 с.

## ХИМИЧЕСКАЯ ЭКОЛОГИЯ СОЕДИНЕНИЙ КАДМИЯ

*Е. А. Шишкин*

*Вятский государственный гуманитарный университет*

Существует несколько классификаций химических элементов и их соединений по степени токсичности, одна из которых представляет следующую степень токсичности:



Кадмий считается токсичнее свинца и отнесен Всемирной организацией здравоохранения (ВОЗ) к числу наиболее опасных для здоровья человека веществ. Ежегодное производство кадмия в мире достигает около 20000 т. Многие токсичные химические элементы имеют определенное химическое сходство с биогенными элементами, и поэтому легко включаются в круговорот последних в экосистемах. Так сильнотоксичный ион  $\text{Cd}^{2+}$  сопутствует иону  $\text{Zn}^{2+}$ , замещает последний в некоторых важных биохимических процессах в организме (выступает как псевдоактиватор ферментов) и приводит к дезактивации (выключению) фермента.

Содержание кадмия в земной коре оценивается величиной 0,000013%. Кадмий не образует самостоятельных рудных месторождений, а является спутником цветных металлов. Он входит, например, в состав пирита, являющегося одним из видов сырья для производства серной кислоты, и составляет всего 0,2% его состава. Это – типичный рассеянный металл, который извлекают из цинковых руд. Обнаружил его немецкий химик Ф. Штроемeyer в 1817 г. в карбонате цинка, продаваемого в аптеках. Природный кадмий состоит из 8 изотопов (106, 108, 110, 111, 112, 113, 114, 116), из них  $^{113}\text{Cd}$  – 12,26%, а  $^{114}\text{Cd}$  – 28,86%. Плотность кадмия = 8,65 г/см<sup>3</sup>,  $t_{\text{пл}} = 320,9$  °С, а  $t_{\text{кип}} = 767$  °С.

Кадмий серебристо-белый мягкий, ковкий, тягучий металл, расположен в одной группе периодической системы с цинком и ртутью, поэтому некоторые его химические свойства сходны с ними. Его внешняя электронная конфигурация атома  $4d^{10}5s^2$ , поэтому его валентность в соединениях равна 2. Кадмий непосредственно соединяется с галогенами, образуя бесцветные соли:  $\text{CdCl}_2$ ,  $\text{CdBr}_2$ ,  $\text{CdI}_2$ , легко растворимые в воде, растворы которых подвергаются гидролизу и имеют кислую реакцию,  $\text{pH} < 7$ . На воздухе кадмий тускнеет, покрываясь

тонкой пленкой оксида, которая защищает металл от дальнейшего окисления. Кадмий сгорает, образуя оксид  $\text{CdO}$  – кристаллический порошок от светло-коричневого до темно-бурого цвета. С серой кадмий образует нерастворимый сульфид  $\text{CdS}$  лимонно-желтого цвета, широко используемый в желтой краске. Он легко растворяется в азотной кислоте с выделением оксидов азота и образованием нитрата, кристаллизуясь в гидрат –  $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ . Из соляной и растворенной серной кислот кадмий медленно выделяет водород, а соли кристаллизуются в  $2\text{CdCl}_2 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ ,  $3\text{CdSO}_4 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$ . Растворы солей при реакции со щелочами образуют осадок гидроксида кадмия  $\text{Cd}(\text{OH})_2$ .

Кадмий обладает относительно высокой летучестью, поэтому он легко проникает в атмосферу. Подсчитано, что около 1 млн. кг кадмия попадает в неё ежегодно в результате работы заводов при выплавке кадмия (около 45%), 52% кадмия попадают в атмосферу в результате сжигания или переработки изделий, содержащих кадмий, сжигание каменного угля электростанциями, добыче и обогащении руд, вместе с минеральными удобрениями, так как входит как примесь в состав суперфосфата и фунгицидов. Он всегда присутствует в изделиях, содержащих цинк. Кадмий добавляется в изделия из пластмассы для прочности, а также в составе красителей. При сжигании мусора, содержащего такие изделия, кадмий попадает в атмосферу. Его почти невозможно изъять из природной среды, потому что он все больше накапливается в ней и попадает в пищевые цепи животных и человека. Особой способностью накапливать кадмий обладают грибы от 1 до 100 мкг.

Безопасным уровнем считается содержание кадмия в пище не более  $1 \cdot 10^{-4}$  %, т. е. без вреда здоровью в организм человека в сутки может поступать около 1 мкг кадмия в сутки на 1 кг собственного веса. В небольших количествах кадмий даже необходим организму (регулирует содержание сахара в крови), но опасный порог может быть легко достигнут и преодолен. Он способен повышать кровяное давление, поражает почки. Из-за близости ионных радиусов кальция и кадмия, он может замещать кальций в костной ткани и, таким образом, размягчает кости. Обладает также канцерогенными свойствами.

Кадмий применяется в гальванике, производстве полимеров, пигментов красок и серебрено-кадмиевых аккумуляторов, производстве кадмиевых стержней в атомных реакторах, гидрировании жиров, в противокоррозионных покрытиях изделий из стали. Кадмируются наиболее важные детали кораблей, самолетов, а также изделия, предназначенные для работы в условиях тропического климата. При замене свинцовых аккумуляторов выбросы кадмия в атмосферу значительно возрастут. Уже сейчас в Балтийское море, например, ежегодно со стоками попадает около 100 т этого металла. В 1986 г. кадмий был обнаружен в пластмассовых детских игрушках в количестве, превышающим нормы от 1,5 до 1000 раз. Пробы брали выдерживанием изделий в дистиллированной воде.

Симптомы кадмиевого отравления – белок в моче, поражение нервной системы, острые костные боли, дисфункция половых органов, служит причиной образования камней в почках, в которых накапливается особенно интенсивно. Опасность представляют любые химические формы кадмия. Одноразовая доза в 30–40 мг может стать для человека смертельной. У кадмия велико



время удержания: из организма выводится в сутки лишь около 0,1 % от полученной дозы.

Весьма опасно вдыхание воздуха, содержащего «дым» оксида кадмия. В одной сигарете содержится около  $2 \cdot 10^{-9}$  г Cd, так что курильщики дополнительно получают его около 1,4 мкг ежедневно. В 1968 г. в статье доктор Кэрролл (США) обнаружил прямую пропорциональную зависимость между содержанием кадмия в атмосфере и частотой смертельных случаев от сердечно-сосудистых заболеваний на примере 28 городов.

Попадание кадмия в природные воды происходит в результате применения его в гальванических процессах. Так, в США около 50% ежегодного производства кадмия используется в гальванической технике. В питьевой воде не должно быть более 0,01 мг/л. Примером отравления кадмием является заболевание, описанное в Японии под названием «итай-итай» (в переводе – ох-ох, как больно). Заболевшие потребляли в сутки до 600 мкг кадмия. Болезнь сопровождается сильными болями в поясничной области (почки), болью в мышцах, остеомалацией (размягчением костей) – результат которого хрупкость и ломкость костей и деформацией скелета, так как кадмий накапливается в рисе и морепродуктах

#### Литература

Шустов С. Б., Шустова Л. В. Химические основы экологии: Учеб. пособие для учащихся шк., гимназий с углубл. изуч. химии, биологии и экологии. М.: Просвещение, 1994. 239 с.

Ахметов Н. С. Неорганическая химия: Учеб. пособие для вузов. Изд. 2-е, перераб. и доп. М.: Высшая школа, 1975. 672 с.

Популярная библиотека химических элементов. Кн. 2-я. Серебро – Нильсборий и далее. Изд. 2-е испр. и дол. / Под ред. В. В. Станцо, М. В. Черненко. М.: Наука, 1977. 519 с.

## МОНИТОРИНГ СОСТОЯНИЯ ПРИРОДНЫХ СРЕД В УСЛОВИЯХ ТЕХНОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

*З. П. Макаренко, Ю. А. Поярко*

*Лицей естественных наук, xbl-klen@mail.ru*

Экологический мониторинг – это система регулярных длительных наблюдений в пространстве и во времени, дающая информацию о состоянии окружающей среды с целью оценки прошлого, настоящего и прогноза изменения параметров окружающей среды, имеющих значение для человека (Ашихмина, 2000, 2001, 2006). В 1990 г. экономическая комиссия Европы под эгидой ООН приняла программу интегрированного мониторинга (ИМ) окружающей среды по следующим группам показателей: общая метеорология (шесть показателей), химизм воздуха (три показателя), химизм почвенных и подземных вод (четыре показателя), химизм поверхностных вод (четыре показателя), почва (шесть показателей), биологические показатели (один показатель) (Афанасьев, 2001).

Экологический мониторинг в Кировской области проводится в соответствии с Законом Российской Федерации от 10.01.2002 № 7-ФЗ «Об охране

окружающей среды», объектами экологического мониторинга являются земля, недра, почвы, поверхностные и подземные воды, атмосферный воздух, растительный и животный мир и иные организмы, озоновый слой атмосферы, околоземное космическое пространство, а также природно-антропогенные и антропогенные объекты (Региональный доклад, 2011).

В химической и микробиологической лабораториях Лицея естественных наук с 1996 г. проводятся исследования по мониторингу экологического состояния природных сред и объектов в условиях антропогенного и техногенного загрязнения как на территории г. Кирова, так и в Кировской области. Шестнадцать лет лицей проводит мониторинг северо-западного района г. Кирова в соответствии с Программой школьного мониторинга и договором с лабораторией биомониторинга Института биологии Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ. Перечень выполненных исследовательских работ и проектов приведен в таблице. Как видно из табл., в лицее ведется мониторинг всех природных сред и объектов (почв, воды, воздуха), как по отдельным методикам, так и комплексно. Лицей выполнил 11 исследовательских работ по разработке новых методик для ШЭМ (табл.). За 20 лет выполнено 89 работ по мониторингу экологического состояния окружающей среды и разработке новых методик мониторинга состояния окружающей среды. В практике мониторинга широко используются методики школьного экологического мониторинга (ШЭМ), а также методики количественного, токсикологического и микробиологического анализов. Иногда при проведении мониторинга помогают аттестованные лаборатории г. Кирова. С 1996 г. результаты работ по мониторингу докладываются на конференциях, выставках, конкурсах различного уровня: школьной научно-практической конференции «Итоги лета»; соревновании молодых исследователей «Шаг в будущее» в Приволжском Федеральном округе Российской Федерации; Региональном конкурсе юношеских работ им. В. И. Вернадского и конкурсе «Педагог-исследователь»; городской краеведческой конференции «Отчий дом»; Областной научно-практической конференции юных исследователей Вятского края; Московском конкурсе «Лингва»; Всероссийской конференции- конкурсе «Юниор»; Российском соревновании юных исследователей «Шаг в будущее, Юниор»; областной научно-практической конференции юных исследователей окружающей среды и школьного экологического мониторинга «Человек и природа»; Российской молодёжной научной и инженерной выставке «Шаг в будущее»; Всероссийском научном форуме молодых исследователей «Шаг в будущее»; Региональном конкурсе проектных и учебно-исследовательских работ учащихся школ и студентов колледжей «Ярмарка идей. Киров»; Всероссийском конкурсе юношеских работ им. В. И. Вернадского; Региональном конгрессе молодых исследователей «Шаг в будущее»; Всероссийской молодёжной научно-практической конференции с международным участием «Экология родного края: проблемы и пути их решения».

До 2009 г. 10 лицейстов по защите работ по мониторингу были зачислены в ВятГУ (1 учащийся) и МГТУ им. Н. Э. Баумана (9 учащихся); работы отмечены 5-ю Международными Дипломами. Однако в последние годы трудоемкие работы по мониторингу не оцениваются должным образом и поэтому неохотно

берутся для выполнения учащимися. Требуется лоббирование мнения ученых и поднятие уровня значимости мониторинговых работ.

Таблица

№	Темы работ и проектов, год проведения	Используемые методики
1. Мониторинг сред и объектов		
1.1.	Биологический мониторинг водных объектов северо-западного района г. Кирова (1996–2012 гг.)	Вудивисса, определение фитотоксичности по кресс-салату и токсичности по дафниям
1.2.	Экологическая обстановка в районе лагеря «Мир»(1996 г.)	Химанализ по ШЭМ, лишеноиндикация, по фенолам белого клевера
1.3.	Некоторые результаты изучения искусственного водоема (пруда) в пригороде г. Кирова (поселок Ганино) на территории Щербининского сельского Совета (1996 г.)	Геоботанических исследований
1.4.	Некоторые результаты изучения елово-соснового леса и ольховой ложбины на территории Щербининского сельского Совета в пригороде г. Кирова (1996 г.)	Геоботанических исследований
1.5.	Санитарно-экологическая оценка северо-западного района г. Кирова (1999–2000 гг.)	Микробиологического анализа
1.6.	Влияние биологически-очищенных сточных вод биохимзавода г. Кирова на экологическое состояние р. Люльченки (2000 г.)	ШЭМ и микробиологического анализа
1.7.	Результаты исследования природных водных объектов Кировской области (2000 г.)	Химанализ по ШЭМ
1.8.	Исследование техногенного и антропогенного влияния на санитарно-экологическое состояние р. Люльченки северо-западного района г. Кирова (2001 г.)	ШЭМ и микробиологического анализа
1.9.	Эколого-этнографические исследования территории села Великорецкого Кировской области (2001 г.)	ШЭМ (химанализ, биоиндикационные)
1.10.	Опыт определения буферности почв по отношению к мышьяку (на примере почв Кировской области) (2001 г.)	Количественного химического анализа на мышьяк
1.11.	Мониторинг экологического состояния почв северо-западного района города Кирова (2001, 2010–2011 гг.)	ШЭМ (химанализ, фитотоксичность и токсичность)
1.12.	Мониторинг содержания тяжелых металлов в почвах и растениях северо-западного района г. Кирова (2002 г.)	Газовой хроматографии в лаборатории завода «Лепсе»
1.13.	Санитарно-экологическая оценка территории парка им. С. М. Кирова (2002–2011 гг.)	ШЭМ и микробиологический анализ
1.14.	Экологическая оценка территории зоны отдыха «Митино» и разработка проекта ее озеленения (2003 г.)	ШЭМ (химанализ, лишеноиндикация)
1.15.	Анализ экологического состояния водных объектов и почв пос. Вересники г. Кирова (2005–2007 гг.)	ШЭМ и микробиологический анализ
1.16.	Результаты мониторинга экологического состояния природных объектов на территории	ШЭМ и микробиологический анализ

№	Темы работ и проектов, год проведения	Используемые методики
	государственного мемориального историко-литературного и природно-ландшафтного музея – заповедника А. С. Пушкина «Михайловское» (2005–2011 гг.)	
1.17.	Исследование взаимосвязи экологически чистой продукции животноводства с экологическим состоянием территории (2006 г.)	ШЭМ и геоботанические исследования
1.18.	Оценка экологического состояния водных объектов микрорайона Филейка г. Кирова (2006)	ШЭМ
1.19.	Современное состояние экологической тропы в Заречном парке (2007 г.)	Геоботанических исследований
1.20.	Мониторинг экологического состояния морской воды, морского песка и лечебной грязи на Черноморском побережье для разработки рекомендаций по снижению заболеваемости детей во время отдыха (2009–2010 гг.)	ШЭМ и микробиологический анализ
1.21.	Анализ техногенного влияния промышленных предприятий города Кирова на р. Вятку в черте города (2009–2010 гг.)	ШЭМ и микробиологический анализ
1.22.	Создание ландшафтно-природного комплекса: уголка для детей на садовом участке (2009 г.)	Геоботанических исследований и ШЭМ (химанализ почв)
1.23.	Результаты исследования экологического состояния микрорайона Дворца-мемориала с использованием снега (2010 г.)	ШЭМ и микробиологический анализ
1.24.	Исследование экологического состояния родников на склоне реки Вятка вблизи Трифонова монастыря г. Кирова (2010 г.)	ШЭМ и микробиологический анализ
1.25.	Результаты исследования качества воды реки Волги на маршруте Казань – Астрахань – Казань во время путешествия на теплоходе Ф. Жолио-Кюри (2010 г.)	ШЭМ и микробиологический анализ
1.26.	Обоснование возможности создания национального парка в Зубаревском лесу (2010 г.)	Геоботанических исследований и ШЭМ (химанализ почв, лишеноиндикация)
1.27.	Изучение состояния насаждений дуба черешчатого на территории памятника природы «Озеро Черное у пос. Коминтерновский» (2010 г.)	Геоботанических исследований
1.28.	Исследование чистоты воздуха на территории парка им. Ю. А. Гагарина (2010–2011 гг.)	Лишеноиндикации
1.29.	Фтор – яд или лекарство? (Исследование почв Кирово-Чепецкого района) (2011 г.)	Потенциометрический на базе лаборатории мониторинга УХО
1.30.	Результаты гидрологических исследований Белохолуницкого пруда и рек Белая Холуница, Погорелка в г. Белая Холуница Белохолуницкого района Кировской области (2012)	ШЭМ и микробиологический анализ
1.31.	Биоиндикационные исследования пруда Цыгановского г. Кирова, пос. Чистые пруды, Россия и пруда в г. Дортмунде, Германия (2012)	Вудивисса
1.32.	Экологическая оценка пруда в г. Омутнинске Кировской области (2012)	ШЭМ и микробиологический анализ

№	Темы работ и проектов, год проведения	Используемые методики
2. Комплексный мониторинг природных сред и объектов		
2.1.	Комплексный экологический мониторинг водных объектов северо-западного района г. Кирова (1996–2012 гг.)	ШЭМ и микробиологический анализ
2.2.	Комплексная оценка загрязнения малых рек сточными водами молокозавода в сельской местности (2000 г.)	ШЭМ и микробиологический анализ
2.3.	Комплексная экологическая оценка состояния воздушной среды северо-западного района г. Кирова (2001–2002 гг.)	Лихеноиндикация, ШЭМ (химанализ снеговой воды) и микробиологический анализ
2.4.	Комплексная оценка экологического состояния территории лицея (2002 г.)	ШЭМ
2.5.	Комплексная оценка состояния воздушной и водной сред бассейна р. Быстрицы округа с. Быстрица Оричевского района (2003 г.)	Лихеноиндикация, ШЭМ (химанализ снеговой воды) и микробиологический анализ
2.6.	Комплексная оценка состояния воздушной и водной сред д. Левинцы Оричевского района (2006 г.)	Количественный анализ на базе лаборатории и микробиологический анализ
2.7.	Комплексная экологическая оценка территорий детских садов, расположенных в районах с сильной и слабой антропогенной нагрузкой (2011 г.)	ШЭМ (химанализ воды, почв, снеговой воды, токсикологический), микробиологический, количественное определение в листьях витамина С и антоцианов
3. Разработка методик ШЭМ		
3.1.	Разработка нефелометрического метода определения запылённости листьев для экологического мониторинга исследуемых территорий	Нефелометрия
3.2.	Обоснование возможности использования растений для оценки санитарно-биологического состояния воздуха	Микробиологический анализ и химанализ
3.3.	Обоснование возможности использования растения <i>Arctium tomentosum</i> (лопух войлочный) для оценки санитарно-экологического состояния территории	Микробиологический анализ
3.4.	Исследования по выбору биоиндикаторов для школьного экологического мониторинга	Химанализ по методикам ШЭМ, токсикологические анализы по дафниям и кресс-салату
3.5.	Мониторинг экологического состояния природных сред по ассиметрии листового аппарата липы <i>Tilia cordata</i>	Микробиологический анализ, токсикологические анализы и химанализ
3.6.	Снег – индикатор загрязнения окружающей среды	Микробиологический анализ и химанализ
3.7.	Исследования по разработке методики оценки экологического состояния территории по pH коры	Потенциометрический метод

№	Темы работ и проектов, год проведения	Используемые методики
3.8.	Разработка методики оценки экологического состояния территории по содержанию витамина С в плодах шиповника	Количественный анализ по методике Тильманса
3.9.	Биохимические процессы в листьях и окружающая среда	Фотометрический метод определения пигмента антоциана
3.10.	Листопад – индикатор чистоты воздуха?	Микробиологический анализ, токсикологические анализы и химанализ
3.11.	Исследование возможности использования листьев в качестве биоиндикаторов	Химанализ и токсикологические анализы

### Литература

Афанасьев Ю. А., Фомин С. А., Меньшиков В. В. и др. Мониторинг и методы контроля окружающей среды: Учебное пособие в двух частях: Часть 2. Специальная. М.: изд-во МНЭПУ, 2001.

Ашихмина Т. Я., Зайцев М. А. Экологическая безопасность региона. Киров: ВГПУ, 2001. 242 с.

Ашихмина Т. Я. Школьный экологический мониторинг: Учебно-метод. пособие. М.: АГАР, 2000. 385 с.

Мониторинг природных сред и объектов / Под ред. Т. Я. Ашихминой. Киров, 2006. 251 с.

О состоянии окружающей среды Кировской области в 2010 году. (Региональный доклад) / Под общ. ред. А. В. Албеговой. Киров: ООО «Триада плюс», 2011. 188 с.

## ВОЗМОЖНОСТИ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ БИОТЕСТИРОВАНИЯ ДЛЯ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ТОКСИЧНОСТИ НАНОМАТЕРИАЛОВ

*Д. В. Сабашный, Д. Н. Данилов, Е. Н. Резник*  
*Вятский государственный гуманитарный университет,*  
*denisdanilov@rambler.ru*

Развитие нанотехнологии приводит к появлению новых токсичных материалов, свойства которых связаны не только с химическим составом и структурой материала, но и с размером частиц. В наноразмерном состоянии многие вещества приобретают новые химические, физические и биологические свойства, существенно отличающиеся от их свойств в объемном состоянии. Промышленное использование наночастиц и наноматериалов уже привело к необходимости оценки их токсичности и формированию нового научного направления – наноэкоотоксикологии.

Токсичность веществ в наноразмерном состоянии определяется их размером, химическим составом, способом получения, фазовым состоянием, формой кристаллов и т.д. Изменение токсичности при переходе вещества от компактного к нанодисперсному состоянию может быть связано с высокой химической, адсорбционной и каталитической активностью наночастиц.

Поступая из разных источников в окружающую среду, наночастицы, благодаря малому размеру, способны перемещаться в атмосфере, гидросфере, ли-

тосфере (Годымчук и др., 2012). При попадании наночастиц в воздух могут образоваться устойчивые во времени аэрозоли, которые затем проникают в наземные биологические объекты через воздух с дыханием, через кожу и пищеварительный тракт. Путем адсорбции наночастицы из аэрозолей поглощаются растениями, которые являются источником пищи практически для всех биообъектов. Диспергированные в воздухе наночастицы могут абсорбироваться водой рек, озер и т. д., выпадающие в осадок наночастицы будут попадать в грунты и почву. Из почвы наночастицы могут проникать в бентос, который насыщается питательными веществами при переработке почвы, и далее, по пищевой цепочке, в водоросли и более сложные организмы.

Наночастицы некоторых веществ обладают высокой способностью проникать через мембраны внутрь клеток и разрушать их. Последствия, вызванные попаданием наночастиц в мозг, печень и другие, жизненно важные органы могут быть опасны для здоровья человека и животных. Изучение возникающих потенциальных рисков при контактах человека и других биологических систем с наноматериалами представляется актуальной и важной задачей.

Токсическое действие наночастиц в тканях и клетках может проявляться по-разному. Наночастицы могут являться источниками тяжелых металлов и других токсичных материалов. Так, наночастицы CdTe, применяющиеся при производстве дисплеев на светодиодах, выращенных по технологии квантовых точек (Q-LED), при попадании в клетку выделяют ионы кадмия (Cho et al., 2007).

Кроме того, наночастицы способны механически разрушать физические барьеры клетки и клеточные мембраны. Такой механизм был установлен для клеток *Escherichia coli*, *Pseudomonas putida*, *Vibrio fischeri* и др. на примере наночастиц серебра, диоксида кремния, диоксида титана, оксида цинка, фуллеренов и углеродных нанотрубок (Montero-Riviere et al., 2005). Другие механизмы токсического действия наночастиц заключаются в каталитическом действии наноматериалов на биохимические процессы, участии наночастиц в процессе свободных радикалов и т.д.

Первые исследования экотоксикологических свойств наночастиц были проведены на дафниях (*Daphnia magna*) (Lovern, Klaper, 2006). Было показано, что при попадании в их организм наночастицы диоксида титана (размер частиц 10–20 нм) и фуллерена C<sub>60</sub> (размер частиц 0,72 нм) могут вызвать токсические эффекты. Исследования позволили определить летальные дозы данных наноматериалов для конкретных организмов и условий эксперимента. Например, летальные дозы для наночастиц диоксида титана, растворенных в тетрагидрофуране, составляют LD<sub>100</sub>=0,88 мг/л, LD<sub>50</sub>=0,008 мг/л. В ходе испытаний было показано, что способ диспергации (растворение в хорошем растворителе; ультразвуковая кавитация и др.) влияет на значение летальной дозы. По-видимому, это связано с агрегацией наночастиц в растворах и коллоидных системах.

На дафниях были получены данные о токсичности наночастиц диоксида кремния (средний размер частиц 14; 60; 930 нм), оксида цинка (средний размер частиц 44; 67; 820 нм), полистирола (средний размер частиц 20 нм) и т.д.

Дафнии являются одними из наиболее широко используемых тест-объектов в биотестировании, но для изучения токсичности наноматериалов можно использовать и другие тест-объекты, например люминесцирующие бактерии (Сухенко, Лисицын, 2010).

Существует необходимость уже на стадии разработки наноматериалов проводить комплексные исследования по оценке степени вредного влияния новых нанопродуктов. Создание методик, позволяющих оценивать токсичность таких продуктов, имеет большое значение для управления рисками, связанных с производством и оборотом продукции, содержащей наноматериалы.

#### Литература

Годымчук А. Ю., Савельев Г. Г., Зыкина А. П. Экология наноматериалов. М.: Бином. Лаборатория знаний, 2012. 272 с.

Сухенко Е. П., Лисицын Н. Б. Способ определения биологической активности веществ, содержащихся в жидких средах (в том числе наночастиц) / Патент Российской Федерации № 2426794, 2010.

Cho S. J. et al. Long-term exposure to CdTe quantum dots causes functional impairments in live cell // *Langmuir*. 2007. V. 23. P. 1974–1980.

Lovern S. B., Klaper R. D. Daphnia magna mortality when exposed to titanium nanoparticles and fullerene (C60) nanoparticles // *Environmental Toxicology Chemistry*. 2006. V. 25. P. 1132–1137.

Montero-Riviere N. A., Nemanich R. J., Inman A. O. Multi-walled carbon nanotube interactions with human epidermal ceratinocytes // *Toxicology Letters*. 2005. V. 155. № 3. P. 377–384.

## ИЗУЧЕНИЕ ВЗАМОДЕЙСТВИЯ НАНОЧАСТИЦ С МЕМБРАНАМИ ЭРИТРОЦИТОВ

*В. А. Оборин, Е. В. Селезенева*

*Вятский государственный гуманитарный университет,  
vaoborin50@mail.ru*

В последние годы отмечается быстрый рост научного, промышленного и коммерческого интереса к наноматериалам – объектам размером менее 100 нанометров (Андреев, Минашкин, Невский 2008; Величковский, 2009). Наночастицы обладают уникальными свойствами, такими как высокая поверхностная энергия, устойчивая сорбция биомолекул, изменение физико-химических свойств под действием физических полей, наличие магнитных свойств (Суздаlev, 2006). Благодаря своим размерам, сопоставимым с размерами клеток (10–100 мкм), вирусов (20–450 нм), белков (5–50 нм), ДНК (2 нм шириной, 10–100 нм длиной), наночастицы могут приближаться к биообъекту, взаимодействовать и связываться с ним (Николенко, 2009).

Медицинское и биологическое использование наноматериалов открывает широчайшие возможности в области целевой доставки активных лекарственных веществ, создания новейших методов и средств лечения на нанометровом уровне, медицинских имплантатов, диагностики *in vivo* и *in vitro* (Николенко 2009; Шляхто, 2008).



В то же время, несмотря на впечатляющие перспективы применения нанотехнологий, материалы на их основе не могут не вызывать опасений в отношении их биологической совместимости и возможных негативных последствий взаимодействия с биомолекулами и живыми организмами в целом. Следовательно, перед тем как рекомендовать применение наноматериалов в каких-либо конкретных областях (промышленность, биотехнология, парфюмерия и, особенно, медицина), необходимо четкое понимание механизмов поведения наночастиц в биологических системах и детальное исследование различных аспектов их влияния на живой организм (Chen et. al., 2006; Panessa-Warren et. al., 2009).

Из анализа данных литературы следует, что наночастицы обладают выраженной цито- и генотоксичностью в отношении различных эукариотических клеток. Имеются работы по изучению способности наночастиц проникать через биологические мембраны и взаимодействовать с их макромолекулами. При этом эффект воздействия наночастиц на биологические мембраны оценивался по токсическому или биологическому эффектам различных видов клеток.

По нашему мнению, перспективной моделью при изучении влияния наночастиц на макромолекулы и проницаемость биологических барьеров являются эритроциты. Это связано с их доступностью и простотой получения в необходимых количествах. В настоящее время мембраны эритроцитов являются наиболее изученными из всех эукариотических клеток и широко используются в качестве естественной модели для характеристики всех биомембран.

Мембрана составляет всего 1% от веса эритроцита, но именно она определяет гомеостаз и функциональное состояние эритроцита. От мембраны зависят процессы взаимодействия эритроцита с окружающей средой, активность мембранассоциированных ферментов, транспорта ионов, газообмена и длительность нахождения эритроцита в кровеносном русле. Несмотря на видовую специфичность, эритроцитарным мембранам животных и человека присущи общие принципы организации.

Внутри эритроцита находится гемоглобин, обеспечивающий основную функцию клетки, – газотранспортную. В случае повреждения мембраны какими-либо воздействиями на эритроцит, гемоглобин выходит в межклеточное пространство. Это явление характеризуется как гемолиз эритроцитов, который может происходить в условиях *in vivo* и вызываться в условиях *in vitro*.

Учитывая выше изложенное, нами было сделано предположение о том, что если наноматериалы будут оказывать повреждающее действие на мембрану эритроцитов, то это приведет к выходу гемоглобина из клеток. Данный эффект воздействия наночастиц на мембрану можно регистрировать с помощью фотокolorиметра или спектрофотометра, определяя изменение интенсивности цвета межклеточной жидкости.

В исследованиях использовали наночастицы оксида алюминия ( $Al_2O_3$ ) и углерода (фуллерен), полученные в ООО «Нанокорунд» (Н. Новгород). Дезинтеграцию наночастиц осуществляли на ультразвуковой установке.

Эритроциты получали из венозной крови клинически здоровых людей, лабораторных и сельскохозяйственных животных по общепринятым методам.

Определение оптической плотности жидкостей (суспензий) осуществляли на колориметре фотоэлектрическом концентрационном КФК–2 (ЗОМЗ, г. Загорск) при длине волны проходящего света 540 нм, длине оптического пути кюветы 5 мм и рабочем объеме кюветы 2,3 мл.

Статистическую обработку результатов исследований выполняли общепринятыми методами.

Первоначально нами была изучена принципиальная возможность использования предлагаемого методического приема для оценки воздействия наночастиц на мембраны эритроцитов. Для этого 1,0 г порошка наночастиц оксида алюминия вносили в пробирку, содержащую 10,0 мл 0,9%-ного раствора хлорида натрия, тщательно перемешивали и подвергали ультразвуковой дезинтеграции в течение 30 минут.

Исследование взаимодействия наночастиц с эритроцитами осуществляли сразу после их обработки ультразвуком. Для этого к 3,0 мл суспензии эритроцитов различной концентрации добавляли 20,0 мкл суспензии исследуемых наночастиц. Взвесь эритроцитов и наночастиц тщательно перемешивали в течение 1 мин при комнатной температуре, после чего эритроциты осаждали при 1000 об./мин в течение 5 минут и измеряли интенсивность окраски надосадочной жидкости. Контролем служили пробы, в которых к эритроцитам добавляли 20,0 мкл 0,9%-ного раствора хлорида натрия. Результаты исследований представлены (табл. 1).

Таблица 1

**Влияние наночастиц оксида алюминия на гемолиз эритроцитов человека**

Проба	Интенсивность окраски надосадочной жидкости (в экстинкциях) при концентрации эритроцитов ... $\times 10^9$ /мл ( $M \pm m$ ; $n=5$ )				
	4,0	2,0	1,0	0,5	0,25
Опыт	0,22 $\pm$ 0,01*	0,17 $\pm$ 0,015*	0,16 $\pm$ 0,01*	0,095 $\pm$ 0,02*	0,095 $\pm$ 0,01*
Контроль	0,09 $\pm$ 0,02	0,07 $\pm$ 0,02	0,04 $\pm$ 0,01	0,03 $\pm$ 0,015	0,03 $\pm$ 0,01

Примечание: \* $P < 0,05$  – различия статистически достоверны по сравнению с контролем.

Установлено, что при используемых концентрациях эритроцитов интенсивность окраски надосадочной жидкости в опытных пробах достоверно превышала таковую контрольных проб. Следовательно, частицы оксида алюминия вызывали частичный выход гемоглобина из клеток в среду инкубации, что свидетельствует о повреждении эритроцитарных мембран. Согласно результатам эксперимента, использование эритроцитов в концентрации  $1,0 \times 10^9$ /мл было наиболее приемлемым, так как при этом наблюдался достаточно выраженный гемолиз, но в то же время соблюдалась экономия эритроцитов.

В последующем изучили воздействие различных концентраций наночастиц на мембраны эритроцитов. Для этого в пробирки вносили 3,0 мл суспензии эритроцитов и 20,0 мкл различных концентраций наночастиц оксида алюминия. Пробы инкубировали на вращающейся платформе при комнатной температуре в течение 30 минут, затем их подвергали центрифугированию при

1000 об./мин в течение 5 минут и измеряли интенсивность окраски надосадочной жидкости (табл. 2).

Таблица 2

**Воздействие различных концентраций наночастиц оксида алюминия на уровень гемолиза эритроцитов человека**

Пробы	Интенсивность окраски надосадочной жидкости в пробах (в экстинкциях) с концентрацией наночастиц ... мкг/мл ( $M \pm m$ ; $n=5$ )				
	100,0	50,0	25,0	12,5	6,3
Опыт	0,20±0,01	0,20±0,02	0,16±0,01	0,09±0,01	0,04±0,02
Контроль	0,03±0,01	0,04±0,015	0,03±0,02	0,03±0,01	0,04±0,01

Из данных табл. 2 видно, что повреждающее действие наночастиц оксида алюминия на эритроцитарную мембрану напрямую зависит от их концентрации. В следующих экспериментах продолжили использовать суспензию частиц оксида алюминия в концентрации 100,0 мкг/мл.

Далее были проведены сравнительные эксперименты с наночастицами углерода и оксида алюминия без их предварительной ультразвуковой дезинтеграции (опыт) и после неё (контроль) (табл. 3).

Таблица 3

**Сравнительные данные о влиянии наночастиц оксида алюминия и углерода на гемолиз эритроцитов**

Вид наночастиц	Интенсивность окраски надосадочной жидкости проб, в экстинкциях	
	опыт	контроль
Оксида алюминия	0,16±0,01	0,03±0,01
Углерода	0,21±0,02	0,05±0,01

Как показал эксперимент, гемолитическим эффектом обладали лишь частицы оксида алюминия и углерода, подвергнутые обработке ультразвуком. Очевидно, что предварительная дезинтеграция исследуемых наночастиц являлась необходимым этапом исследований.

Исследуемые нами наночастицы были способны приводить к разрушению мембран эритроцитов различных видов млекопитающих (табл. 4), что свидетельствовало об универсальности механизмов их влияния на биомембраны. В то же время нами установлено, что эритроциты, находящиеся в крови, менее подвержены гемолизу, по сравнению с отмытыми эритроцитами, что свидетельствует о способности компонентов сыворотки крови предохранять эритроцитарную мембрану от деструктивного действия наночастиц.

Таким образом, нами показана принципиальная возможность использования эритроцитов млекопитающих для изучения воздействия наночастиц на их мембраны. На основании проведенных исследований разработана методика, в основу которой заложен принцип гемолитического действия испытуемых наночастиц на эритроциты. В результате экспериментов показано, что уровень повреждающего действия наночастиц на мембраны эритроцитов зависит от концентрации, размеров и разновидности наночастиц.

**Сравнительные данные о влиянии наночастиц оксида алюминия и углерода на гемолиз эритроцитов млекопитающих (отмытых и находящихся в крови)**

Нано-частицы	Принадлежность эритроцитов	Интенсивность окраски надосадочной жидкости в пробах, в экстинкциях ( $M \pm m$ ; $n=5$ )			
		Отмытые эритроциты		Эритроциты в крови	
		опыт	контроль	опыт	контроль
Оксида алюминия	Человек	0,20±0,01	0,05±0,03	0,15±0,01	0,1±0,03
	Белая крыса	0,23±0,03	0,09±0,02	0,13±0,015	0,12±0,01
	Морская свинка	0,18±0,01	0,095±0,04	0,16±0,02	0,12±0,01
	Корова	0,27±0,01	0,1±0,01	0,19±0,01	0,15±0,01
	Баран	0,20±0,01	0,1±0,01	0,14±0,01	0,125±0,01
Углерода	Человек	0,24±0,01	0,05±0,03	0,12±0,025	0,1±0,03
	Белая крыса	0,30±0,02	0,09±0,02	0,18±0,01	0,12±0,01
	Морская свинка	0,22±0,015	0,095±0,04	0,13±0,015	0,12±0,01
	Корова	0,25±0,01	0,1±0,01	0,16±0,035	0,15±0,01
	Баран	0,19±0,015	0,1±0,01	0,12±0,01	0,125±0,01

Предлагаемая нами методика может использоваться для оценки влияния различных наночастиц на мембраны эритроцитов человека и других видов млекопитающих. Методика проста в исполнении, не требует дорогостоящего оборудования, результаты исследований воздействия наночастиц на мембраны эритроцитов оцениваются с помощью прибора, что значительно повышает их информативность.

В дальнейшем необходимо провести совершенствование методики, используя для определения гемоглобина в надосадочной жидкости специальные реактивы. Для подтверждения воздействия наночастиц на мембраны эритроцитов следует провести исследование микроскопических препаратов при электронной микроскопии.

#### Литература

Андреев Г. Б., Минашкин В. М., Невский И. А. и др. Материалы, производимые по нанотехнологиям: потенциальный риск при получении и использовании // Рос. хим. журнал. 2008. Т. LI. № 5. С. 32–38.

Величковский Б. Т. Об экспресс-методе прогнозирования возможного патологического влияния наночастиц на организм // Бюллетень ВСНЦ СО РАМН. 2009. № 4 (68). С. 72–76.

Николенко В. Н., Алипов В. В., Фомичева О. А. и др. Перспективные нанотехнологии в области экспериментальной медицины // Нанотехника. 2009. № 3. С. 66–69.

Суздалев И. П. Нанотехнология: физико-химия нанокластеров, наноструктур и наноматериалов. М.: КомКнига, 2006. 592 с.

Шляхто Е. В. Инновационные нанотехнологии в медицине и биологии // Инновации. 2008. № 6 (116). С. 54–59.

Chen Z., Meng H. A., Xing G. M. et al. Acute toxicological effects of copper nanoparticles in vivo // Toxicology Letters. 2006. № 163. P. 109–120.

Panessa-Warren B. J., Maye M. M., Warren J. B. et al. Single walled carbon nanotube reactivity and cytotoxicity following extended aqueous exposure // Environ Pollut. 2009. Vol. 157. № 4. P. 1140–1151.

## НАНОТЕХНОЛОГИИ И МЕДИКО-БИОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ ОБЕСПЕЧЕНИЯ БЕЗОПАСНОСТИ В ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННЫХ СИСТЕМАХ

*В. А. Оборин, Е.В.Селезенева*

*Вятский государственный гуманитарный университет,*

*vaoborin50@mail.ru*

Одним из приоритетных направлений в развитии науки, промышленного производства и медицины в 21 веке является разработка и практическое применение нанотехнологий с широким использованием различных наноматериалов. На сегодняшний день получены наноматериалы с новыми физико-химическими свойствами, обладающие уникальными характеристиками, не свойственными обычным «исходным» образцам (Суздаев, 2006). Так, в промышленности на основе наночастиц уже используются сверхпрочные материалы (новые марки стали, виды резинотехнический изделий, строительные материалы), обладающие высокой прочностью, износостойкостью. Современная электроника не может существовать без применения наноматериалов, имеющих особые полупроводниковые характеристики. Именно наночастицы делают реальностью мечту многих поколений исследователей и врачей о прицельной доставке лекарств к месту патологического процесса с возможностью их контролируемого высвобождения. (Николенко 2009; Шляхто, 2008).

Принято считать, что к наноматериалам и наноструктурам относят разнообразные объекты, величина которых хотя бы в одной из трех размерностей меньше 100 нм. Они могут быть трехмерными (фуллероны, нанокристаллы), двухмерными (нанотрубки) и одномерными (нанопленки) (Николенко, 2009).

Ведущими в характеристике наночастиц являются свойства поверхности. От них зависит их стабильность и реакционная способность, полупроводниковые, магнитные, оптические и механические свойства, а также особенности биологического действия. Экспериментальным путем доказано, что токсичность наночастиц напрямую зависит от их размера. Чем меньше размер частиц, тем в большей степени они обладают способностью проникать через биологические барьеры, поражая внутренние органы и ткани организма (Андреев и др., 2008).

Крупномасштабное производство наночастиц основано на трех механизмах их образования: конденсации из газовой фазы, осаждения из коллоидного раствора и дезинтеграции твердого вещества. Следовательно, в момент получения продуктов могут создаваться высокие концентрации наночастиц. Кроме того, в ряде производств возникают побочные техногенные наночастицы. Они содержатся в дымах металлургических и химических предприятий, в выхлопных газах бензиновых и дизельных двигателей, в аэрозолях конденсации, образующихся при газо- и электросварочных работах (Андреев, Минашкин, Невский 2008; Величковский, 2009).

Наибольшую опасность для окружающей среды могут представлять предприятия, которые используют наночастицы для получения наноматериалов

(производство сверхпрочных марок стали, пластмасс, резинотехнических изделий и т.д.). При этом в рабочей зоне данных предприятий могут создаваться высокие концентрации наночастиц, которые могут являться опасными для здоровья персонала, вызывая острые и хронические заболевания. В некоторой степени опасность могут представлять изделия и материалы, изготовленные из наночастиц, которые будут применяться в медицине, косметологии и парфюмерии.

Немецкие ученые, специалисты в области нанотехнологий считают, что на исследования, касающиеся безопасности наноматериалов, должно тратиться не менее 10% от всех затрат при разработке любого наноматериала, который будет использоваться в любой отрасли народного хозяйства (Третьяков, 2007; Величковский, 2009).

Поэтому президиум РАМН среди 5 наиболее актуальных направлений изучения нанотехнологий выделил следующие исследования:

- 1) фундаментальные аспекты исследования взаимодействия наночастиц с биомембранами, внутриклеточными и субклеточными структурами организма;
- 2) проблемы безопасности при разработке и использовании нанотехнологий и наноматериалов.

С 1 декабря 2007 г. в нашей стране введены в действие методические рекомендации по «Оценке безопасности наноматериалов», утвержденные руководителем Роспотребнадзора, главным санитарным врачом РФ, академиком РАМН Г.Г. Онищенко. Методические рекомендации разработаны с целью обеспечения единого научно-обоснованного подхода к оценке безопасности наноматериалов на этапах разработки, экспертизы и государственной регистрации подобной продукции.

В рекомендациях указано, что для изучения взаимодействия наночастиц с биологическими макромолекулами и клеточными мембранами и для выяснения возможности проникновения их через биологические барьеры рекомендованы 13 различных методов.

В данный перечень включены различные виды микроскопий, спектроскопий, радиоизотопный метод, ультрацентрифугирование жидкостная хроматография высокого разрешения.

Однако биологические системы чрезвычайно сложны и взаимодействие наноструктур с такими биологическими компонентами, как молекулы нуклеиновых кислот, белков и клетками в целом, приводят к их уникальному распределению в тканях организма, возможному иммунному ответу и изменениям в метаболизме. Поэтому особое внимание исследователей при оценке влияния наноматериалов на биообъекты должно уделяться изучению последствий действия наночастиц на генетические структуры и клетки зародышевого пути, поскольку именно половые клетки и их наследственный аппарат связывают поколения между собой, гарантируя непрерывность жизненного процесса и являются наиболее уязвимыми при токсическом действии различных веществ, в том числе и наночастиц.

На сегодняшний день накопилось достаточное количество работ по изучению воздействия наночастиц различного химического состава и разной структуры на биологические объекты.

Первыми наночастицами, открытыми еще в начале 90-х годов прошлого века являются фуллерены (аллотропная форма углерода, представляющая собой замкнутую сферу, сформированную атомами, связанными в виде шести- и пятиугольников). Однако сведения об их возможной токсичности до сих пор противоречивы. На сегодняшний день установлены ярко выраженные цито- и генотоксические свойства фуллеренов. Имеются данные, свидетельствующие о наличии у фуллеренов мутагенной активности на свету. Работами многих авторов подтверждено, что цитотоксичность фуллеренов объясняется индукцией ими процессов перекисного окисления (Величковский, 2009).

В работе (Panessa-Warren et al., 2009) показано, что под влиянием дисперсии гидратированного фуллерена в концентрации 3–6 мкг/мл менялось количественное распределение отдельных морфологических форм красных клеток крови. Увеличение доли эритроцитов в присутствии фуллеренов указывало на эритроцитогенность последних. Вероятно, наночастицы фуллерена, являясь гидрофобными и отрицательно заряженными, вызывали увеличение отрицательного заряда во внешнем монослое мембраны, что приводило к изменению формы эритроцитов. Кроме того, при взаимодействии с мембраной эритроцита фуллерены, возможно, встраивались в нее, перераспределяясь между внутренним и внешним монослоями и вызывали структурные изменения мембраны. Повышение доли эритроцитов, видимо, связано с тем, что частицы накапливаются преимущественно в наружном слое мембраны, тем самым, расширяя его.

Углеродные нанотрубки открыты несколько позже фуллеренов. Сообщения о возможной токсичности нанотрубок появились в 2003 г. Значительные повреждения клеток сердечно-сосудистой системы были обнаружены у мышей после интраназального введения однослойных нанотрубок. Генотоксичность многослойных нанотрубок была подтверждена в исследованиях с использованием в качестве модели эмбриональных стволовых клеток (ЭСК) мыши. Многослойные нанотрубки оказались менее токсичными, чем однослойные. Высшая доза вызывала у макрофагов визуальные признаки некроза и дегенерации, хотя в ходе экспериментов отмечалось появление и некоторых признаков апоптоза.

В то же время обнаружен довольно высокий уровень цитотоксичности именно многослойных нанотрубок. Интересно отметить, что, по данным электронной микроскопии, нанотрубки локализовались практически исключительно в митохондриях – это позволило авторам предположить, что наблюдаемое повреждение ядра и мембран является вторичным и связано с повреждением митохондрий и их дисфункцией.

По мнению (Panessa-Warren et al., 2009), токсичность нанотрубок обусловливается воздействием ряда факторов – таких как дестабилизация клеточной мембраны, наличие растворимых токсичных загрязнений и ограничение трансмембранного переноса в случае адгезии нанотрубок к мембране (причем

очистка и химическая модификация нанотрубок позволяет снизить их токсичность).

Токсический эффект, вызываемый металлическими и оксидными наночастицами, зависит от их размеров: большую токсичность обнаруживают частицы меньшего размера (Суздаев, 2006).

Из краткого анализа данных литературы следует, что при изучении взаимодействия наночастиц с внутриклеточными структурами в первую очередь следует обращать внимание на исследования по изучению проникающей и повреждающей способности наночастиц на биологические мембраны. Так как повреждающее действие наночастиц на ДНК или внутриклеточные структуры возможно только в том случае, если они проникают через мембрану клетки или вызывают существенное повреждение ее структуры и функции.

По нашему мнению, важную информацию о взаимодействии наночастиц с биологическими мембранами животных и людей могут дать исследования эритроцитов. Для этого необходимо использовать методы, позволяющие регистрировать морфо-функциональные свойства данных клеток. Преимущество использования эритроцитов, в отличие от других клеток организма, является простота и получение их в достаточном количестве. Эритроциты являются удобной моделью и широко используются в мембранологии, так как не имеют ядра, а мембраны этих клеток обладают высокой биологической активностью и являются удобной моделью при изучении структуры, функции и свойств мембран других клеток. Многочисленными исследованиями установлено, что мембраны эритроцитов схожи по строению с мембранами клеток других тканей организма.

Для регистрации взаимодействия наночастиц с мембранами эритроцитов, по нашему мнению, можно использовать изменение их электрофоретической подвижности. Это обусловлено тем, что при взаимодействии с наночастицами может изменяться электрический заряд мембран эритроцитов.

Доступным способом регистрации является морфометрия клеток (измерение размеров и изучение формы эритроцитов).

Перспективным направлением исследований по изучению взаимодействия наночастиц с мембранами эритроцитов, по нашему мнению, является исследование гемолитических свойств наночастиц. Анализ данных литературы показал, что такие исследования до настоящего времени не проводились.

Учитывая это, нами разработана простая и доступная для практического применения методика изучения гемолитических свойств наночастиц в отношении эритроцитов различных видов млекопитающих. Суть методики заключается в предварительной обработке наночастиц на ультразвуковой установке и последующего нахождения их с эритроцитами на вращающейся платформе в течение определенного времени. После этого эритроциты подвергают центрифугированию. Учет результатов повреждения мембран эритроцитов наночастицами осуществляют путем определения оптической плотности надосадочной жидкости.

В результате проведенных исследований по изучению гемолитических свойств различных наночастиц установлено, что наночастицы оксида алюми-



ния и углерода обладают повреждающим действием на мембраны эритроцитов людей, сельскохозяйственных и лабораторных животных только после предварительной ультразвуковой обработки и в течение определенного времени. Показано, что наночастицы не оказывают гемолитического действия на эритроциты, находящиеся непосредственно в крови. Это, вероятно, обусловлено тем, что белки плазмы крови защищают мембраны эритроцитов от повреждающего действия наночастиц.

Полученные предварительные данные о гемолитическом действии наночастиц на эритроциты свидетельствуют о необходимости проведения дальнейших исследований в данной направлении. Следует выбрать оптимальные условия оценки гемолитических свойств наночастиц и после этого рекомендовать разработанную методику в комплексном определении безвредности различных наноматериалов, а также оценки влияния нанотехнологий на состояния природных и природно-техногенных систем.

### Литература

Андреев Г. Б., Минашкин В. М., Невский И. А. и др. Материалы, производимые по нанотехнологиям: потенциальный риск при получении и использовании // Рос. хим. журнал. 2008. Т. LII. № 5. С. 32–38

Величковский Б. Т. Об экспресс-методе прогнозирования возможного патологического влияния наночастиц на организм // Бюллетень ВСНЦ СО РАМН. 2009. № 4 (68). С. 72–76.

Николенко В. Н., Алипов В. В., Фомичева О. А. и др. Перспективные нанотехнологии в области экспериментальной медицины // Нанотехника. 2009. № 3. С. 66–69.

Суздаев И. П. Нанотехнология: физико-химия нанокластеров, наноструктур и наноматериалов. М.: КомКнига, 2006. 592 с.

Третьяков Ю. Д. Проблемы развития нанотехнологий в России и за рубежом // Вестник РАМН. 2007, Т. 77. № 1. С. 3–10.

Шляхто Е. В. Инновационные нанотехнологии в медицине и биологии // Инновации. 2008. №6 (116). С. 54–59.

Panessa-Warren B. J., Maye M. M., Warren J. B. et al. Single walled carbon nanotube reactivity and cytotoxicity following extended aqueous exposure // Environ Pollut. 2009. V. 157. № 4. P. 1140–1151.

## МОНИТОРИНГ СОСТОЯНИЯ ЗДОРОВЬЯ УЧАЩИХСЯ И ФАКТОРОВ ОБРАЗОВАТЕЛЬНОЙ СРЕДЫ

*Г. А. Воронина<sup>1</sup>, Л. Н. Глухих<sup>2</sup>, В. Н. Касьянов<sup>1</sup>, Я. Н. Чебоксарова<sup>3</sup>*

<sup>1</sup> *Вятский государственный гуманитарный университет,  
vorgand@mail.ru*

<sup>2</sup> *Лицей естественных наук г. Кирова,*

<sup>3</sup> *МКОУ СОШ № 2 п. Первомайский Юрьянского района*

Школьное образование предъявляет высокие требования к состоянию ведущих функциональных систем ребенка. Учебные нагрузки, превышающие психофизиологические возможности ученика, приводят к снижению адаптационных возможностей нервной, эндокринной, дыхательной, сердечно-сосудистой, иммунной систем растущего организма, что способствует форми-

рованию различных функциональных расстройств и хронической патологии (Кучма и др., 2011). По-прежнему высокой остается и распространенность «школьных» болезней – отклонений со стороны костно-мышечной системы, органа зрения, нервно-психического статуса. В структуре нарушений здоровья и сформировавшихся заболеваний они начинают доминировать (Баранов, Ильин, 2011; Безруких и др., 2003).

Результаты исследований ряда авторов показывают, что интенсивная учебная нагрузка – наиболее неблагоприятный фактор школьной среды (Александрова, 2008). В этой связи все большую значимость приобретает здоровьесберегающая образовательная среда и технологии, которые с одной стороны, снижают негативное влияние большой образовательной нагрузки на здоровье учащихся, а с другой – способствуют повышению функциональных возможностей школьников, увеличивают их устойчивость к развитию утомления (Степанова и др., 2011).

Выделяя в классификации внутришкольные факторы среды, определены три группы: физиолого-гигиенические, социо-психологические и педагогические (Сонькин, 2002). Среди них существуют неизбежные (НФ), корректируемые (КФ) и устранимые факторы (УФ), негативное действие которых можно нейтрализовать. Здоровьесберегающая деятельность состоит в том, чтобы учитывать НФ, ослаблять воздействие КФ и устранять УФ.

Поэтому особое внимание обращалось на режимы дневного и недельного биоритмов и на весь учебный год. Заслуживает внимания как учебная нагрузка так, и режим дня школьника, организация оздоровительных мероприятий и двигательная активность, мотивация учащихся и взаимоотношения ученика, учителя и родителей. В связи с этим выделялись две группы учащихся: с традиционным обучением (Т) и экспериментальная группа с инновационным подходом в обучении (Э). Кроме того, выделялись учащиеся с СНВГ (синдромом недостатка внимания и гиперактивности) и контрольная группа учащихся среднего и старшего школьного возраста.

*Цель исследования:* изучение динамики состояния здоровья детей с 7 до 15 лет, и гомеостатических резервных возможностей организма среди обучающихся в традиционном и инновационном режиме здоровьесберегающей среды.

В течение пяти учебных лет (2007–2011 гг.) проводились мониторинговые исследования в пяти общеобразовательных школах (№ 9, 58, 59, 71 и «Лицея естественных наук» города Кирова; МКОУ СОШ № 2 п. Первомайский Юрьянского района). Под наблюдением находилось 819 учащихся (из них 458 младшего и 361 среднего и старшего школьного возраста).

Проводилась совместная работа педагогов-исследователей и врачей центра здоровья. Изучались индивидуальные медицинские карты (форма 026/у). Наряду с общепринятыми методиками проводилось компьютерное обследование специалистами центра здоровья города Кирова по выявлению уровня и концентрации внимания учащихся, типа ВНД, уровня физического развития и вместе с показателями психофизиологического состояния оценивались жизненная ёмкость легких, бронхиальная проходимость, насыщенность крови кислородом, уровень глюкозы в крови, состояние полости рта.

Индивидуальная коррекционная работа выполнялась с использованием приборов БОС с компьютерными мультимедийными программами «Дыхание. 2», «Нейрокор 3.1.С» и «Экватор», позволяющих регистрировать ряд функций частоту сердечных сокращений (ЧСС), частоту дыхания (ЧД), дыхательную аритмию сердца (ДАС), электромиограмму (ЭМГ), определять биологический возраст, температуру кожных покровов. Предлагаемая методика БОС-тренинга подразумевает последовательное обучение пациентов навыкам саморегуляции, самоконтроля, использование которых позволяет избежать усугубление психоэмоционального состояния, способствует улучшению функционального состояния кардиореспираторной системы и уровня активного внимания. Проведено исследование адаптационных возможностей кардиореспираторной системы по гемодинамическим показателям САД, ДАД и ПД, величине ДАС, адаптационного потенциала системы кровообращения (АП). Дан анализ исследуемых показателей в динамике до и после проведения тренинговых занятий. Устойчивость внимания оценивали по скорости переработки информации и времени простой зрительно-моторной и слухомоторной реакции. Синдром дефицита внимания и гиперактивность детей установлены психологами школ и участковым психиатром на основе теста Тулуз-Пьерона, методом анкетирования (опроса) родителей и педагогов, наблюдения за учащимися в урочное и внеурочное время. Состояние здоровья оценивалось по показателям уровня здоровья (ПУЗ), показателю временной нетрудоспособности (ПВН) и индексу здоровья (ИнЗ).

*Новизна полученных результатов* заключается в практическом применении приборов БОС для коррекции и восстановления функционального состояния кардиореспираторной системы и уровня активности внимания.

На основании компьютерной диагностики специалисты центра здоровья дали следующую характеристику показателей физического развития и психофизиологического состояния учащихся среднего и старшего школьного возраста. Данные представлены в таблице 1.

Таблица 1

**Показатели психофизического развития учащихся 12-15 лет группы СДВГ и контрольной группы**

Уровень физического развития	Гармоничное	Дисгармоничное	Резко дисгармоничное
Группа СДВГ	85%	13,5%	2%
Контрольная группа	75%	22%	2,7%
Тип ВНД	Подвижный	Инертный	Промежуточный
Группа СДВГ	9,6%	11,4%	79%
Контрольная группа	4%	7,4%	88,6%
Уровни концентрации внимания	низкий	средний	высокий
Группа СДВГ	23%	62%	15%
Контрольная группа	29,5%	66%	4,7%
Уровни устойчивости внимания	низкий	средний	высокий
Группа СДВГ	8%	27%	65%
Контрольная группа	5,4%	30%	64%

У учащихся контрольной группы и группы СДВГ преобладает гармоничное развитие (в 75 и 85% случаев). Процент детей с дисгармоничным и резко дисгармоничным развитием больше в контрольной группе и составляет 24,7%. В обеих группах преобладает промежуточный тип ВНД, в группе с СДВГ более выражен подвижный и инертный типы по сравнению с контрольной. В обеих группах преобладает средний уровень концентрации внимания у 62 и 66% учащихся и высокий уровень устойчивости внимания у 64 и 65% учащихся (таблица 2).

У 70% детей с признаками СДВГ насыщение крови кислородом составляло 99%, у 30% этот показатель приближался к 95-98%. Жизненная ёмкость лёгких и бронхиальная проходимость соответствуют норме у всех испытуемых. Уровень глюкозы в капиллярной крови обследуемых колеблется от 4,2 до 6,3 ммоль/л, что свидетельствует о различной интенсивности углеводного обмена. У 50% обследованных отмечено неудовлетворительное состояние ротовой полости.

Анализируя показатели ПВН, ПУЗ, ИнЗ следует отметить, что показатель ПВН, отражающий количество дней пропущенных по болезни, был выше в группе с традиционным режимом обучения во 2-м, 4-м классах и соответственно составлял  $T=8,82$  и  $\Xi=6,53$ . Данные ИнЗ учащихся 1-, 2-, 3-его класса с традиционным режимом обучения был достоверно выше и соответствовал 35,0–37,6%. У детей 4–5 классов достоверности различий индекса здоровья не отмечалось.

Диагностический и коррекционный положительный результат определяется величинами ДАС<sub>1</sub> и ДАС<sub>2</sub> (табл. 2). При анализе результатов отмечена достоверная положительная динамика величины дыхательной аритмии сердца (ДАС) в контрольной группе и в группе учащихся с СНВГ.

Таблица 2

**Динамика показателей функциональных резервов  
кардиореспираторной системы учащихся 12-13 лет (M±m)**

Показатели	группа СНВГ (n=26)	группа контрольная (n=26)
ЧД, раз/мин.	9,7±1,8	8,5±1,3
ЧСС <sub>1</sub> , уд/мин	100,5±5,79	101,7±4,50
ЧСС <sub>2</sub> , уд/мин	74,3±4,98	73,5±3,83
ДАС <sub>1</sub> , баллы	2,06±0,83	2,16±0,65
ДАС <sub>2</sub> , баллы	3,21±1,03	3±0,77
Уровень значимости, p	p<0,05	p<0,05

Таблица 3

**Показатели работоспособности и уровня внимания учащихся  
среднего и старшего школьного возраста**

Показатели	Группа СДВГ (n=59)	Контрольная группа (n=60)
СПИ <sub>1</sub>	1,378±0,052	1,551±0,051
СПИ <sub>2</sub>	1,553±0,044	1,659±0,072
t	2,00	1,227
Уровень значимости, p	p<0,05	p>0,05

В мониторинговых исследованиях в динамике прослеживался объем и скорость переработки зрительной информации (СПИ), на основании чего определялась концентрация и переключение внимания, что давало возможность судить о степени сформированности внутреннего торможения. Для коррекции СНВГ врачи применяют препараты ноотропного ряда, часто рекомендуется препарат фенибут-фенильная производная гамма-амино-масляной кислоты (Шульгина, 2010; Фесенко, 2010). Этот препарат улучшает выработку условного торможения, улучшает сон, что определяется повышением уровня активности ГАМК-эргической нейро-медиаторной системы. Тренинговые занятия с применением приборов БОС давали сходный положительный эффект, поэтому возможна замена фенибута тренингами, либо комплексное использование этих методов коррекции.

*Вывод:* применение тренажеров БОС способствует развитию резервов кардиореспираторной и нервной системы, коррекции недостатка внимания у учащихся 7–12, 12–13 и 14–15 лет при дифференцированном подходе на основе индивидуальных показателей гомеостаза. Тренинговые занятия способствуют выработке внутреннего торможения, необходимого для активного внимания, подобно действию ноотропных препаратов.

#### Литература

Александрова Л. А., Андреева М. Г., Куприянова М. Ю., Хураськина Н. В. Изучение влияния некоторых экологических и социальных факторов на физическое развитие и здоровье детей // Научные труды II съезда физиологов СНГ. Кушинеу (Кишинев) Молдова (29–31 ноября 2008 г.). 2008. С. 208.

Баранов А. А., Ильин А. Г. Актуальные проблемы сохранения и укрепления здоровья детей в Российской Федерации // Российский педиатрический журнал. 2011. № 4. С. 7–11.

Безруких М. М., Ефимова С. П., Юркевич Е. Н. Трудности обучения младших школьников, имеющих нарушение психического здоровья // Новые исследования: Альманах. М.: Вердана, 2003. № 1 (4). С. 143–152.

Кучма, В. Р. Степанова М. И., Уланова С. А., Поленова М. А. Сохранение здоровья школьников путем оптимизации их обучения // Российский педиатрический журнал. 2011. № 3. С. 42–45.

Сонькин В. Д. Здоровье и школа // Новые исследования: Альманах. М.: Вердана, 2002. № 1. С. 6–11.

Степанова М. И., Сазанюк З. И., Поленова М. А., Седова А. С., Александрова И. Э., Лашнева И. П., Шумкова Т. В., Уланова С. А. Профилактика нарушений здоровья школьников в процессе обучения // Российский педиатрический журнал. 2011. № 3. С. 46–49.

Фесенко Е. В., Фесенко Ю. А. Синдром дефицита внимания и гиперактивности у детей. С-Пб.: Наука и техника, 2010. 384 с.

Шульгина Г. И. Нейрофизиологическое и нейромедиаторное обеспечение торможения поведения в норме и в условиях патологии // Высшая нервная деятельность. 2010. № 6, Т. 60. С. 643–656.

Научное издание

# **Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем**

*Материалы*

*Всероссийской научно-практической конференции*

*с международным участием*

*4–5 декабря 2012 г.*

*Редакторы: Т. Я. Ашихмина, Н. М. Алалыкина*

*Верстка: Е. М. Кардакова*

Допечатная подготовка: ООО «Лобань»

Подписано к печати Формат 60x84 1/16.  
Бумага офсетная. Гарнитура Times. Усл. п. л. 15,6  
Тираж 200 экз. Заказ № 561

Вятский государственный гуманитарный университет,  
610002, г. Киров, ул. Красноармейская, 26.

Отпечатано в типографии «Лобань», г. Киров, ул. Большевиков, 50.