

**Министерство образования и науки Российской Федерации
ФГБОУ ВО «Вятский государственный гуманитарный университет»
ФГБУН Институт биологии Коми научного центра УрО РАН**

АКТУАЛЬНЫЕ ПРОБЛЕМЫ РЕГИОНАЛЬНОЙ ЭКОЛОГИИ И БИОДИАГНОСТИКА ЖИВЫХ СИСТЕМ

**Материалы XIII Всероссийской научно-практической
конференции с международным участием
1–2 декабря 2015 г.**

Книга 2

Киров 2015

ББК 20.1+74.200.57
А98

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

Редакционная коллегия:

Т. Я. Ашихмина, профессор, д. т. н., А. В. Албегова, к. х. н., Л. И. Домрачева, профессор, д. б. н., И. Г. Широких, с. н. с., д. б. н., Е. В. Дабах, доцент, к. б. н., Е. А. Домнина, доцент, к. б. н., Л. В. Кондакова, доцент, д. б. н., Г. Я. Кантор, с. н. с., к. т. н., С. Ю. Огородникова, доцент, к. б. н., А. С. Олькова, доцент, к. т. н., С. В. Пестов, н. с., к. б. н., С. Г. Скугорева, н. с., к. б. н., А. С. Тимонов, с. н. с., В. А. Титова, с. н. с.

А98 Актуальные проблемы региональной экологии и биодиагностика живых систем: Материалы XIII Всероссийской научно-практической конференции с международным участием. Книга 2. (г. Киров, 1–2 декабря 2015 г.). Киров: Изд-во ООО «Веси», 2015. 363 с.

ISBN

В сборник материалов XIII Всероссийской научно-практической конференции с международным участием «Актуальные проблемы региональной экологии и биодиагностика живых систем» вошли материалы исследований в области региональной экологии и биодиагностики состояния природных и природно-техногенных систем. Значительное место в сборнике занимают материалы по оценке состояния и особенностям адаптации растений, животных и микроорганизмов к действию неблагоприятных факторов среды. Особое внимание уделено использованию традиционных методов и инновационных технологий в мониторинговых исследованиях, приведены результаты экологического мониторинга техногенно нарушенных территорий с использованием комплекса методов. Представлены материалы по химии и экологии почв, а также отдельным вопросам региональной и социальной экологии. Сборник материалов конференции предназначен для научных работников, преподавателей, аспирантов, магистрантов и студентов высших учебных заведений.

ISBN

ББК 20.1+74.200.57
© ФГБОУ ВО «Вятский государственный гуманитарный университет», 2015
© ФГБУН Институт биологии Коми научного центра УрО РАН, 2015

СОДЕРЖАНИЕ

СЕКЦИЯ 1 МОНИТОРИНГ ТЕХНОГЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

Френкель М. О. Особенности загрязнения природной среды за последние годы в Кировской области	10
Елсаков В. В. Материалы спутниковой радарной съемки в геоэкологическом мониторинге производственных объектов	14
Трефилова Н. Я., Грачёва М. К., Корочкина А. М. ГИС-модель карты функционального зонирования как основа при постановке природоохранных работ.....	17
Титова В. А., Адамович Т. А., Клековкина Е. А. Применение геоинформационных систем в задачах логистики	20
Титова В. А., Рутман В. В. Использование перспективных методов компьютерного моделирования в научно-исследовательской и образовательной деятельности Вятского государственного гуманитарного университета	24
Ашихмина Т. Я., Домнина Е. А., Огородникова С. Ю., Пестов С. В. Результаты биологического мониторинга в районе функционирования объекта уничтожения химического оружия в пос. Мирный Кировской области на завершающем этапе.....	27
Ашихмина Т. Я., Кантор Г. Я., Тимонов А. С., Новойдарский Ю. В., Кардакова Е. М. Проведение работ по ликвидации последствий деятельности объекта по хранению и объекта по уничтожению химического оружия «Марадыковский» в Кировской области	29
Новойдарский Ю. В., Бендюк В. А., Ашихмина Т. Я., Кардакова Е. М. Разработка концепции реабилитации загрязнённых территорий в районе объекта хранения и уничтожения химического оружия и алгоритма модели принятия научно-технических управленческих решений	32
Титова В. А., Тимонов А. С., Пантелеева О. Г., Ашихмина Т. Я., Кантор Г. Я., Новойдарский Ю. В. Оценка воздействия образующихся в процессе ликвидации последствий деятельности промышленных отходов на окружающую среду	36
Пантелеева О. Г., Тимонов А. С., Ашихмина Т. Я., Кантор Г. Я., Новойдарский Ю. В. Оценка воздействия загрязняющих веществ на атмосферный воздух при проведении работ по ликвидации последствий деятельности на объекте «Марадыковский»	41
Шихова Л. Н. Организация регионального мониторинга атмосферного воздуха на территории Кировской области.....	43
Бактыбаева З. Б., Сулейманов Р. А., Валеев Т. К., Рахматуллин Н. Р. Экологическая оценка опасности загрязнения поверхностных вод стоками объектов горнорудной промышленности	45
Ашихмина Т. Я., Шаров С. А. Конкуренция фосфатаккумулирующих микроорганизмов с гликогенаккумулирующими организмами в сточных водах	48

Злобина В. Л. Экологические последствия антропогенных воздействий на подземные воды	51
Рачкова Н. Г., Шуктомова И. И. Динамика химического состава поверхностных вод в импактной зоне бывшего радиевого промысла	54
Кутявина Т. И., Цепелева М. Л., Олькова А. С., Ашихмина Т. Я. Оценка экологического состояния Омутнинского водохранилища методами биоиндикации и биотестирования	57
Дембовская Л. В., Анищенко Л. Н. Биоиндикация определения экологического состояния р. Немерка	61
Кораблева А. И., Гариевская Д. В., Ханбекова Д. В., Фомина А. А. Мониторинг акватории городов Саратов-Энгельс с использованием макрофитов.....	64
Маханова Е. В., Жолобова Н. А. Биоиндикция состояния р. Сандаловка Кировской области	67
Бакаева Е. Н., Тарадайко М. Н. Экотоксикологический мониторинг малых рек в условиях влияния техногенных шахтных вод	71
Боднарь И. С., Юшкова Е. А., Зайнуллин В. Г. Оценка токсичности поверхностных вод с территории хранилища радиоактивных отходов (п. Водный, Республика Коми) с использованием ряски малой (<i>Lemna minor</i> L.).....	75
Албегова А. В., Гонопольский А. М., Петухова И. Ю. Формирование системы критериев для комплексной оценки условий размещения объектов обращения с твердыми коммунальными отходами	79
Бондарева Т. А., Крамарева Т. Н. Основные проблемы сельскохозяйственных предприятий в области обращения с отходами.....	89
Черкасова Е. Е., Лаврентьева Г. В. Ареал загрязнения территории сопредельной с территорией хранилища РАО техногенным радионуклидом Cs-137.....	91
Анищенко Л. Н., Емельяшина Е. В. Информативность методики определения стабильности развития для выявления радиационного состояния местности.....	93
Леонтьева М. М. Сорбционные и детоксицирующие свойства гуминовых веществ торфов различного происхождения по отношению к тяжелым металлам	97
Петракова Е. А., Анищенко Л. Н. Выбор биологических поглотителей тяжелых металлов в модельных водных растворах.....	99
Хранилов Ю. П. О допустимых концентрациях токсичных металлов ...	102
Андреева М. И., Иванов А. И., Горохова А. Г., Дурагина К. А. Биоконцентрация токсичных химических элементов агарикиоидными грибами.....	104
Скугорева С. Г., Ашихмина Т. Я. Механизмы токсического действия тяжелых металлов.....	106
Мустафина Л. К., Юраниец-Лужаева Р. Ч., Богданова О. А., Тарасов О. Ю. О содержании тяжелых металлов в природных водах (на примере свинца и кадмия).....	110

Чащина Е. В., Караваев Л. Л., Ашихмина Т. Я. Изучение миграции алюминия в растительных объектах в системе почва – растения.....	114
Еськов Е. К., Еськова М. Д., Спасик С. Е. Поверхностное и тканевое загрязнение свинцом рябины, произрастающей на разном расстоянии от автомагистрали	118
Петухова Е. С., Ашихмина Т. Я. Влияние соединений аммонийного и нитратного азота на миграционную способность меди и свинца в системе почва – растение	121
Кремсал А. В., Петухова Е. С., Ашихмина Т. Я. Изучение миграционной способности кадмия в присутствии соединений нитратного азота в системе почва – растение	125
Хранилов Ю. П., Лобанова Л. Л. Расчёты ионных равновесий при разработке технологий нейтрализации отходов гальванических производств	130
Баскин З. Л. Анализ загрязнения атмосферного воздуха. Задачи, состояние, достижения	133
Хотько Н. И., Трегуб А. А. К вопросу определения степени экологической опасности на территориях дислокации объектов по уничтожению химического оружия	135
Кондакова Л. В., Ашихмина Т. Я., Кантор Г. Я. Мониторинговые исследования состояния воздушной среды в районе объекта «Марадыковский» по пыльце <i>Pinus sylvestris</i> L.....	137

СЕКЦИЯ 2 ХИМИЯ И ЭКОЛОГИЯ ПОЧВ

Соболева Е. С., Прокашев А. М., Ончуков П. В. Дерново-подзолистые почвы со сложным органопротилем – перспективные объекты охраны.....	140
Михайлова Е. Н., Дымов А. А. Почвы постагрогенных ландшафтов Республики Коми.....	145
Прокашев А. М., Вартан И. А., Кельдышев М. А., Ожиганов В. А., Трифанов В. А. Почвы пуговых холмов Чепецко-Кильмезской возвышенности	149
Шахтарова О. В., Денева С. В., Русанова Г. В. Распределение элементов в структурных компонентах и конкреционных новообразованиях освоенных почв Воркутинского района	153
Безносиков В. А., Лодыгин Е. Д. Тяжелые металлы в почвах Интинского района Республики Коми	156
Шмелькова А. И. Содержание тяжелых металлов в торфах и система мониторинга болот как ландшафтных комплексов	159
Гонина Е. С. Содержание цинка в осушенных торфяных почвах «Каринского» болота Кирово-Чепецкого района Кировской области	162
Прохоренко В. А., Ли С. П., Жолболдиев Б., Пукальчик М. А. Радиохимический состав почв техногенной провинции Каджи-Сай	165
Ершов В. В., Исаева Л. Г. Многолетняя динамика меди и никеля в подстилочных водах в хвойных лесах Кольского Севера.....	167

Лантева Е. М., Шамрикова Е. В., Холопов Ю. В. Фоновое содержание тяжелых металлов и металлоидов в почвах бассейна верхнего течения р. Илыч.....	170
Нуржанова А. А., Сейлова Л. Б., Маханова А. С. Фитомониторинг загрязненных пестицидами почв	174
Маханова Е. В., Олькова А. С., Березин Г. И. Анализ зависимости активности почвенных ферментов от суммарного содержания тяжелых металлов в почвах полигонов твердых бытовых отходов	178
Каримуллин Л. К., Петров А. М., Вершинин А. А. Ферментативная активность почв в условиях нефтяного загрязнения.....	184
Вершинин А. А., Петров А. М., Каримуллин Л. К. Дыхательная активность различных типов почв в условиях нефтяного загрязнения	186
Гудырев В. А., Загирова С. В. Почвенная эмиссия углекислого газа в ельнике чернично-сфагновом среднетаежной подзоны.....	190
Лукашева М. В., Мигловец М. Н., Загирова С. В. Сезонная динамика эмиссии метана с поверхности болота на южной границе криолитозоны (Республика Коми)	191
Рачкова Н. Г., Зайнуллин В. Г. Моделирование подвижности радия-226 в загрязнённых подзолистых почвах на основе данных регрессионного анализа.....	194
Мязин В. А., Фокина Н. В. Влияние нефтепродуктов на биологические показатели почвы в условиях полевого модельного эксперимента.....	197
Шумилова М. А., Петров В. Г. Способы исследования поведения поллютантов в почве.....	201
Васильев Ю. В., Сырчина Н. В., Григорьев В. В. К вопросу о возможности использования отработанного активного ила в качестве сорбента нефтешламов.....	205
Платунов А. А., Кислицына А. П., Скурихина А. М. Агроэкологические и экономические аспекты перехода на адаптивно-ландшафтное земледелие..	208
Юлушев И. Г. Подвижный алюминий в почвах Вятско-Камской земледельческой провинции	210
Фетисова Е. А., Богатырева Н. Н., Сырчина Н. В. Агрохимические свойства опок	213

СЕКЦИЯ 3

БИОТЕСТИРОВАНИЕ И ИННОВАЦИОННЫЕ МЕТОДЫ В ЭКОЛОГИИ

Котелевцев С. В., Андрияшина Т. В., Саратовских Е. А., Пятенко В. С., Хвостунов И. К., Исакова Е. Ф., Глазер В. М., Остроумов С. А. Взаимодополнение биотестов на прокариотах и эукариотах при оценке генотоксичности и токсичности образцов окружающей среды (на примере почв)	216
Остроумов С. А., Котелевцев С. В. Новое в разработке метода фитотестирования.....	219

Пряничникова В. В., Шулаев Н. С., Кадыров Р. Р., Галина А. Ф.	
Влияние загрязнения почв мазутом на всхожесть и жизнеспособность семян рогоза широколистного	221
Трубников А. М., Янков Н. В., Кавеленова Л. М. К оценке отражательной способности листьев в качестве показателя биодиагностики	223
Петышин А. В., Петышина К. В. Использование пыльцы-обножки в мониторинге загрязнения окружающей среды	227
Бакаева Е. Н., Запорожцева А. Ю., Нефёдова В. В. Хлорофилл <i>a</i> в методах биодиагностики поверхностных вод	230
Ломаев Г. В., Емельянова М. С., Кочарян Я. Ю. Методика ускоренного биоэкологического эксперимента в условиях гипогеомагнитного поля.....	234
Емельянова М. С. Влияние вариаций геомагнитного поля на развитие биологических объектов.....	237
Юронец-Лужаева Р. Ч., Тарасов О. Ю., Бодяжин А. С. Измерение электропроводности как экспресс-метод экологического мониторинга вод....	240
Владыкина В. Э., Фокина А. И., Лялина Е. И., Олькова А. С. Исследование люминол-зависимой хемилюминесценции глутатионсодержащих растворов солей двухвалентной меди	244
Афониная Е. Л., Каманина О. А. Разработка биораспознающего элемента БПК-биосенсора на основе инкапсулированных в органосиликатную матрицу дрожжей <i>Debaryomyces hansenii</i> ВКМ У-2482	246
Возчикова С. В., Алферов С. В. Оценка изменения концентрации кислорода и субстратов в макете микробного биотопливного элемента.....	248
Гавриков А. С., Асулян Л. Д. Полимерная матрица на основе модифицированного поливинилового спирта для иммобилизации микроорганизмов, используемых в биосенсорах.....	251
Камаева О. А. Модификация поливинилового спирта окислительной сшивкой с целью получения полимерной матрицы для иммобилизации микроорганизмов.....	254
Скворцова Л. С., Каманин С. С., Арлянов В. А. Медиаторные и безмедиаторные печатные электроды, модифицированные графитовыми материалами как основа ферментного биосенсора для определения глюкозы	256
Шишкарёва Е. И., Зайцева А. С. Разработка бимедиаторного БПК-биосенсора на основе дрожжевого штамма <i>Debaryomyces hansenii</i>	259
Двухватская К. П., Плотникова О. М. Экотоксикологическая оценка растворов глифосата с помощью инфузорий как тест-объекта.....	262
Кискина Л. А., Плотникова О. М. Влияние глифосата различных концентраций на тест-систему «Эколюм».....	264
Олькова А. С., Бармина Е. В., Фокина А. И. Экспресс оценка токсичности водных сред по двигательной активности <i>Daphnia magna</i> Straus	266
Дабах Е. В., Олькова А. С. Сравнительная оценка качества воды пойменных озёр методами биотестирования	268
Ложкина Р. А. Оценка токсического воздействия редкоземельных элементов на ветвистоусого рачка <i>Ceriodaphnia affinis</i>	270

Овсянникова И. В., Фанакова Н. Н., Хайруллин Р. М. Определение токсичности средств бытовой химии с использованием семян кресс-салата (<i>Lepidium sativum</i>).....	274
Мынбаева Б. Н., Досан А. Оценка экологической токсичности почв г. Алматы методом биотестирования.....	278
Бакулина А. В., Широких И. Г. К вопросу о влиянии перфтордекалина на каллусную ткань ячменя.....	281
Олькова А. С., Будина Д. В., Кувичкина Т. Н., Решетилов А. Н., Ашихмина Т. Я. Оценка безопасности ПВХ пластикатов с помощью биотестирования и биосенсорного анализа.....	284
Поромов А. А., Соколова С. А., Дмитриева Е. С., Тригуб А. Г., Федотов А. С., Микодина Е. В., Медянкина М. В. Перспективы QSAR моделирования для прогнозирования экотоксикологических свойств веществ в морской среде	287
Зобнина Н. Л., Цапок П. И. Изучение сорбции пировиноградной кислоты на препарате гидролизного лигнина.....	290

СЕКЦИЯ 4 СОЦИАЛЬНАЯ ЭКОЛОГИЯ

Бурков Н. А. Об этапах государственного регулирования природопользования	293
Пономарева А. С. Экологический аспект устойчивого развития сельского хозяйства Республики Коми.....	297
Зарубина И. М., Тетерятникова Е. А. Экологическая тематика в произведениях вятских авторов	300
Хотько Н. И., Медведева Н. В. Роль реализации экологического образования в системе образовательной деятельности.....	304
Соловьева М. Ф. «Экология человека» в системе экологического образования	306
Зимонина Н. М. Изучение проблем водопользования в курсе «Ресурсоведения» как вариативной составляющей в подготовке экологов	310
Русских Г. А., Соболева Е. С. Развитие экологической культуры учащихся в рамках организации летней выездной школы «Я – географ» (Летняя выездная школа была организована при грантовой поддержке Русского географического общества)	313
Хотько Н. И., Дмитриев А. П. Эколого-гигиенические аспекты условий обучения студентов вузов.....	314
Макаренко З. П. Защита исследовательских проектов как прием оценки достижения планируемых результатов лицеистов	317
Снытко В. А., Широкова В. А., Романова О. С., Озерова Н. А., Эрман Н. М. Экспедиционные исследования природы Восточно-Европейской равнины в конце XIX века.....	322
Егоровых А. Ю., Хохлов А. А. Из истории изменения трактовки понятия «заказник» и классификации заказников.....	324

Зайцева М. С., Береснева Е. В. Анализ качества подземной питьевой ВОДЫ.....	327
Попцова Н. А., Жданова О. Б. Большедубровские минеральные источники	330
Шубин А. С., Береснева Е. В. Исследование качества и безопасности сливочного масла на потребительском рынке Кировской области	332
Пантелеева Е. К., Даровских Л. В. Исследование показателей безопасности мороженого пломбирного	336
Абрамова К. С., Даровских Л. В. Определение содержания тяжелых металлов в бисквитных пирожных разных производителей	337
Наздарская А. А., Даровских Л. В. Исследование качества майонеза разных производителей	339
Вавилова М. В., Резник Е. Н. Влияние тепловой обработки на содержание β-каротина в продуктах питания	341
Казанцева Л. А., Резник Е. Н. Определение наличия фосфатов в синтетических моющих средствах	343
Трапезникова М. А., Слотина С. Н., Ярмоленко А. С., Морилова Л. В. Содержание формальдегида в полотнах для детской одежды	346
Габов В. А., Папина О. И., Игнатьев А. А., Написанова Л. А., Жданова О. Б., Ашихмин С. П. Оценка эффективности некоторых дезинфектантов и их влияния на окружающую среду	347
Рычкова Е. Л., Резник Е. Н. Исследование денатурирующей способности лекарственных препаратов	351
Частоедова Е. В., Истомина М. С., Колеватых Е. П., Жданова О. Б. Нарушения эндоэкологии кишечника как фактор риска развития метаболического синдрома	354
Ефремова Р. И., Спицын А. П., Воронина Г. А. Особенности реактивности регуляторных систем юных лыжников с нормотоническим типом вегетативной регуляции.....	357
Навалихина О. В., Шапкина А. С., Зайцев М. А., Агалаков А. А. Оценка возможности использования природных красителей в качестве кислотно-основных индикаторов.....	360

СЕКЦИЯ 1

МОНИТОРИНГ ТЕХНОГЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

ОСОБЕННОСТИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ ЗА ПОСЛЕДНИЕ ГОДЫ В КИРОВСКОЙ ОБЛАСТИ

М. О. Френкель

*Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
kcgms@kirov.mescot.ru*

Качество природной среды ежегодно серьезно меняется. Рассмотрим это на следующих примерах.

По данным наблюдений за загрязнением атмосферного воздуха в г. Кирове и Кирово-Чепецке установлено следующее.

В г. Кирове в 2014 году по сравнению с 2013 годом индекс загрязнения атмосферы (ИЗА) бенз(а)пирена увеличился в 1,4 раза. С учетом новых ПДК формальдегида (изменение № 10 ГН 2.1.6.1338-03) ИЗА примеси в 2014 г. снизился в 5 раз. Уровень загрязнения воздуха повышенный (рис. 1, 2).

При использовании в расчетах старых санитарных норм ИЗА формальдегида в 2014 г. соответствовал показателю 2013 г., при этом уровень загрязнения воздуха классифицируется как высокий.

В г. Кирове за последние пять лет средние концентрации взвешенных веществ, диоксида серы, оксида углерода, оксида азота, фенола не достигали ПДК. Средние за год концентрации формальдегида и бенз(а)пирена превышали допустимые концентрации в 1,5–2,6 раза. За 2010–2014 гг. наметилась тенденция к увеличению уровня загрязнения атмосферы оксидом азота, взвешенными веществами, оксидом углерода и бенз(а)пиреном.



Рис. 1. Комплексный ИЗА по приоритетным примесям
г. Киров 2010–2014 гг.

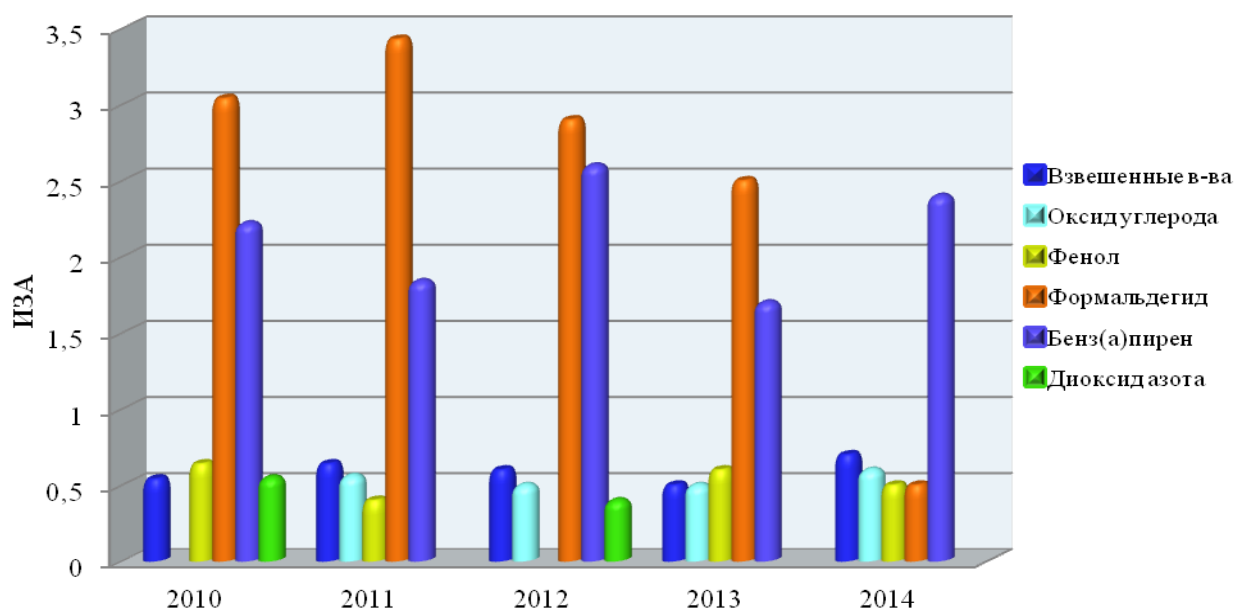


Рис. 2. ИЗА приоритетных примесей в г. Кирове 2010–2014 гг.

В г. Кирово-Чепецке за последние пять лет средние концентрации практически всех определяемых примесей не достигали ПДК, за исключением бенз(а)пирена, средние за год концентрации которого превышали нормы в 1,5–2,8 раза. В 2014 г. по сравнению с 2013 г. ИЗА бенз(а)пирена снизился в 1,4 раза. Уровень загрязнения воздуха изменился с повышенного на низкий.

За 2010–2014 гг. наметилась тенденция роста уровня загрязнения воздуха оксидом углерода.

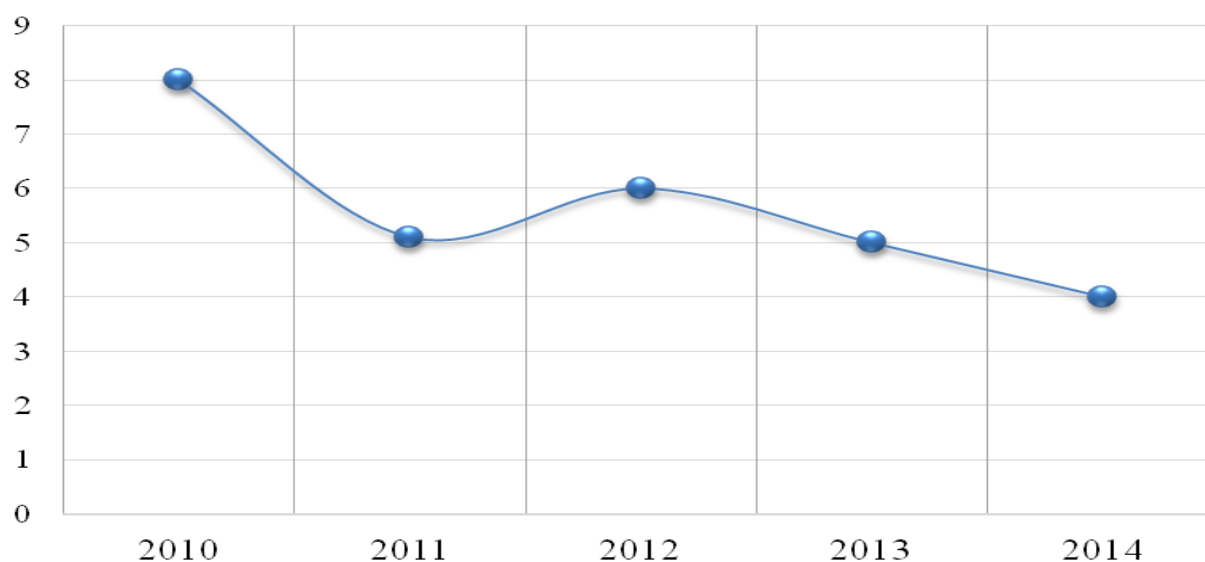


Рис. 3. Комплексный ИЗА по приоритетным примесям г. Кирово-Чепецк, 2010–2014 гг.

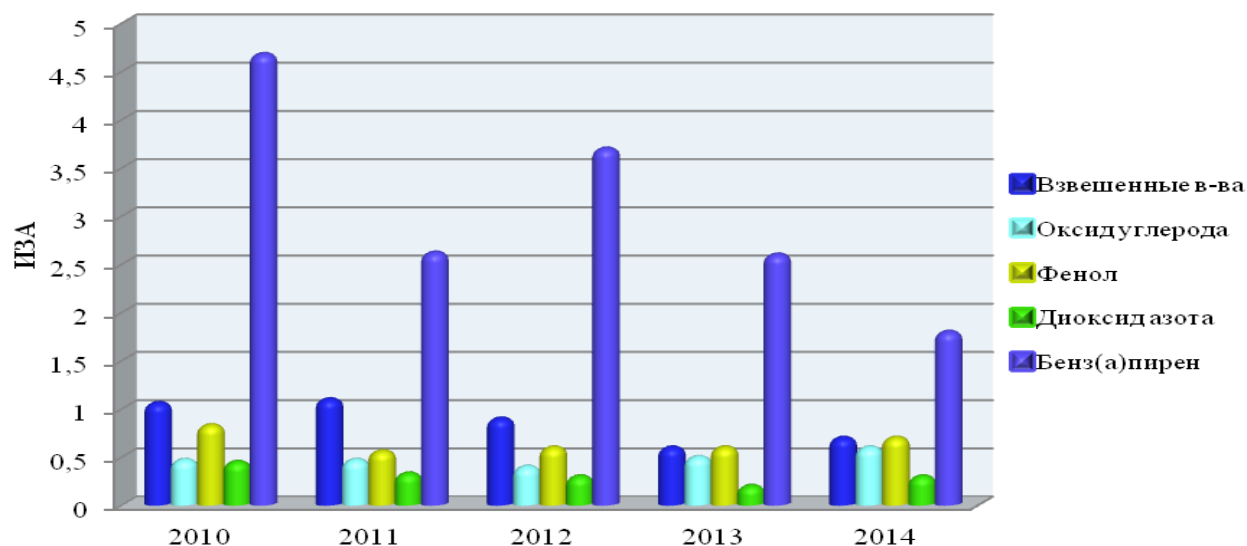


Рис. 4. ИЗА приоритетных примесей в г. Кирово-Чепецке, 2010–2014 гг.

Государственный контроль качества воды в поверхностных водных объектах осуществляется на 16 реках, 22 гидрологических постах, 29 створах. Контролируется 32 ингредиента: температура, рН, взвешенные вещества, цветность, прозрачность, запах, растворенный кислород, углекислый газ, хлориды, сульфаты, гидрокарбонаты, кальций, магний, общая жесткость, минерализация, натрий и калий, легкоокисляемые органические соединения по величине БПК₅, трудноокисляемые органические соединения по величине ХПК, азот аммонийный, нитриты, нитраты, железо, кремний, фосфаты, медь, цинк, фенолы, формальдегид, синтетические поверхностно активные вещества (СПАВ), нефтепродукты. Все гидрохимические посты включены в общегосударственную систему мониторинга загрязнения окружающей среды.

Характерными загрязняющими веществами за данный период времени стали железо и трудноокисляемые органические вещества по величине ХПК, повторяемость превышений ПДК концентрациями которых составила 67–100%.

В 2010–2011 гг., из-за малой водности, качество воды большинства рек на территории Кировской области относились к загрязненным водам, за исключением рек Хлыновка, Быстрица и Кобра, вода которых периодически относилась к грязным водам.

В 2012 г. уровень загрязнения незначительно снизился. Как и в прошлом периоде, в большинстве створов качество воды относилось к загрязненным водам, за исключением рек Белая Холуница и Большая Кокшага, вода которых оценивалась как слабо загрязненная, и Хлыновка, качество воды которой соответствовало грязной воде.

В 2013–2014 гг. качество воды во многих створах улучшилось. Так вода в реках Вятка (с. Красноглинье, г. Слободской), Ярань, Большая Кокшага, Молома, Воя и Кильмезь в основном относилась к слабо загрязненным. Качество воды реки Хлыновка по степени загрязненности относилось к грязным водам.

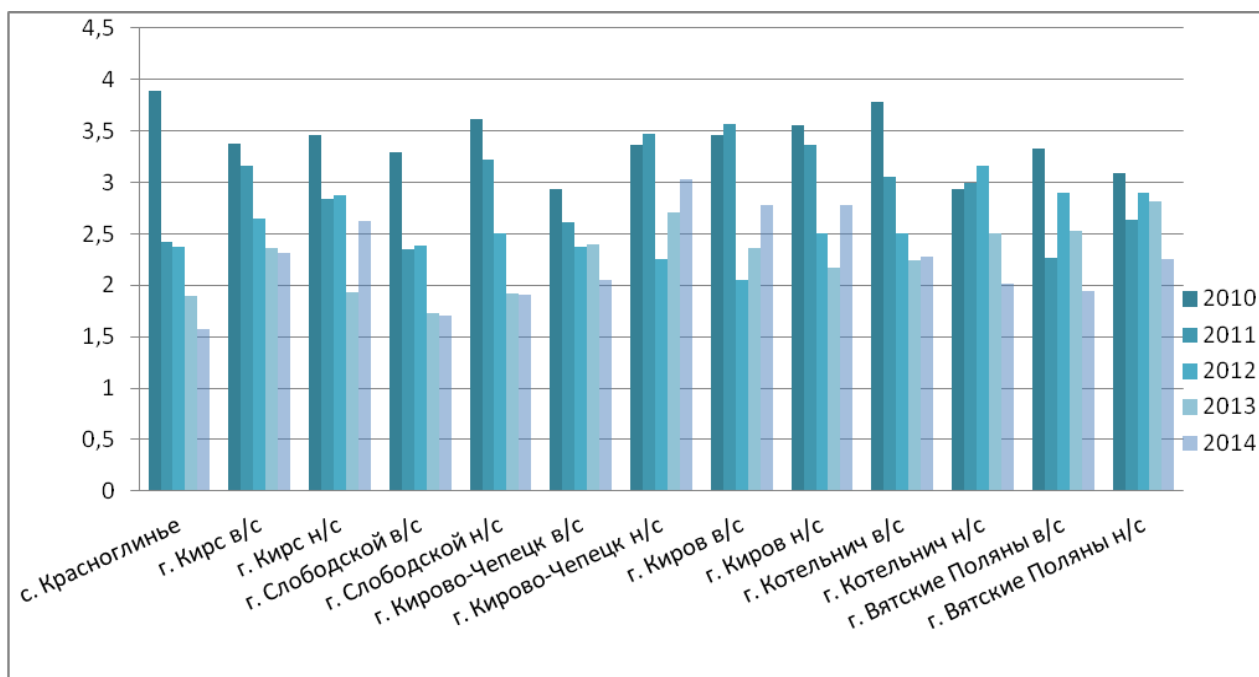


Рис. 5. Качество воды р. Вятка за 2010–2014 гг.

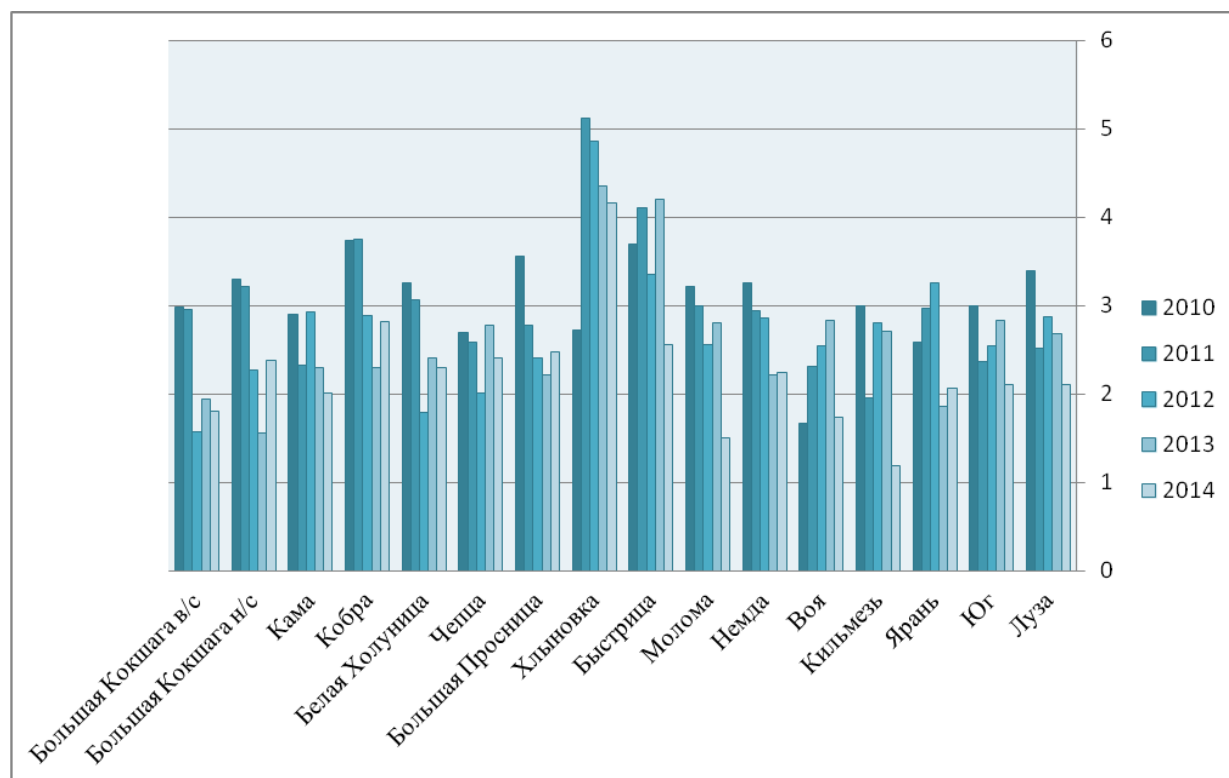


Рис. 6. Качество воды рек на территории Кировской области за 2010–2014 гг.

В 2014 г. по сравнению с 2013 г. качество воды не изменилось в реке Вятка (с. Красноглинье, г.г. Кирс (верхний створ), Слободской, Кирово-Чепецк (в/с), Киров, Котельнич, Вятские Поляны (н/с)), реках Кама, Большая Кокшага (в/с), Кобра, Белая Холуница, Чепца, Большая Просница, Хлыновка, Немда, Ярань, Юг, Луза). Качество воды улучшилось – в реках Вятка (г. Вятские По-

ляны (в/с), Быстрица, Молома, Воя и Кильмезь. Качество воды ухудшилось – в реках Вятка (г. Кирово-Чепецк (н/с), Кирс (н/с)), Большая Кокшага (н/с).

Литература

Френкель М. О. Динамика изменения загрязнения атмосферного воздуха и воды рек Кировской области // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем: Сб. Кн. 2. Киров, 2014. С. 10–15.

Френкель М. О. Современные изменения климатических условий и их влияние на биоту // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем: Сб. Кн. 2. Киров, 2014. С. 275–280.

МАТЕРИАЛЫ СПУТНИКОВОЙ РАДАРНОЙ СЪЕМКИ В ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКОМ МОНИТОРИНГЕ ПРОИЗВОДСТВЕННЫХ ОБЪЕКТОВ

В. В. Елсаков

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

Использование материалов радарной спутниковой съемки применительно мониторинговых задач объектов промышленности связано с возможностями их привлечения для анализа геометрических свойств земной поверхности и их изменений (микро и нанорельеф), построения цифровых моделей рельефа, анализа распределения показателей, зависящих от диэлектрической постоянной: влажности почв (Wang et al., 2004; Бобров и др., 2006), содержания солей (Mironov et al., 1998), гранулометрического состава (Wang et al., 2004), глубины оттаивания сезонно-талого слоя (СТС) мерзлоты. Изучены и возможности их использования в исследовании растительного покрова: запаса надземной фитомассы и границ растительных сообществ (Stenberg, Shoshany, 2001) и т.д. В большинстве случаев тематическая интерпретация материалов, полученных в ходе обработки данных радарной съемки, основана на биогеоценотических подходах, рассматривающих тесную связь между характеристиками составляющих экосистему компонентов. Общеизвестное преимущество радиолокации определяется всепогодностью съемки (т.е. не зависит от естественной освещенности и состояния атмосферы), что особенно важно для района северо-востока европейской части России. К примеру, для территории Ненецкого автономного округа, большую часть дней в году составляют дни с полужасным и пасмурным состоянием неба. Вероятность пасмурного состояния неба по данным метеостанции Пустозерск (Нарьян-Мар) в среднем варьирует от 62 в июле, до 78% в сентябре (Климатический ..., 1932). Большая часть тундровой и лесотундровой зон Республики Коми и Ненецкого автономного округа относится к территориям с высокой степенью заболоченности и массивно-островного распространения многолетнемерзлых пород с присутствием СТС. Поэтому, для исследования пространственных закономерностей распределения и оценки количественных параметров почвенно-растительного покрова данные радиолокационной съемки являются достаточно важным источником информации. Кроме того,

разрешающая способность наиболее широко используемых радиолокационных снимков высокого разрешения превышает таковую большинства оптических сенсоров.

Несмотря на активное развитие спутниковых методов радиолокационной дифференциальной интерферометрии (РДИ), позволяющей выполнять оценку изменений уровней земной поверхности, на основании анализа фаз эхосигналов разнесенных во времени изображений результаты работ за деформацией почво-грунтов криолитозоны единичны и выполнены на территории Сибири (Чимитдоржиев и др., 2010), Канады (Short et al., 2011). В большинстве случаев работы, использующие методы РДИ, связаны с анализом изменений уровня земной поверхности под влиянием техногенно-обусловленных влияний: подземных выработок, нефтедобычи (Евтюшкин, Филатов, 2009; Елсаков, 2012), урбанизированных территорий. Отмечено, что метод РДИ позволяет выявлять величины оседаний больших площадей с точностью, не уступающей традиционным геодезическим методам.

В ходе выполнения работы проведен анализ возможностей использования данных радарной съемки ALOS/Palsar применительно исследований смещений поверхности в районах интенсивной нефте- и угледобычи, расположенных в районах лесной и тундровой зон. Установлено, что выявленные смещения поверхности отмечают участки с влиянием объектов промышленности, начальными этапами изменений характеристик растительного покрова, естественных сукцессионных смен фитоценозов и должны учитываться при проектировании инженерных сооружений. Так, для отвода Ярегского месторождения тяжелой нефти привлечение материалов РДИ позволило установить отдельные участки на которых вертикальные межгодовые и межсезонные смещения имеют существенные величины, их проявления связывают с производственной деятельностью. Расположенные инженерные сооружения и строения на границе участков, испытывающих различную направленность и интенсивность смещений, демонстрируют максимальную деформацию конструкций и жилых зданий.

Особенно актуальным является наблюдение за изменениями поверхности почв в районах криолитозоны, поскольку присутствие, на первый взгляд разнонаправленных процессов осадки и мерзлотного пучения служат одними из основных индикаторов деградации многолетне-мерзлых пород (ММП) и развития термокарста. Осадка поверхности вызванная увеличением СТС в основном пропорциональна мощности оттаявшего в летний период слоя ММП, а интенсивность их пучения погодно-климатическими условиями в зимний период. В районе прохождения коридора трассы МГ «Бованенково-Торжок» использование алгоритмов визуализации временных изменений поверхности позволило выявить локализации объектов транспортной системы и прилегающих коммуникаций. Изменение уровня поверхности отмечает появление отсыпок дорог, выемку грунтов карьеров, часто локализованных в пределах водоохранных зон крупных рек. Для Воркутинского района наиболее существенные участки сезонных смещений поверхности исследованного района обусловлены техногенным влиянием и локализованы на территории в пределах горных отводов шахтного поля филиала ОАО «Воркутауголь» (до 2–4 см за сезон 2007 г).

Таким образом, анализ использования данных съемок РДИ показал, что привлечение материалов съемки желательно при выполнении проектных работ при оценке безопасности инженерных сооружений и транспортных коммуникаций особенно в областях криолитозоны.

Работа выполнена в рамках проекта РФФИ «Реакция многолетнемерзлых пород на климатические флуктуации последних десятилетий в сопредельных регионах Российской Арктики»; материалы съемки ALOS/Palsar получены для выполнения научного проекта Японского космического агентства (JAXA) «The D-InSAR technology for seasonal and interannual changes analysis of permafrost zone in longitudinal gradients of North Eurasia Arctic» в рамках 6-ой исследовательской программы ALOS (PI 546).

Литература

Wang C., Qi J., Moran S., Marsett R. Soil moisture estimation in a semiarid rangeland using ERS and TM imagery // *Remote Sensing of Environment*. 2004. Vol. 90. P. 178–189.

Бобров П. П., Миронов В. Л., Мандрыгина В. Н., Беляева Т. А., Бобров А. П. Спектроскопические параметры влажных лесотундровых почв в СВЧ – диапазоне // *Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса: Сб. научн. статей. Вып. 3., Т. II*. М.: Азбука, 2000. 2006. С. 294–299.

Mironov V. L., Komarov S. A., Kleshenko V. N. Effect of salinity on the Dielectric Properties of Wet Earth at Positive and Negative Temperature // *Earth Obs. Rem. Sens*. 1998. Vol. 15. P. 221–231.

Shoshany M., Kutiel P., Lavee H. ERS-2 SAR Moisture and Herbaceous Biomass Monitoring across a semi-arid transect in Israel // *Retrieval of Bio- and Geo-Physical Parameters from SAR Data for Land Applications. Workshop. ESTEC, 21–23 October 1998*. P. 34–39.

Stenberg M., Shoshany M. Aboveground biomass allocation and water content relationships in Mediterranean trees and shrubs in two climatological regions in Israel // *Plant Ecology*. 2001. № 157. P. 171–179.

Климатологический справочник по СССР. Вып. I. Европейская часть СССР. Л.: Главная геофизическая обсерватория, 1932. 118 с.

Евтюшкин А. В., Филатов А. В. Оценка деформаций земной поверхности в районах интенсивной нефтедобычи Западной Сибири методом PCA интерферометрии по данным ENVISAT\ASAR и ALOS\PALSAR // *Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса: Физические основы, методы и технологии мониторинга окружающей среды, потенциально опасных явлений и объектов: Сборник науч. статей. Вып. 6. Т. II*. М.: Азбука-2000, 2009. С. 46–53.

Чимитдоржиев Т. Н., Хаптанов В. Б., Захаров А. И., Татьков Г. И., Будаев Р. Ц., Дмитриев А. В., Цыбенков Ю. Б. Использование данных радиолокационной интерферометрии ALOS Palsar и георадарного зондирования для исследования криогенных деформаций грунтов // *Журнал радиоэлектроники*. 2010. № 4. С. 172–181.

Short N., Brisco B., Couture N., Pollard W., Murnaghan K., Budkewitsch P. A comparison of TerraSAR-X, RADARSAT-2 and ALOS-PALSAR interferometry for monitoring permafrost environments, case study from Herschel Island, Canada // *Remote Sensing of Environment*. 2011. Vol. 115. P. 3491–3506.

Елсаков В. В. Спутниковая съемка в экологическом мониторинге регионов добычи углеводородов // *Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса*. 2012. Т. 9. № 5. С. 133–139.

ГИС-МОДЕЛЬ КАРТЫ ФУНКЦИОНАЛЬНОГО ЗОНИРОВАНИЯ КАК ОСНОВА ПРИ ПОСТАНОВКЕ ПРИРОДООХРАННЫХ РАБОТ

Н. Я. Трефилова, М. К. Грачёва, А. М. Корочкина

*Институт минералогии, геохимии и кристаллохимии редких элементов,
ntrefilova48@mail.ru*

При проведении природоохранных работ на начальном этапе необходимо составление карт функционального зонирования (КФЗ) исследуемых территорий. Такие карты создаются с целью составления рациональной схемы отбора проб и отображения дифференциации территорий по различным типам их хозяйственного освоения. Исходными материалами для создания КФЗ являются карты различного содержания в широком диапазоне масштабов: топографические, геологические, карты растительного покрова, сельхозугодий, экономико-географические и др.

В настоящее время завершено создание цифровой «Карты функционального зонирования территории России масштаба 1:2500 000», выполненной в рамках Требований к производству и результатам многоцелевого геохимического картирования масштаба 1:1000 000 (Требования ..., 1999). Подготовка цифровой модели КФЗ была осуществлена в программной среде ArcGIS v.9.2. Вся территория России была разделена на 12 листов, по каждому из которых составлен гис-проект, содержащий набор информационных слоев. За единицу картирования была принята «функциональная зона» – как система взаимодействия человеческого общества и природной среды.

Первостепенно была разработана легенда к КФЗ, отражающая классификацию функционального использования территорий. Классификационные уровни – ряд, тип, подтип, вид, род – предполагают отражение направления взаимоотношений человека и природы, форм человеческой деятельности, объема и интенсивности преобразования компонентов природной среды, специализации конкретных техногенных объектов (Учет ..., 1996).

В общем виде технология составления цифровых карт функционального зонирования включает следующие операции:

- подготовка топографической основы;
- выделение на основе вышеуказанных исходных тематических карт контуров единиц функционального использования земель (функциональные зоны);
- перенесение контуров на цифровую модель топографической основы и корректировка их границ;
- генерализация контуров при переходе от более крупного масштаба к более мелкому;
- обозначение выделенных контуров в соответствии с принятой легендой.

Каждому типу и подтипу функционального использования присваивался определенный цвет заливки и индекс. В случае невозможности отображения отдельных типов функционального использования земель на карте в масштабе

1:2500 000, но в виду их большого значения для природоохранных целей, они отображались внемасштабными знаками.

Цифровая модель КФЗ, увязанная с цифровой моделью топографической основы, содержит следующие смысловые слои (согласно классификации функционального использования территории):

1. **«Функциональное зонирование»** – основной слой КФЗ, несущий информацию об использовании территорий (содержит площадные объекты):

– **Территории природоохранного ряда (особо охраняемые природные территории (ООПТ))** (тип **Комплексной охраны**, подтипы: заповедник, национальный парк, участок всемирного наследия, заказник, заповедная зона, рекреация – зеленая зона населенных пунктов, охранные полосы морских побережий; тип **Специализированной охраны**, подтипы: заповедник, заказник, заповедная зона);

– **Территории экстенсивного ведения хозяйства (незаселенные)** (тип **Неблагоприятных климатических условий для проживания населения**, подтипы: умеренно, сильно, крайне неблагоприятных; тип **Активных экзогенных геологических процессов**, подтипы: умерено (5-20%), сильно (21-30%), катастрофически (>30%) пораженных);

– **Территории активного хозяйственного освоения** (тип **Лесохозяйственные**, подтипы: охотничье-промысловые, лесопромышленные; тип **Сельскохозяйственные**, подтипы: животноводческие, земледельческо-животноводческие, пастбищные, оленеводческие, земледельческие, ирригационно-земледельческие; тип **Водохозяйственные**, подтипы: целевого использования, комплексного использования; тип **Горнодобывающие**, подтипы: на металлические полезные ископаемые (ПИ), на неметаллические ПИ, на горючие ПИ. Также выделяются смешанные подтипы территорий: Лесохозяйственные с участием сельскохозяйственных, Лесохозяйственные горные, Лесохозяйственные с большим участием болот.

2. **«Памятники историко-культурного наследия»** (содержит точечные объекты) – слой, отражающий расположение особо значимых в историческом плане городов.

3. **«Памятники природы»** (содержит точечные объекты) – слой, отражающий расположение уникальных, невозполнимых, ценных в экологическом, научном, культурном и эстетическом отношениях природных комплексов, а также объектов естественного и искусственного происхождения (пещеры, раскопки, водопады, геологические обнажения и др.).

4. **«Лечебно-оздоровительные объекты»** (содержит точечные внемасштабные объекты) – слой, отражающий расположение территорий, пригодных для организации лечения и профилактики заболеваний, а также отдыха населения и обладающих природными лечебными ресурсами (минеральные воды, лечебные грязи, рапа лиманов и озер, лечебный климат, пляжи, части акваторий и внутренних морей и др.).

5. **«Селитебно-промышленные объекты»** (внемасштабные знаки) – слой, отражающий расположение городов с количеством населения, а также

промышленных территорий с относительно безопасными и вредными отраслями производства.

6. «**Энергетические объекты**» (внемасштабные знаки) – слой с информацией о тепловых (ГРЭС), атомных, тепло- и гидроэлектростанциях.

7. «**Транспортная инфраструктура**» (линейные знаки) – слой, отображающий транспортную сеть территорий.

Оцифровка лесо- и сельскохозяйственных площадей осуществлялась с помощью карты растительности СССР масштаба 1:4000 000, под ред. акад. Е. М. Лавренко, выпущенная Биологическим Институтом РАН (1990 г.). Авторами было изучено несколько картографических источников (карты лесов России, карта растительности Европы масштаба 1:2500 000, Бонн, 2004г. и др.). Преимуществами Карты растительности под ред. акад. Е. М. Лавренко явились хорошая детальность, контурность и приспособленность карты к целям функционального зонирования. С помощью объединения растительных контуров удалось выделить зоны слабого хозяйственного освоения, лесохозяйственные территории – чистые и смешанные с сельскохозяйственными или заболоченными, лесохозяйственные горные, сельскохозяйственные преимущественно земледельческие и др.

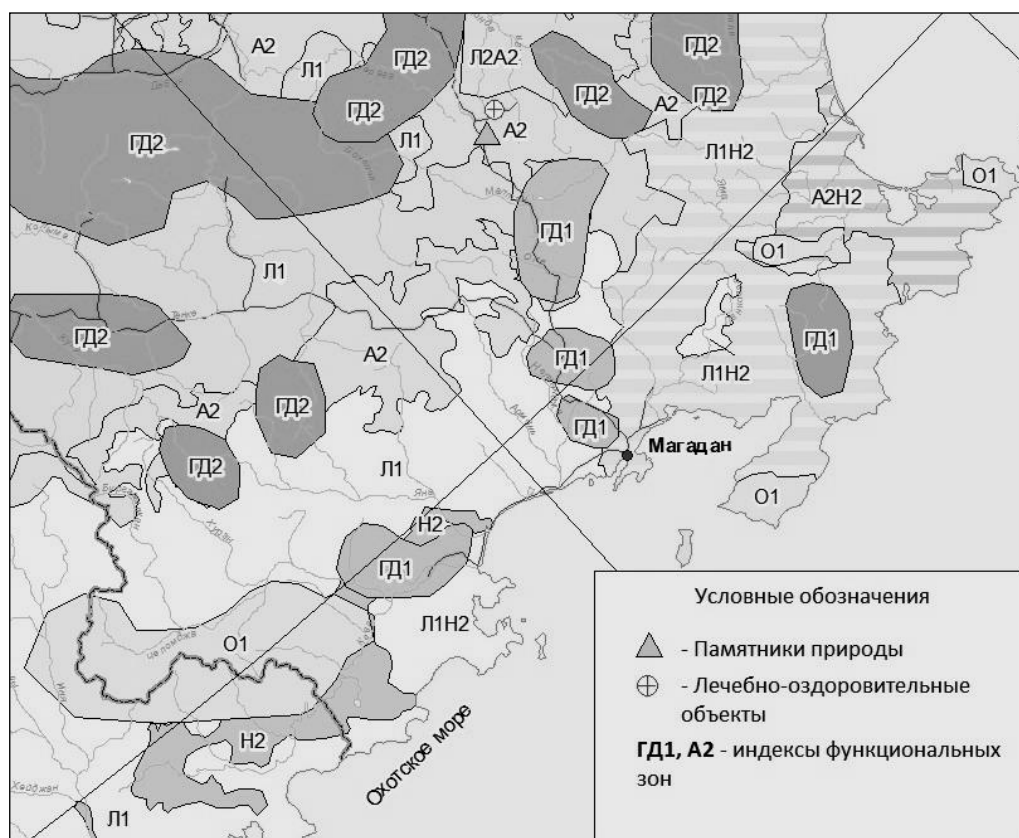


Рис. Фрагмент «Карты функционального зонирования территории России масштаба 1:2500 000»

Индексами на карте обозначены следующие функциональные зоны: **Л1** – Лесохозяйственные охотничье-промысловые; **А2** – Сельскохозяйственные земледельческо-животноводческие; **ГД1** – горнодобывающие на неметаллические ПИ; **ГД2** – горнодобывающие на металлические ПИ; **Н2** – сильно-заболоченные территории; **О1** – заповедники.

Оцифровка горнодобывающих территорий на различные виды полезных ископаемых проводилась с помощью материалов:

– Геологическая карта России и прилегающих акваторий. Масштаб 1:2500 000, Министерство природных ресурсов и экологии, Федеральное агентство по недропользованию, ФГУП «ВСЕГЕИ», ФГУП «ВНИИОкеангеология», 2008.

– ГИС-Атлас «Недра России» (по федеральным округам), ФГУП «ВСЕГЕИ», Санкт-Петербург, 2014.

В комплекте с картой на всю территорию России составлены кадастры сведений о памятниках историко-культурного наследия, лечебно-оздоровительных объектах, о наличии, местоположении, площадях особо охраняемых природных территорий (ООПТ). Кадастры составлялись на основе данных официального сайта Министерства природных ресурсов РФ, имеют табличную структуру и являются информативными приложениями к подготовленной КФЗ.

В качестве примера приведен фрагмент созданной цифровой «Карты функционального зонирования России масштаба 1:2500 000» (рис.). На карте отображена территория Магаданской области.

Созданная цифровая модель карты функционального зонирования позволяет рекомендовать ее использование на самых ранних этапах планирования и постановки природоохранных мероприятий на территории Российской Федерации.

Литература

Требования к производству и результатам многоцелевого геохимического картирования масштаба 1:1000 000. (Коллектив авторов ИМГРЭ). М.: ИМГРЭ, 1999. 104 с.

Учет и оценка природных ресурсов и экологического состояния территорий различного функционального использования / Сост. А. А. Головин, И. А. Морозова, Н. Я. Трефилова, Н. Г. Гуляева. М.: ИМГРЭ, 1996. 88 с.

ПРИМЕНЕНИЕ ГЕОИНФОРМАЦИОННЫХ СИСТЕМ В ЗАДАЧАХ ЛОГИСТИКИ

В. А. Титова, Т. А. Адамович, Е. А. Клековкина
Вятский государственный гуманитарный университет

В настоящее время геоинформационные технологии (ГИС) применяются для решения большого спектра задач. Не являются исключением и задачи логистики. С помощью ГИС возможным становится расположение на карте предприятий, складов, таможенных терминалов, строительство оптимальных маршрутов движения автомобильного, железнодорожного и другого транспорта. ГИС помогают осуществлять мониторинг состояния объектов в режиме реального времени, анализировать динамику грузопотоков, отображать маркетинговую информацию на карте в виде диаграмм, графиков, формировать различные отчеты. Применение ГИС увеличивает оперативность обработки информации, точность и своевременность принятия управленческих решений, поднимает

уровень сервиса, что в целом повышает эффективность работы компании и положительно влияет на ее конкурентоспособность.

Наибольшую популярность в последнее десятилетие получили ГИС-продукты общего назначения, имеющие средства настройки под конкретные задачи и возможности взаимодействия с другими применяемыми в этой области программными средствами. К таким средствам относятся пакеты управления активами предприятия, например SAP, R/3; программа генерирования отчетной документации, например Seagate Crystal Reports, программное средство компрессии данных, например MrSID, и др.

Наряду с ГИС-продуктами общего назначения, используются и готовые специализированные ГИС-пакеты, обеспечивающие решение типовых бизнес задач. Они объединяют средства обычных пакетов картографического отображения, функции тематического представления информации на основе привязки табличных данных к адресам и улицам, возможности анализа географических данных с учетом информации по находящимся в этих местах объектам. Эта технология связывает воедино инструменты графического отображения, работу с электронными таблицами, базами и хранилищами данных и функции пространственного анализа. При этом связь карты с данными осуществляется динамическим образом. Это позволяет создать новые бизнес – данные, легко обратиться к уже существующим и связать их с пространственной информацией, чтобы выявить те особенности и взаимосвязи, которые не видны из таблиц, диаграмм и графиков (Панфилова, 2011).

Наиболее популярными среди ГИС являются программные продукты, разработанные Институтом исследования систем окружающей среды ESRI. За последние годы в мире накоплен многогранный опыт их использования в интересах предпринимательства.

В России применение ГИС в сфере предпринимательства, по сравнению с развитыми рыночными странами, только начинает развиваться. Это объясняется с недостаточной осведомленностью логистов о возможностях ГИС-технологий. Однако крупные компании уже приступили к эффективному использованию ГИС-продуктов в своей деятельности. Далее в статье мы приведем примеры использования ГИС-технологий в деятельности крупных компаний на территории Российской Федерации.

Компания Ariston, владеющая в Москве сетью магазинов бытовой техники, стремясь к тому, чтобы товары поставлялись покупателю оптимальным способом, проверила с помощью Геоцентр-Консалдинг эффективность размещения своих магазинов. Были обработаны адреса 19 магазинов и более 7000 покупателей. Оказалось, магазины в существующей сети расположены не оптимально. Некоторые из них конкурировали между собой. В результате ГИС-анализа были найдены те магазины, которые необходимо было переместить, а также перспективные места для открытия новых точек (Сергеев, Григорьев, Уваров, 2008).

Другим ярким примером применения ГИС-технологий в логистике является российская компания МВ. Она стоит на третьем месте по популярности на рынке копировальной техники в России. В своей деятельности данная компания также стала широко применять различные ГИС-продукты. Она использует про-

граммное обеспечение ArcGIS View и Map Objects компании ESRI. Основное приложение для конечного пользователя было создано в среде Delphi. По Москве количество клиентов компании составило более 20000 человек. Имея такую клиентскую базу, возникла необходимость в её пространственном отображении и переносе на картографическую основу. Сегодня конечный продукт представляет собой электронную карту с нанесенными на нее клиентами и привязанной базой данных по клиентам и продавцам отделов. Продукт охватывает деятельность транспортного отдела, парк которого насчитывает более 60 автомобилей, и 12 отделов прямых продаж. Разработанная система позволила планировать маршруты по доставке клиентам необходимых расходных материалов и комплектующих частей, обслуживание и ремонт техники, организацию работы курьерской службы.

Таким образом, проводя краткий анализ использования ГИС-технологий в решении задач логистики, можно выделить следующие направления:

- на динамично развивающемся рынке торговой недвижимости аналитические отделы риелторских фирм оперируют огромными объемами информации, поскольку от своевременности обработки этих данных во многом зависит успех развития бизнеса. Процесс автоматизации обработки информации в большинстве фирм рынка недвижимости построен на основе средств СУДБ и БД. Опыт работы этих компаний показывает, что табличные данные без привязки к географической основе не дают полной картины. Поэтому в последнее время специалисты, работающие на рынке торговой недвижимости, все активнее используют в аналитической работе ГИС-технологии;

- геоинформационная система может помочь делать успешный (доходный) бизнес предпринимателям. ГИС – это инструментальное средство для управления бизнес-информацией любого типа с точки зрения ее пространственного местоположения. Приложения этой технологии в сфере бизнеса разнообразны. Основные решаемые с ее помощью задачи: проследить, где проживают потенциальные клиенты, кто они такие, каковы их потребности и финансовые возможности; определить расположение магазинов как собственных, так и конкурентов; узнать, как точнее направить маркетинговую активность и как получить от нее наибольшую отдачу, как оптимизировать области продаж и смоделировать последствия принимаемых решений; подобрать дом для покупки и определить кратчайший маршрут проезда к нужному месту;

- геоинформационная система в маркетинге может решить две основные задачи: определить оптимальное местоположение точки предоставления товаров или услуг и определить оптимальные атрибуты этой точки, включая ассортимент предоставляемых товаров или услуг, время работы, площадь помещения и т. д.

В Вятском государственном гуманитарном университете (ВятГГУ) наряду с образовательной деятельностью по применению ГИС-технологий и дистанционного зондирования Земли выполняются проектные работы с применением результатов космической деятельности. Проектные работы, выполненные специалистами Инновационно-образовательного центра космических услуг, содержат

не только научно-исследовательский аналитический блок, но и рекомендуемые технологии решения экологических, экономических проблем и задач логистики.

Так, например, в рамках проекта «Развитие региональной инфраструктуры переработки древесных отходов на территории Кировской области с использованием геоинформационных систем и космических технологий (на примере модельных районов)» на основе анализа данных дистанционного зондирования Земли выявлены места размещения древесных отходов, включая несанкционированные свалки, в отдельных районах Кировской области. Проведена оценка количества накопленных древесных отходов, разработана серия электронных карт их размещения. Создана система единой информационной сети для слежения сопровождения процесса переработки отходов; выбраны оптимальные маршруты их перевозки на базе использования ГИС, объектов их сбора (полигонов временного хранения), переработки и схемы их транспортировки, карта-схема инфраструктуры переработки древесных отходов на примере обследованных районов. В научно-исследовательской работе «Регенерация отработанных моторных и гидравлических масел с целью использования их в качестве вторичного сырья. Разработка цифровой карты-схемы сбора отработанных автомобильных масел с предприятий г. Кирова» была построена серия электронных карт с оптимальными маршрутами сбора отработанных моторных и гидравлических масел (рис.).

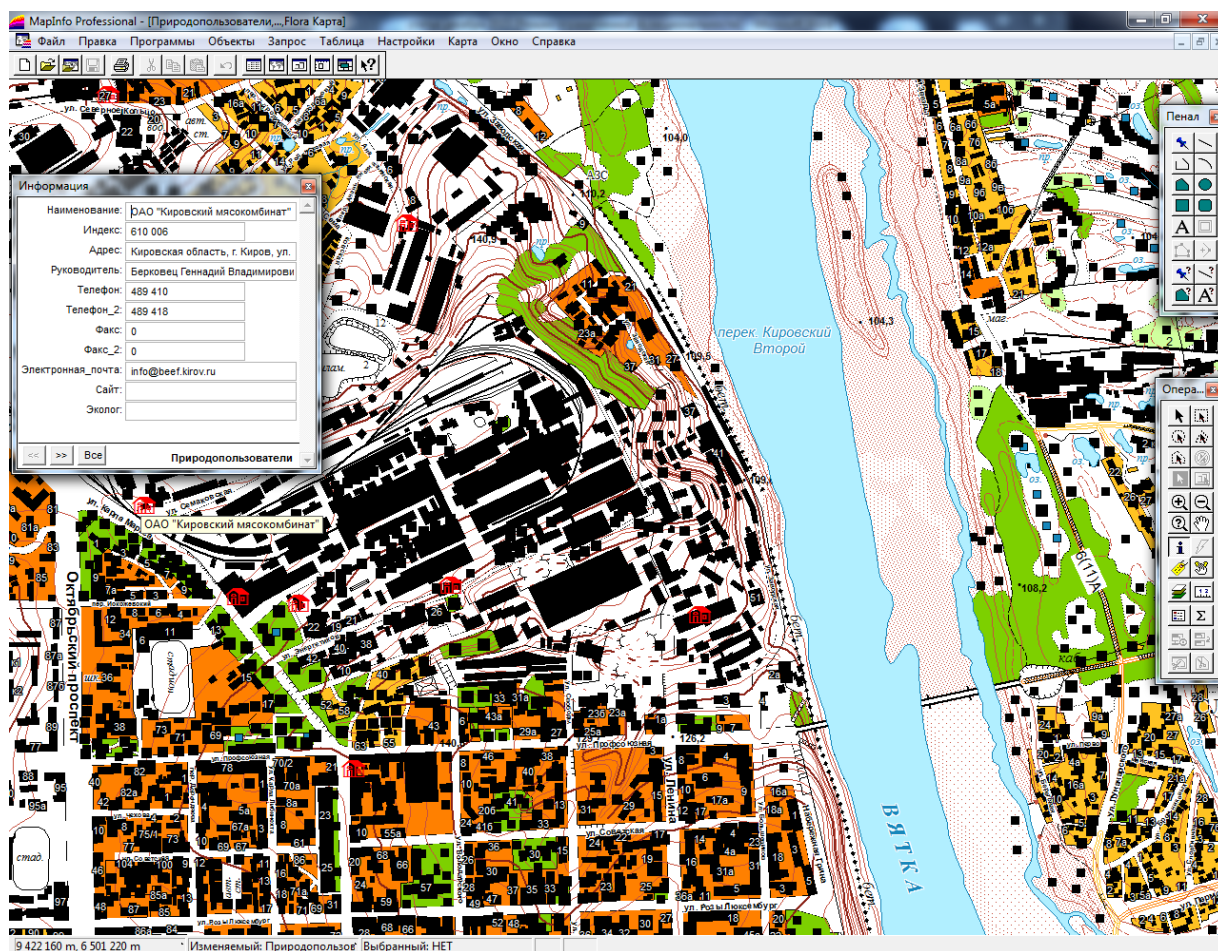


Рис. Фрагмент карты-схемы (построенной в программе MapInfo Professional) сбора отработанных моторных и гидравлических масел с предприятий г. Кирова

Полученная карта-схема содержит данные по рельефу, водным объектам, зелёным насаждениям, зданиям и сооружениям, улицам и дорогам г. Кирова.

Литература

Панфилова О. В. Геоинформационные системы в экономических дисциплинах как неизбежная составляющая // Вопросы современной науки и практики. Университет им. В. И. Вернадского. 2011. № 4 (35). С. 200–203.

Сергеев В. И., Григорьев М. Н., Уваров С. А. Логистика. Информационные технологии. М.: Альфа-пресс. 2008. 608 с.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ПЕРСПЕКТИВНЫХ МЕТОДОВ КОМПЬЮТЕРНОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ В НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКОЙ И ОБРАЗОВАТЕЛЬНОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ ВЯТСКОГО ГОСУДАРСТВЕННОГО ГУМАНИТАРНОГО УНИВЕРСИТЕТА

В. А. Титова, В. В. Рутман

*Вятский государственный гуманитарный университет,
ecolab2@gmail.com*

Моделирование является одним из способов познания мира. Понятие моделирования достаточно сложное, оно включает в себя огромное разнообразие способов моделирования: от создания натуральных моделей (уменьшенных и или увеличенных копий реальных объектов) до вывода математических формул. Для различных явлений и процессов бывают уместными разные способы моделирования с целью исследования и познания. Компьютерное моделирование – это моделирование, реализуемое с помощью компьютерной техники. Для компьютерного моделирования важно наличие определенного программного обеспечения.

В Вятском государственном гуманитарном университете (ВятГГУ) для реализации инновационных проектов и проведения научно-исследовательских работ наряду с геоинформационными системами (ГИС) и анализом данных дистанционного зондирования Земли (ДЗЗ) используется 3D-моделирование. Данные технологии применяются как отдельно, так и совместно, взаимно дополняя друг друга.

ГИС предназначены для сбора, хранения, анализа и графической визуализации пространственных данных и связанной с ними информации о представленных в ГИС объектах. Геоинформационные системы, как одна из форм компьютерного моделирования, находят свое применение в реализации проектов, направленных на улучшение экологической обстановки Кировской области, для принятия оперативных и оптимальных решений.

В 2013–2014 гг. на примере Орловского и Нолинского районов Кировской области специалистами Инновационно-образовательного центра космических услуг ВятГГУ реализован проект «Развитие региональной инфраструктуры утилизации и переработки древесных отходов с использованием геоинформационных систем и космических технологий». В результате проведенных работ

были выявлены места размещения свалок древесных отходов, определены их площади и объёмы. В работе были применены методы автоматизированного дешифрирования материалов космических съёмок, автоматизированной обработки данных и геоинформационного картографирования результатов исследования, методы сравнительно-географического и пространственного анализа (Рис.).

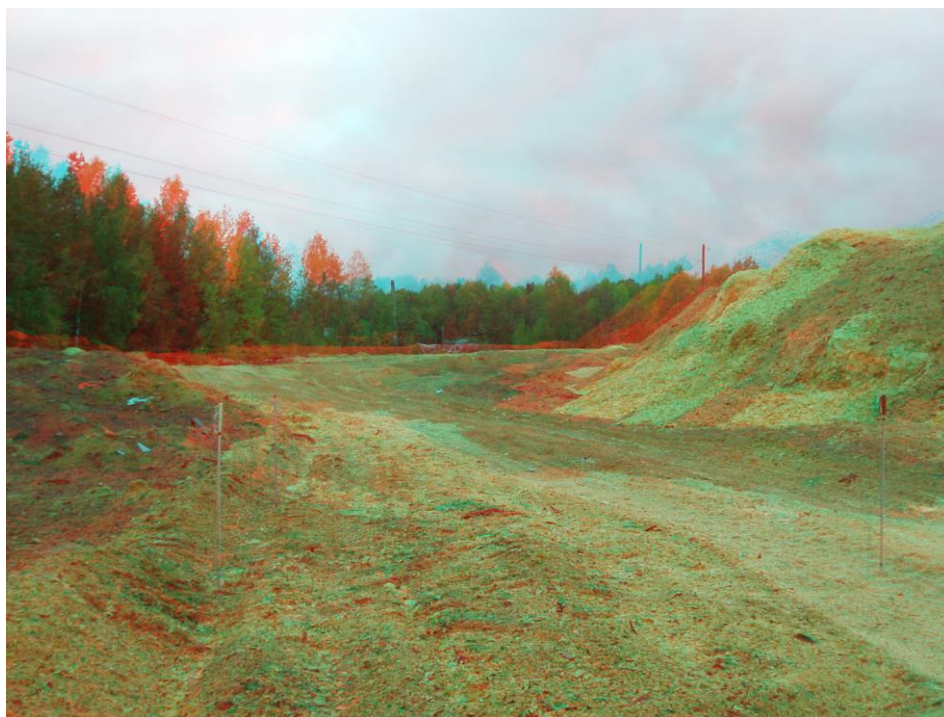


Рис. Стереоскопический анаглиф фотоизображения свалки опилок.
На переднем плане видны реперы (опознаки), используемые
при фотограмметрической обработке снимка

В качестве программного обеспечения для обработки данных использовались пакеты программ ENVI 4.5, MapInfoProfessional, BorlandDelphi 7, Gdal, ArcGIS 9.1.

В результате исследования была построена электронная карта, на которой было указано рекомендованное положение предприятия по переработке отходов, с учетом расположения городских и сельских поселений, свалок и дорожно-транспортной сети. Таким образом, была построена логистическая модель.

3D-моделирование было применено для демонстрации проектируемого полигона размещения промышленных отходов объектов хранения и уничтожения химического оружия и продемонстрировано на общественных слушаниях.

Как результат совмещения ГИС и трехмерного моделирования для разработки технологий предотвращения сверхнормативного загрязнения р. Вятки в период весеннего половодья была создана цифровая модель рельефа (ЦМР) поймы р. Вятки в районе Кирово-Чепецкого промышленного комплекса. На базе этой ЦМР разработана интерактивная трехмерная модель прохождения паводка, позволяющая на экране монитора наблюдать во всех деталях процесс за-

топления поймы и ухода воды с затопленных территорий в произвольном масштабе и ракурсе.

Трёхмерная графика, или 3D-моделирование – это процесс создания трехмерной математической модели какого-либо объекта, который затем можно рассматривать на экране компьютерного монитора, оснащенного специальными аппаратными и программными средствами.

Трёхмерное моделирование вызывает интерес школьников, студентов и аспирантов. Для учащихся общеобразовательных школ и студентов университета третий год работают Творческая лаборатория и секции: «Пульс космоса», «Трёхмерная компьютерная графика, анимация и моделирование». На секциях школьники и студенты изучают основы трёхмерного моделирования реальных объектов, анимации и симуляции процессов окружающей среды в виртуальном пространстве, современные методы исследования космоса. Ученики разрабатывают модели разных уровней сложности и знакомятся более детально с устройством и свойствами моделируемых объектов. К ним относятся модели зданий, техники, природных объектов. Важное место занимает моделирование космических предметов и процессов: запуск ракеты, полёты спутников, комет и астероидов, построение модели солнечной системы. На основе ГИС-технологий создаются модели реальных ландшафтов. За период работы секции посетило 108 учащихся. Планируется развитие текущих и открытие новых направлений.

Студентами кафедры экологии ВятГГУ в курсовых и дипломных работах совместно с геоинформационными системами и дистанционным зондированием Земли используется трёхмерная графика. В 2014 году студентом ВятГГУ была защищена выпускная квалификационная работа «Моделирование устройств для очистки промышленных выбросов», в которой были наглядно представлены действующие трёхмерные модели устройств и аппаратов, предназначенных для очистки воды и воздуха от загрязняющих веществ. Работа имеет продолжение в магистерской диссертации «Трёхмерное моделирование процессов и аппаратов для очистки от химических загрязнений», где будет происходить более детальное изучение устройств, процессов и построение более качественных и достоверных моделей. Также трёхмерные и геоинформационные технологии используются для подготовки кандидатских диссертаций.

Для повышения квалификации руководителей и специалистов организаций в сфере применения геоинформационных технологий на базе Инновационно-образовательного центра космических услуг ВятГГУ организовано обучение слушателей по дополнительной профессиональной программе: «Применение геоинформационных систем (ГИС) и методов дистанционного зондирования Земли в научно-исследовательской и практической деятельности организаций».

Литература

Бугаевский Л. М., Цветков В. Я. Геоинформационные системы: учебное пособие для вузов. М.: Златоуст, 2000. 222 с.

Джамбурно М. Трёхмерная графика и анимация. М.: Вильямс, 2002. 624 с.

Журкин И. Г., Шайтура С. В. Геоинформационные системы. М.: КУДИЦ-ПРЕСС, 2009. 273 с.

Иванов В. П., Батраков А. С.. Трёхмерная компьютерная графика. М.: Радио и связь, 1995. 224 с.

РЕЗУЛЬТАТЫ БИОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА В РАЙОНЕ ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ ОБЪЕКТА УНИЧТОЖЕНИЯ ХИМИЧЕСКОГО ОРУЖИЯ В пос. МИРНЫЙ КИРОВСКОЙ ОБЛАСТИ НА ЗАВЕРШАЮЩЕМ ЭТАПЕ

**Т. Я. Ашихмина^{1, 2}, Е. А. Домнина^{1, 2},
С. Ю. Огородникова^{1, 2}, С. В. Пестов^{1, 2}**

¹ *Вятский государственный гуманитарный университет*

² *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,
ecolab2@gmail.com*

На территории Оричевского района Кировской области расположен объект уничтожения химического оружия (ОУХО). Уничтожение химического оружия на объекте ведется с 2006 г. При уничтожении образуются вещества, которые, попадая в окружающую среду, подвергаются трансформации в результате различных химических реакций. Растения и животные обладают высокой чувствительностью к изменению условий среды и их состояние во многом определяет состояние всей экосистемы.

С начала работы объекта на территории санитарно-защитной зоны (СЗЗ) и зоны защитных мероприятий (ЗЗМ) объекта уничтожения химического оружия в пос. Мирный Кировской области в соответствии с Программой, которая утверждается в Управлении Росприроднадзора по Кировской области, проводится мониторинг растительности и животного мира.

Применение комплекса методов с использованием биотестов и биоиндикаторов позволяет провести сравнительную оценку состояния атмосферного воздуха на территории СЗЗ и ЗЗМ объекта по уничтожению химического оружия в пос. Мирный Кировской области и выявить наличие изменений по большинству показателей. Следует отметить, что начиная с 2012 года наметилась устойчивая тенденция снижения содержания загрязняющих веществ в атмосферном воздухе, причиной этого является уменьшение объемов работ на объекте УХО, связанных с нейтрализацией отравляющих веществ и термической обработкой реакционных масс.

Данная тенденция прослеживается и в содержании общего фосфора в пробах эпифитного лишайника *Nuragymnia physodes* (L.) Nyl. Повышенное содержание фосфора в 2015 г. по сравнению с фоновым участком 112 мониторинга наблюдается только на участках, расположенных в непосредственной близости от объекта уничтожения химического оружия, в то время как в предыдущие годы ареал распространения загрязнения фосфором прослеживался на участках и более отдаленных от объекта. Определение общего фосфора в хвое сосны обыкновенной в 2015 г. позволило выявить некоторое увеличение значений данного показателя в хвое, отобранной только с участков, находящихся на удалении от объекта около 1 км. На остальных участках содержание фосфора находилось на уровне фоновых значений.

Состояние почв оценивалось по активности почвенных ферментов каталаза и уреазы. В связи с особенностями погодных условий (дождливое холодное

лето) в регионе показатели по активности почвенных ферментов были сильно снижены, в том числе и на фоновом участке. Наибольшее изменение значений показателя активности почвенных ферментов проявилось на участках расположенных в различных секторных направлениях от объекта на удалении 1–3 км.

Исследование состояния фитоценозов в СЗЗ и ЗЗМ объекта уничтожения химического оружия в пос. Мирный Кировской области показало, что как и в прежние 2006–2014 гг. 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.

Проведенный в 2015 г. анализ многолетних исследований свидетельствует о наметившейся тенденции в изменениях показателей ряда растений-индикаторов состояния окружающей среды. Выявлены нарушения в состоянии фотосинтетического аппарата листьев растений, произрастающих на участках мониторинга, расположенных вблизи объекта. В тоже время на фоновых участках состояние пигментного комплекса растений стабильно и изменений в пигментном фонде по годам не происходит.

Влияние антропогенной нагрузки на повреждаемость листьев рассмотренных видов растений исследуемых фитоценозов в целом можно оценить за период деятельности объекта и в 2015 г. как незначительное.

Результаты обследования видового состава позвоночных животных, плотности популяций видов, внесенных в программу экологического мониторинга территории СЗЗ и ЗЗМ объекта уничтожения химического оружия в пос. Мирный Кировской области в 2015 г., не выявляют значимых отличий, полученных при обследовании в 2007–2014 гг.

Видовой состав беспозвоночных животных (насекомых) на исследованной территории типичен для подзоны южной тайги. Непосредственными факторами влияющими на видовой состав и численность отдельных групп насекомых являются фитоценотические условия. Изменения таксономической и трофической структуры энтомофауны в целом ЗЗМ объекта уничтожения химического оружия в пос. Мирный Кировской области не носят направленного характера и объясняются колебаниями природных абиотических факторов в районе исследований.

Однако изменение структуры биогеоценозов может проявиться в результате эффекта кумуляции спустя десятилетия от начальных этапов деятельности объекта, что требует дальнейших наблюдений изучения отсроченного действия в рамках мониторинга.

В целом использование информативных видов-биоиндикаторов: растений, грибов, лишайников, представителей животного мира, различных методов биологического мониторинга позволяет оценивать состояние природных сред и объектов на территории СЗЗ и ЗЗМ объекта уничтожения химического оружия как относительно стабильное и зафиксировать при этом некоторые отклонения в природном комплексе.

ПРОВЕДЕНИЕ РАБОТ ПО ЛИКВИДАЦИИ ПОСЛЕДСТВИЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ ОБЪЕКТА ПО ХРАНЕНИЮ И ОБЪЕКТА ПО УНИЧТОЖЕНИЮ ХИМИЧЕСКОГО ОРУЖИЯ «МАРАДЫКОВСКИЙ» В КИРОВСКОЙ ОБЛАСТИ

*Т. Я. Ашихмина^{1,2}, Г. Я. Кантор^{1,2}, А. С. Тимонов²,
Ю. В. Новойдарский², Е. М. Кардакова^{1,2}*

¹ *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,*

² *Вятский государственный гуманитарный университет*

11 сентября 2015 года войдёт в историю химического разоружения, тем, что на одном из российских арсеналов химического оружия «Марадыковский» Оричевского района Кировской области уничтожен последний боеприпас отравляющим веществом (БОВ). Всего с 2006 г. на данном объекте уничтожено 6885,7 т БОВ, содержащихся в 40822 боеприпасах. Одновременно с завершением работ по уничтожению химического оружия в 2015 г. генеральной проектной организацией АО «СоюзпромНИИпроект» (г. Москва) были начаты работы по разработке проектной документации ликвидации последствий деятельности объекта хранения и объекта уничтожения химического оружия на окружающую среду. Ликвидация последствий деятельности объектов хранения и уничтожения химического оружия предусмотрена Федеральным законом от 02.05.1997 № 76-ФЗ «Об уничтожении химического оружия» и Федеральной целевой программой «Уничтожение запасов химического оружия в Российской Федерации», утвержденной постановлением Правительства Российской Федерации от 21.03.1996 № 305. Все виды работ по проекту ликвидация последствий деятельности на объекте «Марадыковский» планируется выполнить в течение пяти лет.

В 2015 г. в рамках данного проекта сотрудниками НИПИИ «Кировпроект» проведены инженерно-гидрологические изыскания, а коллективом научно-исследовательской лаборатории ВятГГУ – инженерно-экологические изыскания на территории промплощадки, санитарно-защитной зоны с целью оценки существующего в настоящее время экологического состояния природного комплекса в районе объекта хранения и уничтожения химического оружия.

Арсенал химического оружия расположен в лесном массиве; площадь его 195 га вмещает 65 хранилищ и здание КУАСИ. Объект УХО непосредственно примыкает к арсеналу с северо-востока и занимает площадь 22 га. Особо охраняемые природные территории на площади объекта и объекты культурного наследия в СЗЗ объекта УХО и ХХО отсутствуют. На территории СЗЗ население не проживает. Ближайшие населённые пункты находятся в радиусе 3 км и более от объекта (рис.).

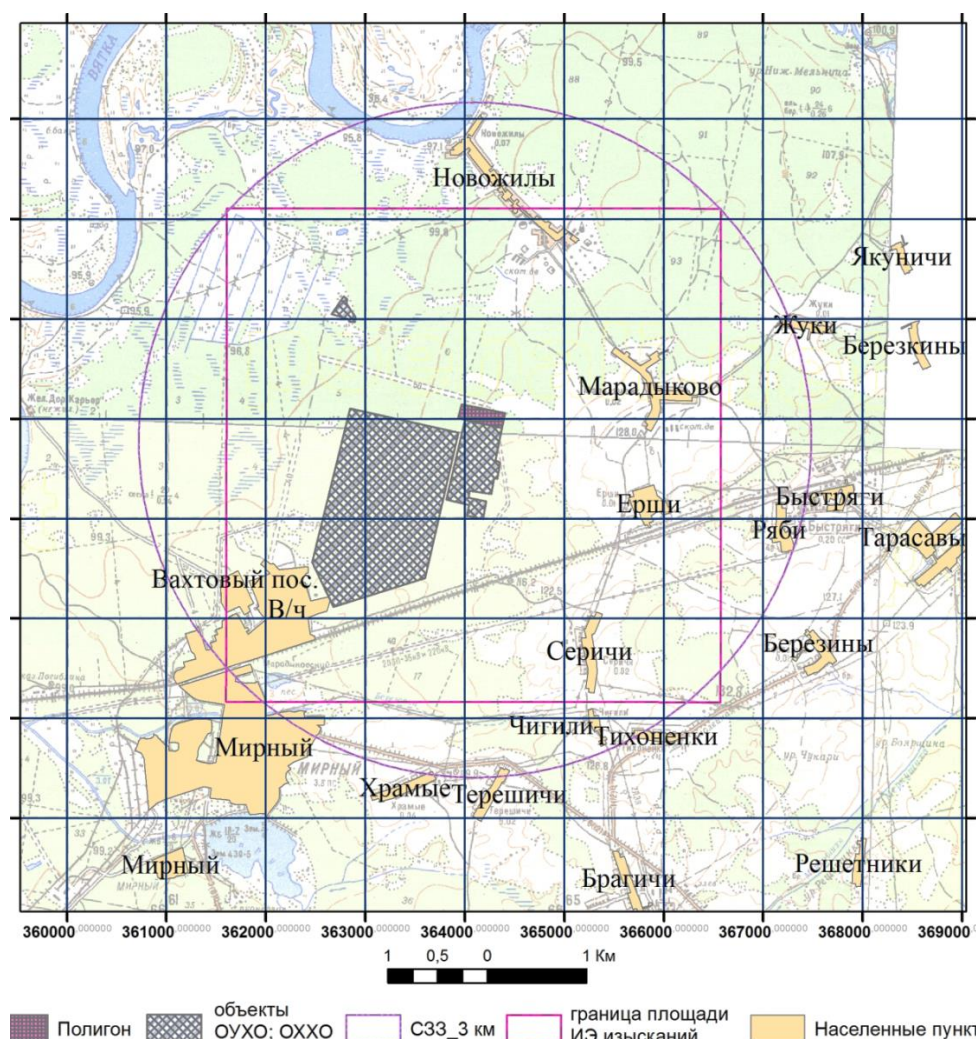


Рис. Карта-схема расположения ближайших населённых пунктов в зоне объектов хранения и уничтожения ХО

По материалам проекта, инженерно-экологическим, инженерно-гидрологическим изысканиям, материалам производственного (объектового) контроля и мониторинга, государственного экологического контроля и мониторинга была проведена оценка потенциального воздействия планируемых работ по ликвидации последствий деятельности на окружающую среду (ОВОС).

Реализация проекта по ликвидации последствий деятельности объектов хранения и уничтожения химического оружия «Марадыковский» включает работы по переработке, обезвреживанию и подготовке к захоронению промышленных отходов на полигоне захоронения.

В результате выполнения работ по ликвидации последствий деятельности объекта хранения и объекта уничтожения химического оружия исходя из предложенных проектных решений, потенциальное воздействие на окружающую среду возможно:

Непосредственное:

- Выбросы ЗВ и ОВ в атмосферу.
- Акустическое воздействие.

– Воздействие на поверхностные и подземные воды, за счёт сброса сточных хозяйственных вод.

Опосредованное (от загрязнения атмосферы):

- на почвы,
- на поверхностные и подземные (грунтовые) воды,
- на растительный и животный мир,
- на человека.

На этапе работ ликвидации последствий деятельности объекта хранения и уничтожения химического оружия разрабатывается и реализуется комплекс мероприятий по реабилитации загрязненных территорий, включающий:

- комплексный экологический аудит выделенных прогнозируемых загрязненных участков на промплощадке и прилегающей территории, включая лесные, луговые, водные и почвенные экосистемы, с целью конкретизации и уточнения прогнозируемых параметров загрязнения (площади, глубина, интенсивность);

- поиск, отбор и обоснование технологий реабилитации природных сред и объектов на загрязненных территориях;

- разработка мероприятий по санации загрязненных территорий, их рекультивации или выработке рекомендаций по ограничению их использования;

- разработка программы комплексного экологического мониторинга с учетом возможного пролонгированного (отсроченного) воздействия ОВ на природный комплекс,

- разработка проекта выполнения реабилитационных мероприятий на загрязненных территориях, включающего реализацию программы комплексного экологического мониторинга;

- реализация проекта реабилитации загрязненных территорий;

- осуществление комплексного экологического мониторинга в процессе реализации проекта реабилитации с использованием приборной базы и кадрового потенциала существующих Региональных центров мониторинга и лабораторий производственного мониторинга, наработанных методик аналитических исследований;

- комплексный экологический аудит по завершению реализации проекта реабилитационных мероприятий с целью определения экологической безопасности реабилитированных территорий и дальнейшего её использования.

Проектом предусмотрено проведение работ по ликвидации последствий деятельности объектов хранения и уничтожения химического оружия без значимых воздействий на окружающую среду. Выполнение намеченных мероприятий с соблюдением мер по экологической безопасности обеспечит безопасное проведение работ, и полностью снимет социальную напряженность в районе связанную с размещением на данной территории ликвидируемых объектов хранения и уничтожения химического оружия.

**РАЗРАБОТКА КОНЦЕПЦИИ РЕАБИЛИТАЦИИ
ЗАГРЯЗНЁННЫХ ТЕРРИТОРИЙ В РАЙОНЕ
ОБЪЕКТА ХРАНЕНИЯ И УНИЧТОЖЕНИЯ ХИМИЧЕСКОГО ОРУЖИЯ
И АЛГОРИТМА МОДЕЛИ ПРИНЯТИЯ
НАУЧНО-ТЕХНИЧЕСКИХ УПРАВЛЕНЧЕСКИХ РЕШЕНИЙ**

**Ю. В. Новойдарский¹, В. А. Бендюк¹, Т. Я. Ашихмина^{1, 2},
Е. М. Кардакова^{1, 2}**

¹ *Вятский государственный гуманитарный университет,*

² *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,
ecolab2@gmail.com*

Основу концепции при выработке управленческого решения на проведение реабилитационных работ составляет проведение системного анализа на каждом этапе принятия решения. Так для принятия управленческого решения на проведение реабилитационных работ на предприятии необходимо иметь информацию о деятельности экологического мониторинга, по всем направлениям, за весь период его работы, которая необходима для проведения экологической оценки состояния природного комплекса.

Информация должна содержать сведения необходимые для анализа и оценки состояния атмосферного воздуха, почвенного и снежного покрова, грунтовых вод, растительности. Получение её возможно в структурных подразделениях объекта по хранению и уничтожению химического оружия, используя накопленную базу данных проводимого промышленно-экологического мониторинга объектов окружающей среды. Анализ проводится по всему перечню образующихся загрязнителей, за весь период эксплуатации объекта, особое внимание уделяется приоритетным загрязнителям. В ходе анализа выбираются вещества, по которым были зафиксированы превышения естественного фона на объектах окружающей среды. Составляются диаграммы, и рассматривается динамика изменения концентрации загрязнителей по всем объектам окружающей среды. На основании многолетних данных, по проводимому в рамках государственного экологического контроля и мониторинга, биологическому мониторингу проводится анализ растительности, микроорганизмов почвы, на предмет выявления техногенного воздействия в контролируемых точках мониторинга. Особое внимание обращается на динамику развития, угнетения или исчезновения, присутствующих с начала работы объектов по хранению и уничтожению химического оружия, в почве микроорганизмов.

Важной информационной составляющей мониторинга является анализ и обработка метеопараметров. Используя базу данных метеорологического наблюдения имеющихся на объектах метеопостов, составляется метеорологическая карта, на которую наносится роза ветров, выделяются направления, которые были наиболее часто подвержены ветровому воздействию. Вычисляются среднемесячные и среднегодовые метеопараметры.

После этого необходимо тщательно и всесторонне изучить полученные результаты, выяснить причину, если она имеется, пиковых участков составлен-

ных диаграмм по всем загрязнителям. При необходимости сравнить полученные результаты с результатами, которые имеются у органов проводивших государственный экологический мониторинг в СЗЗ и ЗЗМ.

На следующем этапе при подготовке к принятию управленческого решения, концепцией предусмотрен процесс программного и математического моделирования, с проведением глубокого анализа полученных результатов, для чего необходимо:

- в программном комплексе CorelDRAW Graphics Suite и ГИС Mapinfo Professional подготовить и составить разновременные карты, на которых отобразить пространственную картину объекта ХУХО, СЗЗ и ЗЗМ, расположение точек пробоотбора почвы, атмосферного воздуха, подземной и поверхностной воды, а также расположение стационарных постов контроля состояния окружающей среды;

- на основании результатов анализа и обработки метеоданных, а также экспертно-аналитической системы экологического мониторинга «Monitor», выявить и нанести на картографическую основу, все годовые сектора метеорологического воздействия за весь период работы объекта по хранению и уничтожению химического оружия, выделить точки пробоотбора экологического мониторинга, которые попали в эти сектора;

- провести анализ и при необходимости дополнительные расчёты, с использованием программы расчета загрязнения атмосферы УПРЗА «Эко центр» в соответствии с ОНД-86 «Методика расчёта концентрации в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий». Полученные направления, максимально возможные концентрации, глубины распространения и сектора, в которых объект «Марадыковский» вносит наибольший вклад в загрязнение атмосферного воздуха, нанести на картографическую основу, получившуюся в результате работы экспертно-аналитической системы экологического мониторинга «Monitor». Составить картину прогнозируемого загрязнения почвенного покрова.

- с помощью программного комплекса «ГИС Mapinfo Professional» провести анализ полученной информации способом обратных взвешенных расстояний – IDW, в графическом виде. В результате интерполирования будет получена картографическая информация, на которой будут выявлены и оптимизированы локальные участки возможного загрязнения территории, площади санируемой территории, динамика распространения загрязнителей и типы загрязнителей, которые присутствуют на данных площадях. С учётом гидрогеологических особенностей и рельефа местности в местах расположения объектов по хранению и уничтожению химического оружия рассматриваются пути возможной миграции загрязняющих веществ, с последующим прогнозом их предполагаемого следа загрязнения;

- провести химические и биологические исследования на выявленных площадях санируемой территории и сравнить с имеющимися фоновыми значениями.

По результатам проведённого анализа, программного и математического моделирования, лабораторного анализа, рассматривается вопрос о достоверно-

сти и достаточности полученной информации, на основе чего принимается решение о необходимости проведения реабилитационных работ.

В зависимости от полученных результатов: объёмы проводимых работ, места расположения санируемых территорий, характер выявленных загрязнений, видов загрязняющих веществ, природного компонента, в котором присутствует загрязнитель, проводится:

- выбор методов и технологий проведения реабилитационных мероприятий для каждого компонента природной среды;
- оценка методов и технологий проведения реабилитационных мероприятий, которая включает в себя: оценку экономических затрат, оценку сроков проведения реабилитационных мероприятий, оценку эффективности выбранных методов и технологий;
- рассмотрение альтернативных методов и технологий проведения реабилитационных работ.

На следующем этапе Концепция предусматривает всю полученную информацию предоставлять руководителю предприятия. На основании этого руководителем принимается управленческое научно-техническое решение на проведение реабилитационных мероприятий при выводе объекта из эксплуатации. В ходе принятия решения необходимо знать, не принимались ли аналогичные решения ранее на других предприятиях. В дальнейшем проводится обработка принятого руководителем решения в ходе, которого:

- проводится анализ принятого решения на проведение реабилитационных работ;
- рассматриваются пути возможного усовершенствования принятого решения;
- определяется эффективность принятого решения;
- проводится согласование принятого решения с органами государственного контроля в области природоохранной и санитарной деятельности;
- проводится анализ материалов разработки решения, формирование инструментария разработки решения. При выполнении этого пункта вырабатывается план проведения реабилитационных работ, в который включаются: состав работ, последовательность выполнения работ, сроки выполнения работ, задействованные ресурсы, лица обеспечивающие выполнение работ, исполнители, лица осуществляющие контроль, за выполнением работ.

На конечном этапе научно-техническое управленческое решение, принятое руководителем предприятия, на проведение реабилитационных мероприятий при выводе его из эксплуатации, реализуется на практике. Однако принятое решение не является догмой при проведении работ и в зависимости от складывающихся ситуаций, этапов выполнения это решение может меняться.

На основании изложенной концепции составлен типовой алгоритм модели принятия управленческих научно-обоснованных технических решений применяемый на этапе подготовке к проведению реабилитационных мероприятий компонентов природной среды по выводу объектов по хранению и уничтожению химического оружия из эксплуатации (рис.).

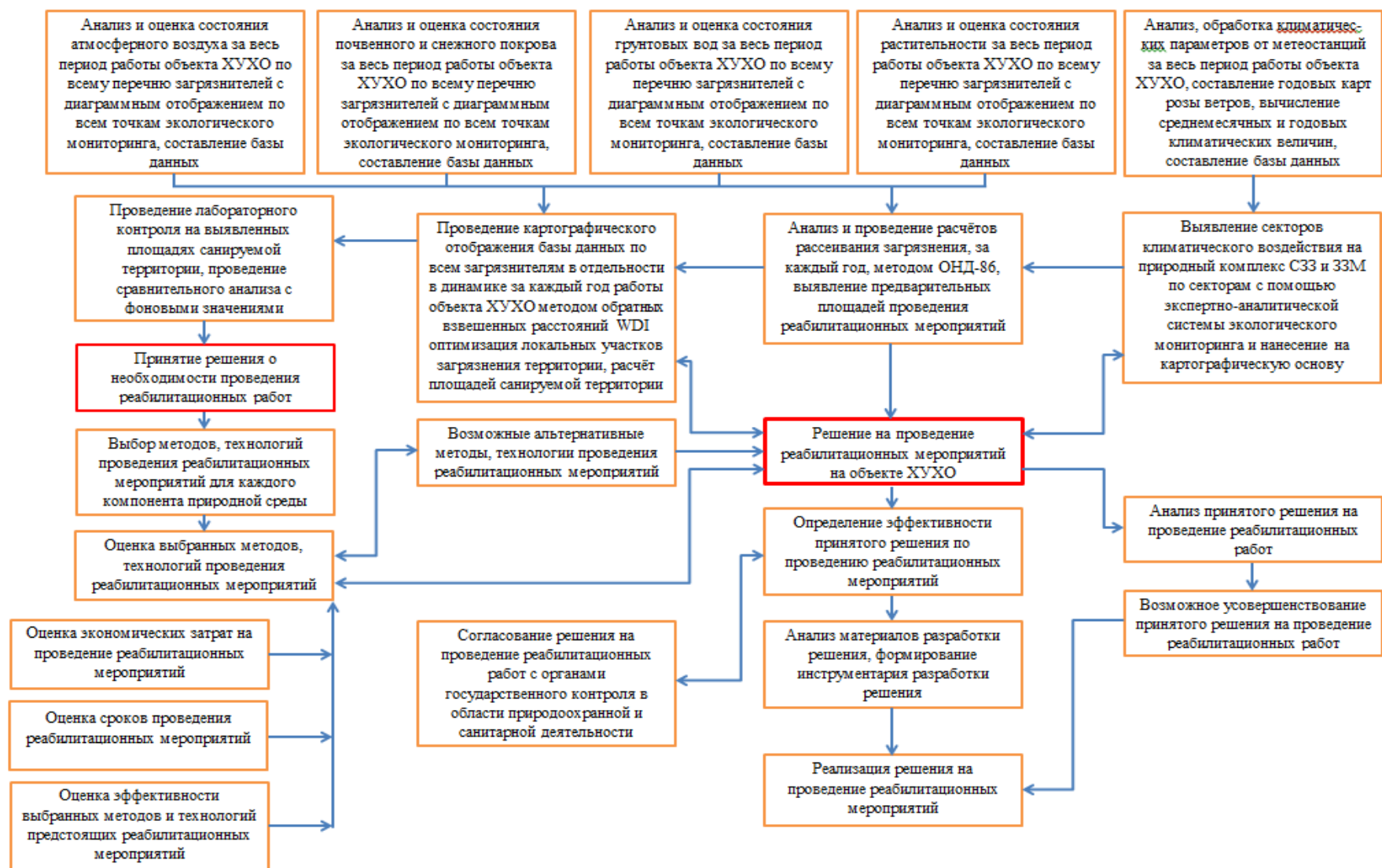


Рис. Алгоритм модели принятия научно-технических управленческих решений по выявлению и реабилитации загрязненных территорий

ОЦЕНКА ВОЗДЕЙСТВИЯ ОБРАЗУЮЩИХСЯ В ПРОЦЕССЕ ЛИКВИДАЦИИ ПОСЛЕДСТВИЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ ПРОМЫШЛЕННЫХ ОТХОДОВ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ

*В. А. Титова¹, А. С. Тимонов¹, О. Г. Пантелеева¹,
Т. Я. Ашихмина^{1,2}, Г. Я. Кантор^{1,2}, Ю. В. Новойдарский¹*

¹ Вятский государственный гуманитарный университет,

² Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,
ecolab2@gmail.com

Важным источником воздействия объекта хранения и уничтожения химического оружия «Марадыковский» на окружающую среду являются отходы его производственной деятельности. Общий объем отходов объекта хранения и уничтожения химического оружия, планируемых разместить на полигоне промышленных отходов (площадки №1), составит 24315,93 т, в том числе:

- отходы III класса опасности – 8902,19 т;
- отходы IV класса опасности – 15413,74 т.

Общий объем отходов, размещаемых на полигоне площадки № 2 составит 10455,98 т, в том числе:

- отходы I класса опасности – 423,07 т
- отходы II класса опасности – 4016,70 т;
- отходы III класса опасности – 2554,88 т;
- отходы IV класса опасности – 3461,33 т.

Всего на полигоне промышленных отходов объектов хранения и уничтожения химического оружия будет размещено 34774,93 т.

В состав твердых отходов входят:

- прошедший термообезвреживание чёрный (≈ 7000 т) и цветной металл (≈ 122 т), который может быть использован в качестве вторсырья для дальнейшей переработки на металлургических предприятиях;
- зола от сжигания отходов и термообезвреженные негорючие материалы (бетон, кирпич, минераловата, асбест, оксид алюминия и др.), которые подлежат захоронению на проектируемом полигоне захоронения (≈ 63000 т);
- фторопласт, стекло, шифер после дегазации, упакованные в тару, для захоронения на полигоне (≈ 55 т).

Уничтожение реакционных масс заключается в их битумировании и затаривании в бочки с последующим размещением их на полигоне. Битумированию подлежит 910,49 т реакционных масс.

Жидкие отходы, образующиеся при ликвидации последствий деятельности объекта УХО (отработанные дегазирующие растворы, промывные воды, стоки из ДОД, смывы с пола, проливы), по коллектору собираются с помощью транспортного вакуума в емкости. После их усреднения и дополнительной дегазации (при необходимости) они перекачиваются на ректификацию в существующее здание. Жидкие отходы, содержащие мышьяк, передаются на битумирование. Сброс жидких отходов в окружающую среду проектом не предусмотрен.

Демонтаж оборудования сбора и детоксикации жидких отходов и узла создания транспортного вакуума, системы ДОД проводится в последнюю очередь по завершении ликвидационных работ.

Не утилизируемые отходы после их соответствующей переработки (дегазации, термообработки или сжигания) будут направляться на полигон площадки № 1, который будет расположен рядом с объектом уничтожения химического оружия, и должен быть запущен до начала ликвидационных мероприятий.

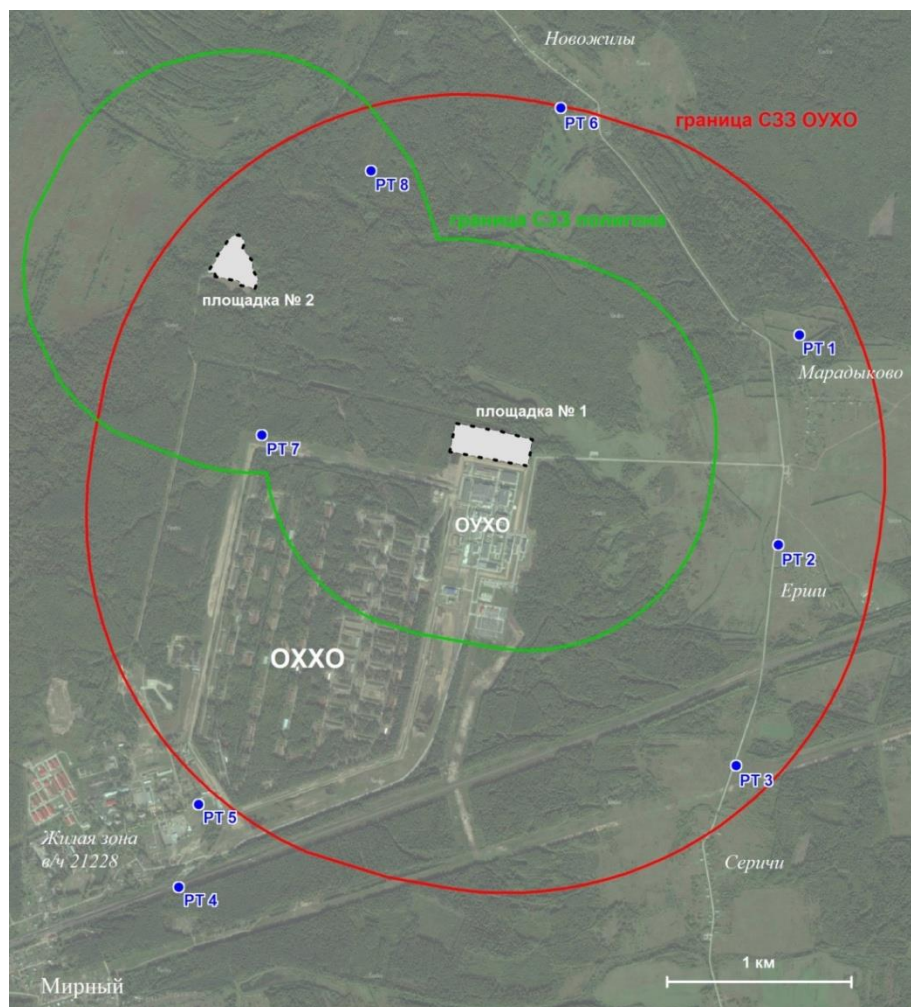


Рис. Карта схема территории ОХХО, ОУХО и проектируемого полигона

В качестве критерия оценки токсичности отходов принят его класс опасности по степени возможного вредного воздействия на окружающую природную среду. Классы опасности образующихся отходов после дегазации и термического обезвреживания технологического оборудования, расходных материалов, фрагментированных и измельченных строительных конструкций зданий и сооружений установлены методом биотестирования в аккредитованной лаборатории ФБУ «ГосНИИЭНП». Для ряда отходов, включая битумированные двойные смеси и вязкие двойные смеси, класс опасности определён расчётным методом, выполненным ФГУП «ГосНИИОХТ, ОАО «СоюзпромНИИпроект» и ФБУ «ГосНИИЭНП».

Класс опасности остальных видов отходов определён в соответствии с «Федеральным классификационным каталогом отходов», утвержденным приказом МПР России от 18.07.2014 г. № 445.

Отходы производства 2 класса опасности:

- отходы производства химических веществ и химических продуктов (битумированная реакционная масса двойных смесей (ДС));
- отходы производства химических веществ и химических продуктов (битумированная реакционная масса вязких двойных смесей (ВДС)).

Отходы производства 3 класса опасности:

- отходы прочих изделий из пластмасс загрязненные (отходы фторопласта, загрязнённые продуктами детоксикации фосфорорганических отравляющих веществ (ФОВ));
- отходы стекла и изделий из стекла (отходы стекла, загрязнённые продуктами детоксикации ФОВ);
- отходы при обезвреживании отходов (зола и шлак от сжигания резины, отработанных средств индивидуальной защиты, паронита, древесины, полиэтилена рубероида и ветоши);
- отходы при обезвреживании отходов (смесь солей сульфата и карбоната натрия);
- отходы оксидов и гидроксидов прочих металлов (отработанный оксид алюминия после термического обезвреживания);
- соли от сжигания отработанных дегазаторов и технической воды.

Отходы производства 4 класса опасности:

- отходы прочих изделий из пластмасс загрязненные (отходы фторопласта, загрязнённые продуктами детоксикации отравляющих веществ кожно-нарывного действия);
- отходы стекла и изделий из стекла (отходы стекла, загрязнённые продуктами детоксикации отравляющих веществ кожно-нарывного действия, прошедшие дегазацию);
- отходы шифера и асбоцемента, утратившие потребительские свойства, незагрязненные;
- отходы базальтового волокна и материалов на его основе (минвата после термического обезвреживания);
- металлоконструкции после обезвреживания (сталь (железо));
- окалина;
- шлак от сжигания пластиковых конструкций и кабельной продукции;
- строительный мусор после термообезвреживания;
- силикатсодержащие отходы (кирпич, бетон).

Отходы потребления:

1 класса опасности:

- лампы ртутные, ртутно-кварцевые, люминесцентные, утратившие потребительские свойства.

4 класса опасности:

- мусор от офисных и бытовых помещений организаций несортированный (исключая крупногабаритный);

– смет с территории предприятия малоопасный.

5 класса опасности:

– пищевые отходы кухонь общественного питания несортированные.

Сбор образующихся отходов проводится отдельно, в зависимости от их вида и класса опасности.

Порядок накопления отходов, хранение и транспортировка предусмотрены проектом в соответствии с требованиями нормативных документов.

Размещение отходов осуществляется в помещениях и на площадках под навесом, специально оборудованных для временного их хранения в зависимости от класса их опасности:

– вещества 1 класса опасности хранятся в герметичных контейнерах;

– вещества 2 класса опасности – в закрытых ящиках, пластиковых пакетах и мешках;

– вещества 3 класса опасности хранятся в бумажных мешках, пакетах, х/б и тканевых мешках;

– вещества 4 класса опасности – открыто навалом, насыпью.

Перемещение отходов, образующихся в результате ликвидационных работ, по территории предприятия и за пределами объекта производится автомобильным транспортом силами предприятия и специализированными организациями, имеющими лицензии на осуществление данного вида деятельности.

Места временного хранения отходов производства и потребления определены и оборудованы с учётом класса опасности, физико-химических свойств и требований СанПиН 2.1.7.1322-03. При организации мест временного хранения (накопления) отходов приняты меры по обеспечению экологической и пожарной безопасности. Места временного хранения отходов производства и потребления организованы в оборудованных помещениях и на открытых площадках, откуда они по мере накопления вывозятся на переработку, обезвреживание или захоронение.

Отходы потребления на период проведения работ по ликвидации последствий деятельности объекта УХО и объекта ХУХО включаются в схему операционного движения отходов предприятия и для них используются существующие площадки.

Временное хранение отходов, прошедших детоксикацию, осуществляется на оборудованных рабочих площадках у разбираемых зданий. Строительные конструкции после детоксикации, подлежащие термическому обезвреживанию, хранятся в таре.

Отходы, не подлежащие термическому обезвреживанию, хранятся в металлических бочках ёмкостью 200 л или в транспортировочных пакетах, в дальнейшем они отправляются на проектируемые полигоны промышленных отходов.

Над площадками установлены навесы, которые обеспечивают защиту отходов от атмосферного воздействия. Поверхность площадок имеет водонепроницаемое и химически стойкое бетонное покрытие, что исключает загрязнение поверхностных и подземных вод, почв прилегающих территорий.

Образующиеся при термическом обезвреживании отходы (зола от сжигания твердых отходов, отработанный оксид алюминия, смесь сыпучих солей от сжигания жидких отходов) укупориваются в мягкие контейнеры МКР (мешок «биг-бэг», $V = 1,0 \text{ м}^3$) и подлежат временному накоплению на оборудованных площадках с водонепроницаемым, химически стойким покрытием под навесами у здания.

Битумированные реакционные массы БМДС и БМВДС, затаренные в толстостенные бочки для химических продуктов объемом 275 л, временно размещаются в помещении, оборудованном в соответствии с требованиями безопасной эксплуатации.

Отработанные ртутьсодержащие лампы размещаются в герметичные универсальные закрытые контейнеры [массой 5,0 т, габаритами $2,0 \times 3,0 \times 2,5(h) \text{ м}$], расположенные на оборудованной в соответствии с требованиями норм и правил экологической безопасности площадке в районе здания 1030. Ртутьсодержащие отходы хранятся с соблюдением требований СП 4607-88 «Санитарные правила при работе с ртутью, ее соединениями и приборами с ртутным заполнением».

Наполненные спецконтейнеры при хранении и транспортировке закрываются специальными водонепроницаемыми чехлами, предоставляемыми в комплекте с контейнерами.

Твёрдые бытовые отходы, пищевые отходы и сметсобираются в полиэтиленовые мешки и размещаются в типовые металлические контейнеры емкостью $0,8 \text{ м}^3$ (размерами $1100 \times 720 \times 1000 \text{ мм}$) с крышкой, установленные на существующей оборудованной площадке с водонепроницаемым покрытием, имеющей уклон к центру и бордюру, расположенной в районе зданий № 1004 и № 1011. Отходы потребления включаются в схему операционного движения отходов и на договорной основе с лицензированным предприятием ООО «Чистый город» направляются на полигон.

Безопасность работы полигона обеспечивается строгим соблюдением норм и правил техники безопасности, правил пожарной безопасности, порядка обращения с отходами, их транспортировки и размещения в сооружениях полигона, исключающих отрицательное влияние на окружающую среду: атмосферный воздух, подземные и поверхностные воды, почвенный покров.

ОЦЕНКА ВОЗДЕЙСТВИЯ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ НА АТМОСФЕРНЫЙ ВОЗДУХ ПРИ ПРОВЕДЕНИИ РАБОТ ПО ЛИКВИДАЦИИ ПОСЛЕДСТВИЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ НА ОБЪЕКТЕ «МАРАДЫКОВСКИЙ»

***О. Г. Пантелеева¹, А. С. Тимонов¹, Т. Я. Ашихмина^{1, 2},
Г. Я. Кантор^{1, 2}, Ю. В. Новойдарский¹***

*¹ Вятский государственный гуманитарный университет,
² Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,
ecolab2@gmail.com*

При проведении работ по демонтажу, дегазации, фрагментации технологического оборудования, пластиковых конструкций, кабельной продукции и термического обезвреживания отходоосновная масса загрязняющих веществ будет выбрасываться в атмосферный воздух. Для оценки воздействия на атмосферный воздух, определения приземных концентраций загрязняющих веществ (ЗВ), выполнены расчеты рассеивания выбросов ЗВ в атмосфере. В этих работах использовался программный комплекс «Эколог-стандарт», версия 3.0, разработанный НПО «Интеграл» г. Санкт-Петербург и согласованный Главной геофизической обсерваторией им. Воейкова. Данная программа реализует основные зависимости и положения «Методики расчета концентраций в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий» ОНД-86 и позволяет определить максимальные значения концентраций примесей в приземном слое атмосферы при опасных направлениях и скоростях ветра. При этом уровень загрязнения определен для каждого вещества, поступающего в атмосферу за весь период (5 лет) проведения работ по ликвидации последствий деятельности объекта хранения и уничтожения химического оружия.

Расчеты производились индивидуально для каждого года ликвидационных работ, с учетом задействования тех источников выбросов, которые были определены проектом. Расчеты проводились по всем ингредиентам и группам суммаций с учетом фоновых концентраций на наиболее неблагоприятный период и режим работы (летний период).

Сравнивая расчетные выбросы загрязняющих веществ в период проведения ликвидационных мероприятий с фактическими валовыми выбросами объекта УХО по данным государственного статистического наблюдения 2 ТП (воздух) за 2011 г. сделаны выводы о том, что изменится как качественный, так и количественный состав выбросов.

Из анализа расчетов рассеивания по всем пяти годам проведения ликвидационных работ следует, что наибольший вклад в загрязнение атмосферы на всех этапах работы, вносят неорганизованные источники выброса – это демонтаж, измельчение и термическое обезвреживание фрагментов демонтированных материалов, автотранспорт и оборудование для сварки и резки металлоконструкций, расположенные на открытой территории объекта вне зданий и сооружений.

По результатам расчетов построены прогнозные карты рассеивания загрязняющих веществ от операций по ликвидации деятельности объектов хранения и уничтожения химического оружия, которые позволяют представить распространение загрязнения на промплощадке, в СЗЗ и на прилегающей территории, включая жилую зону в/ч 21288, Вахтовый поселок и северо-западную окраину пос. Мирный.

Основным загрязняющим веществом атмосферного воздуха будет диоксид азота и при этом его концентрации на границе СЗЗ составляет от 0,54 ПДК до 0,66 ПДК с учетом фоновое загрязнение (0,3 ПДК). Незначительный вклад (до 0,13 ПДК – фосфата кальция) в уровень загрязнения атмосферы вносит участок сжигания твердых отходов во все годы работы.

Расчеты показывают, что при проведении ликвидационных работ в случае неблагоприятного стечения условий рассеивания максимально возможный уровень загрязнения атмосферы по отравляющим веществам, хранившихся и уничтожавшихся на объекте «Марадыковский» может составлять величины ниже нижнего предела определения концентраций инструментальными методами измерения.

В период проведения работ по ликвидации последствий деятельности объекта по уничтожению химического оружия, включая процесс битумирования РМ, приземные концентрации ЗВ в селитебной зоне, с учетом фона, по всем ингредиентам не превышают 0,66 ПДК. Это отмечено в проекте и подтверждено расчетами, выполненными в рамках оценки воздействия на окружающую среду.

Количество наименований выбрасываемых ЗВ в период проведения ликвидационных мероприятий сократится с 38 (по тому ПДВ) до 33. Значительно сократится количество ЗВ вносящих основной вклад в загрязнение атмосферы, а именно оксидов азота уменьшится в 3,7 раза, и в 14,5 раза уменьшится выброс оксида углерода. Возможные расчетные приземные концентрации ОВ в период ликвидации будут менее нижнего предела определения концентраций инструментальными методами измерения. Почти в 15 раз сократится годовой валовой выброс ЗВ. Суммарный валовой выброс ЗВ за весь период ликвидации (5 лет) планируется в 3,66 раза меньше годового валового выброса за один, например, 2011 год уничтожения химического оружия. В то же время более чем на порядок увеличится выброс оксидов железа и соединений марганца, появятся в выбросах оксиды хрома за счет значительного увеличения сварочных работ, при разборке и резке оборудования. В выбросах появятся новые вещества, выделяющиеся при битумировании, термообезвреживании и при работах по разрушению строительных конструкций.

Приземная концентрация наиболее проявленного загрязняющего ингредиента (диоксида азота) в период работ, не будет превышать ПДК уже на расстоянии 600 м от границы промплощадки объекта УХО (при СЗЗ равной 2 км).

Прогнозируемые максимальные приземные концентрации всех ЗВ за пределами санитарно-защитной зоны как минимум в 1,5 раза меньше допустимых нормативов и удовлетворяют требованиям ГОСТ 17.2.3.02-78 «Охрана природы. Атмосфера».

Таким образом, прогнозируемое воздействие на атмосферный воздух в период проведения ликвидационных работ незначительно и не изменит существующего состояния природной среды.

ОРГАНИЗАЦИЯ РЕГИОНАЛЬНОГО МОНИТОРИНГА АТМОСФЕРНОГО ВОЗДУХА НА ТЕРРИТОРИИ КИРОВСКОЙ ОБЛАСТИ

Л. Н. Шихова

*Министерство охраны окружающей среды Кировской области,
depgreen43@mail.ru*

Министерством охраны окружающей среды Кировской области организована региональная система наблюдений за состоянием атмосферного воздуха на территории Кировской области.

В настоящее время исследования атмосферного воздуха (в рамках региональной системы наблюдений) осуществляются в одном из районных центров (г. Кирово-Чепецк), где сконцентрированы предприятия химического производства. Исследования проводятся с 2011 г. В рамках государственного контракта с одним из филиалов ФБУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Кировской области» на 1 стационарном посту по специфическим веществам (фтористый водород, аммиак, фенол, формальдегид, хлористый водород) 6 дней в неделю (кроме воскресенья и праздничных дней), по 4 отбора в день. По итогам наблюдений 2011–2012 гг. отмечено, что в городе сохранялось стабильное состояние атмосферного воздуха, в связи с чем было принято решение о целесообразности сокращения перечня наблюдаемых веществ до одного – аммиака.

Результаты наблюдений состояния атмосферного воздуха в городе ежедневно публикуются на официальном информационном сайте городской администрации. За 2014–2015 гг. превышений ПДК не отмечено.

Одновременно в рамках оптимизации системы мониторинга атмосферного воздуха в г. Кирово-Чепецке, министерством в 2011 г. приобретен и установлен автоматический газоанализатор GasFinder. С 2012 г. прибором на втором стационарном посту в круглосуточном режиме осуществляются измерения концентрации хлористого водорода в атмосферном воздухе. С результатами наблюдений может ознакомиться любой желающий в режиме реального времени на опубликованном специальном общедоступном сайте.

За истекший период 2014–2015 гг. содержание хлористого водорода в воздухе практически не выходило за пределы $\frac{1}{4}$ от ПДК. Ни одного превышения ПДК зафиксировано не было.

Кроме того, на системном уровне с 2011 г. подведомственным министерству охраны окружающей среды Кировской области учреждением выполняются работы по мониторингу загрязнения атмосферного воздуха в зоне влияния наиболее интенсивных автотранспортных потоков, оказывающих негативное воздействие на атмосферный воздух областного центра (г. Киров), в фоновой точке на территории Заречного парка. Ежегодные исследования проводятся по

примесям: фенол, формальдегид, диоксид серы, оксид углерода, взвешенные вещества, аммиак, сероводород.

Перекрестки контролируются дважды в неделю с мая по октябрь. Установлена интенсивность автотранспортного потока – подсчитано количество автомашин, проезжающих за 1 час в точке контроля, превышения ПДК по загрязняющим веществам.

От года к году сохраняется тенденция к росту интенсивности автотранспортного потока на перекрестках в среднем на 100–200 единиц в каждый последующий год по отношению к предыдущему.

К перечню показателей, превышающих предельно допустимые концентрации в зоне влияния автотранспортных потоков в 2014 и 2015 гг., отнесены диоксид азота и взвешенные вещества, удельный вес неудовлетворительных результатов исследований атмосферного воздуха в зоне перекрестков составил 6,6% в 2014 г.

В фоновой точке (Заречный парк) превышений ПДКм.р. по исследованным веществам за весь период контроля не обнаружено.

Состояние атмосферного воздуха в г.Кирове и Кировской области отмечается как стабильное, что подтверждает индекс загрязнения атмосферы по годам (табл.).

Таблица

**Значение индекса загрязнения атмосферы
(О состоянии окружающей среды ..., 2012, 2013, 2014)**

Год	Значение индекса загрязнения атмосферы	
	г.Киров	г.Кирово-Чепецк
2010	высокий (7)	высокий (8)
2011	высокий (7)	повышенный (5)
2012	высокий (7)	повышенный (6)
2013	повышенный	повышенный
2014	повышенный	повышенный

Состояние атмосферного воздуха в целом по области находится в стабильном состоянии и не носит элементов критичности.

Литература

О состоянии окружающей среды Кировской области в 2012 году: Региональный доклад / Под общей ред. А. В. Албеговой. Киров: ООО «Кировская областная типография», 2013. 192 с.

О состоянии окружающей среды Кировской области в 2013 году: Региональный доклад / Под общей ред. А. В. Албеговой. Киров, 2014. 192 с.

О состоянии окружающей среды Кировской области в 2014 году: Региональный доклад / Под общей ред. А. Н. Чемоданова. Киров, 2015.

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ОПАСНОСТИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД СТОКАМИ ОБЪЕКТОВ ГОРНОРУДНОЙ ПРОМЫШЛЕННОСТИ

З. Б. Бактыбаева, Р. А. Сулейманов, Т. К. Валеев, Н. Р. Рахматуллин

*Уфимский научно-исследовательский институт
медицины труда и экологии человека, baktybaeva@mail.ru*

Тяжелые металлы (ТМ) входят в перечень приоритетных химических веществ, определяющих неблагоприятное воздействие на здоровье населения. Объем поступления в организм человека микроэлементов зависит от их содержания в объектах окружающей среды (Проблемы экологии..., 2003). Южный Урал, где широко распространены полиметаллическое и медно-колчеданное оруденения, относится к районам естественных геохимических аномалий (Опекунов, 2005). Освоение и разработка месторождений полезных ископаемых в Зауралье Республики Башкортостан (РБ) сопровождаются всесторонним воздействием на окружающую среду (Бактыбаева, 2011). Одними из наиболее уязвимых элементов ландшафта являются поверхностные водоемы, используемые для рыбохозяйственных целей, сельскохозяйственного водоснабжения, рекреации и хозяйственно-бытовых нужд населения (Валеев и др., 2015). Добыча и переработка руд приводят к загрязнению водных экосистем ТМ, поступление которых происходит в основном со сбросом неочищенных или недостаточно очищенных шахтных, рудничных и подотвальных вод. Вынос гидрогенными потоками токсичных химических элементов продолжается и после завершения эксплуатации месторождений.

Тяжелые металлы, поступая в водоем, способны активно включаться в круговорот веществ и мигрировать по пищевым цепям к человеку при употреблении рыбной продукции. Избыточное поступление микроэлементов в организм человека может приводить к нарушениям метаболизма. Обладая кумулятивными свойствами, ТМ могут проявлять мутагенные, тератогенные и канцерогенные свойства (Trace elements..., 2005). Так как здоровье человека в определенной степени зависит от факторов среды обитания, с увеличением техногенеза возрастает и актуальность экологического и санитарно-гигиенического мониторинга окружающей среды.

Оценка загрязнения поверхностных водоемов на содержание ТМ проводилась на основе натурных наблюдений основной водной артерии Башкирского Зауралья – р. Таналык, протекающей по Баймакскому и Хайбуллинскому административным районам РБ и впадающей в р. Урал на территории Оренбургской области. Водоем в течение нескольких десятилетий подвергается высокому техногенному загрязнению вследствие развития в регионе горнодобывающей и рудоперерабатывающей промышленности.

Были исследованы 2 участка:

I – в районе загрязнения верхнего течения реки подотвальными водами отработанного серно-колчеданного месторождения Куль-Юрт-Тау, эксплуатировавшегося в 1932–1986 гг.;

II – в районе загрязнения среднего течения реки подотвальными водами Бурибайского медно-колчеданного месторождения и фильтратом хвостохранилищ Бурибаевского горно-обогатительного комбината (ГОК), работающего с 1937 г.

Пробы воды отбирались на каждом участке выше места впадения стоков (условный контроль), в месте впадения и перемешивания стоков с речной водой и на расстоянии 3 км ниже по течению от места впадения стоков. Измерения массовых концентраций цинка, меди, свинца и кадмия проводились методом инверсионной вольтамперометрии на приборе СТА. Содержание Fe (общ.) и Mn в пробах воды определялось атомно-абсорбционным методом на спектрометре с пламенным атомизатором ацетилен/кислород «Contr AA». Полученные данные были подвергнуты однофакторному дисперсионному анализу.

Результаты исследований показали, что уровень рассматриваемых элементов в воде в месте впадения стоков достоверно повышается по сравнению с контрольными створами. Сравнение полученных данных с предельно допустимыми концентрациями (ПДК) для водоемов рыбохозяйственного значения (Приказ Федерального..., 2010) показало, что во всех точках отбора уровень металлов, кроме свинца и кадмия, превышает норматив: содержание марганца от 2 до 160 ПДК, меди – от 2 до 90 ПДК, цинка – от 2 до 60 ПДК, железа – от 1,5 до 12 ПДК. Повышенные концентрации данных металлов на контрольном створе участка I, вероятно, связаны с особенностями естественного геохимического фона региона, а на участке II – с фоновым загрязнением, т. к. выше п. Бурибай вдоль р. Таналык расположен ряд действующих и отработанных месторождений. Показатели кадмия в воде во всех створах участка I и на контрольном створе участка II в пределах нормы. В районе загрязнения реки промышленными объектами Бурибаевского ГОК наблюдается превышение ПДК до 4 раз. Содержание свинца в створах участка I в пределах нормы, в створах участка II – от 5 до 12 ПДК.

Для обследованных участков реки был рассчитан коэффициент загрязненности (КЗ), который характеризует среднее превышение нормативов в долях ПДК (Белогуров и др., 1984).

Расчеты показали, что на участке I содержание в воде рассматриваемых 6-ти металлов на 95% превышает ПДК ($KЗ=0,95$). Основной вклад в загрязнение реки вносят показатели токсикологической группы: железо, цинк и медь ($KЗ$ по этой группе ингредиентов равен 1,48). Коэффициент загрязненности по марганцу (санитарно-токсикологический показатель) равен 0,42. По свинцу и кадмию превышений ПДК не наблюдалось. Наибольшая загрязненность воды отмечается в месте впадения стоков – коэффициент загрязненности для данного створа равен 9,50, т.е. качество воды по ТМ почти в 10 раз хуже нормативного. В створе, расположенном на 3 км ниже по течению, КЗ несколько снижается – 6,33. В контрольном створе коэффициент загрязненности равен 2,83.

На участке II содержание ТМ превышает ПДК на 1076% ($KЗ=10,76$). Основной вклад в загрязнение реки на данном участке вносит показатель санитарно-токсикологической группы – марганец ($KЗ=17,50$). Коэффициент загрязненности токсикологической группы (железо, цинк, медь, свинец и кадмий) равен

4,01. Наибольшая загрязненность воды отмечается в месте впадения стоков – КЗ для данного створа равен 53,86, т.е. качество воды по ТМ хуже нормативного более 50 раз. В створе, расположенном на 3 км ниже по течению, КЗ снижается в 2 раза – 26,30. В контрольном створе коэффициент загрязненности равен 9,25.

Створы, расположенные на 3 км ниже по течению от места впадения загрязненных притоков, позволяют оценить самоочищающуюся способность р. Таналык. Результаты исследований показали, что на этих участках содержание ТМ в воде снижается, хотя и не достигает уровня контроля. Самоочищение водоемов происходит в результате химического преобразования токсичных веществ и осаждения. Значительную роль играют заросли макрофитов, являющихся аккумуляторами макро- и микроэлементов. С другой стороны, выступающие в роли депонирующей среды донные отложения и водные растения, при определенных условиях могут стать источниками вторичного загрязнения воды. Следует учитывать, что продолжающееся поступление токсикантов со стоками, может привести к утрате водным объектом способности к самоочищению.

Таким образом, проведенные исследования показывают, что объекты горнопромышленного комплекса являются источниками загрязнения р. Таналык тяжелыми металлами. Выявленные превышения нормативов свидетельствуют о потенциальной опасности водоема на водную микро- и макрофлору, гидробионты и через пищевую цепь на состояние здоровья населения региона.

Литература

Бактыбаева З. Б., Суюндуков Я. Т., Ямалов С. М., Юнусбаев У. Б. Загрязнение тяжелыми металлами экосистемы реки Таналык, сообщества водных макрофитов и возможности их использования для биологической очистки / Под ред. чл.-корр. АН РБ Б. М. Миркина. Уфа: АН РБ, Гилем, 2011. 208 с.

Белогуров В. П., Лозанский В. Р., Песина С. А. Применение обобщенных показателей для оценки уровня загрязненности водных объектов // Комплексные оценки качества поверхностных вод. Л.: Гидрометеиздат. 1984. С. 33–43.

Валеев Т. К., Сулейманов Р. А., Егорова Н. Н., Даукаев Р. А., Рахматуллин Н. Р., Аллаярова Г. Р. Материалы эколого-гигиенических исследований качества водных объектов на территориях горнорудного района // Вода: химия и экология. 2015. № 3. С. 30–33.

Опекунов А. Ю. Аквальный техноседиментогенез. Тр. ВНИИОкеангеологии Министерства природных ресурсов РФ. Т. 208. СПб.: Наука, 2005. 278 с.

Приказ Федерального агентства по рыболовству от 18 января 2010 г. № 20 «Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения». М., 2010.

Проблемы экологии: Принципы их решения на примере Южного Урала / Под ред. Н. В. Старовой. М.: Наука, 2003. 287 с.

Trace elements in the environment: biogeochemistry, biotechnology, and bioremediation / edited by M.N.V. Prasad, Kenneth S. Sajwan, Ravi Naidu. Boca Raton: CRC/Taylor and Francis, 2005. 744 p.

КОНКУРЕНЦИЯ ФОСФАТАККУМУЛИРУЮЩИХ МИКРООРГАНИЗМОВ С ГЛИКОГЕНАККУМУЛИРУЮЩИМИ ОРГАНИЗМАМИ В СТОЧНЫХ ВОДАХ

Т. Я. Ашихмина^{1,2}, С. А. Шаров¹

¹ *Вятский государственный гуманитарный университет,*

² *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,
sharky2007.doost@mail.ru*

Антропогенное эвтрофирование водоемов зачастую вызвано сбросом биогенных веществ со сточными водами и поверхностным стоком и соответственно отличается от естественного высокой скоростью процесса (Галанцева, 2010).

Снижения нагрузки по загрязняющим веществам на водные объекты можно достичь предотвращением поступления биогенных элементов в сточные воды или при интенсификации очистки сточных вод от этих веществ. Основными биогенными элементами, оказывающими влияние на водоемы, являются соединения азота и фосфора. Поэтому особенно интересными представляются причины попадания в водоем именно ионов этих элементов (Кулаковская и др., 2010).

На основании регулярно проводимых исследований качественного состояния сточных вод поступающих на очистные сооружения в пгт. Мирный установлено, что основным источником попадания ионов фосфора в хозяйственно-бытовые сточные воды являются воды, которые содержат фосфор как результат жизнедеятельности человека (30–50% фосфора поступает с бытовыми водами) и широкого использования синтетических моющих средств (50–70%), в составе которых содержатся полифосфаты (Бреус и др., 2011).

Наиболее распространенными формами, в которых фосфор присутствует в сточных водах, являются органические соединения, ортофосфаты и полифосфаты, которые могут гидролизироваться до ортофосфата, что составляет 70–90% от общего количества (Бреус и др., 2011).

Большинство присутствующих в сточной воде соединений фосфора растворимы в воде и в очень небольшой степени выводятся с помощью простого отстаивания (Баженов, Денисов, 2009). При биологической очистке фосфор удаляется в результате биохимических процессов. Некоторые микроорганизмы при определенных условиях способны аккумулировать фосфаты внутри клеток в виде полифосфатов (волютина) (Герхардт, 1983), а в период отсутствия кислорода – быстро их расщеплять и выбрасывать в окружающую среду. Полифосфаты являются носителями макроэргических связей, и их накопление создает внутриклеточный запас биологически доступной энергии. Полифосфаты накапливаются в клетках в виде гранул. Именно на способности аккумулировать в клетках полифосфаты и основано обнаружение и оценка численности популяций фосфатаккумулирующих микроорганизмов (далее – ФАМ) (Асеева и др., 2012).

Морфологические исследования бактерий производились на фиксированных и окрашенных препаратах. Для идентификации ФАМ по скоплению внутри клеток волютина использовался уксусно-кислый метиленовый синий по Нейссеру. При окраске метиленовым синим гранулы полифосфата выглядят шариками, имеющими цвет от синего до фиолетового, а вся остальная цитоплазма окрашивается в желтый цвет. Поэтому клетки фосфатаккумулирующих бактерий, содержащие волютиновые гранулы, выглядят полностью окрашенными в темно-синий или черный цвет. Клетки, не содержащие волютин, окрашиваются в желтый цвет.

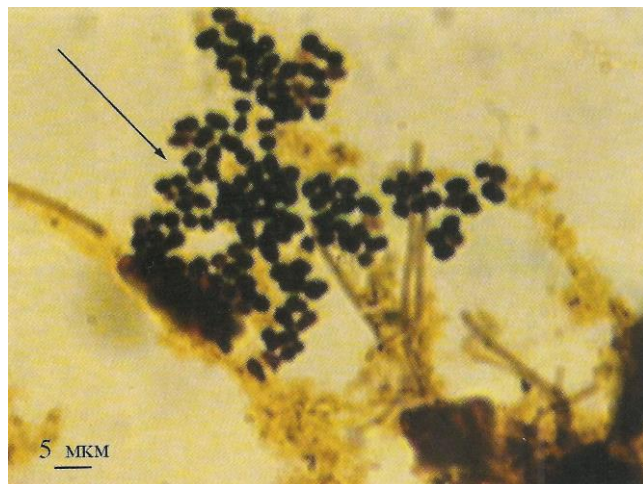


Рис. 1. Окраска по методу Нейссера клеток, содержащих полифосфатные гранулы. Стрелка указывает на клетки ФАМ

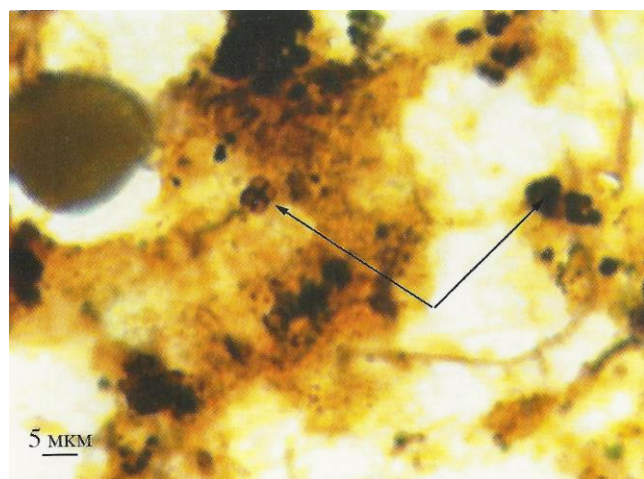


Рис. 2. Окраска по методу Нейссера гликогенаккумулирующих бактерий. Стрелки указывают на клетки ГАО

Активные илы очистных сооружений, работающие в режиме биологического удаления фосфора, должны содержать в достаточном количестве бактерии, способные аккумулировать в клетках фосфаты. В течение года наблюдений, прослеживалась прямая зависимость снижения качества сточных вод после очистки при уменьшении количества ФАМ (Асеева и др., 2012).

При попытке установления зависимости роста популяции ФАМ в составе активного ила, помимо резкого изменения состава поступающих стоков от пгт. Мирный, было отмечено, что при неудовлетворительном протекании процесса глубокого биологического удаления фосфора начинала доминировать другая группа бактерий, способная аккумулировать органические вещества в анаэробных условиях – гликогенаккумулирующие организмы (далее ГАО). В качестве источника углерода и энергии ГАО используют гликоген и могут конкурировать с ФАМ в анаэробной зоне, угнетая их рост и, соответственно, процесс удаления фосфатов в анаэробной зоне (Асеева и др., 2012).

При окраске по Нейссеру конкурирующая популяция бактерий

окрашивалась иначе, чем ФАМ, – середина клеток из-за отсутствия волютиновых гранул не подкрашивается, а краска адсорбируется на клеточной стенке,

давая темные обводы клеток. Таким образом в одном образце возможна идентификация обеих конкурирующих групп бактерий – ФАМ и ГАО.

Таблица

**Факторы, оказывающие основное влияние на
исход конкуренции между ФАМ и ГАО**

Фактор или комбинация факторов	Получают преимущества
Низкий возраст (3-5 суток) или при оптимальных pH и концентрации поступающего субстрата	ФАМ
Высокая температура (выше 20 °C) и высокий возраст ила	ГАО
Низкая температура (особенно ниже 10 °C)	ФАМ
Высокий pH (7,2 и выше) в аэробной и анаэробной зонах	ФАМ
Сложные органические субстраты	ФАМ
Низкая концентрация растворенного кислорода (ниже 3 мг/л)	ФАМ
Высокое отношение ХПК/фосфор	ГАО

Микрофлора активного ила под влиянием внешних факторов может подвергаться существенным качественным и количественным изменениям. Это происходит в период смены года, резкого изменения состава поступающей сточной воды и внутреннего технологического режима на очистных сооружениях (табл.) (Асеева и др., 2012).. Для достижения глубокой очистки сточных вод от фосфатов необходимо контролировать микробиологический состав активного ила и своевременно принимать меры для смены доминирующей популяции микроорганизмов в анаэробных условиях.

Литература

- Асеева В. Г., Козлов М. Н., Дорофеев А. Г. Микробиологический контроль активного ила биореакторов очистки сточных вод от биогенных элементов. М.: Наука, 2012. 80 с.
- Баженов В. И., Денисов А. А. Проектирование современных комплексов биологической очистки сточных вод // Экология и промышленность России. 2009. № 2. С. 26–31.
- Бреус Н. А., Рязанова Л. П., Сузина Н. Е., Кулаковская Т. В., Валиахметов А. Я., Яшин В. А., Сорокин В. В., Кулаев И. С. Накопление неорганических полифосфатов у *Saccharomyces cerevisiae* при дефиците азота: стимуляция ионами магния и особенности локализации // Микробиология. 2011. № 5. С. 612–618.
- Галанцева Л. Ф., Фридланд С. В. Исследования очистки сточных вод г. Чистополя от фосфатов // Вестник Казан. технол. ун-та. 2010. № 2. 403 с.
- Герхардт Ф. Методы общей бактериологии. М.: Мир, 1983. № 1. 583 с.
- Кулаковская Т. В., Вагабов В. М., Томашевский А. А., Бреус Н. А., Кулаев И. С. Неорганические полифосфаты в регуляции фосфорного и энергетического метаболизма у дрожжей // Иммунопатология, аллергология, инфектология. 2010. № 1. С. 24–25.
- Лукиных Н. А., Липман Б. П., Криштул В. П. Методы удаления из сточных вод питательных веществ // Методы доочистки сточных вод. Изд. 2-е. М.: Стройиздат, 1978. 110 с.
- Методика выполнения измерения массовой концентрации фосфат-ионов в пробах природных и очищенных сточных вод фотометрическим методом восстановления аскорбиновой кислотой ПНД Ф 14.1: 2.112-97. ГУАК Госкомэкологии России. М., 1997.

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ АНТРОПОГЕННЫХ ВОЗДЕЙСТВИЙ НА ПОДЗЕМНЫЕ ВОДЫ

В. Л. Злобина

*Институт водных проблем РАН,
Zlobina45@mail.ru*

Актуальность проблемы. Многолетнее и интенсивное воздействие хозяйственной деятельности в гумидной зоне РФ проявилось в трансформации подземных вод по площади и глубине их залегания (Злобина, Медовар, 2013). Подземная гидросфера относится к мобильным транспортным системам геологической среды. Многофакторное взаимодействие антропогенных и природных факторов проявляется в формировании аномалий различного генезиса (гидрогеохимические, тепловые, гидродинамические, биогенные и др.). В зоне гипергенеза подземные воды представляет собой весьма сложную многофазную систему и термодинамическое состояние подземной гидросферы обусловлено разнообразием взаимосвязанных процессов массопереноса.

Безнапорные водоносные системы. Ухудшение свойств и состава безнапорных водоносных горизонтов обусловлено загрязнением атмосферных выпадений, почвенного покрова и пород зоны аэрации. Особенно динамичное ухудшение качества грунтовых вод наблюдается на территории городских агломераций. Широкое распространение получили грунтовые воды Cl-Na и $\text{SO}_4\text{-Na}$ типов. Распространение процессов подтопления способствует нарушению природных физико-химических равновесий в водоносных системах. В условиях урбанизации отмечается усиление углекислотной агрессивности грунтовых вод. Значительным источником увеличения углекислоты является окисление органических соединений и усиление процессов сульфатредукции.

Многолетние исследования грунтовых вод по режимной сети наблюдательных скважин установили весьма сложное сочетание щелочно-кислотных и окислительно-восстановительных условий в подземных водах.

Региональные обобщения показали, что в гумидных условиях РФ на фоне распространения вод гидрокарбонатно-кальциевого типа получают распространение подземные воды с многочисленными антропогенными признаками. С увеличением минерализации грунтовых вод возрастают концентрации основных солеобразующих компонентов (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , Na^+ и др.), включая микрокомпоненты (Pb , Cu , Zn и др.). Применение термодинамического моделирования установило формирование многочисленных комплексных соединений в водоносных системах за счет воздействия локальных и рассредоточенных источников воздействия. Выполненные расчеты (на основе гидрогеохимической базы данных) выявили значительные дефициты насыщения не только по карбонатным минералам, но и по другим пороодообразующим минералам (гипс, кварц и др.). Наблюдающиеся трансформации приводят к активизации процессов растворения и выщелачивания в различных генетических водоносных системах. В результате исследований получены количественные данные, характеризующие

степень агрессивности грунтовых вод при различном сочетании природных и антропогенных факторов.

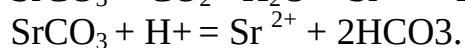
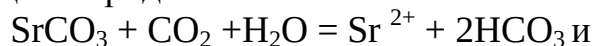
Напорные водоносные системы. Для рассматриваемой территории многолетнее изучение напорных водоносных систем выполнялось по водозаборным скважинам. При антропогенном воздействии экологические последствия на месторождениях подземных вод (МПВ) особенно актуальны для закарстованных карбонатных пород, являющихся основным источником пресных подземных вод. Одной из основных причин трансформации состава и свойств МПВ является продолжительный и интенсивный водоотбор. В результате водоотбора особенно усиливаются гидравлические взаимосвязи с поверхностными водами и безнапорными водоносными системами (Шестаков и др., 2009). Изменение пластовых давлений и пьезометрических уровней приводит к образованию техногенных полей (гидродинамические, гидрогеохимические, геотемпературные, биогенные и др.).

В сформировавшихся аномалиях наблюдается увеличение концентраций основных солеобразующих ионов, смена гидрогеохимических типов подземных вод, а также нежелательное появление спектра микроэлементов (Mn, Sr, Zn, Cu и др.). Динамичное изменение гидрогеохимической обстановки объясняется усилением взаимосвязи эксплуатируемых водоносных горизонтов с вышележащими безнапорными системами, а также с поверхностными водоемами и водотоками. Специфические условия взаимодействия природных и антропогенных факторов формируются на каждом месторождении подземных вод (МПВ).

Наиболее значительные трансформации наблюдаются на МПВ в речных долинах. На таких месторождениях отмечается взаимодействие наиболее значимых физико-химических взаимодействий (ионный обмен, комплексообразование, окисление, сорбция, восстановление и др.).

Усиление темпов водообмена способствует ускорению процессов выщелачивания в карбонатных породах и региональному увеличению концентраций Sr^{2+} в эксплуатируемых водоносных горизонтах (выше ПДК). Многолетние наблюдения установили, что увеличение концентраций стронция (Sr^{2+}) в эксплуатируемых водоносных хорошо коррелируется с нарушением углекислотного режима, щелочно-кислотных условий и концентрациями гидрокарбонатов в подземной гидросфере (Злобина, 2011).

Механизм появления Sr^{2+} в подземных водах может объясняться процессами выщелачивания целестина (SrSO_4) и стронцианита. (SrCO_3) из водовмещающих пород за счет химических взаимодействий типа:



Многолетние исследования на МПВ и применение термодинамического моделирования установили, что смещение термодинамических равновесий связано с активизацией процессов выщелачивания и нарушением углекислотного режима в подземной гидросфере. Устойчивое развитие этих процессов на МПВ приводит к весьма высоким концентрациям Ca^{2+} и увеличению общей жесткости до 10-15 мг-экв/л. Эти показатели превышают допустимые нормативы для питьевых вод.

Многолетнее изучение МПВ гумидной части РФ выявило необратимые трансформации гидрохимического режима в выявленных типах подземных вод ($\text{HCO}_3\text{--Ca}$, $\text{SO}_4\text{--Na}$, Cl--Na). Установлены взаимосвязи дефицитов насыщения с изменением щелочно-кислотных условий и концентрациями ряда макрокомпонентов (сульфаты, гидрокарбонаты и др.).

При оценке степени трансформации качества подземных вод используются разнообразные подходы. К наиболее распространенным показателям качества относятся соотношения $\text{Сф} / \text{ПДК}$ (в которых Сф – фоновые концентрации, а ПДК – предельно-допустимые концентрации химического ингредиента). При прогнозных оценках рассматриваются также экологические риски. Ни один из применяемых подходов не отражает степень трансформации с учетом многофазности системы в гидросфере (порода – вода – газ). Применяемые подходы не позволяют также оценивать и устанавливать степень трансформации подземной гидросферы при смене закрытых условий. на открытые.

Известное, что по степени обмена энергией и веществом в подземной гидросфере выделяются закрытые и открытые системы (Крайнов, Швец, 2004). С хозяйственной деятельностью (многолетний и интенсивный водоотбор, закачка промышленных стоков и др.) закрытые системы приобретают свойства открытых систем.

Считается, что при переход закрытых систем в открытые сопровождается изменением концентраций гидрокарбонатов и щелочно-кислотных условий, включая парциальные давления (pCO_2). В закрытых системах pCO_2 характеризуются значениями $10^{-3} - 10^{-1.5}$ атм., а для открытых – до 10^{-1} атм. Обобщение гидрогеохимической базы данных по МПВ показало, что трансформация качества подземных вод происходит при значительном диапазоне перечисленных параметров и весьма сложном сочетании антропогенных и природных факторов. Пространственно-временное обобщение гидрохимической базы данных и применение термодинамического моделирования позволило установить условия и особенности перехода закрытых систем в открытые.

Литература

Злобина В. Л., Медовар Ю. А. Проблемы мониторинга на месторождениях подземных вод // Разведка и охрана недр. 2013. № 7. С. 35–38.

Крайнов С. Р., Швец В. М. Геохимия подземных вод. Теоретические и прикладные аспекты. М.: Наука, 2004. 677 с.

Шестаков В. М., Невечера И. К., Авилова И. В. Методика оценки ресурсов подземных вод на участке береговых водозаборов. М., 2009. 191 с.

Злобина В. Л. Мониторинг подземной гидросферы при оценке техногенного воздействия на водосборы Европейской части РФ // Устойчивость водных объектов водосборных и прибрежных территорий: Сб. научных трудов Междунар. конф. Калининград, 2011. С. 189–194.

ДИНАМИКА ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД В ИМПАКТНОЙ ЗОНЕ БЫВШЕГО РАДИЕВОГО ПРОМЫСЛА

Н. Г. Рачкова, И. И. Шуктомова

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

Цель нашего исследования – оценка динамики химического состава поверхностных вод импактной территории бывшего радиевого промысла для последующего использования полученных результатов при прогнозировании радиоэкологического состояния водоёмов.

Все промплощадки вышеуказанного предприятия расположены в пойме или на надпойменных террасах рек. Водотоки (рр. Ухта, Ярега, Лыяель и Чуть) импактной зоны являются притоками второго и более порядков р. Печора. Кроме них были опробованы ручьи и дренажные канавы промплощадок бывших химзаводов № 3, 7, 10 и 12 по добыче радия из подземных минерализованных вод, а также мелкие водоёмы территории приповерхностного хранилища радиоактивных отходов (РАО). Фоновую точку пробоотбора на р. Ухта выбрали вне промышленной зоны района на 26 км выше по течению от хранилища РАО.

Согласно данным наблюдений (2011–2015 гг.), воды р. Ухта, принимающей стоки с бывших промплощадок предприятия, имеют нейтральный рН и удельную электропроводность до 530 мкСм/см. В образцах, отобранных вне импактной зоны, в разные годы в мае – июне обнаруживали гидрокарбонатов не более 151, сульфатов – 98, фосфатов – 0,04, кальция – 80 мг/л. Для участка речного русла, расположенного ниже по течению и на уровне стоков с промплощадок радиевого промысла, характерны сравнительно высокие содержания этих компонентов, а также магния, натрия, калия, железа, органического вещества. Кратность превышения крайних членов вариационных рядов над соответствующими фоновыми значениями показателей достигает 3 раз. К физико-химическим характеристикам, претерпевающим наибольшие изменения в течение периода наблюдений, относятся концентрации кальция, магния, гидрокарбонатов, сульфатов, органического вещества в воде и её удельная электропроводность. По-видимому, вследствие вышеназванных явлений водная масса реки в зоне влияния производственных объектов имеет более щелочной рН.

Тем не менее, сравнение химического состава образцов, единовременно отобранных из фоновой точки и в импактной части русла Ухты, позволяет констатировать, что стоки с территорий объектов радиевого промысла не вносят заметного вклада в изменение исследованных характеристик речной воды (рис.). Во всех случаях последние соответствуют гигиеническим нормативам, принятым для вод хозяйственно-бытового назначения (ГН 2.1.5.1315–03, 2003), а расширение пределов варьирования показателей химического состава поверхностных вод зоны влияния техногенеза отражает сезонную и межгодовую динамику состояния акватории.

Для мелких проточных водоёмов, дренирующих территорию хранилища РАО, установлены наибольшие отличия состава водных образцов от соответ-

ствующих характеристик для проб из фоновой точки и импактного участка русла р. Ухта. В летние пробоотборы удельная электропроводность поверхностных вод варьировала от 1100 до 3400 мкСм/см, в том числе вследствие их минерализованности элементами I и II групп Периодической системы. Так, кратность превышения содержания натрия над фоновыми величинами составляла 15–110, бария – 8–40, магния – 4–11, калия – 28–50, кальция – около 2,5. Изменение состава поверхностных вод территории складирования РАО по вышеуказанным показателям сопровождалось увеличением содержания фосфатов в 25 раз, а также возрастанием концентрации сульфатов, гидрокарбонатов и органического углерода в 3–4 раза по сравнению со свойственными району исследований значениями. Количество ионов железа в водной фазе водоёмов, расположенных на территории хранилища РАО, мало отличалось от р. Ухта.

В то же время для промплощадки завода № 3, расположенной на незатопляемом участке поймы в междуречье водотоков Чуть и Ухта, установлено многократное обогащение дренажных вод соединениями железа (60–300 раз) и органическими веществами (4–8 раз) по сравнению с гидрохимическим фоном. Эти же особенности (большое содержание в водной массе железа, натрия, калия и органического углерода при низкой минерализации кальцием и магнием) характерны для водотоков вблизи заводов № 10 и 12 – рр. Ярега и Лыяэль, несущих воды с электрической проводимостью, отличающейся от соответствующих фоновых величин как в большую, так и в меньшую стороны. Подобная специфика химического состава, по-видимому, обусловлена пептизацией коллоидов различной природы в условиях высокой концентрации щелочных металлов и незначительного количества щелочноземельных макроэлементов в водной среде. Интенсивному выносу железа и органических веществ в поверхностные водотоки территории завода № 3 радиевого промысла может способствовать ограниченное присутствие в дерново-луговой почве участка глинистых минералов, склонных к поверхностной сорбции коллоидов и их поглощению в межпакетном пространстве. По некоторым данным (Носкова, 2010), на кристаллиты, способные к такому физико-химическому взаимодействию, приходится не более 15% массы всех глинистых минералов почвы.

Характерным отличительным свойством поверхностных вод промплощадки завода № 7 является чрезвычайно низкое содержание фосфатов, в то время как для других водотоков установлены повышенные относительно фоновой точки концентрации компонента в водной массе. По-видимому, сравнительно большая удалённость от водотоков (около 300 м) и, соответственно, менее выраженный промывной режим почвы интенсифицируют его фиксацию и прочное закрепление в грунте.

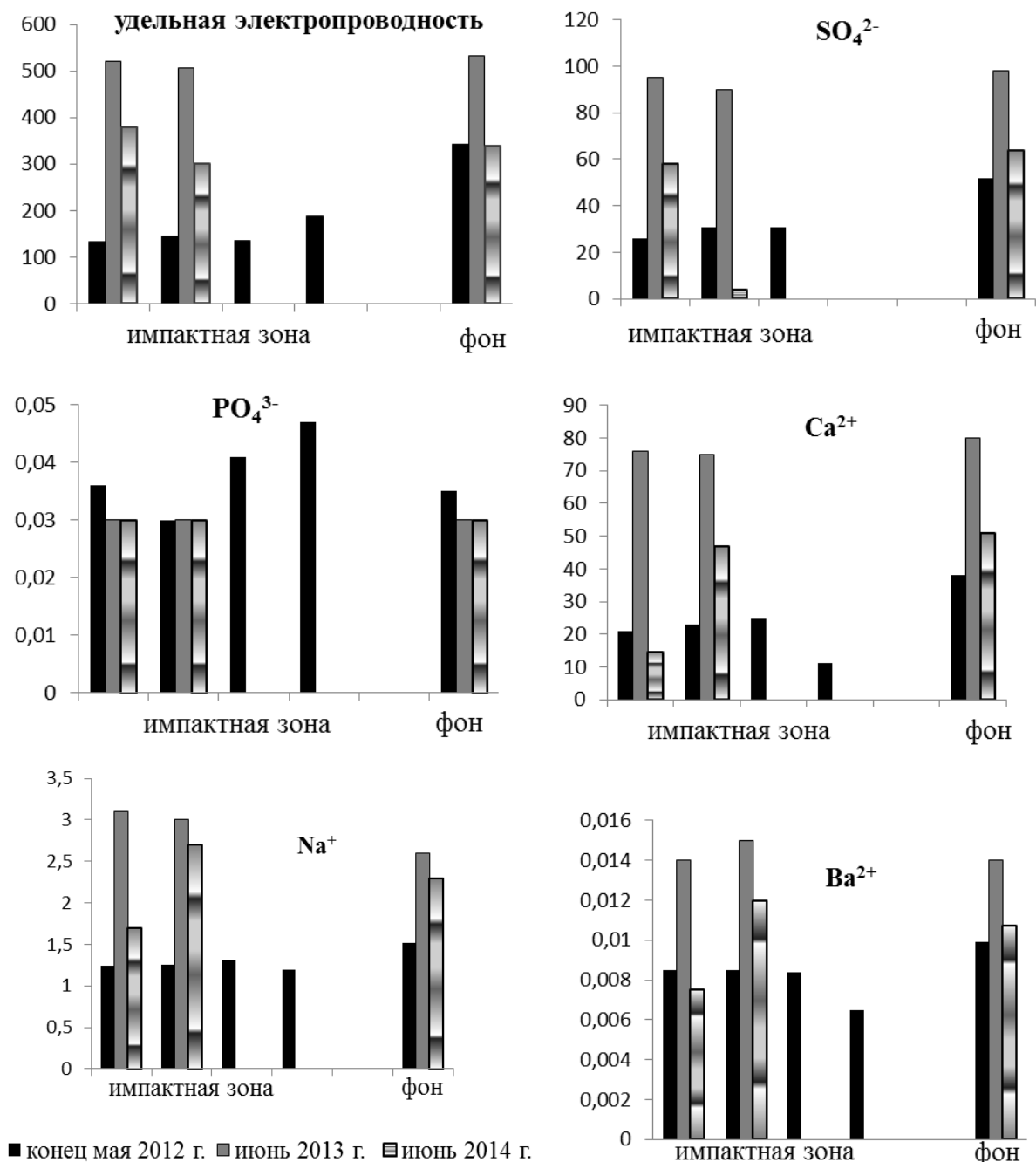


Рис. Динамика удельной электропроводности (мкСм/см) и содержания сульфатов, фосфатов, кальция, натрия и бария (мг/л) в воде р. Ухта в импактной зоне радиевого промысла и выше него по течению

Применительно к использованию представленных результатов для перспективной оценки динамики гидрогенной миграции радия с загрязнённых территорий следует подчеркнуть значимость установления специфики химического состава природных вод на отдельных промплощадках и его высокой вариабельности в течение периода наблюдений, не связанной с антропогенной деятельностью. Многие из постоянно присутствующих химических факторов, от которых зависит миграционная способность радия (минерализованность растворов, содержание химических аналогов, растворимых соединений железа, органического вещества, щелочных элементов, фосфатов, сульфатов) (Вдовенко,

Дубасов, 1973, Старик, 1973) могут характеризоваться в условиях исследуемой экосистемы как динамичные. Это свидетельствует о сохранении потенциальной радиационной опасности территорий промплощадок для экологического состояния водных объектов в районе промысла. Механизм поступления радия в водотоки может быть связан с образованием миграционноспособных органоминеральных коллоидов, структура которых разрыхляется и становится менее прочной в условиях сочетанного присутствия в природных водах высоких концентраций щелочных металлов и пониженных содержаний щелочноземельных элементов. Последнее обстоятельство может дополнительно повышать подвижность радия в водных экосистемах за счёт низкой вероятности его соосаждения с малорастворимыми соединениями химических макроаналогов.

Литература

Вдовенко В. И., Дубасов Ю. В. Аналитическая химия радия. Л.: Наука, 1973. 190 с.

ГН 2.1.5.1315–03 «Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования» (утв. Постановлением Главного государственного санитарного врача РФ от 30 апреля 2003 № 78 «О введении в действие ГН 2.2.5.1315–03»). М., 2003.

Носкова Л. М. Динамика миграции U, Ra и Th в компонентах экосистем, нарушенных в результате радиевого производства. Автореф. ... канд. биол. наук. Сыктывкар, 2010. 25 с.

Старик И. Е. Основы радиохимии. Л.: Наука, 1973. 247 с.

ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ОМУТНИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА МЕТОДАМИ БИОИНДИКАЦИИ И БИОТЕСТИРОВАНИЯ

Т. И. Кутявина¹, М. Л. Цепелева, А. С. Олькова¹, Т. Я. Ашихмина^{1,2}

¹ Вятский государственный гуманитарный университет,

² Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,
kutyavinati@gmail.com, ecolab2@gmail.com

Омутнинское водохранилище (пруд) в географическом отношении расположено на северо-востоке Русской равнины в центрально-восточной части Европейской России. В административно-территориальном отношении пруд расположен в районном центре Кировской области – городе Омутнинске. По ландшафтной приуроченности водохранилище является лесным, по генезису котловины – русловым долинным, по вертикальной зональности с учетом климатических зон относится к северной климатической зоне, соответствует типу «равнинное». Полный объём водоёма составляет 32,5 млн. м³, длина – 10 км, средняя ширина – 1,1 км, средняя глубина – 3,4 м. Водохранилище подвержено эвтрофикации. В последние годы в водохранилище отмечается очень интенсивное «цветение» воды.

Для выявления степени эвтрофирования и загрязнения водных объектов широко применяются биологические методы исследования. К ним относятся биоиндикация и биотестирование. С помощью этих методов определяется присутствие в окружающей среде загрязнителей по наличию или состоянию опре-

делённых организмов, наиболее чувствительных к изменению экологической обстановки. Одним из наиболее информативных объектов исследований при анализе эколого-геохимической обстановки являются донные отложения. Аккумулируя загрязнители, поступающие с водосборов в течение длительного промежутка времени, донные осадки являются индикатором экологического состояния территории, своеобразным интегральным показателем уровня загрязнённости (Московченко, 2001).

Цель работы – оценить экологическое состояние Омутнинского водохранилища по результатам биоиндикации и биотестирования проб донных отложений из пруда. Биоиндикацию проводили по характеристикам макрозообентоса. Отбор проб зообентоса проводили в сентябре 2014 г., в конце вегетационного периода. Для отбора проб были выбраны участки в верховье, средней и приплотинной части с глубиной до 1,5 метров. Всего было отобрано и проанализировано 5 проб макрозообентоса: одна проба из верховья пруда, одна из средней части у правого берега, одна – из средней части у левого берега, и две из приплотинной части (рис.).

Первичная обработка проб макрозообентоса проводилась с помощью бинокуляра МБС-10. Для характеристики сообществ донных беспозвоночных применяли показатели: число таксономических групп, численность (тыс.экз./м²) и биомассу (мг/м²) беспозвоночных. Для оценки качества воды Омутнинского пруда использованы индексы Вудивисса, Гуднайта и Уитлея, Балушкиной.

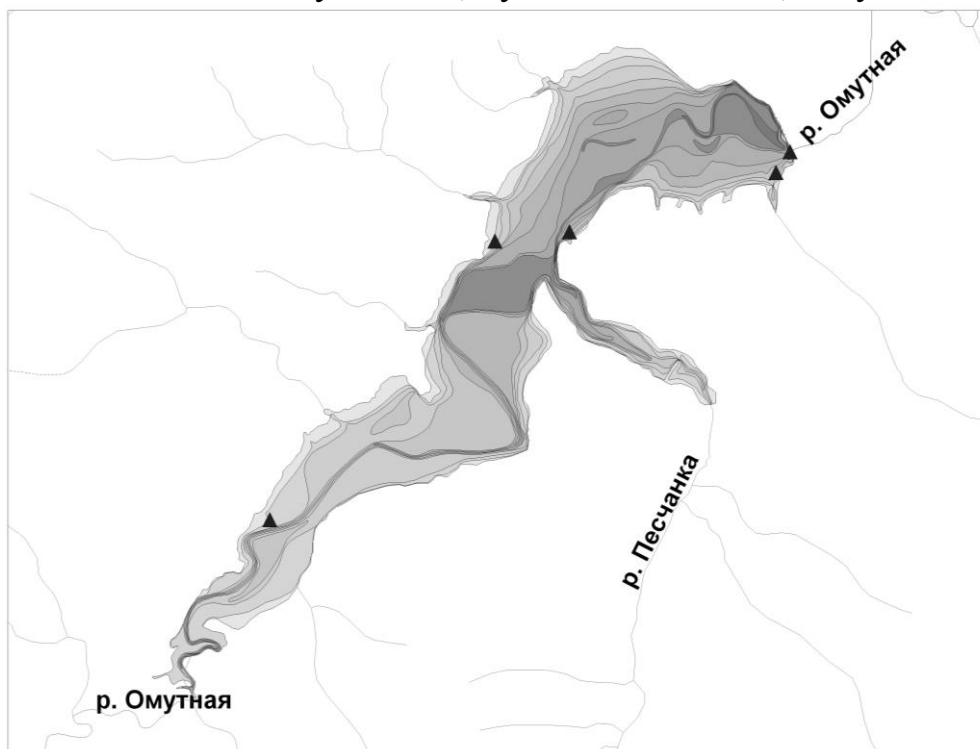


Рис. Расположение участков отбора проб зообентоса и поверхностной воды в Омутнинском водохранилище в 2014 г.

Средние количественные показатели развития макрозообентоса Омутнинского пруда и состав групп приведены в таблице 1. В составе зообентоса водохранилища найдено 8 систематических групп водных беспозвоночных

(табл. 1): гидры (Hydrida), круглые черви (Nematoda), малощетинковые черви (Oligochaeta), пиявки (Hirudinea), водяные клопы (Heteroptera), личинки ручейников (Trichoptera), представители семейств двукрылых: комары-звонцы (Chironomidae) и мокрецы (Ceratopogonidae). В верховье пруда отмечено 7 групп, в средней и приплотинной частях – по три группы.

Максимальные значения численности донных беспозвоночных отмечены в верховье пруда (23,5 тыс.экз./м²), минимальные – в средней части (12,8 тыс.экз./м²) (табл. 1). Показатели биомассы снижаются от максимальных значений (40,2 мг/м²), зафиксированных в верховье пруда до минимальных – в приплотинной части (6,3 мг/м²).

В структуре зообентоса (табл. 1) по численности и биомассе доминируют личинки хирономид, причем наибольшая их доля по численности зафиксирована в приплотинной части пруда (84,2%), по биомассе – в средней части (90,9%).

Таблица 1

**Показатели макрозообентоса Омутнинского пруда
(1 – доля по численности, %; 2 – доля по биомассе, %)**

Группы зообентоса	Верховье		Средняя часть		Приплотинная часть	
	1	2	1	2	1	2
Hydrida	*	*	–	–	–	–
Nematoda	7,7	2,2	40,6	5,1	2,4	1,0
Oligochaeta	34,9	9,5	–	–	13,4	27,0
Hirudinea	0,8	2,7	–	–	–	–
Heteroptera, lv.	–	–	1,6	4,0	–	–
Trichoptera, lv.	*	*	–	–	–	–
Chironomidae, lv.	56,2	85,6	57,8	90,9	84,2	73,0
Ceratopogonidae, lv.	0,4	0,1	–	–	–	–
Средняя численность, тыс. экз./м ²	23,5		12,8		16,4	
Средняя биомасса, мг/м ²		40,2		19,8		6,3

Примечание. «*» – группа зообентоса найдена в качественных пробах; «–» – группа зообентоса не обнаружена.

Анализ биоиндикационных данных (табл. 2) показал, что значения биотического индекса Вудивисса на всех участках характеризовали воды пруда пятым классом качества – грязные. По индексу Балушкиной воды Омутнинского пруда оцениваются как загрязненные. Индекс Шеннона на различных участках изменялся от 0,73 до 1,08 бит/экз. Наиболее высокие значения индекса зафиксированы в средней части пруда, минимальные – в приплотинной. По результатам олигохетного индекса Гуднайта и Уитлея, качество вод пруда изменяется от очень чистых (в приплотинной части) до умеренно загрязненных (в средней части).

В целом, по результатам изучения проб зообентоса можно сделать вывод, что в Омутнинском водохранилище отмечается снижение таксономического разнообразия донных беспозвоночных. Единственный представитель индикаторов чистых вод – личинка ручейника, была обнаружена только в одном экземпляре в качественной пробе из верховья пруда. Массовое развитие получают

личинки хирономид. Полное отсутствие чувствительных к загрязнению личинок веснянок и поденок (Srivastava, 1986), низкие показатели индекса Шеннона свидетельствуют о значительной трансформации сообществ донных беспозвоночных пруда. По результатам биоиндикационной оценки воды Омутнинского пруда в основном отнесены к классам грязных и загрязнённых.

Таблица 2

**Результаты оценки по биоиндикационным показателям качества воды
Омутнинского водохранилища**

Показатель	Верховье	Средняя часть	Приплотинная часть
Биотический индекс Вудивисса, баллы	2	2	2
Индекс Балушкиной	6,89	7,18	6,86
Индекс Шеннона, бит/экз.	1,02	1,08	0,73
Олигохетный индекс Гуднайта и Уитлея, %	34,9	40,6	13,4

Методы биотестирования применяли для оценки токсичности проб донных отложений Омутнинского пруда. При исследовании донных отложений водохранилища использовали тест-объекты разных уровней организации: бактериальную тест-систему «Эколюм», простейших *Paramecium caudatum* Ehrenberg, низших ракообразных *Daphnia magna* Straus. Результаты биотестирования отобранных проб представлены в табл. 3.

Таблица 3

**Результаты биотестирования проб донных отложений
Омутнинского водохранилища**

Место отбора пробы	Токсичность			Заключение о токсичности
	Инфузории, Т (у.е.)	Тест-система «Эколюм», Т (у.е.)	Смертность <i>D. magna</i> , %	
Верховье	0,16 I группа	0 (-16,28) I группа	0	Пробы не оказывают острого токсического действия
Средняя часть	0,15 I группа	0 (-33,52) I группа	0	
Приплотинная часть	0,04 I группа	0 (-50,21) I группа	0	

Согласно проведённому токсикологическому анализу, ДО Омутнинского водохранилища являются безопасными. По тест-системе «Эколюм» выявлена стимуляция тест-функции. Это может быть связано с наличием биогенных элементов в исследуемых образцах.

Таким образом, по результатам биоиндикации и биотестирования проб донных отложений из Омутнинского пруда можно сделать вывод о степени загрязнении водохранилища. По результатам биоиндикационной оценки воды Омутнинского пруда являются загрязнёнными, по результатам биотестирования пробы донных отложений являются не токсичными. Существенная разница в оценке экологического состояния ДО Омутнинского водохранилища объясняется принципиальными подходами выбранных методов. Популяции организмов макрозообентоса испытывают длительное, хроническое, воздействие, непрерывно находясь в изучаемой среде, и отражают итог антропогенной

трансформации водохранилища. В то же время при биотестировании оценивали наличие острой токсичности донных отложений при кратковременной экспозиции. Методы биотестирования позволяют выявить хроническую токсичность. Например, в ранее проведенных исследованиях нами было показано, что проба поверхностной воды из приплотинной части Омутнинского водохранилища, отобранная в осенний период, оказывала хроническое токсическое воздействие на *Daphnia magna* (Кутявина и др., 2015).

Литература

Кутявина Т. И., Олькова А. С., Домнина Е. А., Ашихмина Т. Я. Определение качества воды Омутнинского водохранилища по данным химического и токсикологического анализов // Механизмы устойчивости и адаптации биологических систем к природным и техногенным факторам: Материалы Всерос. науч. конф. (22-25 апреля 2015 г.). Киров: изд-во ООО «ВЕ-СИ», 2015. С. 342–345.

Московченко Д. В., Валеева Э. И. Исследование состава донных отложений рек бассейна нижней Оби (в пределах Ханты-Мансийского автономного округа) // Вестник экологии, лесоведения и ландшафтоведения, 2001. Вып. 2. С. 138–142.

Srivastava V. D. Ephemeroptera larvae as component of aquatic environment and their role as bio-indicator of pollution // «Pesticide Residues Enoiron. Pollut.: Proc. Nat. Symp., Muzaffarnagar, Oct. 2–4, 1985». Muzaffarnagar, 1986. P. 206–218.

БИОИНДИКАЦИЯ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ р. НЕМЕРКА

Л. В. Дембовская, Л. Н. Анищенко

*Брянский государственный университет имени академика И. Г. Петровского,
dembovska.l@yandex.ru, lanishchenko@mail.ru*

Проблема охраны подземных и поверхностных вод – это в первую очередь проблема обеспечения пресной водой, пригодной для питья, орошения, водоснабжения промышленности, коммунального хозяйства. Ресурсы пресной воды ограничены во всем мире, их нехватку испытывают не только страны засушливой зоны, но и страны, по территории которых протекают мощные реки. Причина дефицита в этом случае – в загрязнении воды промышленными, транспортными и коммунальными стоками.

По территории Брянской области протекает более 2,5 тысяч малых рек. Они интенсивно используются в хозяйстве и не менее интенсивно загрязняются. Качественный состав воды в реках области за последние 50 лет использования сильно ухудшился. За год в водоемы области сбрасывается 125,7 млн. кубометров загрязненных сточных вод.

В Дубровском районе проблема экологического состояния малых рек стоит не менее остро. Вода в притоке реки Десна – реке Сеща официально признана непригодной для питья, так, как по многим показателям уровень загрязнения многократно превышает предельно допустимую концентрацию. В микрорайоне школы протекает река Немерка, которая несет свои воды в Сещу.

Река Немерка (относится к малым рекам, приток второго порядка р. Десна, является притоком реки Сеща). Выбраны два участка: № 1 выше поселка Дубровка и № 2 ниже.

Морфометрические особенности участков: № 1 – ширина – 2,1 м, глубина талых – 1,2 м, средняя – 0,37 м, скорость течения $\approx 0,14$ м/с, температура $+9^{\circ}$; № 2 – ширина – 3,7 м, глубина талых – 0,8 м, средняя – 0,33 м.

Описание окружающей местности: № 1 – по правому берегу за 60-метровой зоной с естественной растительностью – огороды; на левом берегу – р. Немерь; № 2. – на правом берегу – луговая растительность, на левом – 30-метровая пойма, выше по склону смешанный лес.

Прибрежно-водная растительность присутствует на обоих участках. Из древесной растительности преобладает ольха, ива, травянистые виды — осоки, камыш. Выше по склону – хвощ, сныть, копытень, медуница, зеленчук, мелкие злаки, клевер луговой.

Из высшей водной растительности встречается ряска, элодея.

Тип грунта в участке № 1 песчано-илистый, № 2 – песчаный на перекатах, на мелководье — песчано-илистый.

Общая характеристика воды: № 1 – цвет светло-желтый, запах илистый; № 2 – цвет светло-желтый, запах неопределенный, на поверхности бывает скопления пены.

Перифитон развит умеренно в виде зеленовато-синеватого или буроватого налета на погруженных в воду камнях, стволах деревьев. Вблизи реки встречаются некоторые виды стрекоз, лягушек, цикады.

Впервые определение степени загрязнения воды в Немерке проводились в 1997 г. По состоянию ряски и по состоянию организмов макрозообентоса вода оценена как загрязненная. Ещё тогда задумались об источниках загрязнения Немерки. В ходе проведенных исследований были выявлены следующие источники загрязнения Немерки: 1) маслозавод, сточные воды которого в 1997 г. превышали ПДК (предельно допустимую концентрацию) по органическим веществам (БПК-5) в 135 раз, по азоту аммонийному – в 12,8 раза, по фосфатам — в 1,8 раза, по нефтепродуктам — в 2,7 раз; 2) комбинат кооперативной промышленности (хлебокомбинат), превышение ПДК сточных вод которого составляет по минеральному составу в 12 раз, органическим веществам – в 1,8 раз, азоту нитритов – в 2 раза, фосфатам – в 1,9 раз (табл. 1); 3) животноводческий комплекс совхоза «Октябрь», из которого в речку стекает навозная жижа; 4) канализационные стоки микрорайона № 2, которые абсолютно без очистки сбрасываются в водоем.

Таблица 1

Анализ сточных вод

Наименование пробы: единичная	Маслозавод	ККП
Дата взятия пробы: 15.11.97		
Реакция среды	10,9	8,1
Запах (в баллах)	4	1
Взвешенные вещества (мг/л)	175	-
Сухой остаток (мг/л)	841,5	929
Нефтепродукты (мг/л)	0,136	0,088

Наименование пробы: единичная	Маслозавод	ККП
Дата взятия пробы: 15.11.97		
Химическое потребление кислорода (мг/л)	270	3,6
Азот аммонийный (мг/л)	25	0,39
Азот нитратов (мг/л)	-	6,3
Азот нитритов (мг/л)	-	0,04
Фосфаты (мг/л)	0,45	0,48

Особенно вредными являются органические вещества стоков, так как на их окисление расходуется растворенный в воде кислород, необходимый для флоры и фауны водоемов. Все вышеперечисленные источники как раз дают органические соединения.

Основным показателем загрязненности органическими веществами являются БПК – биологическое потребление кислорода. Чистая природная вода имеет БПК около 2мл/л за 5 суток, а в реке Немерка – более 30. Сточные воды маслозавода превышают ПДК по БПК-5 в 135 раз! Кроме того, насыщение водоемов азотом и фосфором сопровождаются развитием сине-зеленых водорослей — потребителей кислорода, который идет на дыхание организмов и разложение отмерших остатков. В результате происходит массовая гибель водных организмов, снижается способность водоемов к самоочищению.

Канализационные стоки второго микрорайона, являются источниками вредной для человека бактериальной микрофлоры, ядовитых продуктов разложения, образующих большое количество ядовитых газов (сероводород, метан, аммиак и др.).

В течение нескольких следующих лет произошли существенные изменения источников загрязнения реки. На ККП были отремонтированы, ухудшилось положения села – поголовье скота сильно сократилось, и животноводческие комплексы перестали существовать, а значит и загрязнять реку, маслозавод работал с продолжительными перебоями.

Это не замедлило сказаться на экологической системе Немерки, ведь природная вода обладает способностью к самоочищению под влиянием естественных факторов: солнечной радиации, газов, деятельности организмов – бактерий, зеленых растений, животных-фильтраторов. В процессе естественного самоочищения при многократном разбавлении стоков чистой водой в реке через 24 часа остается около 50% бактерий, а через 36 часов – только 0,5%. Из-за сокращения загрязнения и процессам самоочищения в последующие годы вода в Немерке стала сначала умеренно загрязненной, а к 2001 г. даже переходной к удовлетворительной чистоты (табл. 2).

Таблица 2

Биоиндикация реки Немерка по состоянию популяции ряски малой

Год	% щитков с повреждениями	Число щитков/число особей	Класс загрязнения воды
1997	40	1,35	Загрязненная
2000	10	1,93	Умеренно загрязненная
2003	29	1,54	Загрязненная
2006	33	1,57	Загрязненная

Но в 2003–2004 гг. класс загрязнения воды резко изменился в худшую сторону. На участке № 1 были отловлены плоские пиявки, личинки комаров, малощетинковые черви. Это говорит о сильном загрязнении реки органическими веществами. Стали искать источник загрязнения. Это оказался спиртзавод. Руководители предприятия не нашли ничего лучшего, чем сливать барду в карьеры на правом берегу Немерки чуть выше места исследований. Причем, в последующие годы состояние речки все время ухудшается.

Таким образом, мы можем сделать вывод, что состояние водных объектов напрямую зависит от количества сбрасываемых загрязняющих веществ. А это в свою очередь зависит от руководителей предприятий, администрации района, жителей поселка.

Исходя из возможных путей решения проблемы загрязнения водных объектов и местных особенностей, были разработаны и предложены действия:

1. Построить очистные сооружения для канализационных стоков микрорайона № 2.

2. Взыскивать штрафы с предприятий, загрязняющих водоемы, причем размер штрафа должен равняться размеру расходов на ликвидацию экологического нарушения.

3. Взыскивать штрафы с населения за организацию свалок на берегах рек; организовать регулярный сбор и вывоз мусора из частного сектора.

4. Членам экологического центра продолжить работу по очистке берегов и русла реки, благоустройству родников.

Литература

Баканина Ф. М. и др. Современные проблемы экологии: книга для учителя. М.: Просвещение, 1997.

Жирина Л. С. Нет воды – нет жизни. Брянск, 1994.

Левкина В., Цупиков Д., Чачин К., Чернякова Е.В. Мониторинг экологического состояния малых рек методом биоиндикации на примере реки Немерка Дубровского района.

Львута В. И. «Оценка состояния водных биоценозов методами биоиндикации. Брянск, 1998.

О состоянии окружающей среды Брянской области в 1998 году. Брянск, 1999.

МОНИТОРИНГ АКВАТОРИИ ГОРОДОВ САРАТОВ-ЭНГЕЛЬС С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ МАКРОФИТОВ

***А. И. Кораблева, Д. В. Гариевская, Д. В. Ханбекова, А. А. Фомина**
Саратовский государственный технический университет им. Ю. А. Гагарина,
korablewa.alina@yandex.ru*

С каждым годом техногенное воздействие на водные объекты возрастает, и, как следствие увеличивается количество ксенобиотиков в водоемах. Природная среда неизбежно изменяется, происходит деградация водных экосистем. Особенно это касается искусственно-созданных объектов, таких как водохранилища. Волгоградское водохранилище является заключительным водоемом в сети гидротехнических сооружений Волжского каскада ГЭС и в связи с этим

аккумулирует значительное количество трудно минерализуемых органических и неорганических веществ (Аверкова, 2012). Мониторинг данного водоема является важной задачей, так как водохранилище – основной источник питьевой воды для региона, место сброса промышленных и хозяйственно-бытовых сточных вод, важный рыбохозяйственный и рекреационный объект.

Особая роль в выявлении антропогенного влияния на водные экосистемы принадлежит живому веществу. Высшая водная растительность играет важную роль в биотическом балансе, процессах формирования качества воды и биологического режима водохранилища. Макрофиты в процессе собственных биохимических и физиологических процессов изменяют физико-технические параметры среды (Садчиков, Кудряшов, 2004). Они способны аккумулировать в больших количествах различные вещества, в том числе и тяжелые металлы (Микрякова, 1996). Это позволяет использовать их в качестве биоиндикаторов загрязнения различными токсикантами при мониторинге состояния водных объектов.

В связи с этим цель нашей работы заключалась в изучении особенностей накопления тяжелых металлов высшими водными растениями в акватории Саратов-Энгельс.

Сбор растений проводился в августе в период максимальной физиологической активности водных растений 2014 г. на мелководных участках Волгоградского водохранилища у поселка Квасниковка – ниже по течению крупного промышленного центра Саратов – Энгельс. Измельчение растений проводили в воздушно-сухом состоянии, а затем озоляли методом сухой минерализации путем сжигания проб растений в муфельной печи при 450 °С (ГОСТ 26929-94). Содержание металлов $\text{Fe}^{2,3+}$, Cu^{2+} , Zn^{2+} , Co^{2+} и Cd^{2+} в золе растений и донных отложениях определяли стандартными методами (Практикум по агрохимии..., 2001).

Для исследования были выбраны высшие водные растения, широко распространенные на мелководьях Волгоградского водохранилища и относящиеся к различным экологическим группам: рогоз узколистый *Typha angustifolia* L., рдест блестящий *Potamogeton lucens* L., рдест пронзеннолистный *P. perfoliatus* L., роголистник темно-зеленый *Ceratophyllum demersum* L., элодея канадскую *Elodea canadensis* L., уруть колосистую *Myriophyllum spicatum* L.

При изучении содержания $\text{Fe}^{2,3+}$ в растениях установили, что концентрация макроэлемента убывала в ряду: роголистник темно-зеленый > уруть колосистая > рдест пронзеннолистный > рдест блестящий > элодея канадская > рогоз узколистый. Необходимо отметить, что в донных отложениях концентрация железа была выше в 2–6 раз по сравнению с исследованными растениями (табл.).

Таблица

Содержание тяжелых металлов в макрофитах и донных отложениях

Высшие водные растения	Концентрация элемента (мг/кг)				
	$\text{Fe}^{2,3+}$	Zn^{2+}	Cu^{2+}	Co^{2+}	Cd^{2+}
<i>Typha angustifolia</i>	20±2,2	0,52±0,03	0,71±0,05	0,065±0,005	0,038±0,002
<i>Ceratophyllum demersum</i>	48±4,1	0,57±0,05	0,74±0,06	0,053±0,005	0,031±0,003

Высшие водные растения	Концентрация элемента (мг/кг)				
	Fe ^{2+,3+}	Zn ²⁺	Cu ²⁺	Co ²⁺	Cd ²⁺
<i>Potamogeton lucens</i>	30±1,5	0,58±0,06	0,76±0,09	0,068±0,004	0,087±0,006
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	33±3,8	0,58±0,03	0,75±0,04	0,052±0,004	0,075±0,008
<i>Myriophyllum spicatum</i>	38±2,5	0,57±0,04	0,72±0,06	0,063±0,006	0,052±0,005
<i>Elodea canadensis</i>	27±2,2	0,55±0,06	0,75±0,06	0,050±0,002	0,063±0,003
Донные отложения	115±15	4,18±0,36	3,60±0,41	0,082±0,005	0,032±0,002

Наиболее распространенным загрязнителями Волгоградского водохранилища наряду с железом уже на протяжении многих лет являются соединения меди, среднегодовые концентрации выше рыбохозяйственных нормативов в 2–4 раза (Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Саратовской области..., 2014). В наших исследованиях показано, что содержание Cu²⁺ в растениях находится примерно на одном уровне, однако максимальные концентрации обнаружены в донных отложениях.

Содержание цинка в исследуемых растениях достоверно не отличалось друг от друга и составляло 0,52–0,58 мг/кг. В донных отложениях концентрация элемента была примерно в 8 раз выше по сравнению с растительными образцами.

Установлено, что концентрация кобальта были незначительно выше в таких растениях как рдест блестящий, роголистник темно-зеленый и рогоз узколистный по сравнению с остальными исследованными растениями. Разница в содержании кобальта в донных отложениях и растениях небольшая – 20%. Известно, что высшие водные растения накапливают данный элемент достаточно в широких пределах концентрации 0,04–11,3 мг/кг в зависимости от водного объекта и уровня загрязнения его соединениями кобальта.

Кадмий занимает первое место в ряду тяжелых металлов по фитотоксичности и способности накапливаться в растениях. При исследовании содержания Cd²⁺ в растениях, установлен ряд накопления металла растениями: рдест блестящий > рдест пронзеннолистный > элодея канадская уруть колосистая > рогоз узколистный > роголистник темно-зеленый. Показано, что рдест блестящий аккумулирует в 3 раза больше кадмия по сравнению роголистником темно-зеленым и донными отложениями.

По результатам исследования железо занимает первое место по уровню концентрации в высших водных растениях (Fe^{2+,3+} > Cu²⁺ > Zn²⁺ > Co²⁺ > Cd²⁺). Показано, что погруженная растительность накапливает тяжелые металлы в большей степени по сравнению с прибрежноводной, что подтверждают исследования ряда авторов (Садчиков, Кудряшов, 2004; Шашуловская, 2010). Отличия аккумулирующей способности обусловлены различными механизмами детоксикации тяжелых металлов в организмах растений. Многолетние макрофиты, например, рогоз узколистный, накапливают элементы преимущественно в подземных органах (Фомина, 2014). На уровень накопления токсичных элементов оказывают влияние степень зарастания и проточность участков. С увеличением степени зарастания средние концентрации тяжелых металлов в растениях уменьшаются (Шашуловская, 2010).

В проведенных исследованиях максимальной поглотительной способностью в отношении тяжелых металлов обладали представители рдестов, которые

можно рассматривать как наиболее перспективные биоиндикаторы для мониторинга и оценки экологического состояния водных объектов.

Литература

Аверкова С. А. Современное экологическое состояние Волгоградского водохранилища с учетом факторов антропогенного воздействия: Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. Астрахань, 2012. 16 с.

Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Саратовской области в 2013 году. Саратов, 2014. 242 с.

Микрякова Т. Ф. Содержание тяжелых металлов в макрофитах Моложского плеса Рыбинского водохранилища // Биология внутренних вод. 1996. № 99. С. 11–13.

Практикум по агрохимии: учеб. пособие / Под ред. В. Г. Минеева. М.: Изд-во МГУ, 2001. 689 с.

Садчиков А. П., Кудряшов М. А. Экология прибрежно-водной растительности. М.: НИИ-Природа, 2004. 220 с.

Фомина А. А. Аккумуляционная способность рогоза узколистного (*Typha angustifolia* L.) по отношению к тяжелым металлам // Инновационная деятельность. 2014. № 1 (28). Т. 2. С. 59–63.

Шашуловская Е. А. Роль мелководий в самоочищении равнинных водохранилищ (на примере Волгоградского водохранилища): Дис. ... д-ра биол. наук. Н. Новгород, 2010. С. 20–22.

БИОИНДИКАЦИЯ СОСТОЯНИЯ р. САНДАЛОВКА КИРОВСКОЙ ОБЛАСТИ

Е. В. Маханова^{1,2}, Н. А. Жолобова¹

¹ Вятская государственная сельскохозяйственная академия,

² Вятский государственный гуманитарный университет,
elena-makhanova@yandex.ru

В настоящее время практически нет водных объектов, которые не испытывали бы антропогенной нагрузки, причём антропогенный пресс на водные объекты постоянно возрастает. В связи с этим актуальной задачей становится диагностика состояния поверхностных водных объектов с целью определения допустимой степени антропогенного воздействия. Чаще всего в последнее время для целей диагностики используют совокупность химического анализа и биологических методов оценки. Методы биоиндикации применимы только к водоёмам, имеющим собственную биоту. Они учитывают реакцию на загрязнение целых сообществ водных организмов или же отдельных систематических групп. При этом исследователи непосредственно на водоёме учитывают факт присутствия в нем индикаторных организмов, их обилие, наличие у них патологических изменений.

Река Сандаловка протекает по территории Слободского района Кировской области, и в неё осуществляется сброс очищенных сточных вод от ООО «Зверохозяйство Вятка». По данным КОГБУ «Кировский областной центр охраны природы и природопользования», в р. Сандаловка с 2012 по 2014 гг. периодически отмечались превышения ПДК по содержанию нитритов, нефтепро-

дуктов, БПК и бихроматной окисляемости, что создаёт неблагоприятные условия для водной биоты.

В настоящей работе была проведена биоиндикация состояния поверхностных вод реки Сандаловка по видовому разнообразию макрозообентоса и зоопланктона путём расчёта биотических индексов.

Для изучения таксонометрического разнообразия было заложено 5 пробных площадок (ПП): непосредственно в месте сброса очищенных сточных вод и на расстоянии 500 и 1000 метров выше и ниже по течению. Площадку, расположенную на расстоянии 1000 м выше точки сброса сточных вод, считали фоновой.

Характеристика видового состава представителей макрозообентоса представлена в таблице. Наибольшее количество видов обнаружено на фоновой площадке (28% от общего количества); число представителей макрозообентоса уменьшается вниз по течению, и на площадках, расположенных в 500 и 1000 м ниже фоновой, оно составляет 15% от общего количества.

По результатам исследования видового состава была определена степень сходства макрозообентоса на исследуемых площадках путём расчёта коэффициентов Жаккара и Сьеренсена (Ихер, 2003). Результаты расчёта данных коэффициентов представлены на рисунке 1, 2.

Таблица

Видовой состав беспозвоночных на пробных площадках

Представители беспозвоночных	ПП №1 (место сброса)	ПП №2 (500 м ниже сброса)	ПП №3 (1 км ниже сброса)	ПП №4 (500 м выше сброса)	ПП №5 (1 км выше сброса, фон)
Пресноводная коловратка (<i>Brachionus srubens</i>)					+
Малая ложноконская пиявка (<i>Heptobdella octoculata</i>)	++	++		+	
Малый прудовик (<i>Galba truncatula</i>)	++	+	++		
Горошинки (<i>Pisidium spp.</i>)					++++++
Слепень, личинка (<i>Tabanidae spp.</i>)	++			++	
Комар-толкунчик, личинка (<i>Tanypus monilis</i>)	+++	+			
Шаровки (<i>Sphaerium spp.</i>)		++	++++	+++	+++++
Личинка стрекозы (<i>Odonata spp.</i>)			++		
Личинки ручейников, чехлики (<i>O.Trichoptera</i>): хетоптерикс (<i>Trichoptera spp.</i>)					++
Личинки ручейников, чехлики (<i>O.Trichoptera</i>): лимнофиллус витатус (<i>Trichoptera spp.</i>)					+
Циклоп (<i>Cyclops strenuus</i>)				+	
Водяной ослик (<i>Asellus aquaticus</i>)			++		

Представители беспозвоночных	ПП №1 (место сброса)	ПП №2 (500 м ниже сброса)	ПП №3 (1 км ниже сброса)	ПП №4 (500 м выше сброса)	ПП №5 (1 км выше сброса, фон)
Личинка подёнки (<i>Ephemeroptera spp.</i>)				+	+++
Дафния (<i>Daphnia pulex</i>)				++	++
Общее количество видов	4	4	4	6	7
Общее количество особей	9	6	10	10	20

Максимальное сходство макрозообентоса обнаружено между площадками, расположенными выше точки сброса сточных вод (500 и 1000 м выше сброса), а минимальное – между ПП № 1 и ПП № 5, расположенными в точке сброса и на расстоянии 1000 м выше неё соответственно. Можно сказать, что самые неблагоприятные условия для водной биоты формируются в точке сброса сточных вод; по мере удаления от неё вниз по течению происходит уменьшение концентрации загрязняющих веществ и восстановление видового разнообразия.

Степень загрязнения по видовому разнообразию и показательному значению таксонов позволяет оценивать биотический индекс Вудивисса (Безматерных, 2007).

Непосредственно в месте сброса преобладающими видами беспозвоночных являются организмы с индексом толерантности, равным 1, которые устойчивы к загрязнению водной среды – малый прудовик, малая ложноконская пиявка и личинки двукрылых.

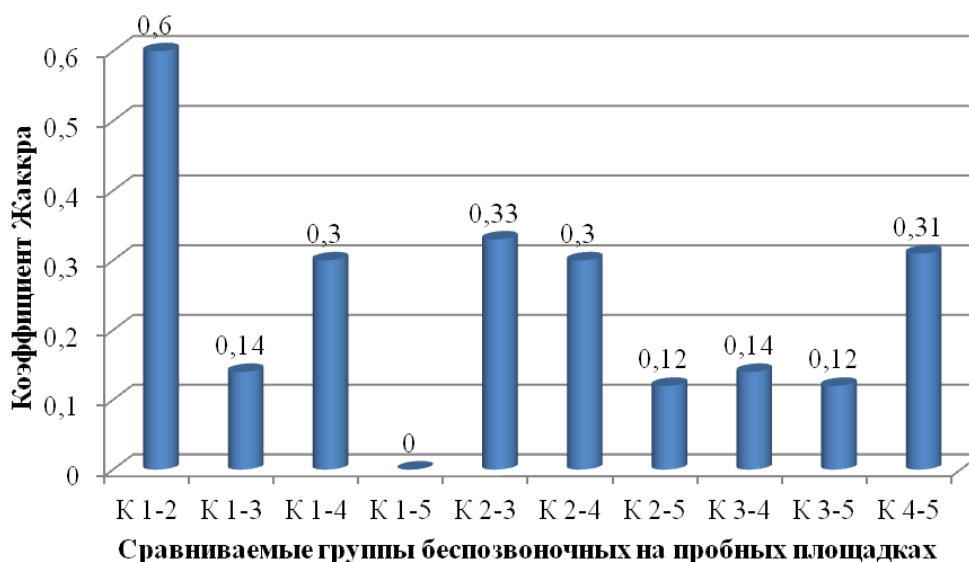


Рис. 1. Результаты расчёта коэффициента Жаккара

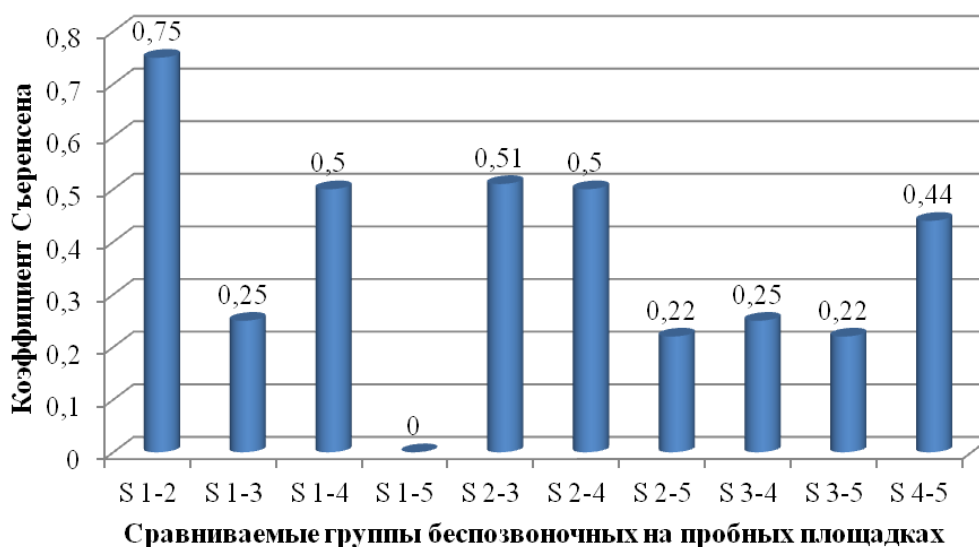


Рис. 2. Результаты расчёта коэффициента Сьеренсена

По мере удаления от места сброса вниз по течению количество видов, устойчивых к загрязнению, снижается, и уже на пробной площадке № 2 малый прудовик, пиявка, личинка двукрылых встречаются в единственном числе, а также появляется еще один биоиндикатор, шаровка, который уже относительно устойчив к загрязнению.

На пробной площадке № 3, в 1 км ниже по течению, преобладающими видами становятся организмы с индексом толерантности, равным 2, – водяной ослик, личинка стрекозы, шаровка. На пробной площадке № 4 (500 м выше сброса) присутствуют в единичном количестве малая ложноконская пиявка, а также личинка двукрылых (2 особи). Это организмы, обитающие в загрязненной среде, но суммарное количество особей данных видов, по сравнению с первой площадкой, меньше. Здесь же отмечен биоиндикатор с индексом толерантности 3 в единичном количестве – личинка подёнки, которая предпочитает обитать в чистых водах.

На фоновой площадке обитают виды, неустойчивые к загрязнению, – горошинки, шаровки, личинки подёнки, личинки ручейников. Суммарное количество всех отмеченных особей здесь максимально (20). Здесь отсутствуют организмы с индексом толерантности 1, поэтому можно говорить о том, что воды чистые (Ашихмина, 2005).

При общей оценке качества воды в реке используется комплексный метод (ЕРТ). То, что личинки подёнки отмечены в незначительном количестве (выше сброса), веснянки отсутствуют, а пиявки отмечаются как выше, так и ниже сброса, говорит о том, что вода соответствует 3 категории качества – «загрязнённая вода» (Перцева, 2012).

Наличие видов-индикаторов с индексами устойчивости 1 и 2 в месте сброса и ниже по течению, свидетельствуют о том, что состояние вод меняется от загрязненных (в месте выхода очистных) к умеренно-загрязненным, где уже допускается использование воды в потребительских целях: ограниченное рыбоводство и орошение.

В целом можно заключить, что качество воды на исследуемых площадках меняется по сравнению с фоновой от чистых до умеренно загрязнённых. Влияние сброса сточных вод на биоту реки Сандаловка максимально проявляется в месте сброса сточных вод и выражается в снижении видового разнообразия макрозообентоса и зоопланктона.

Литература

Ашихмина Т. Я. Биоиндикация и биотестирование – методы познания экологического состояния окружающей среды. Вып. 4. Ч. 3. Киров, 2005. 51 с.

Безматерных Д. М. Зообентос как индикатор экологического состояния водных экосистем Западной Сибири. Новосибирск, 2007. 87 с.

Ихер Т. П. Экологический мониторинг объектов водной среды. Тула: Изд-во «Гриф и К», 2003. 92 с.

Перцева Е. В., Бурлака Г. А. Определитель макрозообентоса пресных водоёмов: учеб.-метод. пособие. Самара: Изд-во Самар. ГСХА, 2012. 270 с.

ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ МАЛЫХ РЕК В УСЛОВИЯХ ВЛИЯНИЯ ТЕХНОГЕННЫХ ШАХТНЫХ ВОД

Е. Н. Бакаева^{1, 2, 3}, М. Н. Тарадайко³

¹ Институт водных проблем РАН, ² Гидрохимический институт,

³ Южный федеральный университет, rotaria@mail.ru

Экотоксикологический мониторинг пресноводных экосистем является частью комплексного экологического мониторинга поверхностных вод суши. Он включает наблюдение за источниками поступления токсикантов в естественные биологические системы, индикацию состояния живых систем в условиях влияния токсичных веществ на различных уровнях их организации, оценку устойчивости природных экосистем под действием загрязнения токсикантами, а также прогноз экологического состояния систем с учетом предполагаемых абиотических воздействий (Мошаров и др., 2013).

Опасность загрязнения водных объектов токсичными веществами состоит в том, что в водной среде они обладают большой миграционной способностью, а значит большим потенциалом взаимодействия с множеством живых организмов. Экотоксиканты способны переноситься по пищевым цепям (сетям) и накапливаться в живых организмах до опасных уровней концентрации. Присутствие таких веществ в водной среде может вызывать изменение физиологических и биохимических процессов у водных обитателей, их гибель и приводить к нарушению естественного хода природных процессов в гидроэкосистемах. Изучением этих процессов занимается биоиндикация.

Одним из более новых методов, применяемых в системе экотоксикологического мониторинга, является биотестирование. С его помощью определяют токсичность среды, при этом используются различные тест-объекты. Биотестирование относится к биологическим способам оценки, его применение позволяет давать интегральную оценку токсичности, вызываемую суммарным действием всего комплекса загрязняющих веществ, содержащихся в водной среде, с

учетом их синергетического и антагонистического взаимодействия (Бакаева, 2008).

Объектом наших экотоксикологических исследований являлся бассейн р. Тузлов, находящийся в пределах Восточного Донбасса на территории 5-ти административных районов Ростовской области. Восточный Донбасс на протяжении долгих лет остается одним из наиболее проблемных в экологическом отношении регионов России. Экологическое неблагополучие здесь является следствием интенсивного техногенного воздействия на природный комплекс предприятий угольной промышленности. Начавшаяся в 90-е годы реструктуризация, основу которой составляет ликвидация нерентабельных шахт, заметно усилила негативные явления (Гибков, 2011). Наиболее отрицательно это отразилось на состоянии гидросферы региона.

Подавляющее число выведенных из строя угольных шахт затоплено, такой способ ликвидации назван «мокрым». Именно он является причиной активного распространения токсичных веществ в подземных и поверхностных водах на территории, значительно превышающей площадь горных работ.

Техногенные шахтные воды, особенно кислые, являются источником загрязнения природной среды тяжелыми металлами и сульфатами. Значения ПДК загрязняющих веществ колеблются в широком диапазоне: железо (3-3370 ПДК), марганец (до 64 ПДК), сульфаты (12-259 ПДК). Шахтные воды подвергаются, как правило, только механической очистке в прудах-отстойниках, поэтому последующий сброс их в водные объекты либо в пониженные участки рельефа (балки, овраги) может приводить к существенному загрязнению природной среды, в том числе поверхностных вод (Экологический вестник ..., 2014).

Основными малыми реками Восточного Донбасса, в которые сбрасываются шахтные воды, являются Кадамовка, Грушевка, Атюхта, Аюта, Малый и Большой Несветай, Кундрючья, Лихая, Калитва, Гнилуша, принадлежащие бассейнам рек Северский Донец, Тузлов, Аксай и в конечном итоге – р. Дон.

Поэтому уже сейчас является актуальной оценка современного состояния токсичности экосистем малых рек. При этом важно учесть, что водные экосистемы исследуемого региона достаточно разнородны по физико-химическим свойствам и в целом имеют невысокие потенциалы самоочищения. Поэтому даже при невысоком уровне загрязнения вода и донные отложения водотоков способны относительно быстро утратить свои основные экологические функции и приобрести токсичные свойства.

В результате загрязненные воды оказывают существенное негативное влияние на качество жизни населения, на продуктивность и на показатели безопасности выращиваемой продукции сельскохозяйственных культур, поскольку вода из водотоков используется как для питьевых целей, так и для полива выращиваемой сельскохозяйственной продукции.

В ходе комплексного изучения речной сети бассейна Нижнего Дона на уровне притоков первого порядка – бассейна реки Тузлов, впадающей в протоку Дона – реку Аксай, нами были проведены исследования по оценке токсичности вод малых рек методом биотестирования. В каждой реке пробы отбирали в

трех местах: выше, ниже и в месте сброса шахтных вод. Результаты оценки токсичности вод получены общепринятыми методиками биотестирования с *Daphnia magna* и *Scenedesmus obliquus*, а так же методиками с представителями микрозоопланктона, разработанными нами для сети Росгидромета. Использовали три тест-объекта различных трофических уровней и систематической принадлежности: общепринятый ветвистоусый рачок *Daphnia magna*, зеленые микроводоросли *Scenedesmus obliquus* (РД 52.24.566-94) и тест на фитотоксичность с семенами редиса *Raphanus sativus* (СанПиН 2.1.7.573-96).

По данным биотестирования из исследованных малых рек бассейна р. Тузлов в 2014 г. наиболее тревожная ситуация сложилась в реках Кадамовка, М. Несветай и Аюта. Однако, как видим из данных таблицы, разные уровни токсичности вод по данным биотестирования отмечены в одинаковых классах качества вод, причём очень грязных, согласно значениям УКИЗВ, рассчитанных по концентрациям тяжелых металлов. Такое расхождение, вероятно, связано с тем, что для гидробионтов токсичность тяжелых металлов зависит, во-первых, от формы их нахождения в водной экосистеме, во-вторых, от pH среды.

Таблица

Показатели токсичности (три биотеста) и химической загрязненности вод (УКИЗВ) рек бассейна р. Тузлов (Игнатова и др., 2011)

Реки	Количество токсичных проб, %			Диапазон токсического го действия	Диапазон УКИЗВ	Класс качества вод
	ОТД	П/ОТД	ТД			
Б. Несветай	0	0	44	ТД	6,76–7,71	5 экстремально грязная
М. Несветай	22	11	33	П/ОТД – ОТД	5,69–7,23	5 экстремально грязная
Аюта	16	0	16	нет ТД – ОТД	5,16–7,59	4 «в» очень грязная, 5 экстремально грязная
Атюхта	0	0	0	нет ТД	6,57–7,59	5 экстремально грязная
Кадамовка	33	0	0	нет ТД	6,90–7,42	5 экстремально грязная

Примечание: ОТД – острое токсическое действие, П/ОТД – подострое токсическое действие, УКИЗВ – удельный комбинаторный индекс загрязнения воды.

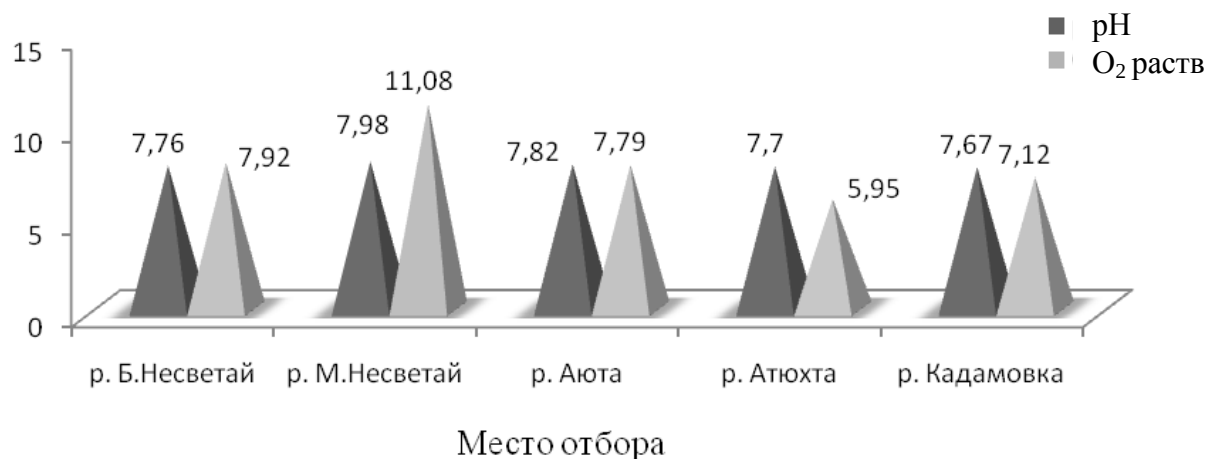


Рис. Концентрации растворенного кислорода (мгО₂/л) и pH воды в реках бассейна р. Тузлов (июнь, 2010)

Так, наблюдения за абиотическими факторами показали (рис.), что воды малых рек бассейна р. Тузлов имели слабощелочную среду, в которой, например, один из тяжелых металлов – кадмий - теряет свою биодоступность. Значения концентраций кислорода в воде были приемлемы для жизнедеятельности гидробиоты.

Исследования токсичности вод малых рек тремя методами биотестирования в 2015 г. выявили сохранение острого токсического действия в устьевых створах рек Аюта, Кадамовка, М. Несветай и выявили токсичность в устье р. Грушевка.

Таким образом, только биологические методы, в частности биотестирование, позволяют получать адекватную информацию о воздействии техногенных шахтных вод на гидробиоту малых рек. Кроме того реальную экотоксикологическую ситуацию в водных экосистемах можно оценить только триадой методов (биоиндикации, биотестирование, аналитические методы), становится очевидной необходимость восстановления практики гидрологических и гидрохимических наблюдений на малых реках Восточного Донбасса, которые были прекращены в 90-е годы вследствие сложной экономической ситуации в стране.

Современная ситуация, сложившаяся на территории Восточного Донбасса требует оптимизации системы мониторинга состояния поверхностных вод, являющейся неотъемлемой составной частью системы мероприятий по охране и рациональному использованию водных ресурсов.

Исследования выполнены за счёт гранта Российского научного фонда (проект № 14-17-00376).

Литература

Бакаева Е. Н. Методико-методологические аспекты биотестирования вод с использованием гидробионтов, обладающих гетерогонией // III Всероссийская конф. по водной токсикологии, посвященной памяти Б.А. Флерова: Материалы. Борок, 2008. С. 3–5.

Гибков Е. В. Эколого-географический анализ и оценка гидроэкологического риска на территории Восточного Донбасса в связи с реструктуризацией угольной промышленности: Автореф. ... канд. геогр. наук. 2011. 23 с.

Игнатова Н. А., Бакаева Е. Н., Черникова Г. Г., Гибков Е. В., Скляр В. В. Токсическое загрязнение водотоков в районе ликвидации шахт Восточного Донбасса «мокрым» способом // Современные проблемы водной токсикологии: Матер. Всерос. конф. с междунар. участием. г. Петрозаводск 17-19 мая 2011 года. Петрозаводск: Изд-во ПетрГУ, 2011. С. 51–54.

Мошаров С. А., Корсак М. Н., Кроленко М. И. Экотоксикологический мониторинг арктических морей // Безопасность в техносфере. Т. 2. № 4. М.: Научно-издательский центр ИНФРА-М, 2013. С. 3–7.

РД 52.24.566-94 Рекомендации. Методы токсикологической оценки загрязнения пресноводных экосистем. Федеральная служба России по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды / А. В. Жулидов, Т. А. Хоружая, Л. М. Предеина, Е. Н. Бакаева, Е. В. Морозова М., 1994. 129 с.

СанПиН 2.1.7.573-96 Гигиенические требования к использованию сточных вод и их осадков для орошения и удобрения. М.: Минздрав России, 1997.

Экологический вестник Дона «О состоянии окружающей среды и природных ресурсов Ростовской области в 2013 году» / Под общей ред. В. Н. Василенко, Г. А. Урбана и др. Ростов-на-Дону, 2014. 378 с.

ОЦЕНКА ТОКСИЧНОСТИ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД С ТЕРРИТОРИИ ХРАНИЛИЩА РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ (П. ВОДНЫЙ, РЕСПУБЛИКА КОМИ) С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ РЯСКИ МАЛОЙ (*LEMNA MINOR* L.)

И. С. Боднар, Е. А. Юшкова, В. Г. Зайнуллин
Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,
bodnar@ib.komisc.ru

Одним из последствий широкого использования атомной энергии является радиоактивное загрязнение планеты. На территории пос. Водный Республики Коми с 1931 по 1956 гг. располагалось производство по добыче радия из пластовых вод и отходов урановой промышленности. Отходы складировались на берегу реки Ухта. В 1960 г. активность воды в ручьях, стекающих с хвостохранилища, достигала 111 Бк/кг, отчего содержание радия в реке Ухта увеличилось до 2,85 Бк/кг. Данная величина в 5–7 раз превышает действующие в настоящее время нормативы содержания ^{226}Ra в питьевой воде. Со временем произошло снижение выноса радия с хвостохранилища, обусловленное вымыванием растворимых соединений и переходом оставшихся радионуклидов в нерастворимую фазу (Таскаев, Кичигин, 2002).

Целью данной работы является оценка токсичности природных вод с территории хранилища радиоактивных отходов (пос. Водный Республики Коми).

Представители семейства рясковые в настоящее время широко используются при оценке экотоксикологического риска (Sowjanya Sree et al., 2015). Ряска малая (*Lemna minor*) – однодольное покрытосеменное растение семейства Рясковые (*Lemnaceae*), неукорененный плейстофит. Вегетативное тело представлено специфическим листовидным органом фрондом (щитком, листецом). Рясковые являются чрезвычайно ценным экспериментальным объектом для морфогенетических, физиологических и биохимических исследований благодаря неприхотливости к среде, малым размерам, быстрому росту, относительной простоте строения и преобладанию вегетативного размножения, что позволяет использовать всего один генетически однородный клон на протяжении всего эксперимента (Тахтаджян, 1982).

Пробы воды взяты из водоема с территории хранилища радиоактивных отходов, расположенного на берегу р. Ухта в пос. Водный Республики Коми и из озера, расположенного на противоположном берегу реки. Отбор проб происходил в июне 2014 г.

Вклад внешнего γ -излучения учитывали, измеряя мощность экспозиционной дозы с помощью дозиметра. Мощность экспозиционной дозы около водоема на территории хранилища радиоактивных отходов составляет 50 мкР/ч. Мощность экспозиционной дозы около озера в пределах нормы (8–10 мкР/ч).

Проведен радиохимический анализ воды лабораторией миграции радионуклидов Института биологии КНЦ УрО РАН (аттестат аккредитации № САРК RU.0001.441623), катионно-анионный состав определили в лаборатории «Эко-аналит» (Аттестат аккредитации РОСС RU.0001.511257).

Культивирование лабораторной культуры ряски малой проводили в климатической камере KBWF 240 (Binder, Германия) при стандартных условиях: температуре $24 \pm 0,1$ °C, фотопериодичности 16 ч свет/8 ч темнота, 70% влажности. При проведении эксперимента колонии, состоящие из 2–4 фрондов, отбирали из материнской культуры и переносили в тестовые ёмкости с 100% природной водой из водоема на территории хранилища и озера. Вода была предварительно отфильтрована. Каждая экспериментальная емкость содержала 9–12 пластинок. В качестве контроля использовали питательную среду Штейнберга. Время экспозиции составило 28 дней. На 7, 14, 21, 28 день проведена оценка количественных и морфологических показателей. Проанализированы изменение удельной скорости роста, площади листовой поверхности, длины корня, уровень и характер повреждения фрондов в виде хлорозов и некрозов, окраски фрондов. Средняя удельная скорость роста рассчитывается как логарифмическое увеличение темпа роста – количества фрондов для каждой параллели опытных и контрольных групп (Методы испытания химической продукции ..., 2011). Площадь листовой пластинки вычислена с помощью программы Image J по фотографиям. Достоверность различий между параметрами в опыте и контроле определяли с помощью критерия Стьюдента.

Радиохимический анализ воды показал, что активность воды в водоеме на территории хранилища и озере соответствует нормам радиационной безопасности (НРБ): активность ^{228}Th до 0,4 мБк/л, ^{230}Th - до 5 мБк/л, ^{232}Th – до 0,2 мБк/л, ^{226}Ra – до 148 мБк/л. Природная вода из обоих участков имеет повышенное содержание гидрокарбонатов (400-420 мг/л), кальция (150 мг/кг), низкое содержание нитратов (до 0,044 мг/л), калия (5-15 мг/л), фосфатов (до 1 мг/л), железа (до 0,05 мг/л). Помимо загрязнения территории хранилища радиоактивными ураном и радием, имеется проблема избыточного количества бария и хлора, которые использовались в технологическом процессе при функционировании производства. Цинк (0,3 мг/л), медь (3,9 мкг/л), барий (0,3 мг/л), стронций (3,3 мг/л), хлор (160 мг/л) присутствуют в водоеме на территории хранилища в токсичных для ряски концентрациях. Накопление тяжелых металлов в конечном счете приводит к осмотическому стрессу и снижению роста. Это подтверждают результаты тестирования воды. Удельная скорость роста ряски, выращенной на воде из водоема на территории хранилища РАО снизилась на 50% (Рис. 1). Скорость роста ряски в воде из озера статистически достоверно ниже, чем в водоеме на территории хранилища РАО ($p \leq 0,05$). Скорость роста ряски малой выше в среде по сравнению водой с озера и водоема с территории хранилища ($p \leq 0,01$).

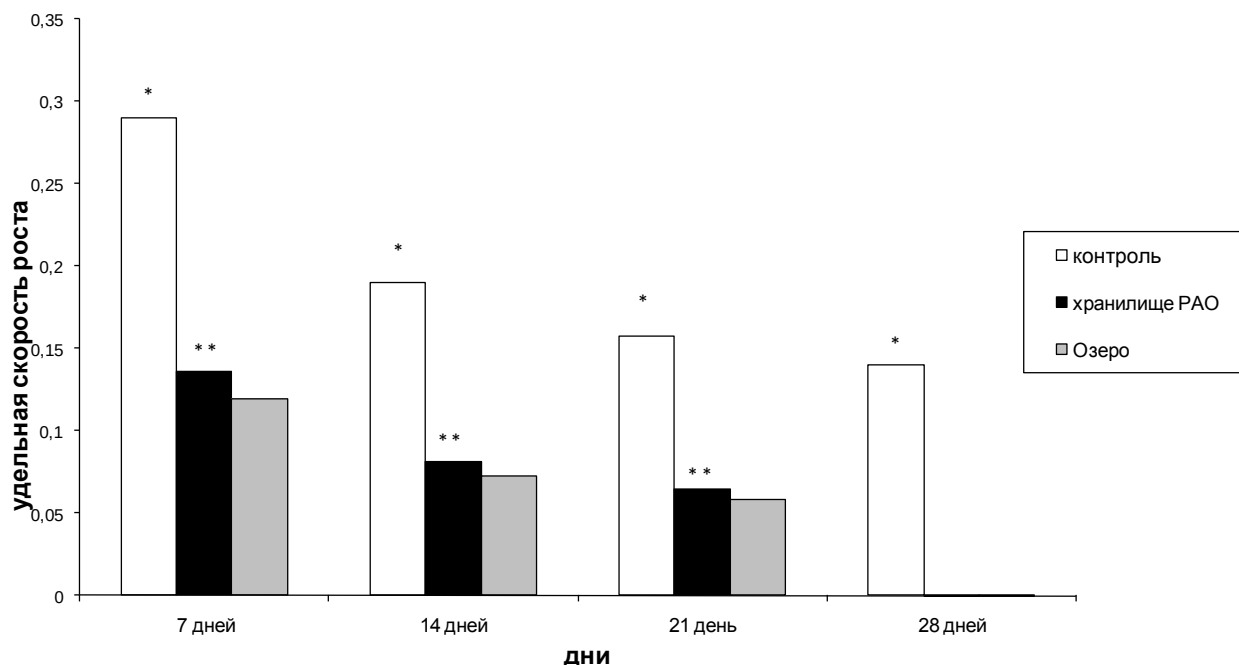


Рис. 1. Изменение удельной скорости роста ряски малой (*Lemna minor* L.).

* – скорость роста ряски в контроле выше, чем на природной воде ($p \leq 0,01$);

** – скорость роста ряски выше на воде из озера по сравнению с водой из хранилища РАО ($p \leq 0,05$)

Окраска фрондов ряски на питательной среде интенсивно зеленая. У ряски, выращенной на природной воде светло-зеленая, желто-зеленая, коричневатая-зеленая. Уже на 7 день эксперимента в опытных емкостях появились хлорозы и некрозы. Хлорозы – пожелтение или полное обесцвечивание фронда в результате потери пигмента, некрозы – локализованные отмершие области ткани (коричневые или белые). Появление повреждений фронда в виде хлорозов и некрозов является показателем сильного генотоксического действия стрессирующих факторов. При прорастании ряски на питательной среде подобные морфологические изменения практически не встречаются (меньше 1 %). При прорастании ряски на воде с хранилища радиоактивных отходов уровень хлорозов и некрозов достигает 55% (Рис. 2). У ряски, выращенной на воде из озера уровень хлорозов и некрозов ниже, но незначительно. На 7, 14, 21, 28 день число поврежденных фрондов выше в колониях ряски, выращенной на воде из пос. Водный и из озера по сравнению с контролем ($p \leq 0,01$).

Слабая минерализованность природных вод – одна из причин угнетения роста ряски на природной воде, так как для гидрофитов химический состав водной среды является главенствующим экологическим фактором. В тоже время в водоеме на территории хранилища РАО имеется повышенное содержание кальция, магния, что способствовало лучшему росту ряски на этой воде по сравнению с озером. Замедлению роста ряски на природной воде по сравнению со средой и высокому уровню хлорозов и некрозов может способствовать содержание токсичных для растений концентраций тяжелых металлов (цинка, стронция, бария), а также хлора (до 160 мг/л).

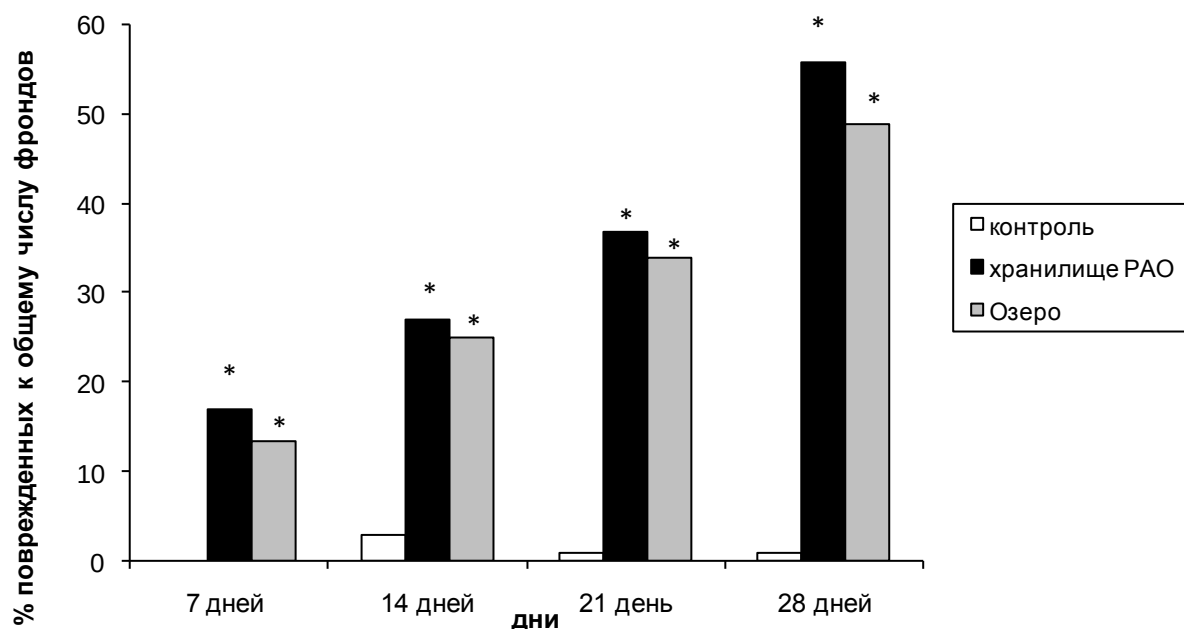


Рис. 2. Уровень поврежденных фрондов. * – отличия достоверны при $p \leq 0,05$ по сравнению с контролем

Выводы. Активность образцов воды, взятой с хранилища РАО и озера, расположенного на противоположном берегу, соответствует НРБ. Несмотря на это для ряски малой вода из водоема хранилища является токсичной, вызывает 50% сокращение удельной скорости роста, высокий уровень хлорозов и некрозов. Причинами являются недостаток макро- и микроэлементов, повышенное содержание отдельных тяжелых металлов в водах данного региона, а также химическое загрязнение воды на территории хранилища.

Работа выполнена при поддержке Программы Президиума РАН (проект № 0414-2015-0024).

Литература

- Методы испытания химической продукции, представляющей опасность для окружающей среды. Испытание ряски на угнетение роста. М., 2011.
- Таскаев А. И., Кичигин А. И. «Водный промысел»: производство радия в Республике Коми. Сыктывкар, 2002. 30 с.
- Тахтаджян А. Л. Жизнь растений. Т.6. М.: Просвещение, 1982. С. 493–500.
- Sowjanya K., Sree S., Karesztes A., Muller-Roeber B., Brandt R., Eberius M., Fischer W., Appenroth K.-J. Phytotoxicity of cobalt ions on the duckweed *Lemna minor* – Morphology, ion uptake, and starch accumulation // *Chemosphere*. 2015. Vol. 131. P. 149–156.

ФОРМИРОВАНИЕ СИСТЕМЫ КРИТЕРИЕВ ДЛЯ КОМПЛЕКСНОЙ ОЦЕНКИ УСЛОВИЙ РАЗМЕЩЕНИЯ ОБЪЕКТОВ ОБРАЩЕНИЯ С ТВЕРДЫМИ КОММУНАЛЬНЫМИ ОТХОДАМИ

А. В. Албегова¹, А. М. Гонопольский², И. Ю. Петухова³

¹ *Вятский государственный гуманитарный университет,*

² *Московский государственный машиностроительный университет,*

³ *Министерство охраны окружающей среды Кировской области,
albegovaalla@gmail.com, amgonopolsky@mail.ru, depgreen43@mail.ru*

Новая государственная политика в сфере обращения с отходами производства и потребления диктует координальную перестройку в системах обращения с отходами на региональном и межрегиональном уровнях. И, в первую очередь, это касается создания современных объектов обработки, утилизации, переработки и размещения отходов, способных одновременно соответствовать требованиям наилучших достижимых технологий и снизить негативное воздействие, которое стало носить угрожающие масштабы в виде стихийных свалок и несанкционированного захоронения отходов в окружающей среде.

Размещение предприятий для реализации комплексных объектов в сфере обращения с твердыми коммунальными отходами (далее – ТКО) регламентируется порядка 15-тью законодательных и нормативно-правовых актов в сфере градостроительства, природопользования и охраны окружающей среды, а также санитарно-гигиенического благополучия [1–13].

Анализ нормативно-методической и законодательной базы, проведенный для установления необходимых требований к участкам размещения инфраструктуры в сфере обращения с отходами и возможных ограничений при их выборе, позволяет выделить три основные группы факторов (экологические, инженерно-геологические, технологические ограничения). Учет ограничений всех трех групп необходим для принятия обоснованного решения о выборе наиболее благоприятных участков для проектирования таких объектов.

К экологическим ограничениям необходимо относить зоны с особым режимом их использования, такие как: жилые зоны населенных пунктов; лесопарковые, курортные, лечебно-оздоровительные, рекреационные зоны; особо охраняемые природные территории (заповедники, заказники, национальные парки); водоохранные зоны и водосборные площади подземных водных объектов, которые используются в целях питьевого и хозяйственно-бытового водоснабжения.

К инженерно-геологическим ограничениям следует относить территории: с незащищенными и слабо защищенными водоносными горизонтами; заболоченные или подтопляемые территории; участки неустойчивых грунтов, интенсивного развития опасных геологических процессов (экзо- и эндогенных).

Технологическими можно считать следующие ограничения: места залегания полезных ископаемых и ведения горных работ в случаях, если возникает угроза загрязнения мест залегания полезных ископаемых и безопасности веде-

ния горных работ; отсутствие развитой транспортной инфраструктуры (авто- и железнодорожной); удаленность от источников образования отходов.

Требования к формированию территориальных систем обращения с отходами также включают создание электронных моделей, основой которых должен быть картографический материал. Целесообразно на картографическом материале показывать территории размещения как отдельных объектов по сбору, транспортированию, обработке, утилизации, обезвреживанию, размещению отходов, так и коммунально-промышленных территорий (далее-КПТ), имеющих комплексный характер и сочетающих различные элементы обращения с отходами. Наилучшим средством формирования графического материала территориальных систем обращения с отходами, являются геоинформационные системы и технологии.

Предлагается при формировании геоинформационной модели для поиска наиболее благоприятных зон размещения КПТ включать шестнадцать анализируемых факторов (десять основных и шесть дополнительных):

– *пять факторов регионального уровня:*

1.1. Защищенность водоносных горизонтов (как основной показатель сложности инженерно-геологической обстановки);

1.2. Отсутствие особо охраняемых природных территорий федерального значения;

1.3. Удаленность от водоохранной зоны крупных рек и водоемов;

1.4. Удаленность от жилых и санитарно-защитных зон населенных пунктов;

1.5. Наличие развитой транспортной инфраструктуры.

– *пять факторов детального уровня:*

2.1. Отсутствие зон с особым режимом природопользования (региональных ООПТ, земель лесного фонда, рекреационных зон и пр.);

2.2. Отсутствие зоны отчуждения земель под транспортные магистрали, ЛЭПы и трубопроводы;

2.3. Отсутствие водоохранных зон мелких рек и водоемов;

2.4. Отсутствие зоны жилой и дачной застройки;

2.5. Отсутствие лесных массивов и заболоченных территорий.

– *шесть дополнительных факторов:*

3.1. Наличие подъездных путей;

3.2. Возможность подключения к существующим энергосетям;

3.3. Площадь участка необходимая и достаточная для размещения объекта со сроком эксплуатации не менее 25–30 лет

3.4. Категория земель под проектируемый объект обращения с отходами или КПТ.

3.5. Соответствие документам территориального планирования

3.6. Наличие полос воздушных подходов в зонах аэродромов и близость размещения к аэропортам.

Для анализа вышепринятых критериев использовались метод факторного анализа [14, 15] и бальной оценки [16]. Критерий защищенности водоносных горизонтов оценивался на основе анализа геологического строения и гидрогео-

логических характеристик, обуславливающих изолирующие свойства верхнего слоя осадочного чехла в регионе исследований. Степень защищенности водоносных горизонтов определяется наличием в зоне аэрации горизонтов и прослоев, препятствующих проникновению загрязняющих веществ до уровня подземных вод. В соответствии с критериями, разработанными для оценки эколого-гидро-геологической обстановки на территории России (ВСЕГИНГЕО, ИМ-ГРЭ), защищенность подземных вод оценивается в зависимости от литологического состава пород различных генетических типов четвертичных отложений.

Подземные воды относятся к незащищенным в районах, где зона аэрации сложена песками, супесями, легкими суглинками, преимущественно аллювиального, флювиогляциального и эолового генезиса. На площадях распространения лессов и лессовидных пород делювиального, элювиально-делювиального и гляциального генезиса подземные воды считаются слабозащищенными. Районы, где четвертичный покров представлен преимущественно тяжелыми суглинками (включая моренные), глинами аллювиально-озерного, озерного, ледникового, морского генезиса подземные воды могут характеризоваться как защищенные. Учитывая особенности геологического строения территории округа, можно предложить следующую систему критериев для оценки степени защищенности водоносных горизонтов. Критерий 1.1 «Защищенность водоносных горизонтов» представлен в таблице 1.

Таблица 1

Критерий 1.1 «Защищенность водоносных горизонтов»

Категория	Характеристика	Геологическое строение
1	Защищенные	Наличие в разрезе двух водоупорных толщ: четвертичные моренные суглинки, юрские глины
2	Условно защищенные	Наличие в разрезе только одной водоупорной толщи: слоя моренных суглинков или юрских водоупорных глин
3	Незащищенные	Наличие в разрезе хорошо проницаемых комплексов четвертичных и дочетвертичных пород, а также локальных участков распространения слабопроницаемых пород невыдержанных по мощности и глубине залегания

Под особо охраняемыми территориями (ООПТ) федерального значения подразумеваются заповедники, заказники, национальные парки, имеющие статус федерального значения. Для оценки второго критерия целесообразно использовать следующий подход: считать территорию ООПТ полностью закрытой для любой промышленной активности, при этом буферную зону вокруг данных объектов принять за условно благоприятную; расстояние превышающее размеры буферной зоны считать зоной, благоприятной для постановки КПП. Таким образом, значения второго критерия «Отсутствие особо охраняемых природных территорий» сформулированы в таблице 2.

Таблица 2

Критерий 1.2 «Отсутствие особо охраняемых природных территорий»

Категория	Характеристика	Значение
1	Разрешено	более 5 км до границы ООПТ
2	Условно разрешено	менее 5 км до границы ООПТ
3	Запрещено	территория ООПТ

Под водоохранной зоной рек и водоемов понимается условная буферная зона вокруг водных объектов, размер которой обусловлен степенью экологической опасности проектируемого объекта для водных ресурсов. В связи с тем, что КППТ предполагает возможность размещения на своей территории полигона захоронения отходов, при оценке третьего критерия (Критерий 1.3 «Удаленность от водоохранных зон») в качестве размера водоохранной зоны приняты значения, представленные в таблице 3.

Таблица 3

Критерий 1.3 «Удаленность от водоохранных зон»

Категория	Характеристика	Значение
1	Без ограничений	более 2 км до водного объекта
2	Условно благоприятно	от 1 до 2 км до водного объекта
3	Запрещено	менее 1 км до водного объекта

Размер санитарно-защитной зоны населенных пунктов также зависит от функционального назначения, экологической защищенности проектируемого промышленного объектов, степени возможного загрязнения атмосферного воздуха, вероятного вреда здоровью населения, а также ухудшения рекреационных свойств пригородных территорий. Поэтому в качестве параметров оценки четвертого критерия: «Удаленность от жилых зон», может быть предложена следующая система рангов, представленная в таблице 4.

Таблица 4

Критерий 1.4 «Удаленность от жилых зон»

Категория	Характеристика	Значение
1	Без ограничений	более 10 км до границы населенного пункта
2	Неблагоприятно	от 5 до 10 км до границы населенного пункта
3	Запрещено	менее 5 км до границы населенного пункта

Критерием транспортной доступности участка является максимальное расстояние до ближайшей автодороги. Для оценки данного критерия: «Наличие развитой транспортной сети» может быть предложены следующие категории, представленные в таблице 5.

Таблица 5

Критерий 1.5 «Наличие развитой транспортной сети»

Категория	Значение	Значение
1	Благоприятно	менее 1 км до дороги
2	Условно благоприятно	от 1 км до 5 км до дороги
3	Неблагоприятно	более 5 км до дороги

При подготовке критериев детального уровня (Критерии 2.1–2.5), обеспечивающих выбор потенциально перспективных участков в пределах благоприятных регионов, использованы бинарные шкалы оценок, которые представлены в таблице 6.

Таблица 6

Критерии детального уровня

Категория	Характеристика	Значение
<i>Критерий 2.1 «Отсутствие зон с особым режимом природопользования»</i>		
1	Разрешено	более 5 км до границы ООПТ
0	Запрещено	менее 5 км до границы ООПТ
<i>Критерий 2.2 «Отсутствие зоны отчуждения земель под транспортные магистрали, ЛЭПы и трубопроводы»</i>		
1	Разрешено	более 50 м до границы зоны
0	Запрещено	менее 50 м до границы зоны
<i>Критерий 2.3 «Отсутствие водоохранных зон мелких рек и водоемов»</i>		
1	Разрешено	более 1 км до водного объекта
0	Запрещено	менее 1 км до водного объекта
<i>Критерий 2.4 «Возможность организации санитарно-защитной зоны: отсутствие жилой зоны и дачной застройки»</i>		
1	Разрешено	более 1 км до границы зоны застройки
0	Запрещено	менее 1 км до границы зоны застройки
<i>Критерий 2.5 «Отсутствие лесных массивов и заболоченных территорий»</i>		
1	Разрешено	более 50 м до границы леса или болота
0	Запрещено	менее 50 м до границы леса или болота

Помимо ограничений, установленный законодательством, при выборе наиболее благоприятных участков под размещение объектов и КППТ обращения с отходами целесообразно минимизировать затраты на создание инфраструктуры вблизи таких объектов, ориентируясь на минимальную транспортную доступность, наличие подъездных путей, возможность подключения к существующим энергосетям, возможность перевода земель в соответствующую категорию и др. Кроме того, желательно оценивать возможность приведения земельного участка требованиям градостроительного и земельного законодательства. Данные требования не всегда следует рассматривать как «безальтернативные» и «не устранимые». Например, необходимо оценивать имеется ли возможность перевода земель сельхозназначения в земли промышленности, запаса. Или, например, учет требований градостроительных документов: земельный участок должен соответствовать принятым в муниципальном образовании документам территориального планирования, а именно: участок должен располагаться в зонах специального назначения (зоны занятые кладбищами, скотомогильниками, крематориями, объектами размещения отходов потребления и иными объектами, размещение которых в других зонах не допустимо). Соответственно, необходимо учитывать возможность последующего внесения изменений в соответствующие документы территориального планирования. Такие рекомендуемые критерии можно рассматривать как дополнительные (представлены в таблице 7).

**Дополнительные критерии выбора земельных участков
под размещение объектов обращения с отходами**

Категория	Характеристика	Значение
Критерий 3.1. «Наличие подъездных путей»		
1	Желательно	Наличие подъездных путей или возможность их организации.
0	Не желательно	Отсутствие подъездных путей и возможности их организации.
Критерий 3.2. «Возможность подключения к существующим энергосетям»		
1	Желательно	Имеется возможность подключения к существующим энергосетям.
0	Не желательно	Не имеется возможность подключения к существующим энергосетям, необходимо организовывать источники энергоснабжения дополнительно.
Критерий 3.3. «Площадь участка достаточна для размещения объекта со сроком эксплуатации не менее 25–30 лет»		
1	Желательно	Площадь участка достаточна: -для размещения мусоросортировочного комплекса (до 40000 тн\год) не менее 1 га, -для размещения мусоросортировочного комплекса (более 40000 тн\год) не менее 5 га, -для размещения мусороперегрузочной станции не менее 1 га, -для размещения полигона ТБО мощностью до 100 тыс\год не менее 10-15 га, -для размещения полигона ТБО мощностью более 300 тыс\год не менее 20-25га, -для размещения КПТ не менее 40 га.
0	Не желательно	Площадь участка не достаточна.
Критерий 3.4. «Категория земель под проектируемый объект обращения с отходами или КПТ»		
2	Разрешено	участок расположен на землях, отнесенных к категории земель промышленности, транспорта, связи и иного специального назначения
1	Желательно	земли с/х назначения с возможностью последующего перевода в земли промышленности
0	Не желательно	земли с/х назначения, отсутствует (слабая) возможность перевода в земли промышленности
Критерий 3.5. «Соответствие документам территориального планирования»		
2	Разрешено	участок располагается в зоне специального назначения
1	Желательно	участок располагается вне зон специального назначения, имеется возможность оперативного внесения изменений в документы территориального планирования
0	Не желательно	участок располагается вне зон специального назначения, не имеется возможности оперативного внесения изменений в документы территориального планирования
Критерий 3.6. «Наличие полос воздушных подходов в зонах аэродромов»		
2	Разрешено	Участок расположен вне полос воздушных подходов, а также расположен от контрольной точки аэродрома на расстоянии более 15 км.

Категория	Характеристика	Значение
1	Желательно	Участок расположен в полосе воздушных подходов на удалении более 30 км.
0	Не разрешено	Участок расположен в полосах воздушных подходов на удалении менее 30 км. Участок расположен вне полос воздушных подходов, но расстояние до контрольной точки аэродрома – менее 15 км.

Таким образом, с учетом вышеизложенного можно сформировать объединенные критерии выбора участков под размещение различных объектов, входящих в проектируемые территориальные системы обращения с отходами (таблица 8), а также критерии к выбору земельных участков под различные комплексные КПП, например: проектируемые мусоросортировочные станции, совмещенные с мусороперегрузочными станциями (таблица 9) и мусоросортировочные станции, совмещенные с межмуниципальными полигонами (таблица 10).

Таблица 8

Рекомендуемые критерии выбора земельных участков для объектов мусоросортировки и мусороперегрузки отходов, обеспечивающие наиболее благоприятные условия

Мусоросортировочная станция	Мусороперегрузочная станция
<i>Критерий МС-1.</i> Земельный участок расположен на землях, отнесенных к категории земли промышленности, транспорта, связи и иного специального назначения или земли с/х назначения, с возможностью последующего перевода в земли промышленности, транспорта, связи и иного специального назначения.	<i>Критерий МП-1.</i> Земельный участок расположен на землях, отнесенных к категории земли населенных пунктов или земли промышленности, транспорта, связи и иного специального назначения.
<i>Критерий МС-2.</i> Участок, смежный с земельным участком, на котором расположен полигон ТБО (или предполагается размещение объекта для захоронения отходов), либо альтернативный участок, который находится на рентабельном плече вывоза при одновременном соблюдении следующих условий: (1)- находиться на расстоянии не более 3-х км от полигона, (2) -при наличии (возможности организации) транспортного сообщения.	<i>Критерий МП-2.</i> Земельный участок должен находиться на промышленно-складских территориях или окраинах административного центра района.
<i>Критерий МС-3.</i> Расположение в границах транспортной доступности (максимальное приближение к крупным трассам, либо к трассам федерального значения) и наличие подъездных путей к земельному участку.	<i>Критерий МП-3.</i> Расположение в границах транспортной доступности и наличие подъездных путей к земельному участку.
<i>Критерий МС-4.</i> Возможность подключения к энергосетям.	<i>Критерий МП-4.</i> Возможность подключения к энергосетям.
<i>Критерий МС-5.</i> Расположение вне границ особо охраняемых природных территорий (ООПТ).	<i>Критерий МП-5.</i> Расположение вне границ особо охраняемых природных территорий (ООПТ).
<i>Критерий МС-6.</i> Площадь земельного участка не менее 1 га	<i>Критерий МП-6</i> Площадь земельного участка не менее 1 га

Мусоросортировочная станция	Мусороперегрузочная станция
<i>Критерий МС-7.</i> Возможность организации санитарно-защитной зоны: расстояние от границ участка до границ селитебной зоны (ближайшего населенного пункта), а также до жилых и общественных зданий: – не менее 1000 м (для мощности более 40 тыс.т\год); – не менее 500 м (для мощности менее 40 тыс.т\год).	<i>Критерий МП-7.</i> Возможность организации санитарно-защитной зоны: расстояние от границ участка до границ селитебной зоны (ближайшего населенного пункта), а также до жилых и общественных зданий: – не менее 100 м.
<i>Критерий МС-8.</i> Расположение вне границ водоохранных зон поверхностных водных объектов (или расстояние до ближайшего поверхностного водного объекта не менее 500 м).	<i>Критерий МП-8.</i> Расположение вне границ водоохранных зон поверхностных водных объектов.

При формировании территориальных схем обращения с отходами весьма важным фактором по снижению затрат по перемещению отходов между муниципальными образованиями, регионами является экономически целесообразное плечо вывоза. В целях минимизации затрат на транспортирование отходов зачастую целесообразно выбирать земельные участки с совмещенными объектами обращения с отходами (например, мусоросортировочных комплексов и станций мусороперегрузки отходов, межмуниципальных полигонов с мусоросортировочными комплексами).

Таблица 9

Критерии выбора земельных участков для мусоросортировочных комплексов и станций мусороперегрузки отходов, обеспечивающие наиболее благоприятные условия

<i>Критерий МС+МП-1.</i> Земельный участок расположен на землях, отнесенных к категории земли промышленности, транспорта, связи и иного специального назначения или земли с/х назначения, с возможностью последующего перевода в земли промышленности, транспорта, связи и иного специального назначения.
<i>Критерий МС+МП-2.</i> Участок, смежный с земельным участком, на котором расположен полигон ТБО (или предполагается размещение объекта для захоронения отходов), либо альтернативный участок, который находится на рентабельном плече вывоза при одновременном соблюдении следующих условий: (1)- находиться на расстоянии не более 3-х км от полигона, (2) -при наличии (возможности организации) транспортного сообщения.
<i>Критерий МС+МП-3.</i> Расположение в границах транспортной доступности (максимальное приближение к крупным трассам, либо к трассам федерального значения) и наличие подъездных путей к земельному участку.
<i>Критерий МС+МП-4.</i> Возможность подключения к энергосетям.
<i>Критерий МС+МП-5.</i> Расположение вне границ особо охраняемых природных территорий (ООПТ).
<i>Критерий МС+МП-6.</i> Площадь земельного участка не менее 1 га
<i>Критерий МС+МП-7.</i> Возможность организации санитарно-защитной зоны:

расстояние от границ участка до границ селитебной зоны (ближайшего населенного пункта), а также до жилых и общественных зданий: – не менее 1000 м (для мощности более 40 тыс.т\год); – не менее 500 м (для мощности менее 40 тыс.т\год).
<i>Критерий МС+МП-8.</i> Расположение вне границ водоохранных зон поверхностных водных объектов (или расстояние до ближайшего поверхностного водного объекта не менее 500 м).
<i>Критерий МС+МП-9.</i> Расположение вне границ рекреационных зон, в том числе местного значения.
<i>Критерий МС+МП-10.</i> Расположение вне границ земель лесного фонда (минимальное расстояние до границ лесных участков не менее 50 м).

Таблица 10

**Критерии выбора земельных участков для объектов размещения
(захоронения) ТКО в виде межмуниципального полигона
с мусоросортировочным комплексом, обеспечивающие
наиболее благоприятные условия**

<i>Критерий П+МС -1.</i> Участок расположен на землях, отнесенных к категории земель промышленности, транспорта, связи и иного специального назначения или на землях с/х назначения, с возможностью последующего перевода в земли промышленности, транспорта, связи и иного специального назначения.
<i>Критерий П+МС-2.</i> Участок, смежный с земельным участком, на котором расположен полигон ТБО (или предполагается размещение объекта для захоронения отходов), либо альтернативный участок, который находится на рентабельном плече вывоза при одновременном соблюдении следующих условий: (1)- находиться на расстоянии не более 3-х км от полигона, (2) -при наличии (возможности организации) транспортного сообщения.
<i>Критерий П+МС-3.</i> Соответствие документам территориального планирования и расположение в зонах специального назначения.
<i>Критерий П+МС-4.</i> Участок расположен в границах транспортной доступности (максимально приближен к крупным трассам, либо к трассам федерального значения). Имеются подъездные пути к земельному участку.
<i>Критерий П+МС-5.</i> Площадь земельного участка не менее 25 га
<i>Критерий П+МС-6.</i> Участок расположен вне границ особо охраняемых природных территорий (ООПТ).
<i>Критерий П+МС -7.</i> Расположение вне границ рекреационных зон, в том числе местного значения.
<i>Критерий П+МС -8.</i> Расположение вне границ земель лесного фонда (минимальное расстояние до границ лесных участков не менее 50 м).
<i>Критерий П+МС-9.</i> Расположение вне границ водоохранных зон поверхностных водных объектов (или расстояние до ближайшего поверхностного водного объекта не менее 500 м). Исключение заболоченных территорий.
<i>Критерий П+МС-10.</i> Возможность организации санитарно-защитной зоны:

расстояние от границ участка до границ селитебной зоны (ближайшего населенного пункта), а также до жилых и общественных зданий: – не менее 1000 м (для МСС мощностью более 40 тыс.т\год); – не менее 500 м (для полигонов ТБО и МСС мощностью менее 40 тыс.т\год).
<i>Критерий П+МС-11.</i> Возможность подключения к энергосетям.
<i>Критерий П+МС -12.</i> Участок расположен вне полос воздушных подходов, а также на расстоянии более, чем 15 км от контрольной точки аэродрома (при наличии такового).
<i>Критерий П+МС -13.</i> Участок расположен вне зон земель отчуждения под транспортные магистрали, ЛЭП, трубопроводы (минимальное расстояние до зон отчуждения 50 м).

Предложенная система критериев выбора земельных участков под объекты обращения с отходами, включая выбор участков под комплексные КПП, позволяет учитывать установленные законодательные и нормативные требования, избегая серьезных ошибок и упущений при выборе территорий под размещение объектов сортировки (обработки), перегруза, размещения отходов и размещения КПП. Особенно актуальными данные вопросы становятся сегодня при формировании территориальных схем обращения с отходами, создании эффективных систем управления отходами, и в первую очередь, с такими отходами как ТКО.

Литература

1. Градостроительный кодекс Российской Федерации (ГрК РФ) от 29 декабря 2004 года N 190-ФЗ (с изменениями на 13 июля 2015 года). Электронный ресурс // <http://www.consultant.ru/popular/gskrf/>.
2. Водный кодекс Российской Федерации от 3 июня 2006 года N 74-ФЗ (с изменениями на 13 июля 2015года) Электронный ресурс // http://www.consultant.ru/document/cons_doc_law_60683/.
3. Земельный кодекс Российской Федерации от 25 октября 2001 года N 136-ФЗ (с изменениями на 13 июля 2015года). Электронный ресурс // http://www.consultant.ru/document/cons_doc_law_33773/.
4. Федеральный закон «Об охране окружающей среды» от 10 января 2002 г. № 7-ФЗ (с изменениями на 13 июля 2015года) Электронный ресурс // https://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_34823/.
5. Федеральный закон «О санитарно-эпидемиологическом благополучии населения» от 30 марта 99 № 52-ФЗ (с изменениями на 13 июля 2015года). Электронный ресурс // https://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_22481/.
6. Гражданский кодекс Российской Федерации от 30.11.1994 № - 51-ФЗ (с изменениями на 13 июля 2015года). Электронный ресурс// <http://www.consultant.ru/popular/gkrf1/>.
7. Федеральный закон Российской Федерации «Об отходах производства и потребления» от 24 июня 1998 г. № 89- ФЗ (с изменениями на 29 июня 2015 года). Электронный ресурс// https://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_19109/.
8. «Концепция обращения с твердыми бытовыми отходами в Российской Федерации». МДС 13-8.2000», (утверждена постановлением Коллегии Госстроя РФ от 22.12.1999 № 17). Электронный ресурс//<http://www.ssa.ru/norms/documents/2156AB34E>.
9. ГОСТ Р ИСО 14001-2007 «Системы экологического менеджмента. Требования и руководство по применению». Электронный ресурс// <http://vsegost.com/Catalog/27/278.shtml>.

10. Постановление Госкомитета Российской Федерации по строительству и жилищно-коммунальному комплексу «Об утверждении методических рекомендаций о порядке разработки генеральных схем очистки территорий населенных пунктов Российской Федерации» от 21 августа 2003 № 152. Электронный ресурс // <http://www.solidwaste.ru/practics/view/26.html>.
11. СанПиН 2.1.7.1322–03 «Гигиенические требования к размещению и обезвреживанию отходов производства и потребления», утв. Постановлением Главного государственного санитарного врача РФ 30.04.03 г. № 80. Электронный ресурс // http://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_42228/.
12. СП 2.1.7.1038-01. «Гигиенические требования к устройству и содержанию полигонов для твердых бытовых отходов», утв. Постановлением Главного государственного санитарного врача РФ 30.01.2005 г. № 16. Электронный ресурс // http://ohranatruda.ru/ot_biblio/normativ/data_normativ/9/9069/
13. «Инструкция по проектированию, эксплуатации и рекультивации полигонов для твердых бытовых отходов" (утв. Минстроем России 02.11.1996) Электронный ресурс//https://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_146721/.
14. Гусев А. Н., Измайлов Ч. А., Михалевская М. Б. Измерение в психологии // Общ. псих. Практикум. М.: Смысл, 1987. С. 141–159. С. 210–246.
15. Благуш П. Факторный анализ с обобщениями. М.: Финансы и статистика, 1989. 248 с.
16. Мушик Э., Мюллер П. Методы принятия технических решений. М.: Мир, 1990. С. 103–115.

ОСНОВНЫЕ ПРОБЛЕМЫ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ПРЕДПРИЯТИЙ В ОБЛАСТИ ОБРАЩЕНИЯ С ОТХОДАМИ

Т. А. Бондарева, Т. Н. Крамарева
Воронежский государственный университет,
bondariewa@mail.ru, tkramarewa@mail.ru

Существующая экологическая ситуация и тенденции её изменения во многом определяются организацией природоохранной деятельности на уровне хозяйствующих субъектов, что связано с осознанием невозможности решения проблем защиты окружающей среды только за счет технических мероприятий и ужесточения нормативов и регламентов по воздействию на окружающую среду (Щевелёва, 2013). Тотальный контроль за источниками негативного влияния на окружающую среду не только не возможен технически и экономически, но и не обеспечивает достижения желаемого результата, а зачастую отрицательно сказывается на многих аспектах деятельности хозяйствующих субъектов (Соколова, Кушнир, 2013).

Глобальной задачей экологического менеджмента на предприятии является уменьшение негативного воздействия на окружающую среду (Иткин, 2015). В связи с этим и оценивать его результативность на конкретном предприятии следует по тому, достигается ли в организации главная цель.

Однако, зачастую, предприятия не могут в полной мере соблюдать экологическое законодательство по независимым от них напрямую причинам.

В своей работе мы поставили цель изучить систему управления отходами производства на сельскохозяйственных предприятиях Богучарского района Во-

ронезской области. Традиционно оценка эффективности управления отходами на отдельно взятом предприятии или в организации в настоящее время сводится в общем виде к определению только экономического эффекта от проведения тех или иных мероприятий, направленных на оптимизацию движения отходов (Вайсман и др., 2013).

В своей работе для решения поставленной цели нами изучалась документация предприятия в области обращения с отходами и был проведен опрос в анкетной форме. Анкета приводится ниже.

АНКЕТА ДЛЯ ПРЕДПРИЯТИЙ С/Х ПРОМЫШЛЕННОСТИ.

1. Название предприятий
2. Основной вид деятельности:
 - а) растениеводство
 - б) животноводство
 - в) смешанное
 - д) иное (указать)
3. Сколько лет предприятие стоит осуществляет плату за негативное воздействие на ОС?
4. Кто занимается проблемами экологии на предприятии:
 - а) специалист-эколог (отдельная ставка)
 - б) иное (указать)
5. Размер платы за негативное воздействие на ОС за последние 3 года (руб./год)
6. Сколько тратит предприятие на передачу отходов другим организациям?
7. Какую долю от общего дохода предприятия тратится на экологию?
8. Какие платежи в области экологии Вы считаете необоснованными?

Помимо анкет проведено много устных бесед по наболевшим проблемам. В опросах приняли участие шесть сельскохозяйственных предприятия. Результаты опросов показали, что в условиях экономического кризиса и узконаправленности политики предприятий, руководители считают нецелесообразным в финансовом плане иметь в штате сотрудника, ответственного за экологические вопросы, что ведет к отсутствию распределения ответственности и полномочий (Шабалов, 2014). Так же существует проблема малообеспеченности, а иногда и отсутствия в районе организаций по приему и переработке отходов и удаленность таких предприятий, что влечет дополнительные финансовые траты организации при передаче отходов им.

Литература

- Вайсман Я. И., Тагилова О. А., Садохина Е. Л. Повышение эффективности управления отходами при их автоматизированном учёте // Экология производства. 2013. № 7. С. 41–57.
- Иткин Б. А. Сертификация систем экологического менеджмента и качество окружающей среды // Экология производства. 2015. № 6. С. 86–89.
- Соколова А. В., Кушнир К. Я. О совершенствовании законодательства в области обращения с отходами // Экология производства. № 4. С. 14–21.
- Шабалов М. Ю. Совершенствование систем обращения с отходами с помощью метода построения портретов их развития // Интернет-журнал Науковедение. 2014. № 1 (20). С. 41.

АРЕАЛ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТЕРРИТОРИИ СОПРЕДЕЛЬНОЙ С ТЕРРИТОРИЕЙ ХРАНИЛИЩА РАО ТЕХНОГЕННЫМ РАДИОНУКЛИДОМ Cs-137

Е. Е. Черкасова¹, Г. В. Лаврентьева^{1,2}

¹ Обнинский институт атомной энергетики – филиал НИЯУ «МИФИ»,

² КФ МГТУ им. Н. Э. Баумана

В настоящее время большие объемы радиоактивных отходов (РАО) размещаются в приповерхностных хранилищах, большинство которых создавали как временные. Но данные хранилища эксплуатируются на протяжении 35–55 лет и не удовлетворяют действующим нормативным требованиям. При этом наблюдаются нарушения герметичности емкостей хранения и, как следствие, выход в окружающую среду радионуклидов. Подобная ситуация сложилась на территории регионального хранилища РАО в бассейне р. Протва. Несмотря на то, что радиоэкологическая обстановка территории расположения хранилища РАО обусловлена Sr-90 (Лаврентьева и др., 2015), интерес с точки зрения геохимии радионуклидов представляет изучение миграции других техногенных радионуклидов, попавших в природные объекты,

Целью данной работы является изучение ареала загрязнения радионуклидом Cs-137 территории, сопредельной с территорией расположения хранилища РАО.

Отбор образцов почвы проводился на территории, сопредельной с территорией расположения хранилища РАО на 8 локальных участках. Отбор почв осуществлялся методом конверта с пятисантиметрового слоя. После чего пробы подвергались пробоподготовке, согласно методике и проводилось измерение удельной активности. Измерение Cs-137 проводили на сцинтилляционном β-спектрометре «БЕТА-01С» по стандартной методике.

Для определения форм нахождения Cs-137 в образцах использовался метод последовательных вытяжек.

Анализ полученных данных позволяет заключить следующее. В почвах исследуемых локальных участках удельная активность Cs-137 варьирует в пределах от 3 до 32 Бк/кг. Следует отметить, что превышение фонового значения (9,3 Бк/кг) содержания радионуклида в почве отмечается на двух локальных участках пробпоотбора. При этом не отмечается превышение 100 Бк/кг почвы, как показателя содержания радионуклида в почвах, рекомендуемых Госкорпорацией Росатом для рекультивации почв.

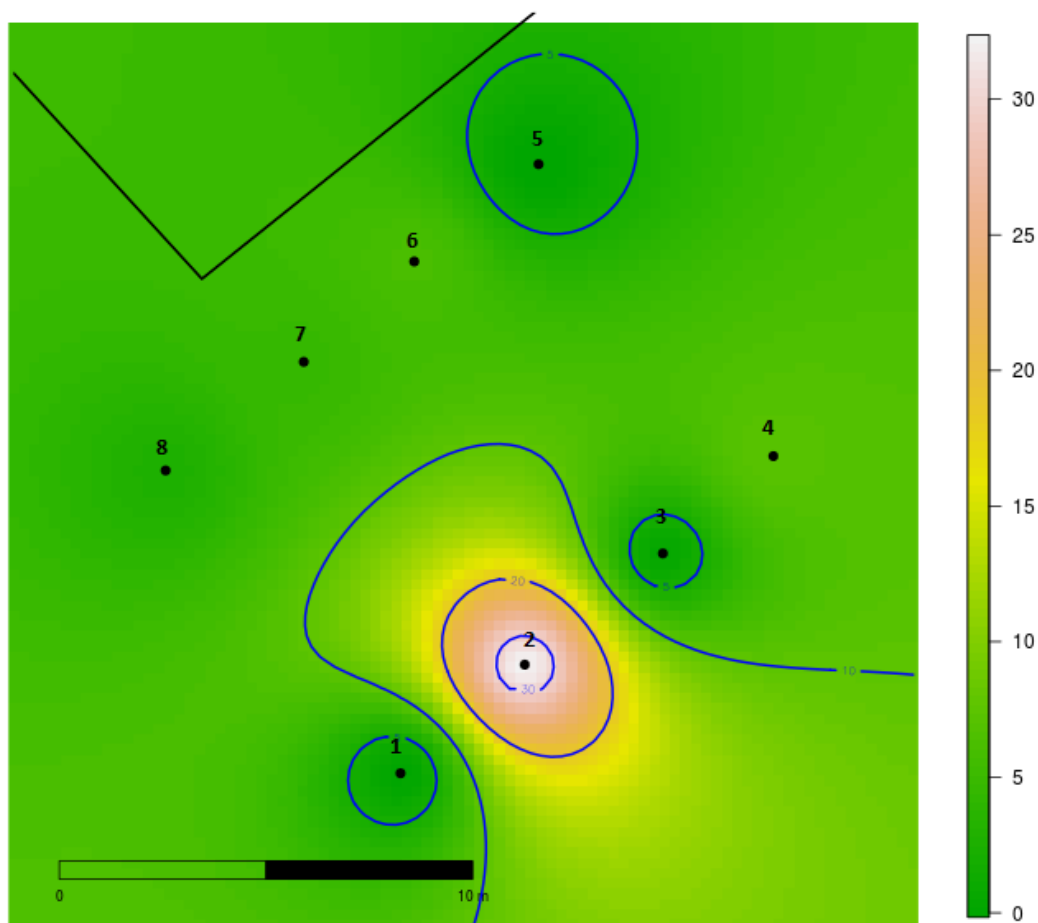


Рис. Ареал загрязнения верхнего 5-ти сантиметрового слоя почвы радионуклидом Cs-137

Визуализация полученных данных позволяет заключить, что основной участок загрязнения находится на локальном участке пробоотбора почвы № 2 (Рис.).

Применение программы R при выполнении ГИС-картирования позволило выявить площадь загрязнения почвы радионуклидом с превышением фонового значения. Полученный процент составляет 27% от территории, представленной на карте или 0,14 га.

Установлено, что радионуклида 67% Cs-137 в почвах локальных участков пробоотбора находится в прочно фиксированной форме нахождения. На основании вышесказанного можно заключить, что загрязнение изучаемой территории радиоактивным Cs-137 является локальным и, учитывая слабую миграционную активность радионуклида, дальнейшие мониторинговые работы не имеют практической значимости.

Литература

Алексахин Р. М., Моисеев И. Т., Тихомиров Ф. А. Поведение Cs-137 в системе почва – растения и влияние внесения удобрений на накопление радионуклида в урожае // Проблемы радиозэкологии. Эволюция идей. Итоги. М., 2006. С. 364–375.

Анисимов В. С., Круглов С. В., Алексахин Р. М., Суслина Л. Г., Кузнецов В. К. Влияние калия и кислотности на состояние Cs-137 в почвах и его накопление проростками ячменя

в вегетационном опыте // Проблемы радиозкологии. Эволюция идей. Итоги. М., 2006. С. 762–775.

Ефремов И. В., Рахимова Н. Н., Янчук Е. Л. Особенности миграции радионуклидов Cs-137 и Sr-90 в системе почва-растения // Вестник ОГУ. 2005. С. 42–46.

Лаврентьева Г. В., Силин И. И., Сынзыныс Б. И. Загрязнение геосистем радиоактивным стронцием в районе размещения регионального хранилища радиоактивных отходов // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. 2015. № 1. С. 36–46.

ИНФОРМАТИВНОСТЬ МЕТОДИКИ ОПРЕДЕЛЕНИЯ СТАБИЛЬНОСТИ РАЗВИТИЯ ДЛЯ ВЫЯВЛЕНИЯ РАДИАЦИОННОГО СОСТОЯНИЯ МЕСТНОСТИ

Л. Н. Анищенко, Е. В. Емельяшина

*Брянский государственный университет им. академика И.Г. Петровского,
eco_egf@mail.ru*

В настоящее время величина флуктуирующей асимметрии билатеральных морфологических структур листа березы повислой (*Betula pendula* Roth.) широко используется для оценки уровня загрязнения окружающей среды, в частности, химического загрязнения атмосферы, т.к. величина флуктуирующей асимметрии возрастает при действии любых стрессовых факторов среды, приводящих к нарушению стабильности морфогенеза листа, увеличению его асимметрии (Захаров, 2000). Однако, работ, касающихся возможности использования данного вида исследований для определения уровня радиационного фона не проводилось. Нами была изучена возможность использования этого метода биондикации состояния окружающей среды в условиях радиоактивного загрязнения и отсутствии интенсивного химического воздействия.

Сбор растительного материала и определение показателей проводили по стандартной методике в Красногорском районе Брянской области (в 12 пунктах) как наиболее загрязненном в результате катастрофы на ЧАЭС (Природные ресурсы ..., 2007). На каждой пробной площадке (ПП) отбирались до 300 листовых пластинок березы повислой. Статистическую обработку данных проводили с помощью программ Microsoft Excel 2010, используя описательную статистику, корреляционный и регрессионный анализ данных. На тех же ПП в Красногорском районе, оценивался радиационный фон с помощью дозиметра-радиометра МКС-01СА1М. Устанавливалась экспозиционная доза, определялась активность гамма-излучающих радионуклидов в пробах на универсальном спектрометрическом комплексе «Гамма Плюс» с программным обеспечением «Прогресс 2000» (Методика гамма-спектрометрических ..., 1994; Методика измерений радионуклидов, 1996; Усманов, 2001).

Расчет величин асимметрии и интегрального показателя флуктуирующей асимметрии в выборке листьев березы повислой на контрольных площадках представлен в таблице 1.

Таблица 1

**Величина интегрального показателя стабильности
развития для березы повислой на пробных площадках и
показатели экспозиционной дозы в Красногорском районе**

№ КП	Местоположение контрольной площадки	Величина асимметрии листа	Балл	Мощность эквивалентной дозы, мкЗв/ч	Мощность экспозиционной дозы, мкР/ч
1	д. Барсуки (зона отчуждения)	0,122±0,011	5	2,40	240
2	д. Заборье, окраина 1 (зона отселения)	0,117±0,009	5	2,20	220
3	д. Николаевка (зона отселения)	0,095±0,006	5	1,87	187
4	д. Перелазы, окраина 1, (с льготным статусом населения)	0,104±0,006	5	0,92	92
5	д. Перелазы, центр	0,095±0,008	5	0,90	90
6	д. Перелазы, окраина 2	0,096±0,007	5	0,61	61
7	д. Летяхи, окраина 2 (с льготным статусом населения)	0,081±0,006	5	0,77	77
8	д. Летяхи, окраина 1	0,091±0,006	5	0,76	76
9	д. Летяхи, центр	0,092±0,006	5	0,70	70
10	д. Кургановка, окраина 1 (с льготным статусом населения)	0,098±0,006	5	0,40	40
11	д. Кургановка, центр	0,089±0,006	5	0,46	46
12	д. Кургановка, окраина 2	0,088±0,004	5	0,44	44

Анализ данных таблицы 1 показывает, что на всех ПП Красногорского района величина интегрального показателя стабильности развития березы повислой превышает 0,054 и соответствуют 5 баллам, что характеризует состояние окружающей среды в данных местах как критическое. Наиболее значительное нарушение стабильности развития березы на контрольных площадках, выражавшееся в увеличении флуктуирующей асимметрии листа, было выявлено в населенных пунктах, относящихся к зонам отчуждения и отселения, с высоким уровнем радиационного фона.

Наибольшая мощность эквивалентной дозы гамма-излучения отмечается в д. Барсуки, с. Заборье и д. Николаевка, согласно нормам радиационной безопасности по критерию мощности экспозиционной дозы, превышающей 120 мкР/ч, обстановка характеризуется радиационным загрязнением.

Аномальная радиационная обстановка (мощность экспозиционной дозы от 60 до 120 мкР/ч) наблюдается на в д. Перелазы и д. Летяхи. В д. Кургановка радиационная обстановка согласно нормам радиационной безопасности считается нормальной (мощность экспозиционной дозы менее 60 мкР/ч). Корреляционный анализ между величиной интегрального показателя стабильности разви-

тия березы повислой и мощностью эквивалентной дозы показал прямую сильную степень связи между этими факторами ($r=0,78$), т.е. увеличение уровня радиационного фона приводит к нарушению развития березы повислой и увеличению флуктуирующей асимметрии листьев березы. Полученный в результате регрессионного анализа данных коэффициент детерминации R^2 (0,61), является достаточно высоким для такого рода исследований, и показывает, что на 61% вариации показателя стабильности развития для березы повислой объясняются влиянием уровня радиационного фона (рис.). Связь между признаками достоверна и уравнение регрессии в полной мере отражает ее. Уравнение регрессии значимо, поскольку фактическое значение F-критерия = 15,84 и превышает табличное $F_{табл}=0,003$ при уровне значимости 0,05. Линейная регрессионная модель процесса имеет следующий вид: $y = 0,32812 + 0,0131X_1$.

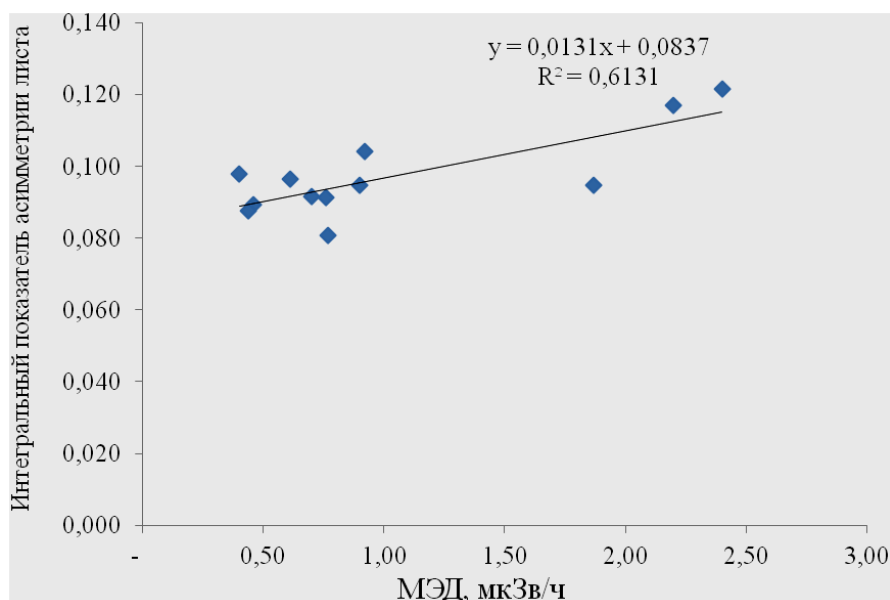


Рис. Зависимость величины интегрального показателя стабильности развития березы повислой от мощности эквивалентной дозы (МЭД)

Таким образом, использование морфологических (флуктуирующая асимметрия) показателей уровня средового стресса у березы повислой показало критическую оценку качества окружающей среды на всех контрольных площадках наблюдения.

Для установления влияния на величину флуктуирующей асимметрии листьев березы такого стрессового фактора, как инкорпорированные радионуклиды, была определена удельная активность (УА) ^{137}Cs и естественных радионуклидов в пробах листьев (табл. 1, 2).

**Удельная активность ^{137}Cs и естественных радионуклидов
в пробах листьев березы повислой на контрольных площадках**

№	Название точки	Удельная активность радионуклида (УА), Бк/кг			
		^{137}Cs	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
1	д. Барсуки	29,5±61,1	10,1±85,4	1,6±98,3	388±838
2	д. Заборье (окраина 1)	80±109	66±148	9±172	1181±533
3	д. Николаевка	41,9±67,8	88±101	10±108	108±875
4	д. Перелазы (окраина 1)	20,5±72,7	49±105	114±134	359,4±101,2
5	д. Перелазы (центр)	67±62,8	68,8±79	9,1±92,2	842±858
6	д. Перелазы (окраина 2)	136±115	157±141	21±167	1969±162,4
7	д. Летяхи (окраина 2)	15,1±68,1	11,4±99,9	10±117	186±945
8	д. Летяхи (окраина 1)	32,6±72,3	23,7±99,7	22±115	566,7±100,4
9	д. Летяхи (центр)	65±77,9	77±112	61±127	76±966
10	д. Кургановка (окраина 1)	62,4±72,7	27,8±95,4	25±111	173±902
11	д. Кургановка (центр)	72,1±82	114±107	64±131	554,4±106,2
12	д. Кургановка (окраина 2)	21,1±86,3	22±126	22±148	335,9±120,1

УА ^{137}Cs и естественных радионуклидов в пробах листьев березы повислой варьирует в широких пределах, причем наибольшая величина УА ^{137}Cs отмечается в пробе из д. Перелазы (окраина 2), в зоне невысокого радиоактивного загрязнения и сравнительно низкой МЭД. Проведенный корреляционный анализ между величиной интегрального показателя стабильности развития березы повислой и УА радионуклидов в листьях показал практически отсутствие связи ($r = -0,18$) между этими показателями. Аккумуляция радионуклидов растениями и, следовательно, УА различных частей растений зависит от многих факторов, например, типа почв, влажности почв, климатических факторов, биологического вида и особенностей распределения радионуклидов в растениях, поэтому между накоплением радиоизотопов различными частями растений и плотностью загрязнения территории не всегда прослеживается сильная прямая связь. В то же время уровень радиоактивных гамма-излучений в атмосфере менее зависимый от внешних условий фактор и после распада короткоживущих радионуклидов характеризуется относительной стабилизацией на радиоактивно загрязненных территориях. В связи с этим возможно успешное использование метода биоиндикации радиоэкологического состояния атмосферного воздуха, основанного на определении величины флуктуирующей асимметрии листьев березы повислой, как достаточно информативного признака.

Таким образом, хроническое внешнее облучение оказывает значительное влияние на стабильность развития березы повислой, следовательно, можно рекомендовать использование биоиндикации радиоэкологического состояния атмосферного воздуха, основанного на определении величины флуктуирующей асимметрии листьев березы повислой, как достаточно информативной методики.

Литература

Захаров В. М. Здоровье среды: Практика оценки / В. М. Захаров, А. Т. Чубинишвили, С. Г. Дмитриев, А. С. Баранов. – М.: Центр экологической политики России. 2000. 245 с.

Методика измерения активности радионуклидов в счетных образцах на сцинтилляционном гамма спектрометре с использованием программного обеспечения «Прогресс». М.: ГП «ВНИИФТРИ». 1996. 37с.

Методика гамма-спектрометрических измерений активности радионуклидов в пробах почвы и растительных материалов. Федеральная служба лесного хозяйства России. М., 1994. 26 с.

Природные ресурсы и окружающая среда Брянской области / Под ред. Н. Г. Рыбальского, Е. Д. Самотесова, А. Г. Митюкова. М.: НИА: Природа, 2007. 1144 с.

Усманов С. М. Радиация: Справочные материалы. М.: Гуманитарный издательский центр ВЛАДОС, 2001. 176 с.

СОРБЦИОННЫЕ И ДЕТОКСИЦИРУЮЩИЕ СВОЙСТВА ГУМИНОВЫХ ВЕЩЕСТВ ТОРФОВ РАЗЛИЧНОГО ПРОИСХОЖДЕНИЯ ПО ОТНОШЕНИЮ К ТЯЖЕЛЫМ МЕТАЛЛАМ

М. М. Леонтьева

*Тульский государственный университет,
mani.leontyeva@gmail.com*

Гуминовые вещества (ГВ) являются наиболее реакционноспособным классом природных соединений, входящих в состав органического вещества почв, природных вод и твердых горючих ископаемых – торфов и углей [2]. По своему химическому строению гуминовые вещества представляют собой нерегулярные полимеры ароматических полиоксикарбоновых кислот с включениями азотсодержащих фрагментов. Для них характерно наличие ароматического углеродного скелета, замещенного алкильными и функциональными группами, а также периферических полисахаридных и полипептидных фрагментов [1]. Они контролируют геохимические потоки тяжелых металлов в окружающей среде [4]. Это определяет важность и актуальность изучения гуминовых веществ как основы их реакционной способности в отношении тяжелых металлов и установления количественных взаимосвязей между структурой и свойствами гуминовых веществ.

Целью работы являлось определение сорбционных и детоксицирующих свойств гуминовых веществ торфов различного происхождения по отношению к ионам Pb(II).

Объектами исследования являлись гуминовые вещества, выделенные из черноольхового низинного и сфагнового переходного торфа. Содержание ионов Pb(II) в растворе над гуминовыми веществами в процессе сорбции определяли атомно-абсорбционной спектрометрией.

Сорбируемость ионов Pb(II) рассчитывали по формуле:

$$\Gamma = \frac{(C_0 - C) \cdot V}{m}$$

где Γ – сорбируемость ионов свинца, мг/г; C_0 – концентрация свинца в исходном растворе, (1 мг/дм³); C – равновесная концентрация свинца (мг/дм³); V – объем исходного раствора свинца, (0,04 дм³); m – навеска сорбента, (0,09 г);

Построили изотерму сорбции ионов Pb(II) на ГВ (рис.).

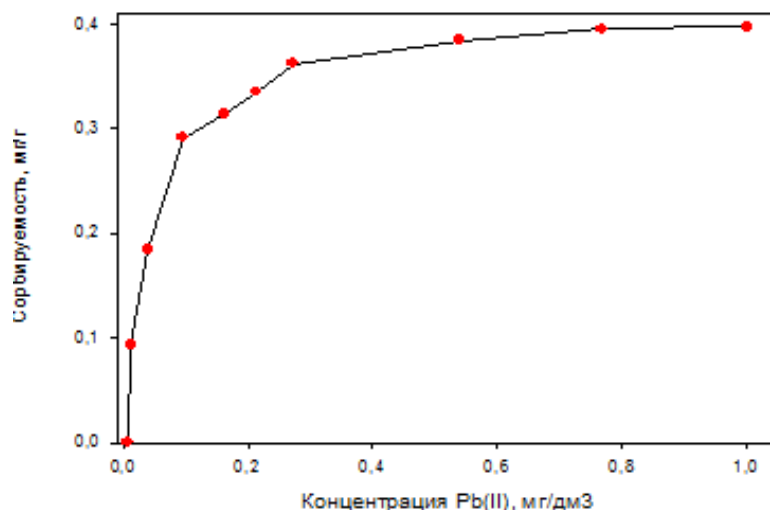


Рис. 1. Изотерма сорбции катионов Pb(II) на гуминовых веществах, выделенных из черноольхового низинного торфа

Рассчитали параметры изотерм адсорбции катионов Pb(II) на гуминовых веществах различного происхождения по уравнениям Ленгмюра и Фрейндлиха (табл.).

Таблица

Параметры изотерм адсорбции катионов Pb(II) на гуминовых веществах торфов различного происхождения

$\Gamma = \Gamma_{\infty} \frac{K_C}{1 + K_C}$ Изотерма Ленгмюра				
Система	Γ_{∞} , мг/г	K_C , г/мг	R	ΔG , кДж/моль
ГВ (Ченоольховый низинный торф)	0,4	1	0,994	-16
ГВ (Сфагновый переходный торф)	0,4	1	0,996	-16
$\Gamma = KC^n$ Изотерма Фрейндлиха				
Система	K	n	R	
ГВ (Ченоольховый низинный торф)	0,008	1	1	
ГВ (Сфагновый переходный торф)	0,008	1	1	

Методом конкурентного комплексообразования рассчитаны константы устойчивости нерастворимых комплексов «гуминовое вещество – металл»: $K_{уст. (ГВ-Pb(II))_{чнт.}} = 3 \cdot 10^6$, $(ГВ-Pb(II))_{спт.} = 1 \cdot 10^6$ (5).

Детоксицирующую способность гуминовых веществ по отношению к ионам Pb(II) оценивали методом биотестирования.

Для выбора тест объекта провели скрининг микроорганизмов. Наибольшую чувствительность к ионам Pb(II) проявил штамм *Debaryomyces hansenii J-158*.

Аналитическая концентрация металла, при которой наблюдается незначительный рост микроорганизмов, равна 4 ПДК Pb(II) (120 мг/л). Биологическое действие гуминовых веществ на микроорганизмы изучали в диапазоне концентраций 25 мг/л – 75 мг/л. Рассчитывали коэффициенты детоксикации (D) и константы детоксикации ($K_{дет.}$):

$$D = 1 - \frac{R_0 - R_{d+t}}{R_0 - R_t},$$

где R_0 – тест-отклик в контроле; R_t – тест-отклик в присутствии токсиканта; R_{d+t} – тест-отклик при совместном присутствии токсиканта и детоксиканта.

$D(\text{ГВ-Pb(II)}-D.Hansenii)_{\text{чнт}}$: от 0,218 до 0,598, $K_{\text{дет.}} = 0,008$; $D(\text{ГВ-Pb(II)}-D.Hansenii)_{\text{спт}}$ = от 0,308 до 0,912, $K_{\text{дет.}} = 0,012$. При минимальном значении коэффициента детоксикации происходит связывание иона Pb(II) с гуминовыми веществами только в растворе за счет образования комплексов Pb(II) – ГВ. При максимальном значении кроме образования гуматов свинца в растворе, происходит связывание ионов Pb(II) с гуминовыми веществами, адсорбированными на поверхности клеток дрожжей [3].

Литература

1. Harvey G. R., Boran D. A., Tokar J. M. The structure of marine fulvic and humic acids. // Mar. Chem. 1983. V. 12. P. 119–132.
2. Stevenson F. J. Geochemistry of Soil Humic Substances. In: Humic substances in soil, sediment and water. (Ed. by G. R. Aiken, D. M. McKnight, R. L. Wershaw, P. MacCarthy) // N.Y.: John Wiley & Sons. 1985. P.13-52.
3. Жилин Д. М. Исследование реакционной способности и детоксицирующих свойств гумусовых кислот по отношению к соединениям ртути (II) // Дис. ... канд. хим. наук. М., 1997.
4. Орлов Д. С. Гуминовые вещества в биосфере // Статьи Соровского Образовательного журнала в текстовом формате. Химия. МГУ им. М. В. Ломоносова, 1997.
5. Семенов А. А. Влияние гуминовых кислот на устойчивость растений и микроорганизмов к воздействию тяжелых металлов // Дис. ... канд. хим. наук. М., 2009.

ВЫБОР БИОЛОГИЧЕСКИХ ПОГЛОТИТЕЛЕЙ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В МОДЕЛЬНЫХ ВОДНЫХ РАСТВОРАХ

Е. А. Петракова, Л. Н. Анищенко

Брянский государственный университет им. академика И. Г. Петровского,
eco_egf@mail.ru

Макрофиты интенсивно поглощают биогенные элементы, минеральные и органические вещества, накапливают ионы тяжелых металлов и радионуклиды, выступают в роли минерализаторов и детоксикантов, а также биофильтров пестицидов и нефтепродуктов (Папченков, 2001). В связи с чем, водные экосистемы с широко развитым поясом растительности являются наиболее устойчивыми к антропогенному эвтрофированию и загрязнению, а отдельные виды макрофитов являются своеобразными индикаторами в процессе биомониторинга. Накопительные и поглотительные возможности водных растений открывают перспективные направления организации фиторемедиационных проектов (Анищенко, Буховец, 2009). Цель работы – подобрать виды макрофитов из различных экологических групп для биоремедиационных мероприятий на водных объектах.

Для определения оптимальных сорбентов тяжелых металлов среди водных макрофитов в региональном аспекте проведены камеральные исследования поглотительной и биоиндикационной способности следующих водных растений (макрофитов): *Lemna minor* L., *Lemna trisulca* L., *Hydrocharis morsus-ranae* L., *Utricularia vulgaris* L., *Ceratophyllum demersum* L., *Leptodictyum riparium* L., *Elodea canadensis* L., *Batrachium circinatum* (Sibth) Spach. Образцы широко распространенных видов водных макрофитов собирались в течение 2006–2015 гг. в солнечную, сухую погоду в водных объектах в черте г. Брянска (р. Десна и старицы, оз. Керамзитное) и фоновых условиях Неруссо-Деснянского Полесья (р. Нерусса).

Для всестороннего анализа способности видов к бионакоплению элементов группы тяжелых металлов (ТМ) эксперимент проводили в несколько этапов. На первом этапе произведен анализ степени валового накопления химических элементов видами водных макрофитов, которые относятся к разным экологическим группам (погруженные, плейстофиты, прикрепленные с плавающими листьями). Наименьшее валовое содержание в биомассе металлов зарегистрировано у *Spirodelapolyrhiza* в сообществах с *Lemnaminor* и *Hydrocharis morsus-ranae*, т. е. у плавающих гидрофитов (плейстофитов). Максимальная концентрация свинца, никеля, кобальта, хрома, марганца наблюдалась у погруженных гидрофитов – *Ceratophyllum demersum*, *Utricularia vulgaris*. На втором этапе исследовалась остаточная концентрация ТМ в образцах макрофитов после их экспозиции в рабочие растворы катионов Co^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Ni^{2+} , Zn^{2+} с заданной концентрацией (табл. 1) в пределах от 0,1 до 4 мг/л методом атомно-абсорбционной спектроскопии и спектрофотометрии (Марченко, Бальцежак, 2007).

Таблица 1

Макрофиты с максимальной поглотительной способностью отдельных катионов металлов

Ионы ТМ	Макрофит с лучшей сорбцией ТМ	Начальная концентрация ТМ (мг/л)	Остаточная концентрация ТМ на 6-ые сутки (мг/л)
Cu^{2+}	<i>Elodea canadensis</i>	3,23	0,0011
	<i>Lemna trisulca</i>	3,23	0,0010
Zn^{2+}	<i>Ceratophyllum demersum</i>	2,05	0,0510
Co^{2+}	<i>Ceratophyllum demersum</i>	1,98	0,0066
	<i>Batrachium circinatum</i>	1,98	0,0001
Pb^{2+}	<i>Elodea canadensis</i>	3,85	0,0090
	<i>Batrachium circinatum</i>	3,85	0,0100
Ni^{2+}	<i>Ceratophyllum demersum</i>	4,097	0,3601
	<i>Lemna minor</i>	4,097	0,3040

Вид элодеи канадской показал лучшую поглотительную способность в отношении ионов меди и свинца, в случае с ионами кобальта на третьи сутки не зафиксирована остаточная концентрация, однако на шестые сутки растение десорбировало катионы обратно в раствор. Роголистник погруженный – лидер в поглощении цинка, кобальта и никеля. Шелковник показал высокую сорбционную способность в отношении свинца и кобальта, однако у этого макрофита от-

мечена сильная десорбция на девятые сутки катионов в раствор, ряска трехдольная преимущественно биопоглотитель меди, ряска малая – никеля.

На третьем этапе проверялась сорбционная способность двух и трех видовых комплексов макрофитов. При этом комбинировались макрофиты с различной поглотительной способностью. Растения предварительно взвешивали, добиваясь соответствия по массе всех биологических моделей. Камеральные исследования поглотительной способности водных макрофитов различных экологических групп в двувидах и трех видовых аккумулятивных комплексах показали следующее (табл. 2).

Таблица 2

**Изменение концентрации ионов тяжелых металлов в растворах
в присутствии макрофитов**

Видовой состав погло- тельных комплексов	Концентрация ни- келя (мг/л)		Концентрация свинца (мг/л)		Концентрация ко- бальта (мг/л)	
	1 сутки	12 суток	1 сутки	12 суток	1 сутки	12 суток
<i>Ceratophyllum demersum</i>	4,097	0,360	3,85	0,021	1,9765	0,0025
<i>Lemna</i>	4,097	0,453	3,85	0,032	1,9765	0,0120
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	4,097	–	3,85	*0,000	1,9765	0,0144
<i>Ceratophyllum demersum</i> и <i>Lemna minor</i>	4,097	0,318	3,85	0,043	–	–
<i>Ceratophyllum demersum</i> и <i>Lemna trisulca</i>	4,097	*0,333	3,85	0,007	1,9765	*0,0044
<i>Ceratophyllum demersum</i> и <i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	4,097	0,418	-	-	1,9765	0,0130
<i>Ceratophyllum demersum</i> и <i>Hydrocharis morsus-ranae</i> и <i>Lemna minor</i>	–	–	3,85	*0,004		–

Примечание. * Выделены минимальные показатели остаточной концентрации ТМ в растворах с фитокомплексами.

Таким образом, в случае многокомпонентных комплексов остаточная концентрация металла схожа по значению с таковой в однокомпонентном комплексе роголистника – одного из лидеров по сорбционной способности в отношении тяжелых металлов. Этот факт имеет важное значение, так как комплекс макрофитов, состоящий из разных видов растений, но с обязательным присутствием погруженных видов, будет обладать схожей или более высокой сорбционной активностью, как и такой же по массе комплекс из только одного вида погруженного макрофита.

В ряде работ было показано, что накопление металлов происходит в их взаимосвязи (Никаноров, 1991). В данный момент рассматривается отношение макрофитов к двойным комплексам металлов, чтобы проанализировать поглотительную способность растений в присутствии различных ионов тяжелых металлов.

Литература

Анищенко Л. Н., Буховец Т. Н. Флора и растительность настоящих водных макрофитов водоемов и водотоков Юго-Западного Нечерноземья России. Брянск: Изд-во «Курсив», 2009. 202 с.

Линник П. Н., Набиванец Б. И. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах. Л.: Гидрометеиздат, 1986. 270 с.

Марченко З., Бальцежак М. Методы спектрофотометрии в УФ и видимой областях в неорганическом анализе М.: Бином. Лаборатория знаний, 2007. 712 с.

Никаноров А. М., Жулидов А. В. Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах. Л.: Гидрометеиздат, 1991. 312 с.

Папченков В.Г. Растительный покров водоемов и водотоков Среднего Поволжья. Ярославль: ЦМП МУБиНТ, 2001. 200 с.

О ДОПУСТИМЫХ КОНЦЕНТРАЦИЯХ ТОКСИЧНЫХ МЕТАЛЛОВ

Ю. П. Хранилов

*Вятский государственный университет,
khran-yurij@yandex.ru*

Существуют нормативы предельной допустимой концентрации (ПДК) токсичных металлов (ТМ) в питьевой воде (табл. 1) и в рыбохозяйственных водоёмах (табл. 2). В России первые нормативы установлены СанПиН 2.1.4.1074-01 (Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы «Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества»), вторые нормативы – приказом № 20 Федерального агентства по рыболовству от 18.01.2010. Кроме того, существуют устанавливаемые на региональном уровне нормативы допустимых концентраций (ДК) для сброса в горколлектор хозяйственно-бытовых сточных вод (табл. 2).

Таблица 1

ПДК в питьевой воде (мг/л)

Металл	ЕС ¹	США ¹	ВОЗ ¹	Россия ³
Al	0,2	0,2	0,2	0,5
Cd	-	-	-	0,001
Cu	0,2 нед ²	1,3	2	1
Ni	0,02 нед ²	-	0,02	0,1
Cr	0,05	0,1	0,05	0,05 Cr (VI)
Zn	5	5	3	5

Примечания: ¹ Данные взяты из книги М. Ахманова. Вода, которую мы пьём. М.: Эксмо, 2006. ² В данных ЕС сокращением «нед.» («неделя») помечена средняя недельная доза вещества, которая с гарантией не наносит вреда человеческому организму. ³ СанПиН 2.1.4.1074-01».

Таблица 2

Значения ПДК рыбохозяйственных водоёмов и ДК для сброса в горколлектор в г. Кирове (мг/л)

Металл	ПДК _{р/х} ¹	ДК ³	ДК / ПДК _{р/х}	ПДК _{пв} / ПДК _{р/х}	В р. Вятка ²
Al	0,04	0,2	5	12,5	0,032
Cd	0,005	0,001	0,2	0,2	0,0002
Cr ³⁺	0,07	0,45	6,4		н/о
Cr (VI)	0,02	0,05	2,5	2,5	н/о

Металл	ПДК _{р/х} ¹	ДК ³	ДК / ПДК _{р/х}	ПДК _{пв} / ПДК _{р/х}	В р. Вятка ²
Cu	0,001	0,007	7	1000	0,0034
Ni	0,01	0,06	6	10	0,0031
Zn	0,01	0,02	2	500	0,01

Примечания: ¹ ПДК для рыбохозяйственных водоёмов утверждены приказом по Росрыболовству от 18.01.2010. ² Содержание перед водозабором питьевой воды в Корчёмкино. ³ Утверждены Постановлением Администрации г. Кирова № 2787-П от 06.08.2015.

Нетрудно видеть, что нормативы по питьевой воде по порядку величины соответствуют нормативам США и ЕС и рекомендациям Всемирной организации здравоохранения (ВОЗ). Также видно, что концентрация ТМ в р. Вятка перед водозабором питьевой воды существенно ниже значений ПДК по СанПиН. Если по ПДК в питьевой воде имеются научно обоснованные рекомендации ВОЗ, то значения ПДК в рыбохозяйственных водоёмах установлены волевым порядком, и их научное обоснование неизвестно. Например, почему ПДК р/х для исключительно токсичного кадмия превышает ПДК в питьевой воде в 5 раз? И, напротив, нормативы по меди и цинку в рыбохозяйственных водоёмах ужесточены по сравнению с питьевой водой соответственно в 1000 и в 500 раз. А вот по хрому ПДК почти совпадают. Налицо полнейший произвол и отсутствие элементарной логики. К сожалению, мне не удалось получить информацию о нормативах ПДК рыбохозяйственных водоёмов в странах ЕС и США.

Что касается значений ДК для сброса в горколлектор, то они (за исключением ДК для кадмия) ориентированы на значения ПДК в рыбохозяйственных водоёмах и превышают последние в 2–7 раз (с учётом того, что очищенные сбросы предприятий затем разбавляются хозяйственно-бытовыми сточными водами, поступающими с жилых домов, учреждений и т.п.). В случае кадмия значение ДК ориентировано на наиболее жёсткий показатель (ПДК в питьевой воде).

По мнению автора, необходимо на экспертном уровне добиваться приведения в соответствие нормативов по питьевой воде и в воде рыбохозяйственных водоёмов, а именно: снизить значение ПДК для кадмия в рыбохозяйственных водоёмах до 0,001 мг/л и увеличить ПДК для меди ориентировочно до 0,05 мг/л и для цинка ориентировочно до 0,1 мг/л.

БИОКОНЦЕНТРАЦИЯ ТОКСИЧНЫХ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ АГАРИКОИДНЫМИ ГРИБАМИ

М. И. Андреева¹, А. И. Иванов², А. Г. Горохова¹, К. А. Дурягина¹

¹ Филиал ФБУ БХУХО (Воинская часть 21222),

² Пензенская государственная сельскохозяйственная академия,
margo0185@gmail.com, rcgkim@mail.ru,
gor_anna78@mail.ru, k.duryagina@mail.ru

Одной из важнейших биологических особенностей шляпочных грибов является их способность накапливать в плодовых телах различные химические элементы. Исследования в этом направлении имеют большое значение с точки зрения гигиены питания и для оценки качества дикорастущего грибного сырья. В последние десять лет в лесных экосистемах Пензенской области, не подверженных сильному техногенному загрязнению, авторами была проведена большая работа в плане изучения закономерностей этого процесса. Ее отдельные этапы были отражены в серии публикаций и диссертационных работ.

Измерения концентраций металлов в плодовых телах грибов и субстратах, на которых они развивались, осуществлялись на атомно-адсорбционном спектрометре МГА 915 МД и рентгенофлуоресцентным методом на приборе Спектроскан Макс-GF1E.

Среди тяжелых металлов особой токсичностью отличается кадмий, который относится к числу наиболее опасных для здоровья человека химических элементов. Он принадлежит к числу приоритетных загрязняющих веществ и в соответствии с ГОСТ 17.4.1.02-83 относится к первому классу опасности. Из 35 видов агарикомицетов, изученных нами, большинству не свойственна биоконцентрация этого элемента на незагрязненных почвах. Коэффициент накопления (КН) – отношение содержания элемента в плодовом теле к его содержанию в питающем субстрате у них меньше единицы. Исключение составляют один вид – *мухомор красный*. Для него этот показатель составил – 8,181. Средний показатель содержания кадмия в плодовых телах шляпочных грибов составляет – 0,067 мг/кг. Однако для ряда видов, в частности *белого гриба* (0,083 мг/кг), *рыжика соснового* (0,082 мг/кг) и *зонтика пестрого* (0,090 мг/кг) он превышает среднюю величину и приближается к ПДК, которая составляет для съедобных грибов 0,1 мг/кг. В связи с высокой подвижностью соединений кадмия, загрязнение им почвенного покрова, оказывает влияние на его содержание в грибах. На загрязненных почвах с содержанием кадмия 4,5–7,5 мг/кг концентрация этого элемента в плодовых телах грибов возрастает в соответствии со свойственными им коэффициентами накопления и может достигать величин, превышающих ПДК. Подобные места могут встречаться в условиях золоотвалов, в окрестностях предприятий цветной металлургии и мест сжигания мусора. Таким образом, загрязнение почвы оказывает существенное влияние на накопление кадмия в биологических объектах.

Свинец также относится к числу элементов с высокой токсичностью. Склонность к его аккумуляции, то есть КН выше единицы, имеют *шампиньоны*,

поддубники, рядовки серая и фиолетовая, дождевик шиловатый. В условиях загрязнения, в частности в придорожных лесополосах, содержание свинца в плодовых телах грибов может повышаться. Однако достоверное увеличение концентрации этого элемента было установлено лишь для четырех из двенадцати изученных видов. Это для *шампиньона двукольцового, рядовки серой и дождевика шиловатого*, то есть три вида из пяти указанных выше в качестве концентраторов свинца. У остальных изученных нами видов, в частности, у *груздя осинового* и *подберезовика* и др. в условиях придорожных лесополос содержание свинца оставалось на уровне средних показателей. Это связано с малой подвижностью соединений рассматриваемого элемента.

Среднее содержание никеля в агарикомицетах составляет 2,95 мг/кг. Тенденция к его накоплению проявляется у трех видов, в плодовых телах которых содержание этого металла превышает средний показатель в 1,5–2,5 раза. Для *паутинника триумфального* содержание никеля в плодовых телах составляет – 7,24 мг/кг, для *зонтика пестрого* – 4,55 мг/кг, для *подгруздка белого* – 4,16 мг/кг.

Как показывает анализ архивных данных производственных лабораторий, в дикорастущем грибном сырье нередко наблюдаются превышения ПДК по содержанию токсичных элементов. Чаще всего подобные превышения наблюдаются по кадмию. Это связано с тем, что фоновые концентрации этого элемента в таких ценных съедобных грибах как *опенок осенний, белый гриб и рыжик сосновый* близки к значению ПДК. Это дает основание считать существующий норматив недостаточно объективным. Металлы в грибных клетках находятся в основном в связанном состоянии, как в тканях моллюсков и ракообразных, а не как в овощах и фруктах. Поэтому и значения ПДК для грибов должны быть ближе к таковым в морепродуктах, то есть 2,0 мг/кг, а не 0,1 мг/кг, соответственно. Это относится не только к ПДК по кадмию, но и по другим токсичным элементам.

Литература

Иванов А. И., Горохова А. Г., Андреева М. И. Мониторинг содержания кадмия в лесных экосистемах приволжской возвышенности // XXI век: итоги прошлого и проблемы настоящего плюс: Периодическое научное издание. Пенза: Изд-во Пенз. гос. технол. ун-т, 2015. № 05 (27). 15 с.

Горохова А. Г., Иванов А. И., Костычев А. А. Свинец, цинк, медь и никель в серых лесных почвах Пензенской области // Нива Поволжья. 2013. № 2 (27). С. 28–35.

Горохова А. Г., Иванов А. И., Костычев А. А. Содержание мышьяка в природных средах на водосборной площади Пензенского водохранилища // XXI век: итоги прошлого и проблемы настоящего плюс. 2013. № 09 (13). Т. 1. С. 19–25.

Горохова А. Г., Иванов А. И., Скобанева О. В. Биоиндикация почв, загрязненных мышьяком и тяжелыми металлами // XXI век: итоги прошлого и проблемы настоящего плюс. 2013. № 09 (13). Т. 1. С. 39–47.

Горохова А. Г. Распределение тяжелых металлов (Cu, Zn, Ni, Pb) и мышьяка (As) в природных средах и биологических объектах правобережной части водосборной площади Пензенского водохранилища: Дис. ... канд. биол. наук. Пенза, 2013.

Иванов А. И., Чистякова А. А., Новикова Л. А. Особо охраняемые природные территории Пензенской области. Пенза: типография Тугушева С. Ю., 2008. 32 с.

МЕХАНИЗМЫ ТОКСИЧЕСКОГО ДЕЙСТВИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ

С. Г. Скугорева^{1,2}, Т. Я. Ашихмина^{1,2}

¹ Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,

² Вятский государственный гуманитарный университет,

skugoreva@mail.ru

К тяжелым металлам (ТМ) относятся все элементы с относительной атомной массой более 50 (Ильин, 1991), это более 40 химических элементов периодической системы элементов: Pb, Zn, Cd, Hg, Cu, Mo, Mn, Ni, Co и др. Многие из них представляют значительную опасность для человека и других живых организмов, так как обладают высокой токсичностью и степенью биоаккумуляции.

Один из важнейших механизмов токсического действия тяжелых металлов (ТМ) на организм определяется их *способностью связывать функциональные группы биологически важных веществ организма*. Катионы ТМ могут образовывать координационно-ковалентные связи с аминокислотами (АК), белками, ферментами, ДНК, РНК, липопротеидами (веществами мембран клеток), гормонами и др. (лиганды), связывая кислород-, азот- и серосодержащие группы (Бингам, 1993).

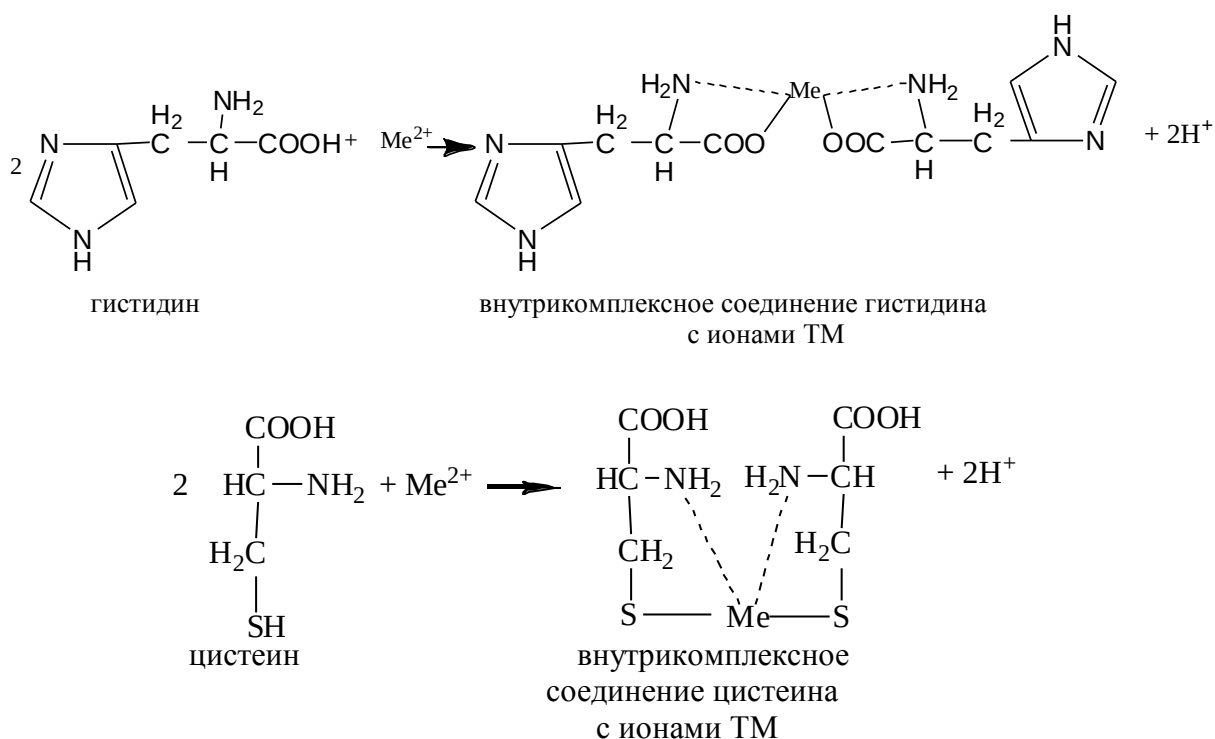
Согласно теории мягких и жестких кислот-оснований Г. Н. Льюиса, все ионы ТМ являются кислотами (акцепторами пары электронов), их можно разделить на три группы:

- мягкие (Ag^+ , Cd^{2+} , CH_3Hg^+ , Hg^{2+} , Tl^+);
- промежуточные (Co^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} , Ni^{2+});
- жесткие кислоты (Co^{3+} , Cr^{3+} , Sr^{2+}).

Мягкие кислоты реагируют с мягкими основаниями (S), промежуточные – с промежуточными (ароматический N в гистидинах), жесткие – с жесткими (O, алифатический N). Таким образом, существует определенное сродство ионов ТМ к серо-, азот- и кислородсодержащим функциональным группам биомолекул. Данный принцип известен в химии как принцип жестких и мягких кислот и оснований, он сформулирован в 1963 г. Р. Пирсоном (Пирсон, 1971).

При оценке токсичности иона металла важным является показатель устойчивости его связи с лигандом. По величине устойчивости связи ионов ТМ с серосодержащими лигандами получен такой ряд: $\text{Hg}^{2+} > \text{CH}_3\text{Hg}^+ > \text{Pb}^{2+} > \text{Cd}^{2+}$ (Общая ..., 2002).

Катионы металлов, являющиеся комплексообразователями, с АК образуют внутриклеточные соединения (хелаты). Из АК большой способностью связывать ионы металлов обладают гистидин, содержащий в молекуле имидазольное кольцо, и цистеин, в молекуле которого имеется сульфгидрильная группа:

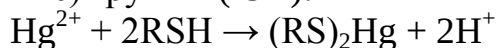


В большинстве случаев в основе токсического действия ТМ лежит блокирование функционально активных групп белков-ферментов и структурных белков. Наибольшее значение имеет блокирование сульфгидрильных (тиоловых) групп (-SH), обеспечивающих биологическую активность более 50% белков-ферментов; блокируются также аминные (-NH₂), карбоксильные (-COOH) и другие группы.

Взаимодействие токсиканта с молекулярными мишенями происходит по лиганд-рецепторному механизму (Токсикологическая химия, 2005). Впервые термин «рецептор» ввел Пауль Эрлих (1900) в работах по иммунохимии.

Рецептор токсичности – химически активная группировка, в норме участвующая в метаболизме клетки, к которой способна присоединиться молекула ксенобиотика.

Например, химическими рецепторами для соединений ртути (II) служат тиоловые (сульфгидрильные) группы (-SH):



Без высокой химической специфичности в системе токсикант–рецептор трудно представить себе подобные реакции. Действительно, размер иона Hg²⁺ порядка 100 пкм, а размер (длина) клетки в 10⁶ раз больше (100 мкм). Без специфичности взаимодействия ион Hg²⁺ был бы не способен отыскать нужный рецептор.

На рис. показаны различные механизмы взаимодействия соединений металлов с клеткой на примере ртути (II).

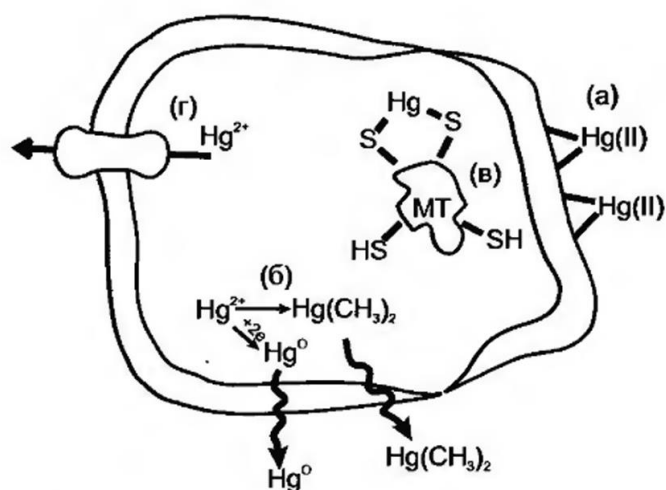


Рис. Механизмы взаимодействия соединений металлов с клеткой:
а – связывание с мембраной; б – восстановление и/или метилирование с образованием летучих соединений; в – комплексообразование с металлотионеином (MT); г – выведение ионов через ионные каналы

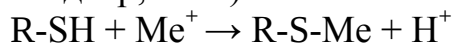
Весьма прочный комплекс с тиогруппой, характеризуемый величиной $pK = 15,7$, образует катион метилртути CH_3Hg^+ . В настоящее время установлено, что ионы ртути именно по этому механизму ингибируют более 100 различных ферментов. Из-за такого действия ионы свинца, ртути и кадмия относят к категории тиоловых ядов (Исидоров, 1999).

Все тиоловые яды объединяет избирательная способность вступать в химическое взаимодействие с сульфгидрильными, или тиоловыми, группами различных макромолекул организма, в первую очередь, ферментных и других белковых структур, а также некоторых аминокислот.

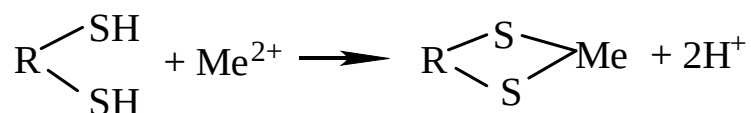
К числу ферментов, содержащих сульфгидрильные группы, относятся: гидролазы (амилаза, липаза, холинэстераза, уреаза и др.), оксидоредуктазы (алкогольдегидрогеназа, аминоксидазы, дегидрогеназы яблочной, янтарной, олеиновой кислот и др.), фосфатазы (аденозинтрифосфатаза, миокиназа, креатинфосфокиназа, гексокиназа и др.), ферменты антирадикальной защиты клетки (глутатионпероксидаза, глутатионредуктаза, глутатион-5-трансфераза, каталаза).

Рибосомы клеток млекопитающих содержат около 120 сульфгидрильных групп, причем примерно половина из них имеет функциональное значение для осуществления белкового синтеза. Гормоны полипептидной структуры, такие как инсулин и глюкагон, также содержат сульфгидрильные группы в молекулах.

Прежде всего, надо отметить, что в результате реакции ионов металлов с SH-группами образуются слабодиссоциирующие и, как правило, нерастворимые соединения – меркаптиды. При этом одновалентные металлы реагируют по такой общей схеме (Оксенгендлер, 1982):



Если металлический ион двухвалентный, то он блокирует одновременно две SH-группы:



Образование комплекса токсиканта с SH-группами биомолекул сопровождается их повреждением, нарушением функции, что и инициирует развитие токсического процесса (Петров, Ревяко, 2002).

Другим механизмом токсического действия ионов ТМ заключается в *вытеснении эссенциальных (необходимых для жизнедеятельности организма) металлов из металлосодержащих комплексов* (Исидоров, 1999). Это можно записать в виде схемы реакции (Ершов, Плетнева, 1989):



где M_6L – комплекс иона биогенного металла M_6 (Fe, Zn, Cu, Co) с биоорганическим лигандом L (например, порфирином); M_T – ион ТМ.

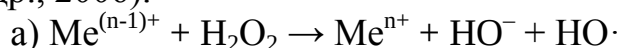
Если устойчивость комплекса $\text{M}_\text{T}\text{L}$ больше, чем устойчивость M_6L , происходит смещение равновесия вправо, и в организме накапливаются соединения $\text{M}_\text{T}\text{L}$, что приводит к нарушению нормальной работы организма.

Например, близость атомных радиусов Pb^{2+} и Ca^{2+} позволяет иону свинца заменять последний в важнейших регуляторных процессах, обуславливая аккумуляцию и депонирование ТМ, в частности свинца, в костях и его перманентное поступление в кровь (Тарасов, Смирнова, 2006).

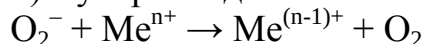
Учение о стрессе – одна из теорий, позволяющая объяснить токсическое влияние избыточных концентраций ТМ на организм. В условиях стресса *повышается концентрация активированных форм кислорода (АФК)*. К АФК относятся свободно-радикальные частицы ($\cdot\text{O}_2^-$, $\text{OH}\cdot$, $\text{RO}_2\cdot$) и нейтральные молекулы (H_2O_2 , O_3).

Доказано, что активная генерация АФК наблюдается при действии ионов железа, меди, цинка, никеля, алюминия, кадмия, свинца и др. В результате повышенной генерации АФК в клетках может произойти окисление липидов, углеводов, белков, повреждение ДНК и РНК, дезорганизация цитоскелета.

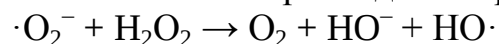
Такие металлы, как Cu, Fe, Mn, Co, обладающие переменной валентностью, могут непосредственно участвовать в создании высокотоксичных гидроксильных радикалов в реакциях Фентона (а) и Габера-Вейса (а, б, в) (Меньщикова и др., 2006).



б) Супероксид-ион обеспечивает восстановление металла:



в) Суммарная реакция (цикл Габера-Вейса) – это катализируемое металлом восстановление пероксидов посредством супероксида:



Рассмотренные механизмы токсичности ТМ не взаимоисключают друг друга и могут проявляться одновременно.

Таким образом, к важнейшим механизмам токсического действия ТМ относятся: блокирование сульфгидрильных и других функциональных групп в белковых молекулах, вытеснение эссенциальных металлов из металлосодержащих комплексов, генерация активных форм кислорода.

Литература

- Бингам Ф. Т. Некоторые вопросы токсичности ионов металлов / Под ред. Х. Зингеля, А. Зингель. М.: Мир, 1993. 368 с.
- Ершов Ю. А., Плетнева Т. В. Механизмы токсического действия неорганических соединений. М.: Медицина, 1989. 272 с.
- Ильин В. Б. Тяжелые металлы в системе почва-растение. Новосибирск: Наука, 1991. 151 с.
- Исидоров В. А. Введение в химическую экотоксикологию: Учеб. пособие. СПб: Химиздат, 1999. 144 с.
- Меньщикова Е. Б., Ланкин В. З., Зенков Н. К., Бондарь И. А., Круговых И. А., Труфякин В. А. Окислительный стресс Проксиданты и антиоксиданты. М.: «Слово», 2006. 556 с.
- Оксенгендлер Г. И. Яды и противоядия. М.: Наука, 1982. 192 с.
- Общая токсикология / Под ред. Б. А. Курляндского и В. А. Филова. М.: Медицина, 2002. 608 с.
- Петров В. И., Ревяко Т. И. Наркотики и яды: Психоделики и токсические вещества, ядовитые животные и растения. Минск: Литература, 1996. 592 с.
- Пирсон Р. Дж. Жесткие и мягкие кислоты и основания // Успехи химии. 1971. Т. 40. Вып. 7. С. 1259–1282.
- Тарасов А. В., Смирнова Т. В. Основы токсикологии: Учебное пособие. М.: Маршрут, 2006. 160 с.
- Токсикологическая химия: Учебник для вузов / Под ред. Т. В. Плетеневой. М.: ГЭОТАР-Медиа, 2005. 512 с.

О СОДЕРЖАНИИ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ПРИРОДНЫХ ВОДАХ (НА ПРИМЕРЕ СВИНЦА И КАДМИЯ)

Л. К. Мустафина, Р. Ч. Юранец-Лужаева, О. А. Богданова, О. Ю. Тарасов
*Институт проблем экологии и недропользования АН РТ,
lyuciya-mustafina@yandex.ru*

К наиболее токсичным загрязняющим веществам природных вод относятся так называемые тяжелые металлы (ТМ), однако известно, что различные миграционные формы одного и того же элемента сильно отличаются по степени воздействия на живые организмы. Для адекватной интерпретации уровня загрязнения поверхностных вод, происходящих под влиянием естественных и антропогенных факторов, необходимы знания о конкретных формах существования металлов в воде. В Российской Федерации нормирование содержания ТМ в поверхностных водах проводится, как правило, по растворимым формам, поэтому в рамках экоаналитического контроля и мониторинга поверхностных и сточных вод именно растворимые формы металлов определяются в ходе большинства общепринятых методик инструментального и химического анализа. В связи с этим представляется важным изучение качественных и количественных характеристик ионных равновесий с участием ионов ТМ в природных водах (Девятов и др., 2009). При поступлении ТМ в водный объект, например, со сточными водами, происходит перераспределение их форм существования за счет реакций гидролиза, окисления-восстановления, комплексообразования с участием органического вещества поверхностных вод, процессов осаждения малорастворимых соединений, сорбции на взвешенных веществах. В результате

этих физико-химических процессов концентрации растворимых соединений металлов в природных водах могут значительно снижаться по сравнению с начальными условиями поступления, тем самым уменьшается их токсический эффект и величина отрицательного воздействия на биоценозы (Майстренко и др., 1996).

Ранее нами (Девятов, 2008) проведено математическое моделирование (по литературным данным) гидролитических равновесий и реакций комплексообразования ряда ТМ в водных растворах при заданных условиях: кислотность среды (рН) рассматривали в типичном диапазоне поверхностных вод 6,0-9,0; концентрации анионов были установлены как средние, характерные для поверхностных вод (умеренно минерализованные, слабо минерализованные) различных водных объектов на территории РТ; расчетные концентрации ионов металлов варьировали в широких пределах 1 ПДК, 10 ПДК, 100 ПДК, моделируя как природные содержания в поверхностных водах, так и возможные залповые (аварийные) сбросы сточных вод в водные объекты.

Проведенные исследования с использованием литературных данных по константам равновесий и величинам произведений растворимости показывают, что для ионов свинца и кадмия, в силу их гидролитических свойств, трудно ожидать высоких концентраций растворимых форм в природных водах, даже не учитывая реакций комплексообразования с органическими веществами, приводящих к связыванию и осаждению ионов металлов (рис.1 и 2). С учетом кислотности (рН) и концентраций ионов металлов и основных анионов, характерных для поверхностных вод можно предположить, что основная масса свинца и кадмия будет находиться в связанном состоянии в виде нерастворимых карбонатов, фосфатов и гидроксидов (Линник, Набиванец, 1986, Мур, Рамамурти, 1987). Действительно, наши многолетние наблюдения на водных объектах Республики Татарстан показывают, что растворимые формы этих металлов присутствуют на уровне мкг и ниже минимально определяемых концентраций используемых стандартных методик.

Результаты многочисленных исследований показывают, что содержащиеся в природных водах свинец и кадмий легко образуют комплексные соединения с большинством серо-, фосфор-, кислород- и азотсодержащих лигандов; это в конечном счете приводит к их аккумуляции в живых и неживых органических компонентах водных экосистем. Довольно прочно ионы Pb^{2+} и Cd^{2+} связываются с гуминовыми и фульвокислотами. Гидролиз свинца и кадмия изучены подробно, установлено, что Pb^{2+} помимо мономерных гидроксидов может образовывать многоядерные частицы. Для простых гидроксокомплексов свинца можно принять следующие константы гидролиза: $pK_{1г} = 7,5$, $pK_{2г} = 10,0$, $pK_{3г} = 11,5$. рН полного осаждения гидроксида свинца $Pb(OH)_2$ 9-10 ед.рН (Назаренко и др., 1979). В результате гидролиза фосфатов и сульфидов свинца при $pH > 6$ образуется $Pb(OH)^+$, а при $pH > 10$ – нерастворимый $Pb(OH)_2$. Хотя Pb^{2+} и $Pb(OH)^+$ присутствуют в воде при $pH=6$ в равных концентрациях, при $pH=8$ доминирует $Pb(OH)^+$, который по своим сорбционным способностям заметно отличается от Pb^{2+} (Мур, Рамамурти, 1987; Назаренко и др., 1979).

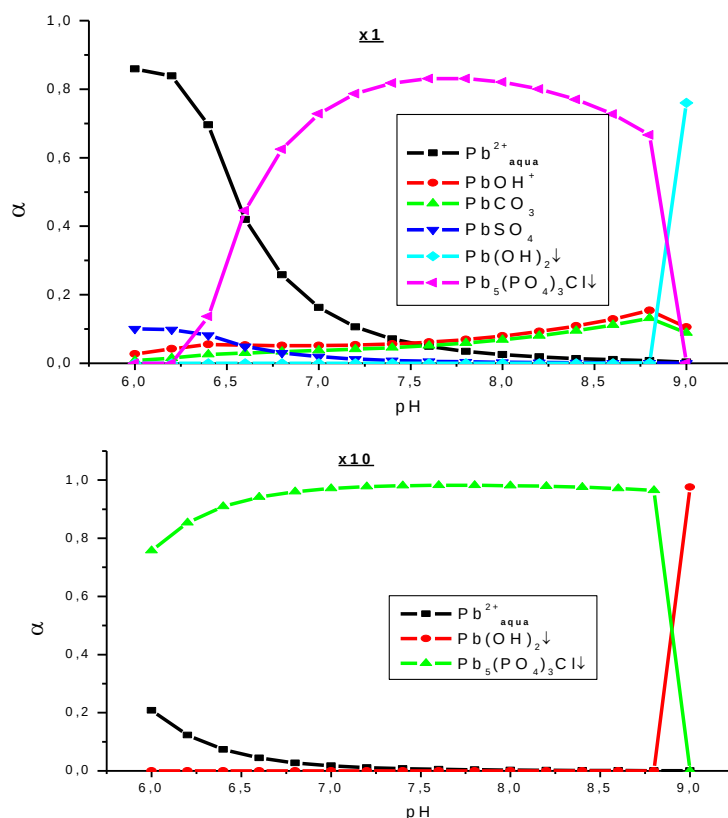


Рис. 1. Распределение форм свинца (2+) от рН при заданных концентрациях 1, 10 ПДК

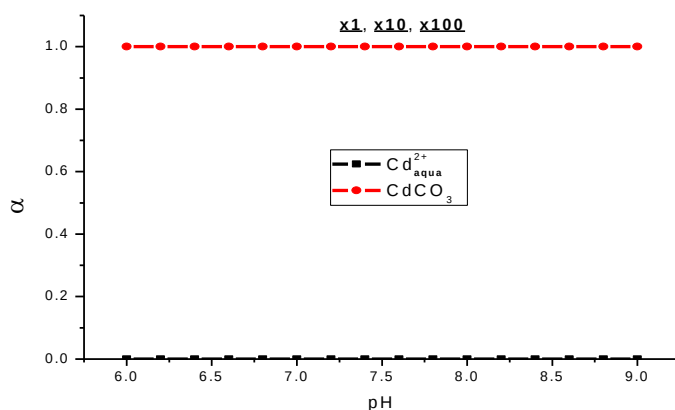


Рис. 2. Распределение комплексов кадмия (2+) от рН при заданных концентрациях 1, 10, 100 ПДК

Для кадмия прочность гидросокомплексов характеризуется следующими значениями констант гидролиза: $pK_{1r} = 7,9$, $pK_{2r} = 10,6$, $pK_{3r} = 14,3$ (Назаренко и др., 1979). Для него также характерны малорастворимые карбонатные соединения и высокая склонность к образованию комплексов с органическим веществом природных вод (Линник, Набиванец, 1986, Мур, Рамамурти, 1987).

Моделирование (Morozova, 2011) залповых сбросов в водоем высоких концентраций свинца и кадмия показало, что, содержание растворимых форм металлов резко снижается в первые дни эксперимента и практически не обнаруживается уже через две недели (рис. 3, 4). Наличие высшей водной расти-

тельности в модельных микрокосмах повышает скорость детоксикации воды, однако мы предполагаем, что роль биотических слагаемых процесса невелика, и уменьшение концентраций, в первую очередь, связано с химическими процессами: образованием нерастворимых комплексов (гидроксидов, карбонатов, фосфатов) этих металлов.

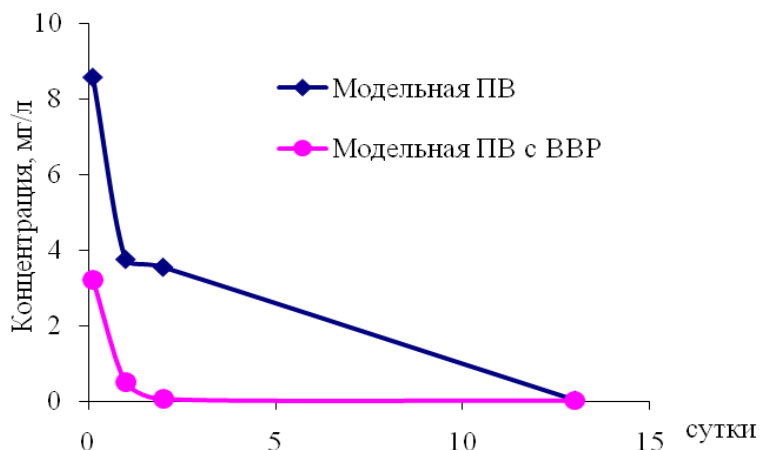


Рис. 3. Изменение концентрации свинца во времени (ПВ – поверхностная вода, ВВР – высшая водная растительность)

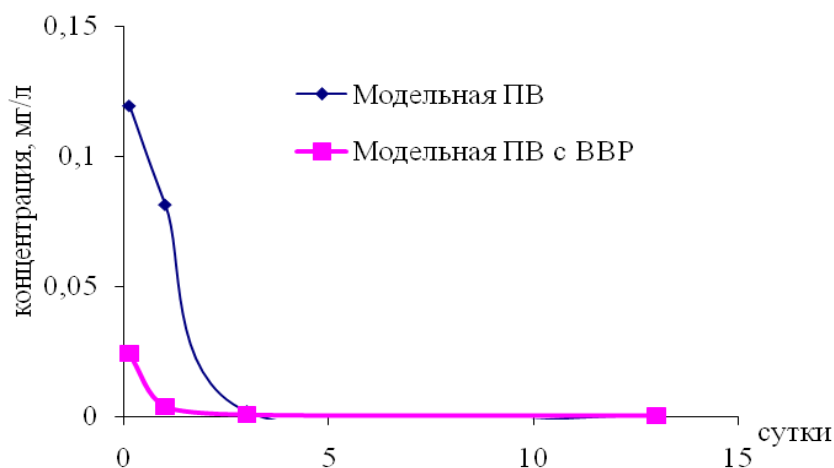


Рис. 4. Изменение концентрации кадмия во времени (ПВ –поверхностная вода, ВВР – высшая водная растительность)

Полученные результаты свидетельствуют, что гидролитические равновесия и реакции комплексообразования ТМ в природных водах необходимо учитывать, наряду с гидрологическими характеристиками и процессами, при исследованиях процессов смешения сточных и природных вод, расчетах предельно допустимых вредных воздействий на водные объекты, изучении процессов деградации и деструкции загрязняющих веществ в природных водах.

Литература

Девятков Ф. В., Сальников Ю. И., Тарасов О. Ю., Юранец-Лужаева Р. Ч. Равновесия с участием ионов тяжелых металлов в природных водах // Экоаналитика-2009. Тез. докл. VII Всерос. конф. по анализу объектов окружающей среды. Йошкар-Ола, 2009. С. 80.

- Майстренко В. Н., Хамитов Р. З., Будников Г. К. Эколого-аналитический мониторинг супертоксикантов. М.: Химия, 1996, 319 с.
- Назаренко В. А., Антонович В. П., Невская Е. М. Гидролиз ионов металлов в разбавленных растворах. М.: Атомиздат, 1979. 192 с.
- Линник П. Н., Набиванец Б. И. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах. Л.: Гидрометеиздат, 1986. 270 с.
- Мур Дж.В., Рамамурти С. Тяжелые металлы в природных водах: Контроль и оценка влияния: Пер. с англ. М.: Мир, 1987. 288 с.
- Morozova O. V., Ratushnyak A. A., Tarasov O. Y., Trushin M. V. Impact of Nitrates and Phosphates on Bacterial Communities in Model Hydroecosystems // World Applied Sciences Journal, 2011. V. 136. № 7. P. 1613–1619.

ИЗУЧЕНИЕ МИГРАЦИИ АЛЮМИНИЯ В РАСТИТЕЛЬНЫХ ОБЪЕКТАХ В СИСТЕМЕ ПОЧВА – РАСТЕНИЯ

Е. В. Чащина¹, Л. Л. Караваев¹, Т. Я. Ашихмина^{1,2}
¹ *Вятский государственный гуманитарный университет,*
² *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,*
ecolab2@gmail.com

Почвы, как депонирующая среда, являются суммарным показателем эколого-геохимических изменений, происходящих на изучаемой территории. За последние годы в научной литературе появилось достаточно большое количество работ, авторы которых активно занимаются изучением содержания металлов в почвах и растениях, в том числе и соединений алюминия.

По литературным данным, в нейтральных почвенных растворах содержание алюминия примерно 400 мкг/л, тогда, как в почвенном растворе с рН 4,4 содержание его составляет 5700 мкг/л (Кабата Пендиас, Пендиас, 1989). В атмосферном воздухе городов содержание алюминия достигает около 10 мкг/м³, в сельской местности – 0,5 мкг/м³ (Сирина, 2008). Токсичность алюминия часто обнаруживается у растений, растущих на кислых почвах. Подвижный алюминий в кислых почвах быстро поглощается растениями. Симптомы отравления алюминием у большинства растений сначала проявляются в корнях (Кабата Пендиас, Пендиас, 1989). В высших растениях содержание алюминия составляет около 200 мг/кг в золе растений его содержание довольно высокое и может составлять до 1,4 % (Орлов, 1985).

В данной работе представлены результаты модельного эксперимента по определению содержания алюминия, его токсичности в пробах дерново-подзолистых почв, отобранных с территории Кирово-Чепецкого района. Пробы почвы на данной территории отбирались с трёх участков.

В пробах почв определяли: содержание подвижного алюминия, кислотность, поглонительную способность, содержание алюминия в тест-объекте и суммарную токсичность почвы (Сирина, 2008; Орлов, 1985).

Определение обменной кислотности и подвижного алюминия в дерново-подзолистых кислых почвах проводилось по Соколову. Навеску почвы обраба-

тывают 1М КСI (рН = 5,6-6). При этом обменно-поглощённые катионы водорода и алюминия вытесняются ионами калия в раствор.

Определение общей обменной кислотности почвы проводят путём извлечения алюминия из воздушно-сухой пробы почвы 1М раствором КСI с последующим титрованием определённого объёма нагретого фильтрата 0,02 н раствором NaOH в присутствии фенолфталеина до слабо-розовой окраски. По количеству щёлочи, пошедшей на титрование, устанавливают общую обменную кислотность ($H_{обм.}$, мг*экв/100 г почвы). К другой порции фильтрата прокипячённой в течении 5 мин. для удаления CO₂, приливают 3,5 % раствора фторида натрия для осаждения алюминия. Затем вытяжку титруют раствором 0,01 Н NaOH в присутствии фенолфталеина до слабо-розовой окраски. По количеству щёлочи, пошедшей на титрование второго объёма вытяжки, определяют свободную кислотность, обусловленную только ионами водорода ($H_{св.}$, мг*экв/100 г почвы). Далее по разности между результатами первого и второго титрований находят содержание в почве обменно-поглощённого алюминия (мг*экв/100г).

Расчёты ведут по формулам:

$$H_{обм.} = \frac{V \cdot N \cdot 100}{m}$$

где – V объём раствора щёлочи, пошедшего на первое титрование объёма вытяжки, см³; N – нормальность раствора гидроксида натрия, (мг*экв/см³; m – масса почвы, соответствующая объёму вытяжки, г; 100 – коэффициент пересчёта на 100 г почвы.

$$H_{св.} = \frac{V_1 \cdot N \cdot 100}{m},$$

где V₁ – объём щелочи, пошедший на титрование.

$$H_{Al} = H_{обм} - H_{св.} (\text{мг.экв/100г})$$

Чтобы выразить количество алюминия в миллиграммах на 100 г почвы его количества в миллиграмм – эквивалентах умножают на 9 (эквивалентная масса алюминия).

Полученные результаты свидетельствуют о достаточно разном содержании подвижного алюминия в исследуемых пробах почв (табл. 1). Содержание алюминия в пробах почв с участка № 1 в 2 раза больше, чем на участке № 2 и на порядок выше, чем на участке № 3.

Таблица 1

Содержание подвижного алюминия, кислотность и поглотительная способность почв в исследуемых почвенных образцах

№ Участка	Содержание алюминия, мг/100 г	Обменная кислотность, (Н _{обм.}) мг*экв/100г	Кислотность, обусловленная ионами водорода, (Н св.) мг*экв/100г	Поглотительная способность почв, мг*экв/100г
1	1,26	0,19	0,05	39,53
2	0,63	0,21	0,14	35,25
3	0,18	0,27	0,25	31,40

Анализ полученных данных (табл. 1) свидетельствует о том, что как значения обменной кислотности, так и кислотности почвы, обусловленной содер-

жанием ионов водорода в исследуемых пробах существенно отличаются друг от друга. Например, кислотность почвы, обусловленная ионами водорода, на участке № 3 в 5 раз выше этого показателя в пробе почвы с участка № 1. Однако следует отметить, что обменная кислотность почв в большей степени, чем кислотность, обусловленная содержанием ионов водорода, влияет на рост и развитие растений. По данным авторов (Минеев и др., 2004) обменная кислотность со значением ниже 0,15 мг*экв/100 г является угнетающим фактором для растений. Полученные результаты исследования свидетельствуют о том, что в пробе почвы с участка № 1 значение обменной кислотности приближается к уровню, при котором может происходить угнетение растений.

Поглотительная способность почвы имеет большое значение для питания растений и процессов взаимодействия между почвой и вносимыми удобрениями. Поглощенные основания определяют реакцию среды и питательный режим почвы в целом. Установлено, что одновалентные катионы в меньшей степени удерживаются почвой и вследствие этого доступнее растениям, чем двух- и трехвалентные (Минеев и др., 2004). Полученные значения поглотительной способности почв исследуемых участков, также отличаются друг от друга (табл. 2).

Таблица 2

Поглотительная способность исследуемых почв

Номер участка	Поглотительная способность почвы (S), мг*экв/100 г почвы
1	39,53
2	35,25
3	31,40

Для кислых и слабокислых почв при определении величины суммы поглощённых оснований (S) используют метод по Каппену-Гильковицу. Принцип метода заключается в обработке почвы с определенным количеством соляной кислоты, точно установленной нормальности. Часть кислоты идёт на вытеснение поглощённых оснований из ППК, а оставшуюся кислоту оттитровывают щелочью.

$$S = \frac{(V - V_1) \cdot N \cdot V_3 \cdot 100}{V_2 m}$$

где V – объём 0,1 н. раствора NaOH, пошедшего на титрование 0,1 н раствором HCl (холостое титрование), см³; V₁ – объём 0,1 н. раствора NaOH, пошедшего на титрование вытяжки, см³; N – нормальность раствора NaOH, мг*экв/см³; V₃ – объём вытяжки, см³; 100 – коэффициент для пересчета результата анализа на 100 г почвы; V₂ – объём вытяжки для титрования, см³, m – масса почвы для приготовления вытяжки.

Как следует из таблицы 2, поглотительная способность почвы на участке № 1 отличается от значений на участке № 2 и тем более на участке № 3, что может обеспечивать большую поглощающую способность к различным катионам металлов, в том числе и к ионам алюминия.

С целью изучения суммарной токсичности почвы в лабораторных условиях был проведён модельный эксперимент. Метод основан на высокой отзыв-

чивости семян редиса на действие токсиканта при различных его концентрациях (Минеев и др., 2004). Расчет суммарной токсичности проводится путем учета снижения длины корней проростков семян в растворах сока корневой системы препаратов вытяжек из анализируемых образцов почвы, и конечной продукции по сравнению с контролем, выраженных в процентах. Полученные данные представлены в таблице 3.

Таблица 3

Суммарная токсичность почвы

Номер участка	Длина проростков, %	Контроль, %	Класс опасности
1	87	100	4
2	88	100	4
3	92	100	4

По данным таблицы 3 следует, что все три исследованных образца почвы относятся к 4 классу опасности. Разница в значениях длины проростков редиса между контрольными и исследуемыми образцами, выращенными на данных почвах, не превышает 20 %.

На следующем этапе работы, с целью изучения токсичности алюминия во все три исследуемые почвенные пробы был внесен сульфат алюминия в пересчете на алюминий – 15 мг/100 г почвы (нижний порог оптимального содержания алюминия в почве). По истечению недели из почвенных образцов приготовлены вытяжки, на которых был проведен эксперимент с проращением редиса и с измерением корней проростков. Полученные результаты позволили зафиксировать большую разницу в значениях длины корней проростков редиса, выращенных на участке № 1 с контрольным образцом, которая превышает 20%. Это свидетельствует о том, что почва с участка № 1 стала обладать умеренной токсичностью (3 класс опасности).

Для подтверждения этого вывода был проведен повторный модельный эксперимент с проращиванием семян кресс-салата, на исследуемых образцах почв, с добавлением в них сульфата алюминия в пересчете на алюминий - по 15 мг/100 г почвы. В пробе почвы № 1 с появлением первых проростков, а затем стеблей зафиксировано, в отличие от участков № 2 и № 3, угнетённое состояние растений.

Было проведено определение содержания алюминия в кресс-салате, выращенном на всех трёх почвенных пробах. Определение содержания алюминия в растительных образцах проводилось спектрофотометрическим методом. Полученные данные представлены в таблице 4.

Таблица 4

Содержание алюминия в пробах кресс-салата

Номер почвенного образца, в котором прорастал кресс-салат	Содержание алюминия в кресс-салате, мг/100 г
1	4,8
2	2,6
3	0,2

По литературным данным, содержание алюминия в растениях составляет в среднем 0,02% (по массе), варьируя от 0,4 мг/100 г сухого вещества до 4,6 мг/100г (Сирина и др., 2008).

По полученным нами данным (табл. 4) следует отметить существенное различие в содержании алюминия в растительных образцах кресс-салата, выращенных на исследуемых почвах. В пробе № 1 содержание алюминия в растительном образце превышает в 24 раза это значение в пробе № 3 и почти в 2 раза в пробе № 2. Кроме того, значение содержания алюминия в кресс-салате в пробе № 1—4,8 мг/100 г выше содержания (4,6 мг/100 г), отмеченного авторами работы (Сирина и др., 2008).

Таким образом, результаты модельного эксперимента позволили выявить, что кресс-салат с первого участка содержит самое высокое содержание алюминия, которое в два раза выше, чем со второго участка и в 24 раза выше, чем с третьего. Это можно объяснить различием поглотительной способности исследуемых проб почв. Почва с первого участка выявляет большую поглотительную способность к соединениям алюминия, вследствие чего проявилась в большей степени их миграция в растительные объекты, что привело к угнетению растений в модельном эксперименте.

Кроме того, следует отметить, что накоплению алюминия в почве содействует закисление почв. При закислении почвы нерастворимые формы алюминия переходят в растворимые, что способствует резкому повышению его концентрации в почве.

Литература

Кабата А.-Пендиас, Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях / Перевод с англ. Под ред. Ю. Е. Саета.: Мир, 1989. С. 201.

Минеев В. Г., Сычев В. Г., Амелянчик О. А. и др. Практикум по агрохимии: учеб. пособие. 2-е изд. перераб. и доп. М.: Изд-во МГУ, 2001. 689 с.

Муравин Э. А., Обуховская Л. В., Ромодина Л. В. Практикум по агрохимии. КолосС, 2005. 288 с.

Орлов Д. С. Химия почв: Учебник. М.: Изд-во Моск. Ун-та, 1985. С. 110.

Сирина Н. В. Оценка воздействия на атмосферный воздух предприятий алюминиевой промышленности // Известия Иркутского государственного университета. 2008. Т. 1. С. 181.

ПОВЕРХНОСТНОЕ И ТКАНЕВОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ СВИНЦОМ РЯБИНЫ, ПРОИЗРАСТАЮЩЕЙ НА РАЗНОМ РАССТОЯНИИ ОТ АВТОМАГИСТРАЛИ

Е. К. Еськов, М. Д. Еськова, С. Е. Спасик

*Российский государственный аграрный заочный университет,
ekeskov@yandex.ru*

Тяжелые металлы (ТМ), аккумулируясь в почве, растениях и животных представляют возрастающую угрозу для нормального функционирования природных и антропогенных экосистем. Удаление ТМ из почвы происходит медленно в ходе ее выщелачивания и эрозии, а также в результате извлечения рас-

тельностью. Разные виды растений отличаются по избирательности аккумуляции ТМ. Например, одуванчик активно аккумулирует железо, а полынь – марганец и никель (Башмаков, Лукаткин, 2002). Эффективность поглощения ТМ корнеплодами моркови распределяется в следующем порядке: $Zn > Si > Pb > Cd$. Но разные органы одних и тех же растений поглощают неодинаковое количество поллютантов. У картофеля наибольшей активностью поглощения свинца и кадмия отличается ботва (Ефоакондза, Кузнецов, 2002). Концентрация ТМ у ржи и ячменя убывает от листьев, к корням, стеблям и семенам, а у тритикале и пшеницы – от листьев к семенам и стеблям (Angelova et al., 2003).

Наличие связи между содержанием ТМ в окружающей среде и растениях послужило предпосылкой для разработки способов их использования в качестве индикаторов загрязненности природных и антропогенных ландшафтов. В зависимости от вида растений, их толерантности к загрязнениям, или способности к избирательному поглощению химических элементов разрабатываются разные подходы к использованию фитоиндикации (Еськов, Еськова, 2013; Еськов, Выродов, 2015).

В задачу настоящего исследования входило изучение связи между накоплением свинца и кадмия на поверхности и в тканях обыкновенной рябины (*Sorbus aucuparia* L.). Отбирали молодые побеги рябины обыкновенной с листьями и цветки. Растения произрастали на расстоянии от 0,5 до 10 км от автотрассы. В дневное время в течение часа по трассе проезжало в среднем 252 легковых и 434 грузовых автомобиля. Ночью поток автомобилей уменьшался в 6–11 раз. Скорость движения автомобилей в основном не выходила за пределы 40–90 км/ч.

Половину отобранных проб промывали в течение 15 мин в дистиллированной, а затем в деионизированной воде. Другую часть проб не подвергали смыву. Процесс подготовки проб к анализу заключался в их высушивании до постоянной массы и минерализации. Полную минерализацию проб проводили в герметически закрытых реактивных камерах аналитического автоклава (МКП-04) смесью азотной кислоты и пероксида водорода в соответствии с МУК 4.1.985-00 и МИ 2221-92. Минерализаты переводили на требуемый объем деионизированной водой. Контрольный раствор (смесь азотной кислоты и пероксида водорода) помещали в реактивную камеру без анализируемой пробы. Содержание свинца в минерализатах определяли методом атомно-адсорбционной спектрометрии. Для этого использовали спектрометр КВАНТ–Z.ЭТА («КОРТЭК»).

Установлено, что загрязнение растений свинцом зависело от расстояния до автотрассы, что очевидно, связано с содержанием этих элементов в почве и воздушной среде. Обще загрязнение свинцом надземных органов рябины уменьшалось до двух раз с увеличением расстояния от автотрассы от 0,5 до 10 км. Независимо от этого, большей загрязненностью отличались листья, меньшей – цветки (табл.).

На расстоянии 500 м от трассы поверхностное накопление свинца стеблями составляло 61,7%, листьями – 23,6 и цветками – 19,4%. С увеличением расстояния до 1000 м на поверхностях этих органов не произошло достоверного

изменения относительной величины накопления элемента. Уменьшение его поверхностной доли четко прослеживалось при увеличении расстояния с 0,5 до 10 км. На 10-километровом удалении от трассы на поверхности стеблей накапливалось 42,3, листьев – 8,2 и цветков – 30,3% свинца (табл.).

Таблица

Накопление свинца (мг/кг) растениями

Расстояние до трассы, км	Органы растений	Растения поверхностному смыву	
		не подвергали	подвергали
~0,5	побеги	1,228±0,290	0,471±0,106
	листья	1,399±0,233	1,031±0,132
	цветки	0,672±0,113	0,405±0,129
~1	побеги	1,025±0,196	0,421±0,117
	листья	1,075±0,164	0,792±0,062
	цветки	0,998±0,139	0,669±0,063
~10	побеги	0,643±0,073	0,371±0,021
	листья	0,734±0,066	0,674±0,047
	цветки	0,396±0,028	0,276±0,077

Таким образом, поверхностное накопление свинца на цветках и листьях рябины уменьшается с удалением от источника загрязнения. Поэтому цветки и листья можно использовать в системе экологического мониторинга загрязнения растительных объектов свинцом. Рябина как трофический объект для дендрофагов представляет угрозу при потреблении молодых побегов и листьев у растений, произрастающих вблизи загруженных автомобильных дорог. Для пчел и других насекомых, участвующих в опылении цветков рябины и потребляющих пыльцу и нектар, опасность свинцового токсикоза возрастает с приближением этих растений к автомагистралям.

Литература

- Башмаков Д. И., Лукаткин А. С. Аккумуляция тяжелых металлов некоторыми высшими растениями в разных условиях местообитания // Агрохимия. 2002. № 9. С. 66–71.
- Еськов Е. К., Еськова М. Д. Накопление свинца и кадмия различными органами растений в зависимости от удаленности от автомагистрали // Агрохимия. 2013. № 5. С. 91–95.
- Еськов Е. К., Выродов И. В. Накопление тяжелых металлов в вегетативных органах, нектаре и пыльце клена в условиях урбанизированной территории // Агрохимия. 2015. № 10. С. 71–74.
- Ефоакондза Д., Кузнецов А. В. Вынос тяжелых металлов овощными культурами в звене севооборота // Агрохим. вестник. 2002. № 4. С. 39–40.
- Angelova V., Ivanova R., Ivanov K. Uptake and distribution of Pb, Cu, Zn and Cd in cereal crops, grown in industrially polluted region // Bulg. J. agr. 2003. V. 9. № 5/6. P. 665–672.

ВЛИЯНИЕ СОЕДИНЕНИЙ АММОНИЙНОГО И НИТРАТНОГО АЗОТА НА МИГРАЦИОННУЮ СПОСОБНОСТЬ МЕДИ И СВИНЦА В СИСТЕМЕ ПОЧВА – РАСТЕНИЕ

Е. С. Петухова¹, Т. Я. Ашихмина^{1,2}

¹ *Вятский государственный гуманитарный университет,*

² *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,
ecolab2@gmail.com*

В настоящее время опубликовано значительное количество работ, посвященных изменению содержания и подвижности тяжелых металлов в почвах при применении удобрений. Однако работ, в которых рассматривается подвижность конкретного тяжелого металла в условиях загрязнения соединениями аммонийного и нитратного азота в системе почва-растение крайне мало. В связи с этим нами проведены исследования по изучению миграционной способности соединений меди и свинца в присутствии аммонийного и нитратного азота в системе почва – растение.

Медь – абсолютно необходимый элемент для растений, который не может быть заменен каким-либо другим элементом или их суммой. В ионной форме она способствует образованию хлорофилла, является активатором ферментов, связанных с окислительно-восстановительными реакциями, влияет на азотный обмен, усиливает процесс связывания молекул азота, снижает разрушение хлорофилла в темноте, участвует в дыхании, перераспределении углеводов, а также метаболизме клеточных стенок. Медь контролирует баланс влаги, образование РНК и ДНК. В тоже время данный элемент может быть сильно токсичным для растений. Избыток Cu^{2+} понижает концентрацию хлорофилла в листе, увеличивает проницаемость мембран [1].

Свинец обнаружен в каждом растении, но не относится к эссенциальным (жизненно необходимым) элементам. Его роль в метаболизме не выяснена, но Broeyer, Johnson, Paull (1972) провели обзор этого вопроса и пришли к выводу, что если свинец и необходим для растений, то его концентрация на уровне 2–6 мг/кг должна быть достаточной. В небольших количествах свинец повышает содержание крахмала, ускоряет прорастание растений. Свинец влияет на поглощение воды растением, ингибирует дыхание, биосинтез хлорофилла, минеральное питание. За последние годы свинец привлекает большое внимание исследователей как один из главных компонентов химического загрязнения среды и как элемент, токсичный для растений. При действии Pb^{2+} снижается содержание хлорофилла и корневая активность в растениях. Свинец тормозит поглощение как катионов (K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Mn^{2+} , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{3+}), так и анионов (NO_3^-), нарушает транспорт калия и кальция через плазматические мембраны [2, 3].

Роль азота для живых организмов велика, прежде всего, это важнейший элемент питания растений [4], но при высоких концентрациях любое из соединений азота может оказать токсическое воздействие. По литературным данным, наблюдения за содержанием нитратного азота в почвах показывают, что накопление этой формы прежде всего определяется запасами гумуса и общего азота.

При оптимальных условиях увлажнения (60% от полной влагоемкости) и температуры (24–26 °С) накопление нитратного азота в дерново-подзолистых почвах, как правило, не превышает 15 мг/кг, в серых лесных – 20 и в черноземах – 35 мг/кг [5].

Почвенные и растительные образцы отбирали на территории, расположенной в пойме р. Вятки, в зоне влияния предприятий Кирово-Чепецкого промышленного комплекса. Отбор проб проводился на участке пойменной гривы между 1 и 2 межгривным понижением без полива и участке межгривного понижения с поливом почв водой с высокой концентрацией аммонийного и нитратного азота, где с 2009 года сотрудниками лаборатории биомониторинга совместно с ЗМУ проводится эксперимент по утилизации богатых азотом вод пойменного озера на участке данного луга. Результаты анализа представлены в таблицах 1. и 2.

Таблица 1

Содержание меди, свинца и соединений азота в пробах почв на участках исследуемой территории в районе предприятий Кирово-Чепецкого промышленного комплекса

Показатели почв Название участков	pH _{вод.}	NO ₃ ⁻ (мг/кг)	NH ₄ ⁺ (мг/кг)	Cu ²⁺ (подвижная форма, мг/кг)	Pb ²⁺ (подвижная форма, мг/кг)
участок на пойменной гриве между 1 и 2 межгривным понижением без полива водой с высокой концентрацией аммонийного и нитратного азота	6,1	5,5±0,4	14,4±1,4	1,03±0,24	1,09±0,23
участок на 4 межгривном понижении с поливом водой с высокой концентрацией аммонийного и нитратного азота	5,0	25,6±1,9	41,2±3,1	0,43±0,12	0,4±0,1

Таблица 2

Содержание меди, свинца и соединений азота в пробах злаковых трав на участках исследуемой территории в районе предприятий Кирово-Чепецкого промышленного комплекса

Показатели растительности Название участков	pH вод.	NO ₃ ⁻ (мг/кг)	NH ₄ ⁺ (%)	Cu ²⁺ (подвижная форма, мг/кг)	Pb ²⁺ (подвижная форма, мг/кг)
участок на пойменной гриве между 1 и 2 межгривным понижением без полива водой с высокой концентрацией аммонийного и нитратного азота	6,7	Ниже предела обнаружения	Ниже предела обнаружения	75,5±17,4	1,9±0,4
участок на 4 межгривном понижении с поливом водой с высокой концентрацией аммонийного и нитратного азота	6,8	776 ± 103	0,07	77±18	1,9±0,4

Нитратный и аммонийный азот в почвах определялись методом ЦИНАО. В растительности нитрат-ионы определялись ионометрическим методом, а аммонийный азот – способом отгонки. Содержание меди и свинца в растительных и почвенных образцах определялось методом атомно-абсорбционной спектроскопии.

На рисунках 1 и 2 представлена зависимость между содержанием меди, свинца и содержанием аммонийного и нитратного азота в растительных и почвенных образцах проб.

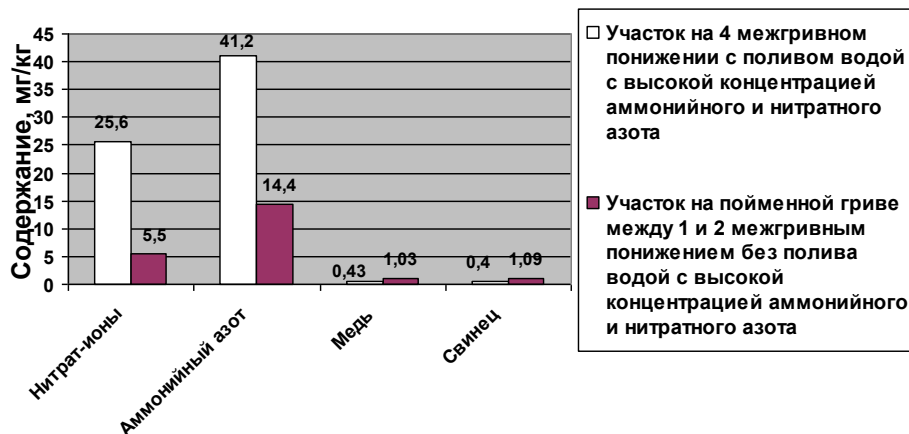


Рис. 1. Зависимость между содержанием меди, свинца и аммонийного, нитратного азота в почвах с поливом и без полива водой с высокой концентрацией нитрата аммония

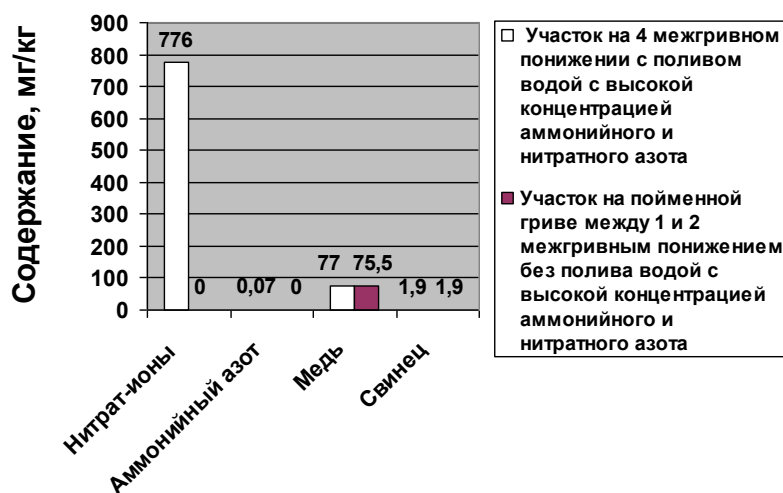


Рис. 2. Зависимость между содержанием меди, свинца и аммонийного, нитратного азота в злаковых травах с поливом и без полива водой с высокой концентрацией нитрата аммония

Миграция меди и свинца в системе почва–растение определяется влиянием почвенных условий, биологических особенностей растений, свойствами элементов. К основным почвенным факторам, влияющим на доступность меди и свинца растениям, относятся: химический состав почвы (содержание меди, свинца и нитратного, аммонийного азота) и величина pH. Аккумуляция исследуемых тяжелых металлов в растениях оценивается по коэффициенту биологи-

ческого накопления (K_H), представляющий собой отношение величин содержания элемента в растении к содержанию его в почве или в породе ($K_H = C_{\text{раст}} : C_{\text{почва}}$), где $C_{\text{раст}}$ – концентрация тяжелого металла в единице массы растения, $C_{\text{почва}}$ – концентрация тяжелого металла в единице массы почвы.

Анализ полученных данных (рис. 1, 2, участок на 4 межгрядном понижении), свидетельствует о том, что в почвах, на которых в полевых условиях проводился полив водой, загрязненной соединениями аммонийного и нитратного азота, содержание нитратного азота составляет 25,6 мг/кг, аммонийного азота – 41,2 мг/кг, а содержание нитратного азота в растениях на данном участке – 776 мг/кг, при этом аммонийного азота в растениях не обнаружено. Содержание меди в почве составляет 0,43 мг/кг при ПДК меди – 3,0 мг/кг [6], а в растениях, отобранных с данного участка – 77 мг/кг при ПДК меди – 12,5 мг/кг [3]. Содержание свинца в почве составляет 0,4 мг/кг при ПДК свинца – 6,0 мг/кг [6], а в растениях, отобранных с данного участка – 1,9 мг/кг при ПДК свинца – 40,0 мг/кг [3]. Почвенный и растительный образец характеризуются кислой реакцией среды. Коэффициент биологического накопления меди растениями составляет 179, а свинца – 4,8, следовательно, наблюдается высокая подвижность меди в системе почва – растение в отличие от свинца.

На участке, расположенном на пойменной гриве между 1 и 2 межгрядным понижением полив почвы не проводился. В соответствии с этим, содержание нитратного азота в почве низкое (5,5 мг/кг), аммонийного азота в пробах почвы содержится 14,4 мг/кг, следовательно, содержание нитратного и аммонийного азота в растениях тоже очень низкое. Анализ полученных результатов позволяет сделать вывод о том, что содержание меди в почве повышается, в сравнении с полученными результатами анализа проб почв с участка на 4 межгрядном понижении, где производился полив водой с высокой концентрацией нитрата аммония. Эти значения составляют 1,03 мг/кг почвы при ПДК меди – 3,0 мг/кг [6] и 75,5 мг/кг в растениях при ПДК меди – 12,5 мг/кг [3].

Аналогичная картина наблюдается и со свинцом. Содержание свинца на данном участке в почве составляет 1,09 мг/кг при ПДК свинца – 6,0 мг/кг [6], а в растительности – 1,9 мг/кг при ПДК свинца – 40,0 мг/кг [3]. Коэффициент биологического накопления меди растениями составляет 73,3, а свинца – 1,7 в соответствии с этим, подвижность меди и свинца в системе почва-растение выше на почвах, политых водой, загрязненной соединениями аммонийного и нитратного азота, чем на почвах без полива. Причем подвижность меди в системе почва-растение выше подвижности свинца.

Сравнение данных по изучению влияния нитратного и аммонийного азота на регулирование подвижности меди и свинца в системе почва-растение позволяет сделать вывод о том, что чем выше содержание в почве нитратного и аммонийного азота, а также нитратного и аммонийного азота, поглощенного растениями, тем выше коэффициент биологического накопления меди и свинца в системе почва – растение.

Таким образом, по результатам исследований можно сделать следующие выводы:

1. Наблюдается линейная зависимость между содержанием нитратного, аммонийного азота и свинца в системе почва-растение: чем выше содержание в почве нитратного и аммонийного азота, а, следовательно, и нитратного и аммонийного азота, поглощенного растениями, тем ниже содержание меди при его миграции в системе почва – растение. Аналогичная картина наблюдается для свинца.

2. Медь и свинец являются элементами сильного поглощения, коэффициент биологического поглощения > 1 , что согласуется с экспериментальными данными. Причем данный коэффициент по значению у меди выше, чем у свинца.

3. Следует отметить, что существует линейная зависимость между содержанием нитратного и аммонийного азота в системе почва-растение и коэффициентом биологического накопления меди: чем ниже содержание в почве нитратного и аммонийного азота, а, следовательно, и нитратного, аммонийного азота, поглощенного растениями, тем ниже коэффициент биологического накопления меди. Аналогичная ситуация наблюдается для свинца. По значениям коэффициента биологического накопления тяжелых металлов растениями можно сделать вывод о том, что ионы меди в системе почва-растение более подвижны, чем ионы свинца.

Литература

1. Башмаков Д. И., Лукаткин А. С. Эколого-физиологические аспекты аккумуляции и распределения тяжелых металлов у высших растений / Под общ. ред. А. С. Лукаткина. Саранск: Изд-во Мордов. ун-та, 2009. 236 с.
2. Практика рекультивации загрязненных земель: учеб. пособие/ Под ред. Ю. А. Мажайского. Рязань: ФГБОУ ВПО РГАСУ, 2012. 604 с.
3. 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.
4. Риклефс Р. А. Основы общей экологии. М.: Мир, 1979. 364 с.
5. Гамзиков Г. П. Азот в земледелии Западной Сибири. М.: Наука, 1981. 265 с.
6. Предельно допустимые концентрации химических веществ в почве (ПДК). № 52-ФЗ от 30.03.99.

ИЗУЧЕНИЕ МИГРАЦИОННОЙ СПОСОБНОСТИ КАДМИЯ В ПРИСУТСТВИИ СОЕДИНЕНИЙ НИТРАТНОГО АЗОТА В СИСТЕМЕ ПОЧВА – РАСТЕНИЕ

А. В. Кремсал¹, Е. С. Петухова¹, Т. Я. Ашихмина^{1,2}

¹ *Вятский государственный гуманитарный университет,*

² *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, ecolab2@gmail.com*

Загрязнение почв тяжелыми металлами оказывает негативное воздействие на ее плодородие и ценности земель. Это обусловлено, прежде всего, снижением биопродуктивности угодий при их загрязнении; ухудшением качества сельскохозяйственной продукции (растениеводства, овощеводства, животноводства, птицеводства); загрязнением тяжелыми металлами водной и воздуш-

ной среды. Все это существенно влияет на здоровье человека и в конечном итоге причиняет экономические убытки.

При загрязнении почв тяжелыми металлами происходит нарушение их азотного режима вследствие ингибирования микроорганизмов; ослабление гумусонакопления в связи с меньшим поступлением растительных остатков в почву; ингибирование микробиологической активности, в связи с этим необходимы дополнительные дозы CaCO_3 для осаждения тяжелых металлов. Все вышеизложенные последствия приводят к необходимости дополнительных затрат на окультуривание почв [1].

В настоящее время опубликовано значительное количество работ, посвященных загрязнению почв тяжелыми металлами, их влиянию на свойства почв, биопродуктивность угодий, микробиологическую активность. В ряде работ рассматривается изменение содержания и подвижности тяжелых металлов в почвах при применении удобрений. Однако работ, в которых рассматривается подвижность катионов тяжелых металлов в условиях загрязнения соединениями нитратного азота в системе почва-растение крайне мало. В связи с этим нами проведены исследования по изучению миграционной способности соединений кадмия в присутствии нитратного азота в системе почва – растение.

Кадмий является одним из наиболее токсичных металлов для всех живых организмов, включая растения. В отличие от ряда других тяжелых металлов он не относится к числу необходимых для жизнедеятельности растений элементов, но они достаточно активно поглощают и аккумулируют его в различных органах. Накопление кадмия в клетках и тканях приводит к многочисленным структурно-функциональным нарушениям, оказывает отрицательное влияние на многие физиологические процессы, что ведет не только к снижению продуктивности растений, но в отдельных случаях даже к их гибели. Установлено, что поступление ионов кадмия в растения осуществляется с помощью ионотранспортных систем (транспортных белков, ионных каналов), обеспечивающих поглощение необходимых растению элементов, таких как железо, цинк, кальций и др. Показано также, что скорость накопления, а также характер распределения этого металла по органам растений зависят от условий выращивания и биологических особенностей вида (сорта). Кроме того, некоторые авторы отмечают, что способность растений аккумулировать кадмий изменяется в ходе онтогенеза. Однако экспериментальных данных, однозначно подтверждающих это, в литературе пока недостаточно [2, 3]. Роль азота для живых организмов велика. Прежде всего, азот – это важнейший элемент питания растений [4], но при высоких концентрациях любое из соединений азота может оказать токсическое воздействие. По литературным данным, исследования по содержанию нитратного азота в почвах свидетельствуют, что накопление этой формы, прежде всего, определяется запасами гумуса и общего азота. При оптимальных условиях увлажнения (60% от полной влагоемкости) и температуры (24–26 °C) накопление нитратного азота в дерново-подзолистых почвах, как правило, не превышало 15 мг/кг, в серых лесных – 20 и в черноземах – 35 мг/кг [5].

Почвенные и растительные образцы для анализа отбирали на территории, расположенной в пойме р. Вятки, в зоне влияния предприятий Кирово-

Чепецкого промышленного комплекса. Отбор проб проводился на участке пойменной гривы между 1 и 2 межгривным понижением без полива и на участке межгривного понижения с поливом почв водой с высокой концентрацией аммонийного и нитратного азота, где с 2009 года сотрудниками лаборатории биомониторинга ВятГГУ совместно со специалистами ЗМУ проводится эксперимент по утилизации богатых азотом вод пойменного озера на участке луга. Результаты анализа представлены в таблицах 1 и 2.

Таблица 1

Содержание кадмия и нитратного азота в пробах почв на участках исследуемой территории в районе предприятий Кирово-Чепецкого промышленного комплекса

Название участков	Показатели почв	pH _{сол.}	NO ₃ ⁻ (мг/кг)	Cd ²⁺ (подвижная форма, мг/кг)
Участок напойменной гриве между 1 и 2 межгривным понижением без полива водой с высокой концентрацией аммонийного и нитратного азота		5,0	5,5±0,4	0,130±0,039
Участок на 4 межгривном понижении с поливом водой с высокой концентрацией аммонийного и нитратного азота		3,6	25,6±1,9	0,140±0,042

Таблица 2

Содержание кадмия и нитратного азота в пробах злаковых трав на участках исследуемой территории в районе предприятий Кирово-Чепецкого промышленного комплекса

Название участков	Показатели растительности	NO ₃ ⁻ (мг/кг)	Cd ²⁺ (подвижная форма, мг/кг)
Участок напойменной гриве между 1 и 2 межгривным понижением без полива водой с высокой концентрацией аммонийного и нитратного азота		Ниже предела обнаружения	0,20±0,05
Участок на 4 межгривном понижении с поливом водой с высокой концентрацией аммонийного и нитратного азота		776 ± 103	0,230±0,06

Содержание нитратов в почвах определялось методом ЦИНАО, в растительности – ионометрическим методом. Содержание кадмия в растительных и почвенных образцах определялось методом атомно-абсорбционной спектроскопии.

На рис. 1 и 2 представлена зависимость между содержанием кадмия и содержанием нитратов в растительных и почвенных образцах проб.

Миграция кадмия в системе почва–растение определяется влиянием почвенных условий, биологических особенностей растений, свойствами элементов. К основным почвенным факторам, влияющим на доступность кадмия растениям, относятся: химический состав почвы (содержание кадмия, нитратного азота) и величина pH. Аккумуляция кадмия в растениях оценивается по коэффициенту биологического накопления (K_H), представляющего собой отношение величин содержания элементов в растении к содержанию его в почве или в породе

($K_H = C_{\text{раст}} : C_{\text{почва}}$), где $C_{\text{раст}}$ – концентрация тяжелого металла в единице массы растения, $C_{\text{почва}}$ – концентрация тяжелого металла в единице массы почвы.

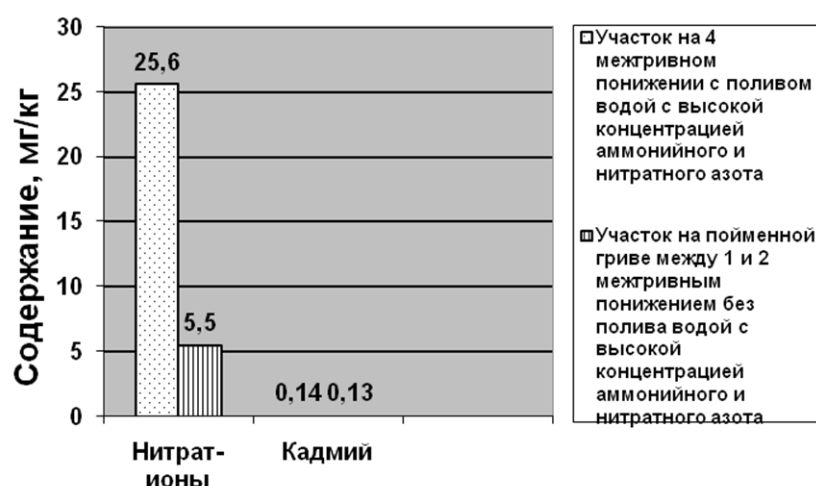


Рис. 1. Зависимость между содержанием кадмия и нитрат-ионов в почвах с поливом и без полива водой с высокой концентрацией аммонийного и нитратного азота



Примечание: 0 – значение нитрат-ионов ниже предела обнаружения

Рис. 2. Зависимость между содержанием кадмия и нитрат-ионов в злаковых травах с поливом и без полива водой с высокой концентрацией аммонийного и нитратного азота

Анализ полученных данных (рис. 1, 2) на участке 4 межгрядном понижении, свидетельствует о том, что в почвах, на которых в полевых условиях проводился полив водой, загрязненной соединениями аммонийного и нитратного азота, содержание нитратного азота в почве составляет 25,6 мг/кг, а содержание нитратного азота в растениях на данном участке – 776 мг/кг. Содержание кадмия в почве составляет 0,14 мг/кг при ПДК кадмия в почве – 2,0 мг/кг [6], а в растениях, отобранных с данного участка – 0,23 мг/кг при ПДК кадмия в растениях – 0,20 мг/кг [7]. Почвенный образец характеризуется кислой реакцией среды. Коэффициент биологического накопления кадмия растениями составля-

ет 1,6, следовательно, увеличивается подвижность кадмия в системе почва-растение.

На участке, расположенном на пойменной гриве между 1 и 2 межгрядным понижением полив почвы не проводился. В соответствии с этим, содержание нитратного азота в почве и в растениях низкое.

При этом анализ проб почвы и растительности на содержание в них соединений кадмия выявляет незначительное отличие в значениях на участках с поливом и без полива аммонийным азотом. Содержание кадмия в почве с поливом составляет 0,14 мг/кг, а без полива 0,13 мг/кг; в растениях 0,23 мг/кг с поливом и 0,20 мг/кг без полива.

Коэффициент биологического накопления кадмия растениями на участках без полива составляет 1,5.

Сравнение данных по изучению влияния нитратного азота на регулирование подвижности кадмия в системе почва-растение позволяет сделать вывод о том, что чем выше содержание в почве нитратного азота, а также нитратного азота, поглощенного растениями, тем выше коэффициент биологического накопления кадмия в системе почва-растение.

Таким образом, по результатам исследований можно сделать следующие выводы:

1. Кадмий является элементом сильного поглощения, коэффициент биологического поглощения > 1 , что согласуется с экспериментальными данными.

2. По результатам анализа выявляется зависимость между содержанием нитратного азота и кадмия в системе почва-растение: чем выше содержание в почве нитратного азота, а, следовательно, и нитратного азота, поглощенного растениями, тем выше содержание кадмия и его подвижность в системе почва-растение.

Литература

1. Седых В. А. и др. Изменение подвижности тяжелых металлов в дерново-подзолистых почвах в зависимости от степени их гумусированности и применения высоких доз органических удобрений // Известия ТСХА. 2011. Вып. 3. С. 17–25.
2. Ильин В. Б. Тяжелые металлы в системе почва – растение. Новосибирск: Наука, 1991. 150 с.
3. Башмаков Д. И., Лукаткин А. С. Эколого-физиологические аспекты аккумуляции и распределения тяжелых металлов у высших растений. Саранск: Изд-во Мордов. Ун-та, 2009. 236 с.
4. Риклефс Р. А. Основы общей экологии. М.: Мир, 1979. 364 с.
5. Гамзиков Г. П. Азот в земледелии Западной Сибири. М.: Наука, 1981. 265 с.
6. Корельская Т. А., Никитина М. В. Химия окружающей среды. Архангельск: Поморский университет, 2010. 84 с.
7. 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.

РАСЧЁТЫ ИОННЫХ РАВНОВЕСИЙ ПРИ РАЗРАБОТКЕ ТЕХНОЛОГИЙ НЕЙТРАЛИЗАЦИИ ОТХОДОВ ГАЛЬВАНИЧЕСКИХ ПРОИЗВОДСТВ

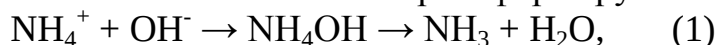
Ю. П. Хранилов, Л. Л. Лобанова

Вятский государственный университет, khran-yurij@yandex.ru

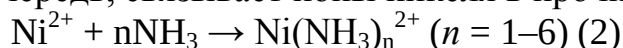
В промышленной гальванотехнике нередко используют технологические растворы (ТР), содержащие соединения токсичных металлов (ТМ) и комплексообразователи (КО). В основном КО применяют для повышения поляризации при электрохимическом способе осаждения металлов с целью получения более качественных металлических покрытий. Такой эффект достигается за счёт связывания ионов ТМ из электролита в прочный водорастворимый комплекс. Наличие таких комплексов затрудняет нейтрализацию отработанных ТР (другими словами, залповых сбросов) обычными методами реагентной очистки. Эти методы основаны на переводе ионов ТМ в малорастворимые соединения при рН 8,5–9 с использованием в качестве осадителей гидроксидов, карбонатов и фосфатов. Наличие КО резко увеличивает остаточную концентрацию ТМ после обработки отработанного ТР осадителями. Следует отметить, что большой срок эксплуатации таких ТР (несколько лет) делает проблему нейтрализации данных залповых сбросов не столь существенной, поскольку есть возможность постепенного разбавления залпового сброса промывными водами со снижением в итоге остаточной концентрации ТМ.

Однако существуют и такие ТР, залповый сброс которых осуществляется часто (примерно раз в неделю), причём концентрация КО при эксплуатации ТР непрерывно увеличивается. Это высокотемпературные (90–95 °С) растворы химического никелирования базового состава, г/л: сульфат никеля семиводный – 20–25; гипофосфит натрия – 15–20; другие компоненты. При нанесении покрытия раствор подкисляется, поэтому для поддержания рН во время работы вводят аммиак или раствор NaOH. При использовании аммиака концентрация аммонийного азота в отработанном растворе химического никелирования (ОРХН) может достигать до 1,2 моль/л.

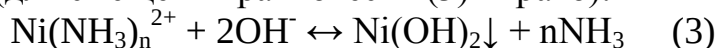
Накопление аммонийного азота при эксплуатации раствора химического никелирования приводит к тому, что при последующей нейтрализации ОРХН щелочными реагентами аммонийный азот трансформируется в аммиачный:



а тот, в свою очередь, связывает ионы никеля в прочные комплексы:



Это приводит к значительному росту общей растворимости никеля по сравнению с ситуацией, когда ОРХН не содержит аммонийного азота. Для разрушения аммиачных комплексов и осаждения никеля требуется значительный избыток щелочи (для смещения равновесия (3) вправо):



В соответствии с (Батлер, 1973), общая активность никеля в растворе [Ni] складывается из активности простых ионов Ni^{2+} , определяемой из произведения

растворимости (ПР) гидроксида никеля и зависящей от рН; активности никеля в виде гидроксокомплексов с константами устойчивости K_m ; активности никеля в виде аммиачных комплексов с константами устойчивости K_n :

$$\begin{aligned}
 [Ni] &= [Ni^{2+}] + [Ni^{2+}] \cdot \sum_{1-3}^m K_m [OH^-]^m + [Ni^{2+}] \cdot \sum_{1-6}^n K_n [NH_3]^n = \\
 &= [Ni^{2+}] \cdot \left(1 + \sum_{1-3}^m K_m [OH^-]^m + \sum_{1-6}^n K_n [NH_3]^n \right)
 \end{aligned} \tag{4}$$

Для расчета растворимости никеля по уравнению (4) значения ПР, K_m и K_n были взяты из (Лурье, 1989). Использовано значение ПР для свежееосажденного $Ni(OH)_2$. В связи с отсутствием данных по коэффициентам активности различных форм ионов никеля и аммиачного азота в ОРХН при нейтрализации в расчетах активности участников равновесий были заменены на концентрации (кроме гидроксил-ионов, активность которых определяется значением рН при нейтрализации).

Переменной величиной в расчетах служило значение рН в диапазоне 7–13,5. Значением исходной концентрации аммонийного азота задавались в диапазоне 0–1,2 моль/л с шагом 0,2 моль/л. При рН 3,1–5,6, что соответствует реальным ОРХН, весь азот практически находится в аммонийной форме. В процессе трансформации аммонийного азота в аммиачный и связанный в комплексы по реакциям (1, 2) суммарная концентрация азота остается неизменной. В этой связи после расчетов по уравнению (4) рассчитывали суммарную молярную концентрацию соединений азота (с учетом константы равновесия реакции (1), равной $1,76 \cdot 10^{-5}$ (Лурье, 1989)). Методом последовательных приближений подбирали такое значение $[NH_3]$, при котором суммарная концентрация соединений азота была бы равна исходной концентрации ионов NH_4^+ в ОРХН с расхождением не более 0,0001 моль/л. Расчеты проведены с использованием специально составленной компьютерной программы.

Результаты расчетов (рис. 1) показывают, что рН минимума растворимости никеля определяется содержанием NH_4^+ в ОРХН и находится в пределах 11,9–13,1. С учетом того, что ОРХН в основном содержат около 1 моль/л ионов NH_4^+ , осаждение гидроксида никеля следует заканчивать при рН 13.

На рис. 2 представлено сопоставление расчетных значений растворимости никеля и определённых химическим анализом значений остаточной концентрации никеля в процессе нейтрализации реальных ОРХН с двух предприятий Кировской области раствором NaOH. Анализ на никель проводили трилонометрическим, либо фотоколориметрическим методом. При расчете растворимости никеля учитывали, что при нейтрализации ОРХН происходит разбавление раствора и уменьшается суммарная концентрация всех форм азота.

Хорошее совпадение расчетов с экспериментом при рН 8–10 и 13 свидетельствует о корректности принятых при расчетах допущений. Некоторое превышение аналитических значений концентрации никеля над расчетными при рН 11–12 предположительно может быть объяснено образованием в этой области многоядерных гидроксокомплексов и смешанных гидроксоаммиачных комплексов. Примерами таких комплексов могут служить $Fe_2(OH)_2^{4+}$,

$\text{Co}(\text{NH}_3)_4(\text{OH})_2^+$ (Батлер, 1973). Однако указанное несоответствие не опровергает сделанный ранее вывод о необходимости доведения pH до 13.

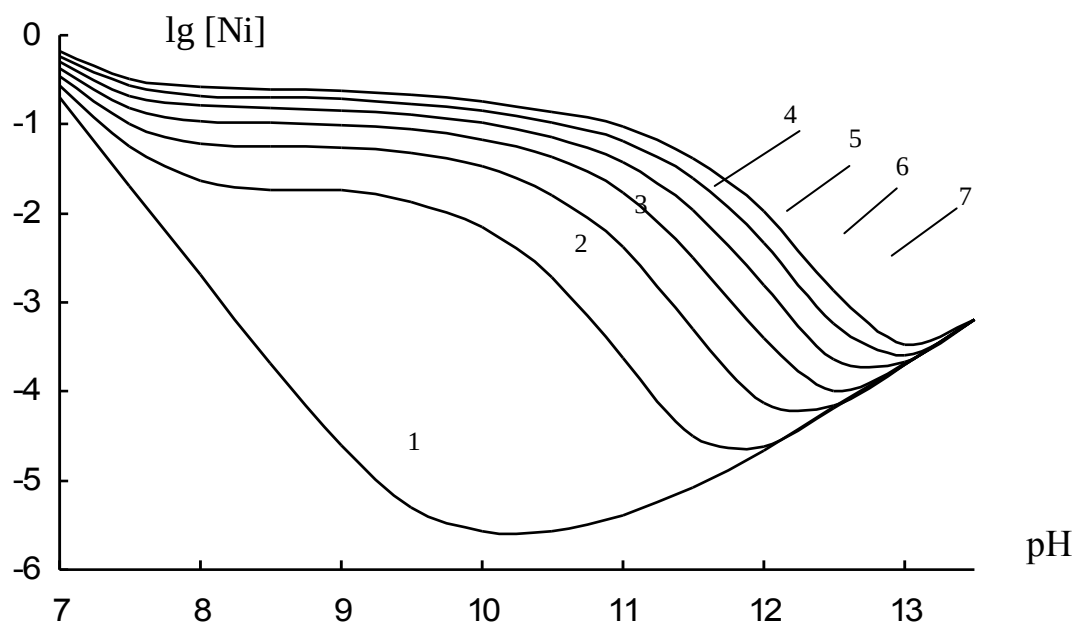


Рис. 1. Расчетные значения растворимости никеля ($\lg [\text{Ni}]$ (моль/л)) при различной общей концентрации аммонийного азота (моль/л): 1–0; 2–0,2; 3–0,4; 4–0,6; 5–0,8; 6–1,0; 7–1,2

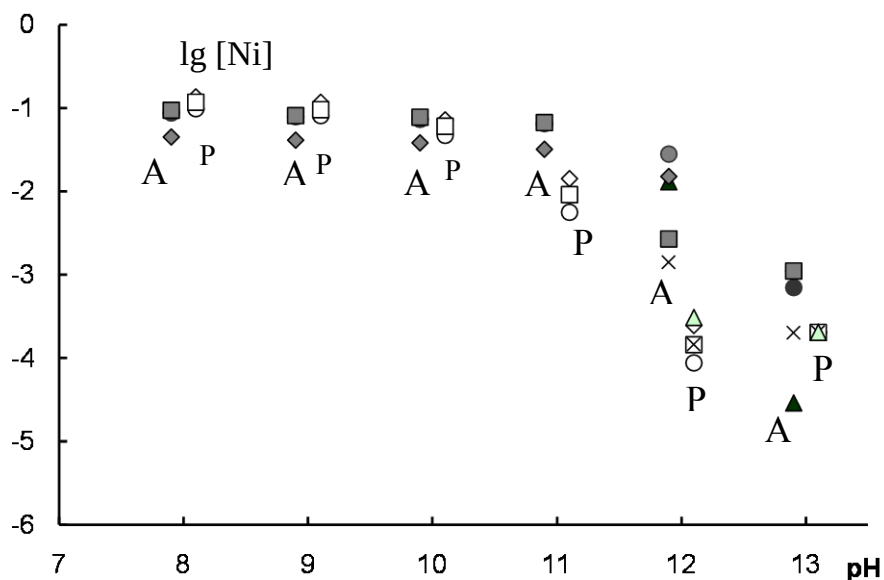


Рис. 2. Расчетные (P) значения растворимости никеля и определённые химическим анализом (A) значения остаточной концентрации никеля при титровании ОРХН 10%-м раствором NaOH до различных конечных значений pH

С учетом выполненных расчетов разработана технология утилизации ОРХН (Лобанова, Баталова, Хранилов, 2008), предусматривающая осаждение $\text{Ni}(\text{OH})_2$ при pH 13 с последующим растворением высушенного осадка в рас-

творе серной кислоты с целью использования полученного раствора для корректировки ванн химического никелирования.

Литература

- Батлер Дж. Н. Ионные равновесия. Л.: Химия, 1973. 448 с.
Лурье Ю. Ю. Справочник по аналитической химии. М.: Химия, 1989. 448 с.
Лобанова Л. Л., Баталова Е. В., Хранилов Ю. П. Реагентные технологии утилизации никеля из отработанных растворов химического никелирования // Журнал прикладной химии. 2008. Т. 81. № 2. С. 213–217.

АНАЛИЗ ЗАГРЯЗНЕНИЯ АТМОСФЕРНОГО ВОЗДУХА. ЗАДАЧИ, СОСТОЯНИЕ, ДОСТИЖЕНИЯ

З. Л. Баскин

*Вятский государственный гуманитарный университет,
baskin.zakhar@mail.ru*

Экологические проблемы, связанные с воздействием людей на абиотические и биотические процессы во всех геосферах Земли, стали глобальными проблемами человечества. Одна из этих проблем – сохранение чистоты атмосферного воздуха. Контролируемые объекты воздушной среды – это, как правило, динамические объекты со случайным характером изменения параметров и режимов функционирования. Охрана таких объектов должна начинаться с непрерывного автоматического или автоматизированного контроля степени их загрязнения.

На кафедре химии в институте естественных наук ВятГГУ магистры, обучающиеся по специальности 04.04.01 «Химия окружающей среды, химическая экспертиза, экологическая безопасность», изучают дисциплину «Анализ атмосферного воздуха» (ААВ). Разработанная программа учебного курса АЗАВ предусматривает изучение основ теории и практики аналитического контроля загрязнения атмосферного воздуха.

В докладе рассмотрены основные задачи эколого-аналитического и токсиколого-аналитического контроля (ЭАК и ТоАК) примесей загрязняющих веществ (ЗВ) в воздушной среде. К ним относятся:

1. Определение источников загрязнения, прежде всего контроль организованных выбросов и утечек из технологического оборудования – неорганизованных выбросов.
2. Контроль загрязнения воздуха рабочих, производственных, санитарно-защитных, жилых и природных зон.
3. Индивидуальный химический дозиметрический контроль.
4. Токсиколого-аналитический контроль воздействия ЗВ на человека.

Показаны недостатки действующих Стандартов по безопасности труда и охране атмосферы, Руководств по контролю загрязнения атмосферы и других нормативных документов. В этих документах регламентируется периодический отбор не представительных случайных разовых проб, не связанных с техническими характеристиками и особенностями работы объектов контроля, произво-

дится не достоверный анализ этих проб в лабораторных условиях, предусмотрены статические способы калибровки газоаналитических приборов без учета погрешностей, связанных с отбором проб и пробоподготовкой.

Большое внимание уделено непрерывным хроматографическим методам анализа (НХМА) и специализированным приборам, которые предназначены для автоматического и автоматизированного контроля примесей ЗВ в воздухе динамических объектов промышленности, сельского и коммунального хозяйства.

Представлены результаты исследований основных операций НХМА: непрерывного сорбционного пробоотбора, разделения отбираемых проб на отдельные компоненты хроматографическими методами и метрологического обеспечения измерений приборов в комплекте с системами пробоотбора и пробоподготовки. На основе НХМА автором предложена новая концепция промышленного контроля загрязнения атмосферного воздуха.

Рассмотрены разработанные на Кирово-Чепецком химическом комбинате (КЧХК) под руководством автора и внедренные в практику специализированные автоматические хроматографы: «ПАФОС», «ТОКСИГАЗ», «МИКРОФТОР», предназначенные для непрерывного определения примесей ЗВ в технологических выбросных газах, в воздухе рабочих и жилых зон.

Представлены разработанные автором динамические методы и средства метрологического обеспечения газоаналитических измерений: стабильные источники микропотоков газов, паров и аэрозолей (СИМППА) «Микрогаз» и динамические установки «МИКРОГАЗ» и «МАКРОГАЗ», предназначенные для непрерывного приготовления поверочных газовых смесей (ПГС) в диапазонах микро- и макроконцентраций (Баскин, 2008).

Хроматографические методы анализа атмосферного воздуха получили наибольшее распространение в ЭАК и ТоАК. Этими методами выполняют более 50% анализов и получают более 90% информации.

Конкурентными хроматографическим методам анализа загрязнения атмосферного воздуха особенно в области оперативной дистанционной индикации ЗВ без отбора проб стал лазерный оптико-акустический анализ многокомпонентных газовых смесей. В докладе рассмотрены его преимущества и недостатки по сравнению с другими методами анализа атмосферного воздуха (Козинцев и др., 2003)..

Разработанная автором учебная дисциплина «Анализ загрязнения атмосферного воздуха», посвященная решению актуальной экологической проблемы – обеспечению экологической безопасности людей, отличается научной новизной и практической полезностью описанных технических решений, внедренных в производство. Полученные в ходе ее изучения знания умение и навыки необходимы студентам и молодым специалистам в будущей производственной деятельности.

Литература

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

К ВОПРОСУ ОПРЕДЕЛЕНИЯ СТЕПЕНИ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОПАСНОСТИ НА ТЕРРИТОРИЯХ ДИСЛОКАЦИИ ОБЪЕКТОВ ПО УНИЧТОЖЕНИЮ ХИМИЧЕСКОГО ОРУЖИЯ

Н. И. Хотько², А. А. Трегуб¹

¹ *Государственный НИИ промышленной экологии,*

² *Российская Академия Естествознания,
info@sar-ecoinst.org, zubr05@mail.ru*

В настоящее время оценка степени экологической опасности в целом, влияния факторов окружающей среды на растительный и животный мир осуществляется по трём основным направлениям экологического надзора – биологический мониторинг, химические и радиологические исследования. При этом принимаются во внимание все возможные (исследуются доступные) признаки влияния факторов окружающей среды на биоту. При помощи самых современных методик исследуется атмосферный воздух, гидросфера, почва и растительные объекты на территориях, техногенного воздействия опасных производственных объектов, в том числе там, где осуществляется уничтожение химического оружия. Предусмотрены зоны санитарной защиты, выделения стадий опасности – от обычного производственного режима до аварийного состояния. Другими словами – обязательным условием обеспечения требуемого уровня безопасности объекта и реализации системы защитных мероприятий является создание надёжной системы экологического контроля и мониторинга за безопасным функционированием этих объектов (Нагорный и др., 2010; Ашихмина, 2009). Для оценки полученных объективных, но зачастую разрозненных (разновекторных) данных стали применяться математические методы и вычислительная техника. В частности: статистическая обработка данных, информация персонала (автоматизация сводок, подготовка исходных данных для программирования процесса диагностики и т.д.). Распознавание, т.е. отнесение патологических состояний, процессов или биологических объектов к одному из классов в разрабатываемых и эксплуатируемых моделях. Сюда же следует отнести сравнения с физиологической нормой, контроль развития организма, массовые профилактические осмотры (работников объекта и /или населения). Важной задачей моделирования информационной системой является управление (обслуживание, администрация) для облегчения принятия решений. При этом предусматривается участие человека как ответственного за управленческие решения. Анализ экологической медицинской литературы также является одной из целей автоматизированной системы, которые могут быть отнесены к информационно-поисковым реферативно-библиографическим системам. В основе подобных систем лежат математические модели типа специальных информационно-поисковых языков.

В каждой автоматической системе удаётся обычно установить моделируемый иерархический уровень биологической системы, который может быть субклеточным, клеточным, органным, уровнем физиологических систем и анатомических областей, уровнем целого организма, популяционным и, наконец, уровнем ОС. Кстати, уровень ОС отражен в довольно большом числе моделей (порядка 10%), которые редко бывают изометрическими (3 из 36). Это легко понять, если учесть, что к рассматриваемой категории были отнесены модели разнообразных факторов среды, которые нельзя связать с определённым состоянием самого организма, его органов и систем. Это, например модели физических, химических, биологических факторов, речевых сигналов, других психических воздействий, изображений, текстов и прочих внешних для организма, но влияющих на него факторов среды.

В сумме перечисленные уровни моделирования биологических систем охватывают 76% всех моделей (Беляев, 1996).

В системах, осуществляющих техническое (в т. ч., например, медицинское) обслуживание, также можно определить иерархический уровень каждого из них (моделировать (до) врачебную помощь, работу отделений, больницы, медучреждений).

Среди совершенствуемых в настоящее время научных подходов к решению проблемы охраны окружающей среды и защите здоровья населения, мы считаем медико-экологическое картографирование, учитывающее многоплановую антропогенную нагрузку на природу и человека. Наиболее ценное значение такого метода с позиции охраны окружающей среды и здоровья человека, состоит в возможности дифференцированного представления глубины экологогигиенических нарушений объектов, долгосрочного прогнозирования трансформаций негативных тенденций, определения (естественно с различной степенью достоверности) наиболее опасных «горячих» точек негативного воздействия на окружающую среду, а затем предусмотрения адекватных эффективных мероприятий по улучшению обстановки первостепенной и отдаленной реализации (Беляков, 1993; Хотько, 2001). Принципиальной принадлежностью медико-экологического районирования является то, что экспертную основу его составляют территориальные особенности причинно-следственных связей между состоянием здоровья населения и факторами его определяющими. В частности на основании изучения закономерностей географии отдельных болезней человека нами предложена программа и макет медико-экологического атласа Саратовской области (Khotko et al., 2009), и карта эпидемиологического районирования Саратова на основании комплекса интегрированных показателей (Хотько, Коломиец, 1996; Коломиец, 1997). Очевидно, что предложенный нами подход может оказать существенное влияние на решение следующих вопросов: независимой экспертизы и объективной аргументации дальнейшего наращивания (использования) или сокращения промышленного потенциала на той или иной загрязненной территории; объективной оценки возможности градостроительства, расселения людей; оптимизации сроков проведения, разработанных с участием гигиенистов, долгосрочных программ, конечного поэтапного улучшения условий жизни населения в конкретных административных районах; направ-

ленного, научно обоснованного выделения материальных средств в первую очередь в наиболее экологически опасные районы. В детальном порядке может быть разработана балльная экспертная оценка степени опасности конкретно той или иной промышленной зоны (объекта) с учётом характера производственного процесса, технической оснащённости, человеческого, временного и др., имеющих причинно-следственное значение, факторах (Хотько, 2015).

Литература

Нагорный С. В., Комбарова М. Ю., Ломтева И. М., Цибульская И. А. Оценка потенциальных рисков для здоровья населения с учетом характера и степени загрязнения среды обитания вредными химическими веществами выбросов объектов по уничтожению химического оружия // Химическая безопасность Российской Федерации в современных условиях / Под общей ред. В. Р. Рембовского и А. С. Радилова. СПб.: Изд-во «Фолиант», 2010. С. 290–292.

Ашихмина Т. Я. Организация государственного экологического контроля и мониторинга на объекте «Марадыковский» в Кировской области // Химическое разоружение-2009: Итоги и аспекты технологических решений, экоаналитического контроля и медицинского мониторинга «CHEMDET-2009»: Сб. трудов III Всерос. конф. с междунар. участием. Ижевск, 2009. С. 46–51.

Беляев Е. Н. Роль санэпидслужбы в обеспечении санитарно-эпидемиологического благополучия населения Российской Федерации: Дис. ... д-ра мед. наук. М., 1996. 412 с.

Беляков В. Д. Региональные проблемы здоровья населения. М.: ВИНТИ, 1993. 334 с.

Хотько Н. И., Коломиец В. В. К проблеме эпидемиологического анализа экологически обусловленных патологических состояний // Социально-гигиенический мониторинг здоровья населения: Материалы IV-й межрегион. науч.-практ. конф. Рязань, 2001. С. 193–196.

Коломиец В. В. Эпидемиологический анализ показателей здоровья населения г. Саратова в связи с экологическими проблемами: Дис. ... канд. мед. наук, Саратов, 1997. 231 с.

Khotko N., Dmitriev A., Doblo A. Per identificare i fattori causali di ecologicamente causato malattie nella regione del Volga // Sicurezza medico-ecologica, riabilitazione e protezione sociale della popolazione: Sab. materiali XV International Symposium. Italia, Torino, 2009. P. 130–135.

МОНИТОРИНГОВЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ СОСТОЯНИЯ ВОЗДУШНОЙ СРЕДЫ В РАЙОНЕ ОБЪЕКТА «МАРАДЫКОВСКИЙ» ПО ПЫЛЬЦЕ *PINUS SYLVESTRIS* L.

Л. В. Кондакова^{1,2}, Т. Я. Ашихмина^{1,2}, Г. Я. Кантор^{1,2}

¹ *Вятский государственный гуманитарный университет,*

² *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,*

kaf_eco@vshu.kirov.ru

Палинологический анализ — один из методов оценки состояния атмосферного воздуха. В условиях аэрогенного загрязнения увеличивается морфологическая разнокачественность пыльцы, происходит снижение ее фертильности, изменяются размеры. Согласно литературным данным (Бессонова, 1992; Третьякова и др., 2001) и нашим исследованием (Кондакова, Кантор, 2012) пыльца *Pinus sylvestris* является чувствительной к аэрогенному загрязнению.

Цель исследования: оценка состояния атмосферного воздуха в районе воздействия объекта хранения и уничтожения химического оружия «Марадыковский».

Уничтожение химического оружия на объекте проводилось с сентября 2006 г. по сентябрь 2015 г.

Образцы пыльцы для анализа отбирались сотрудниками лаборатории биомониторинга С. Ю. Огородниковой и Е. А. Домниной в период пыления сосны. Анализ пыльцы проводился с помощью йодного метода, позволяющего выявить фертильные и абортивные пыльцевые зёрна. На препарате подсчитывалось количество фертильных и абортивных пыльцевых зёрен, более 200 в каждой пробе. Проводилась статистическая обработка количественных данных.

В 2007 г. процент доброкачественной пыльцы *Pinus sylvestris* на участках мониторинга составлял от 55 до 89%. В контроле этот показатель равнялся 95–97%. Наиболее высокий процент нормальных пыльцевых зёрен (80–90%) был отмечен для участков экологического мониторинга №№ 25, 28, 30, 31, 63, 65. Наиболее низкий – 55–60% – для участков № 19/1, 16, 17, 56, 57.

Анализ пыльцы на участках мониторинга в 2008 г. показал высокий процент абортивных пыльцевых зёрен на участках № 2, 16, 25, 28, 34, 46, 47, 65. Высокий уровень абортивности пыльцы сосны свидетельствует о значительной степени антропогенного воздействия на данной территории. При этом корреляция абортивности пыльцы с расстоянием от объекта по хранению и уничтожению химического оружия не выявлено. Вероятно, наблюдаемые нарушения микроспорогенеза обусловлены влиянием различных источников воздействия крупного населенного пункта пгт. Мирный, железнодорожного узла Марадыковский и другими причинами техногенного характера, связанными не только с функционированием объекта по хранению и уничтожению химического оружия.

Последующие наблюдения состояния пыльцы *Pinus sylvestris* приведены в таблице.

Таблица

**Сравнительная оценка абортивности пыльцевых зерен
на площадках мониторинга в 2009–2015 гг.**

№ п/п	№ площадки	Количество абортивной пыльцы в %						
		2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
1	2	35,8	—*	15	—	—	—	—
2	4	—*	—	13	—	—	—	—
3	8	66,4	15,6	18	49,6	29,6	51,5	56,0
4	16	—	21,8	19	31,7	53,7	59,41	51,9
5	18	40,2	28,3		35	41	59,41	65,6
6	19/1	40,7	14,8	37	58,2	43,7	55,8	44,6
7	25	42,4	—	9	43,2	48,1	50,3	47,6
8	28	41,7	—	13	42,5	52,6	54,7	37,0
9	30	25,2	—	21	46,6	41,3	49,1	44,2
10	34	26,9	16,3	15	36,7	36,4	83,1	41,0
11	45	51,3	20,8	9	33,6	35	56,5	43,1
12	46	58,0	—	12	29,3	45,6	74,25	46,8

№ п/п	№ площадки	Количество абортивной пыльцы в %						
		2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
13	47	–	–	14	–	–	–	–
14	48	20,0	–	–	–	–	–	–
15	57	52,8	13,9	12	42	35,7	54,1	48,1
16	63	17,2	–	12	–	–	–	–
17	65	26,5	–	16	25	44,6	47,8	41,5
18	112	13,6	13,1	8	47,1	40,6	40,7	31,4
19	157	–	–	12	–	–	–	–

* – нет данных

Наибольшее количество участков (77%) с абортивной пыльцой, превышающей 50%, отмечено в 2014 г. Возможно, на состояние пыльцы сказалось негативное воздействие природных факторов, а также суммированный эффект загрязнения техногенного характера за период функционирования объекта по уничтожению химического оружия. В 2015 г. высокий процент абортивной пыльцы отмечен для участков, расположенных вблизи объекта (№ 8, 16, 18). На контрольном участке (№ 112) за период мониторинга процент абортивных пылевых зёрен не превышал 31–47%.

Таким образом, пыльца *Pinus sylvestris* является индикатором оценки состояния воздушной среды.

Литература

Бессонова В. Н. Состояние пыльцы как показатель загрязнения среды тяжелыми металлами // Экология. 1992. № 3. С. 45–50.

Кондакова Л. В., Кантор Г. Я. Экологическая оценка состояния среды по пыльце древесных и травянистых растений / Биоиндикаторы и биотестсистемы в оценке окружающей среды техногенных территорий / Под ред. Т. Я. Ашихминой, Н. М. Алалыкиной. Киров: О-Краткое, 2008. С. 56–63 с.

Третьякова И. Н., Носкова Н. Е., Смирнов А., Градович М. Форма кроны и пылевая диагностика – параметры стрессового состояния сосны обыкновенной в условиях техногенного загрязнения г. Красноярска и его окрестностей // Концепция гомеостаза: теоретические, экспериментальные и прикладные аспекты: Материалы X междунар. симпозиума. Новосибирск: Наука, 2001. С. 148–152.

СЕКЦИЯ 2 ХИМИЯ И ЭКОЛОГИЯ ПОЧВ

ДЕРНОВО-ПОДЗОЛИСТЫЕ ПОЧВЫ СО СЛОЖНЫМ ОРГАНОПРОФИЛЕМ – ПЕРСПЕКТИВНЫЕ ОБЪЕКТЫ ОХРАНЫ

Е. С. Соболева, А. М. Прокашев, П. В. Ончуков
Вятский государственный гуманитарный университет,
e.s.soboleva.geo@mail.ru, kaf_geo@vshu.kirov.ru

На сегодняшний день актуальной задачей, стоящей перед обществом, является охрана окружающей среды и рациональное использование её ресурсов. Изменения состояния природных геосистем, обусловленные деятельностью человека, выражаются в различной степени деградации природных комплексов вплоть до их полной трансформации в антропогенно преобразованные ландшафты.

На фоне этих процессов особого внимания заслуживает вопрос охраны почвы как уникального природного образования, сочетающего компоненты живой и неживой природы и отражающего свойства и особенности развития ландшафта. В этой связи представляется необходимым вести мониторинговые исследования с целью выявления и паспортизации наиболее ценных почвенных объектов (ЦПО) для их последующего возведения в ранг особо охраняемых. Сохранение ЦПО возможно при введении режима, ограничивающего их использование путём создания сети региональных почвенных микрозаказников.

В Кировской области к настоящему времени выявлено значительное количество почвенных объектов, с полным правом претендующих на особый природоохранный статус (Прокашев, 2009). В их числе как наиболее характерные для региона почвы, представляющие собой зональные эталоны, так и почвы с нетипичным строением профиля, отражающим особые условия педогенеза. Отдельную группу составляют почвы со вторым (и третьим) гумусовым горизонтом, выявленные в ряде южных районов области (Прокашев, 1999). В их строении отражаются эволюционно-генетические аспекты развития всего ландшафта, поэтому сохранение и изучение почв со сложным органопрофилем представляет особую ценность.

Дерново-подзолистые почвы, включая род со вторым гумусовым горизонтом, характеризуются невысоким плодородием. Тем не менее, их использование в ряде случаев приводит к почти полному выпахиванию горизонта A_1A_2H в агроландшафтах (Прокашев, Жуйкова, Пахомов, 2003). Особенно это проявляется в южных районах области, наиболее подверженных сельскохозяйственному освоению.

Нами было проведено изучение дерново-подзолистой почвы со сложным органопрофилем на примере разреза Яр-7, заложенного под елово-пихтовым

кислично-хвощёвым лесом, окружённым сельскохозяйственными угодьями. Исследуемый участок расположен в 3,8 км к юго-востоку от д. Верхоуслино в административных границах Яранского района. Территория представляет собой верхнюю часть выположенного ($1-2^0$) склона обширного водораздела с достаточным атмосферным увлажнением.

Растительность данного участка представлена типичными видами южной тайги. Первый ярус древостоя составляют, в основном, ель европейская (*Picea abies*) и берёза повислая (*Betula pendula*), второй ярус – пихта сибирская (*Abies sibirica*) и рябина обыкновенная (*Sorbus aucuparia*). В подросте преобладает ель (*Picea abies*), также велико значение пихты (*Abies sibirica*). В подлеске присутствует малина обыкновенная (*Rubus idaeus*). Травостой формируют кислица обыкновенная (*Oxalis acetosella*), хвощ лесной (*Equisetum sylvaticum*). В меньшей степени представлены чистотел большой (*Chelidonium majus*), сныть обыкновенная (*Aegorodium podagraria*), копытень европейский (*Asarum europaeum*), щитовник мужской (*Dryopteris filixmas*).

Формирующаяся на данном участке дерново-среднеподзолистая средне-суглинистая почва со вторым гумусовым горизонтом на покровном карбонатном суглинке является ЦПО, представленным в Красной книге почв России (Добровольский, Никитин, 2009).

Ниже приведено морфологическое описание почвенного разреза Яр-7.

Гор. A_0 (0-1 см): Влажноватый, серовато-буроватый, рыхлый, слабо-разложившийся опад из хвои, сучков, шишек древесно-кустарниковой растительности и стеблей трав, корней много, переход ясный, близкий к постепенному.

Гор. A_0'' (1-3 см): Влажноватый, черновато-буроватый, средне- и сильно-разложившийся надземный растительный опад аналогичного состава, корней много, переход ясный ровный.

Гор. A_1 (3-11 см): Влажноватый, серый, зернисто-мелкокомковатый, среднесуглинистый, рыхлый, нечасто наблюдаются темновато-буроватые мелкие орштейны 1-2 мм в поперечнике, корней много, переход ясный, ровный, местами волнистый, заметный по изменению окраски и структуры.

Гор. A_1A_2H (11-23 см): Влажноватый, пепельно-серый (белесовато-сероватый), среднесуглинистый, листовато-пластинчатый с признаками зернистости, рыхлый, обильна мучнистая белёсая скелетана, особенно на поверхности педов, очень много черновато-буроватых орштейнов величиной 1-3 мм (реже – более), корней меньше, чем в горизонте A_1 , переход ясный, волнистый.

Гор. A_2B (23-30, местами до 38 см): Влажный, буровато-белесоватый, тяжелосуглинистый, зернисто-пластинчатый, плотный, много мучнистой белёсой скелетаны, часто отмечаются рыхлые, черновато-буроватые примазки гидроксидов железа диаметром 1,5-3 мм, корней мало, переход ясный волнисто-языковатый.

Гор. Bt_1 (30-59 см): Сырой, бурый, с коричневым оттенком внутри педов, черноватый на поверхности структурных отдельностей, легкосуглинистый, зернисто-ореховатый, плотный, много тёмной гумусовой лакировки на поверхности структурных отдельностей и вдоль корневых ходов, на поверхности педов

наблюдаются слабовыраженные коричневые и черноватые сосочковидные кутаны, часто встречаются черновато-буроватые примазки гидроксида железа и марганца величиной примерно 2 мм, корни редкие, переход ясный, постепенный.

Гор. Bt₂ (59-83 см): Сырой, коричневато-бурый внутри агрегатов, черноватый на поверхности структурных отдельностей, легкоглинистый, зернисто-ореховатый, на поверхности агрегатов заметна черноватая гумусовая лакировка и черноватые слабовыраженные кутаны, характерны тонкие волосовидные поры, вдоль корневых ходов прослеживается тёмная гумусовая лакировка, имеются буровато-черноватые мелкие примазки (пятна) гидроксида железа и марганца диаметром 1–3 мм, корни редкие, переход ясный, ровный.

Гор. B₃C_{ca} (83-110 см): Сырой, бурый на поверхности агрегатов, местами с черноватым оттенком, тяжелосуглинистый, неявно призмовидный, плотный, вдоль корневых ходов и на поверхности слабовыраженных педов – тёмная гумусовая лакировка, часто встречаются черновато-буроватые рыхлые примазки гидроксидов железа и марганца диаметром 2-3 мм, в массе горизонта – мелкие белесовато-желтоватые стяжения углекислой извести округлой или вытянутой по вертикали (вдоль корневых ходов) формы, энергично реагирующие с HCl по всему горизонту, корни редкие, переход постепенный, заметный по увеличению количества карбонатных мелких конкреций диаметром 1–5 мм (реже – 10 мм) углекислой извести.

Гор. C_{ca} (110-150 см): Сырой, бурый, вдоль корневых ходов с черноватыми пятнами, тяжелосуглинистый, бесструктурный, много мелких желтовато-беловатых стяжений углекислой извести разной плотности, нередко пропитанных черноватыми примазками гидроксидов марганца, энергично реагирующих с HCl по всему горизонту, особенно в местах локализации стяжений CaCO₃, имеются буровато-черноватые примазки гидроксидов железа и марганца диаметром 2-4 мм, корни редкие.

Морфологический анализ показывает дифференциацию профиля на аккумулятивно-элювиальную и иллювиальную части. Горизонт A₁A₂N по внешнему строению отличается от верхнего гумусового горизонта более светлой окраской, листовато-пластинчатой структурой, наличием обильной скелетаны. Буровато-белесоватая окраска, зернисто-пластинчатая структура, наличие обильной мучнистой скелетаны определяют типичный внешний облик горизонта A₂B, который является характерным для переходных субэлювиальных частей профиля дерново-среднеподзолистых почв. Особенности иллювиальной толщи являются типичные бурые тона окраски, зернисто-ореховатая структура, а также присутствие буровато-черноватых примазок гидроксидов железа и марганца. Специфической чертой морфологии горизонтов Bt₁ и Bt₂ является также наличие глинистых кутан и черноватой гумусовой лакировки на поверхности педов. Горизонт B₃C_{ca} и особенно C_{ca} характеризуются присутствием карбонатов, выраженных стяжениями углекислой извести, а также наличием рыхлых черноватых примазок гидроксидов железа и марганца.

Таким образом, морфологический облик профиля имеет довольно типичное строение для зональных дерново-среднеподзолистых почв южной тайги, но

в то же время передаёт его уникальный, неповторимый облик, выражающийся в наличии второго гумусового горизонта A_1A_2H .

Исследование физических свойств почвы разреза Яр-7 дало следующие результаты (табл. 1).

Таблица 1

Физические свойства дерново-среднеподзолистой среднесуглинистой почвы со сложным органопрофилем на покровном карбонатном суглинке

Горизонт	Глубина, см	Гигр. влажн., %	Содержание фракций, %						
			1-0,25	0,25-0,05	0,05-0,01	0,01-0,005	0,005-0,001	<0,001	<0,01
A_1	3-11	4,0	0,9	1,5	65,1	13,4	11,6	7,5	32,5
A_1A_2H	12-22	2,5	1,1	2,4	60,4	14,4	12,3	9,4	36,1
A_2B	23-30	3,1	1,4	2,1	53,4	12,5	11,2	19,4	43,1
Bt_1	40-50	5,5	0,7	1,4	40,1	7,7	9,8	39,7	57,2
Bt_2	66-76	4,2	0,2	2,9	44,3	9,4	10,3	32,8	52,5
B_3C_{ca}	92-102	3,5	1,6	7,9	46,3	7,9	11,7	24,7	44,3
C_{ca}	140-150	4,0	9,4	16,9	30,0	7,0	14,4	22,2	43,6

Анализ гранулометрического состава показывает, что по содержанию физической глины верхняя гумусоаккумулятивная часть исследуемой дерново-среднеподзолистой почвы представляет собой средний суглинок, переходящий с глубины 23 см в тяжёлый суглинок. Срединные текстурные горизонты содержат более 50% физической глины, что позволяет отнести их к категории глинистых. Некоторое уменьшение частиц размером менее 0,01 мм наблюдается в нижней части профиля, в горизонтах B_3C_{ca} и C_{ca} , где их содержание составляет чуть менее 45%.

Аналогичную закономерность обнаруживает внутрипрофильное распределение илистой фракции. В гумусовых горизонтах A_1 и A_1A_2H содержится соответственно 7,5 и 9,4% частиц размером менее 0,001 мм. Увеличение их в текстурных горизонтах до величин более 30% обусловлено проявлением подзолистого процесса. В материнской породе наблюдается снижение содержания илистых частиц до 22%.

Преобладающей по всему профилю является фракция крупной пыли, также велико содержание ила. Таким образом, по механическому составу исследуемая почва представляет собой иловато-крупнопылеватый средний суглинок.

Ниже приведены данные о некоторых физико-химических свойствах исследуемой почвы (табл. 2).

Количественные данные активной и обменной кислотности имеют достаточно большой диапазон значений в почвенном профиле. Наиболее низкие показатели pH водной вытяжки (4,8) отмечены для верхнего гумусового горизонта. В верхней 50-сантиметровой толще показатели pH водной вытяжки варьируют от 5,1 до 5,7, что характеризует реакцию среды как слабокислую, причём кислотность вниз по почвенному профилю довольно быстро снижается. Горизонт Bt_2 имеет близкую к нейтральной реакцию, а pH карбонатных горизонтов B_3C_{ca} и C_{ca} достигает уже более 8. Внутрипрофильное изменение pH_{KCl} в целом

соответствует значениям pH_{H_2O} , но характеризуется примерно на порядок более кислыми значениями. Таким образом, особенностью изучаемой дерново-слабоподзолистой почвы со сложным органопрофилем является закономерное вертикальное изменение значений pH , выражающееся в их возрастании от кислых величин в гумусовых до нейтральных и щелочных значений в нижних карбонатсодержащих горизонтах.

Таблица 2

**Физико-химические свойства дерново-среднеподзолистой
среднесуглинистой почвы со сложным органопрофилем
на покровном карбонатном суглинке**

Гори- зонт	Глуби- на, см	рН		Содер- жание гумуса, %	Гидрол. кис- лотность	Сумма об- менных ос- нований	Степень насы- щенности ос- нованиями, %
		H ₂ O	KCl		мг-экв./100 г почвы		
A ₁	3-11	4,8	3,7	4,3	30,1	36,7	55
A ₁ A ₂ H	12-22	5,3	3,8	1,5	14,0	20,8	60
A ₂ B	23-30	5,5	3,9	0,3	10,3	16,9	62
Bt ₁	40-50	5,7	4,0	0,2	10,7	21,3	67
Bt ₂	66-76	6,7	5,3	0,2	3,9	26,3	87
B ₃ C _{ca}	92-102	8,2	7,2	0	0,7	28,2	98
C _{ca}	140-150	8,2	7,5	0	0,5	29,9	98

Суммарная гумусоаккумулятивная толща составляет 23 см, что довольно много по сравнению с таковым у зональных дерново-подзолистых почв с типичным строением профиля. Максимум содержания гумуса приходится на верхний горизонт A₁, где оно составляет 4,3%. Второй гумусовый горизонт содержит значительно меньшее количество гумуса – 1,5%. Ниже по профилю содержание гумуса резко убывает.

Почва характеризуется высокими значениями гидролитической кислотности, достигающими в горизонте A₁ 30 мг-экв/100 г почвы. Снижение этой величины наблюдается в нижележащих горизонтах, что особенно резко проявляется при переходе к карбонатной толще.

Сумма обменных оснований в обоих гумусовых горизонтах находится в прямой зависимости от степени гумусированности верхнего и степени сохранности нижнего горизонтов (Прокашев, 2009). Максимальное содержание обменных оснований – более 36 мг-экв/100 г почвы – зафиксировано в горизонте A₁. Аккумулятивно-элювиальная часть профиля несколько обеднена обменными основаниями, содержание которых в горизонте A₂B составляет около 17 мг-экв/100 г почвы. В верхней текстурно-иллювиальной части профиля данный показатель вновь возрастает и постепенно приближается к 30 мг-экв/100 г почвы в горизонте C_{ca}. Степень насыщенности основаниями поглощающего комплекса верхних гумусовых горизонтов составляет 55-60% и закономерно возрастает в направлении карбонатной материнской породы почти 100%.

Исследования состава гумуса обоих гумусовых горизонтов (Прокашев, 2009) позволили сделать вывод о реликтовости горизонта A₁A₂H. В частности, установлено несоответствие фракционно-группового состава гумуса этого го-

ризонта современным условиям почвообразования. Гумус горизонта A_1A_2H , по результатам исследований, близок для почв лесостепного и степного ряда. Радиоуглеродным датированием выявлен приблизительный возраст гуминовых кислот второго гумусового горизонта исследуемой почвы, составляющий 7000-5000 лет (по фракциям ГК2 и ГК3) (Прокашев, 2009). Согласно данным палеогеографических исследований четвертичного периода, это было время заметного потепления климата (Прокашев, Жуйкова, Пахомов, 2003). Данные обстоятельства свидетельствуют о возможном смещении ландшафтных зон на территории Вятско-Камского Предуралья за последние несколько тысяч лет.

Таким образом, почвы со сложным органопрофилем, сохранившиеся в южной части Кировской области, представляют собой реликты атлантического периода голоцена. Сохранение их реликтового гумусового горизонта до настоящего времени делает почвы со сложным органопрофилем ценным объектом научных исследований. Познание их природы позволяет выявить биоклиматические особенности территории бассейна Вятки и Камы за последние несколько тысяч лет и с большой долей вероятности прогнозировать дальнейшее направление эволюции ландшафтов. Охрана этих уникальных почв в условиях естественной и, в особенности, антропогенной деградации – неотложная задача, требующая совместных усилий природоохранных служб и научного сообщества. Без её решения мы рискуем в недалёком будущем потерять уникальное почвенное наследие Вятского края.

Литература

Красная книга почв России. Объекты книги и кадастра особо ценных почв / Науч. ред.: Г. В. Добровольский, Е. Д. Никитин. М.: МАКС Пресс, 2009. 576 с.

Прокашев А. М. Генезис и эволюция почв бассейна Вятки и Камы (по палеопочвенным данным). Киров: Изд-во ВятГГУ, 2009. 386 с.

Прокашев А. М., Жуйкова И. А., Пахомов М. М. История почвенно-растительного покрова Вятско-Камского края в послеледниковье / Отв. ред. А. М. Прокашев. Киров, 2003. 143 с.

Прокашев А. М. Почвы со сложным органопрофилем юга Кировской области: экология, свойства, генезис. Киров: Изд-во ВГПУ, 1999. 176 с.

ПОЧВЫ ПОСТАГРОГЕННЫХ ЛАНДШАФТОВ РЕСПУБЛИКИ КОМИ

Е. Н. Михайлова¹, А. А. Дымов²

¹ Сыктывкарский государственный университет,

² Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,
e-mihaylova44@yandex.ru, aadymov@gmail.com

В настоящее время происходящие глобальные изменения в использовании сельскохозяйственных земель выступают как фактор, равноправный, по сравнению с изменением климата. В результате экономического коллапса конца 1990 – начала 2000 гг. из использования выведены огромные массивы аграрных угодий (Курганова и др., 2010). В результате возникли постагрогенные сукцессионные системы, почти одновременно стартовавшие на больших про-

странствах в разных природных зонах. Если прекратить сельскохозяйственную обработку, на заброшенных участках происходит постагрогенная сукцессионная смена растительности, направленная на восстановление естественной лесной растительности и морфологического строения почв, существовавшего до сельскохозяйственного освоения. Продолжительность процесса постагрогенной трансформации измеряется десятками и первыми сотнями лет и зависит от регенеративной способности почв (Почвообразовательные..., 2006). Динамика растительности и почв участков, выведенных из сельхозпользования хорошо изучена на территории южной тайги. Исследования на территории среднетаежной подзоны носят единичный характер.

Цель данной работы заключалась в изучении морфологического строения, физико-химических свойств и особенностей органического вещества постагрогенных почв Республики Коми (РК).

В качестве объектов исследования были подобраны участки сенокосных угодий, выведенных из использования в начале 2000-х годов. Первый объект исследования располагался в подзоне средней тайги в Корткеросском районе РК. Согласно почвенно-географическому районированию объекты располагаются в Вымь-Вычегодском округе типичных подзолистых и иллювиально-железистых подзолов Сысола-Вычегодской провинции. Объектом исследования были сенокосные угодья, заброшенные 8 лет назад. Участки расположены на правом берегу р. Маджа (среднее течение). Под ними формируется агрозём иллювиально-железистый оподзоленный. Для рассматриваемой почвы характерно формирование агрогумусового горизонта (Р), под ним сохраняется подзолистый (Е) и иллювиально-железистый (ВF) горизонты. В качестве контроля был использован участок сосняка кустарничково-зеленомошного, под которым формируется подзол иллювиально-железистый. Для него характерна подстилка (О), подзолистый (Е) и иллювиально-железистый (ВF) горизонты. Почвы первой пары формируются на песчаных отложениях.

Второй объект исследования располагался в подзоне южной тайги Прилузского района РК, Среднерусской провинции, Летского округа дерново-подзолистых почв. Объектом исследования были сенокосные угодья, заброшенные 10 лет назад. Расположены на правом берегу р. Летка (среднее течение). Почва диагностирована, как агрозём текстурно-дифференцированный. Для данных почв так же характерно формирование пахотного горизонта (Р), переходного горизонта ВЕL и текстурного горизонта (ВТ). В качестве контроля был использован участок ельника кустарничкового, под которым формируется подзолистая текстурно-дифференцированная почва (О-ЕL-BEЛ-ВТ-С). Почвы второй хронопары формируются на суглинистых отложениях.

Диагностику и классификационное положение почв определяли согласно (Полевой..., 2008). Химический анализ почв выполнен классическими методами в отделе почвоведения и лаборатории «Экоаналит» Института биологии Коми НЦ УрО РАН. Денсиметрическое фракционирование проводили поливольфраматом натрия согласно (Grunewald et al., 2006) с учетом рекомендаций (Cerly et al., 2012). Разделяли верхние минеральные горизонты исследуемых почв на 3 фракции: фракцию свободного органического вещества (с плотно-

стью $< 1.6 \text{ г/см}^3$), окклюдированного органического вещества (с плотностью $< 1.6 \text{ г/см}^3$) и тяжелую фракцию ОВ, связанную с минеральной составляющей (с плотностью $> 1.6 \text{ г/см}^3$).

При анализе физико-химических свойств, выявлено, что все исследуемые почвы сильнокислые. При сравнении почв залежей и лесных участков, выявлено, что верхние минеральные горизонты агроземов менее кислые, по сравнению с подстилками лесных участков. При этом различий в почвах развитых на песчаных отложениях больше, чем в почвах на суглинистых отложениях.

В верхних минеральных горизонтах залежей выявлено более низкое содержание кальция и магния, по сравнению с контрольными участками. В почвах залежей отмечена более высокая степень насыщенности основаниями, по сравнению с лесными участками. Наиболее высокое содержание углерода и азота выявлено в лесных подстилках контрольного участка и пахотных горизонтах залежи, формирующихся на суглинистых отложениях. Профильное распределение углерода и азота – плавноубывающее. Качественный состав опада на лесных участках способствует существенному расширению отношения C:N, по сравнению с почвами залежей.

Анализ содержания денсиметрических фракций показал, что в почвах лесных участков преобладают органоминеральные тяжелые фракции (HF). В верхних горизонтах агроземов наблюдается возрастание фракций свободного (FROM) и окклюдированного (OPOM) органического вещества. Денсиметрические фракции существенно отличаются по содержанию углерода. При анализе состава фракций подзола иллювиально-железистого, выявлено, что наибольшие концентрации углерода характерны для фракций свободного органического вещества, как в подзолистом, так и иллювиально-железистом горизонтах. Минимальные содержания характерны для тяжелой органоминеральной фракции (гор. E=0.10%, гор. BF=0.08%). Близкие закономерности прослеживаются и при анализе содержания азота в верхних горизонтах подзола иллювиально-железистого. В агроземе иллювиально-железистом выявленные закономерности, по содержанию углерода и азота в отдельных фракциях, сохраняются.

При анализе денсиметрических фракций подзолистой текстурно-дифференцированной почвы, выявлено, преобладание тяжелой органоминеральной фракции. Наибольшие концентрации углерода характерны для фракции окклюдированного органического вещества. Минимальное содержание углерода – в тяжелой органоминеральной фракции, что в целом совпадает с ранее полученными нами результатами (Dymov, Gabov, 2015; Дымов и др., 2015). Сравнение верхних минеральных горизонтов почв лесных и постагрогенных участков, показало, что в верхних минеральных горизонтах агроземов наблюдается возрастание общего углерода.

При рассмотрении удельного вклада отдельных фракций в состав общего органического вещества, выявлено, что возрастание происходит, преимущественно за счёт органического вещества, прочно связанного с минеральной матрицей, входящих в состав тяжелых фракций (HF).

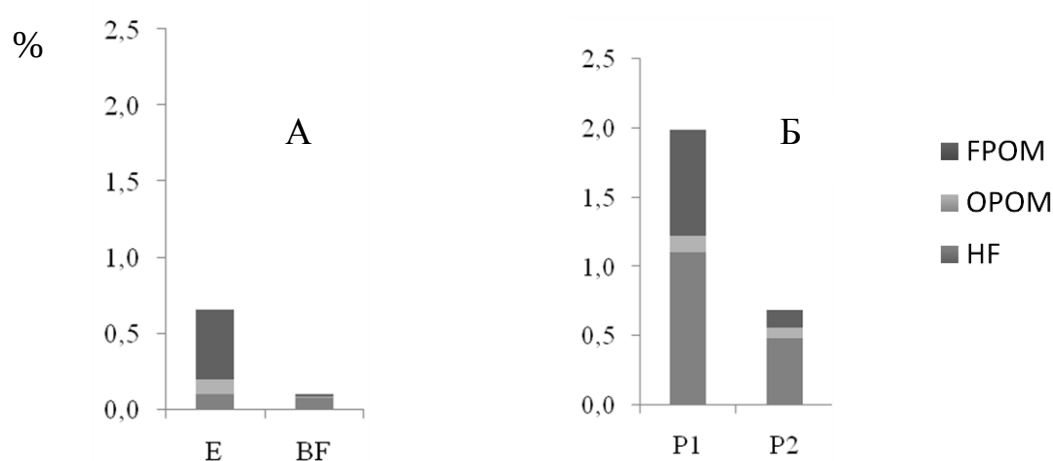


Рис. 1. Вклад денсиметрических фракций верхних горизонтов исследуемых почв в общее содержание углерода Корткеросского района (Маджа). Обозначения: А – контроль, Б – залежь; FPOM (от англ. free particle organic matter) – свободное органическое вещество; OPOM (от англ. occluded particle organic matter) – окклюдированное органическое вещество; HF (от heavy fraction) – тяжелая фракция

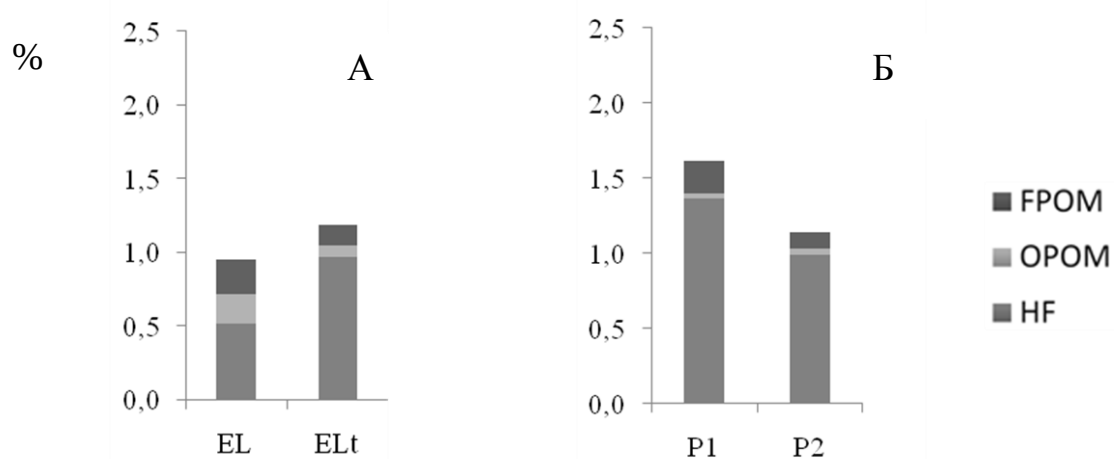


Рис. 2. Вклад денсиметрических фракций верхних горизонтов исследуемых почв в общее содержание углерода Прилузского района (Слудка). Обозначения: А – контроль, Б – залежь; обозначения фракций как на рисунке 1

Таким образом, проведение исследований позволило выявить, что агроземы, выведенные из сельхозпользования 8–10 лет назад, сохраняют основные черты пахотных почв. Показано, что залежные участки существенно отличаются от почв контрольных (лесных) участков по кислотности, содержанию обменных форм кальция и магния, степени насыщенности основаниями, содержанию углерода и азота. В верхних минеральных горизонтах агроземов выше содержание углерода, при этом возрастание происходит за счет органических соединений, прочно связанных с минеральной матрицей.

Работа выполнена при поддержке Российского фонда фундаментальных исследований проект № 13-04-00570а и гранта президента РФ для молодых кандидатов наук МК-2905.2015.4.

Литература

Дымов А. А., Милановский Е. Ю., Холодов В. А. Состав и гидрофобные свойства органического вещества денсиметрических фракций почв Приполярного Урала // Почвоведение. 2015. № 11. С. 1335–1345.

Курганова И. Н., Лопес де Гереню В. О., Швиденков А. З. Сапожников П. М. Изменение общего пула органического углерода в залежных почвах России в 1990–2004 гг. // Почвоведение. 2010. № 3. С. 361–368.

Полевой определитель почв России. М.: 2008. 182 с.

Почвообразовательные процессы / Под ред. М. С. Симаковой, В. Д. Тонконогова. М.: Почвенный ин-т им. Докучаева В. В., 2006. 510 с.

Dymov A. A., Gabov D. N. Pyrogenic alterations of Podzols at the North-East European part of Russia: morphology, carbon pools, PAH content // Geoderma. 2015. Vol. 241–242. P. 230–237.

Cerli C., Celi L., Kalbitz K., Guggenberger G., Kaiser K. Separation of light and heavy organic matter fractions in soil – Testing for proper density cut-off and dispersion level // Geoderma. 2012. 170. P. 403–416.

Grunewald G., Kaiser K., Jahn R., Guggenberger G. Organic matter stabilization in young calcareous soils as revealed by density fractionation and analysis of lignin-derived constituents // Organic Geochemistry. 2006. P. 1573–1589.

ПОЧВЫ ПУГОВЫХ ХОЛМОВ ЧЕПЕЦКО-КИЛЬМЕЗСКОЙ ВОЗВЫШЕННОСТИ

***А. М. Прокашев, И. А. Вартан, М. А. Кельдышев,
В. А. Ожиганов, В. А. Трифанов***

*Вятский государственный гуманитарный университет,
kaf_geo@vshu.kirov.ru, igorvartan@gmail.com*

Объектом исследования является почвенный покров песчано-гравийных холмов (пуг). Пуги – это асимметричные холмы и гряды, сложенные гравийно-галечными отложениями. Такие холмы расположены преимущественно на водораздельных пространствах и имеют небольшую относительную высоту (до 30 м). Данные образования характерны для Вятского Прикамья и, в частности, для Чепецко-Кильмезской возвышенности.

Своеобразное геологическое строение этих форм привлекало внимание многих исследователей. Наиболее ранние сведения о пугах встречаются в работах Кротова П. И. Он изучал геологическое строение Кировской области с 1885 г. и считал, что пуги образовались в результате неравномерного сгущивания ледниками моренного материала. К аналогичным выводам пришли Н. Г. Кассин, Г. Н. Фредерикс, В. В. Болховский и Б. В. Селивановский (Селивановский, 1961). А. В. Ступишин считал, что данные образования являются древнечетвертичными формами и распространены повсеместно на разных по возрасту геологических образованиях (Ступишин, 1964). Иной точки зрения

придерживаются другие исследователи. К. Н. Пестовский относит пуги к денудационным формам рельефа. Г. Ф. Мирчинк, С. А. Яковлев, И. И. Кром, Н. Г. Рыбин и другие считают их по возрасту верхнепермскими. Н. Г. Иванова рассматривает пуговые отложения водораздела р. Чепцы и Кильмези в качестве элювия конгломератно-галечных пород нижнего триаса (Петухова, 1969). В настоящее время проблема генезиса пуг трактуется двояко: как останцы пермских палеорусловых отложений древних пра-рек (во внеледниковой зоне) или как наносы одного из плейстоценовых оледенений, достигавших долины р. Чепцы (в ледниковой зоне) (Прокашев и др., 2014).

В настоящее время проблема генезиса пуг трактуется двояко: как останцы пермских палеорусловых отложений древних рек (во внеледниковой зоне) или как наносы одного из плейстоценовых оледенений, достигавших долины р. Чепцы (в ледниковой зоне).

Песчано-гравийные образования изучены, главным образом, с минералого-литологических и палеоботанических позиций и в единичных случаях включены в состав ООПТ Кировской области как, например, Шаймиевская пуга у п. Уни. Однако многие из пуг широко используются в качестве бутового и строительного материала, что влечет угрозу их уничтожения в недалеком будущем. Этим определяется актуальность комплексных физико-географических (ландшафтных) исследований подобных объектов. В настоящем сообщении частично представлены результаты почвенных исследований отдельных пуг.

Исследуемая авторами пуга расположена в южной части Чепецко-Кильмезской возвышенности, в окрестностях д. Ермаки Унинского района. Данное образование имеет линейно вытянутую форму с ориентировкой по длинной оси в широтном направлении и асимметричное строение с песчано-гравелистым северным склоном и гравелисто-суглинистым южным склоном. Относительная высота пуговой гряды не превышает 15 м. Для всей толщи пуги характерна слоистость. Песчаные слои чередуются с гравийно-галечными. В гравийно-галечном слое чередуются слои из мелкого гравия и крупной гальки. Пески желтовато-коричневые и желтовато-зеленоватые. Мощность гравийно-галечных отложений небольшая – около 5 м. Верхняя часть пуги на значительном протяжении нарушена старыми карьерными разработками, которые привели к выработке значительной части рыхлого песчано-гравийного наполнителя. Местами на участках разработок сохранились прочные блоки гравийно-галечных конгломератов, не пригодные для дорожного строительства. Растительный покров пуги неоднороден: южный и юго-западный склоны покрыты луговой злаково-разнотравной растительностью, северный и северо-восточный – березово-еловым лесом. На участках бывших карьерных разработок произрастают молодые сосново-березовые и елово-березовые леса.

В ходе исследования произведено комплексное фациальное изучение локальных геосистем. Образцы почв отбирались из генетических горизонтов в соответствии с общепринятой методикой. В отобранных образцах определены физические и физико-химические свойства почв. Ниже представлены данные о свойствах исследуемых почв.

Профили данных почв сравнительно слабо переработаны педогенными процессами и, напротив, в сильной степени сохраняют литогенно обусловленные черты. Причиной этого могут быть специфический гранулометрический состав с высокой долей скелетной и песчаной фракций и доминированием в их составе устойчивых к разрушению минералов кремнево-кварцевого и т. п. состава.

Исследуемые почвы склонов и вершины пуговой гряды, подстилаемые песчано-гравийными отложениями, имеют ряд отличий от местных зональных дерново-подзолистых почв на покровных суглинках (Прокашев, 2009). Они отличаются песчаным и супесчаным гранулометрическим составом. Супесчаные разности содержат около 20% физической глины, а песчаные – 9–10%. В гранулометрическом составе доминирует средне- и крупнопесчаная фракция (41–84%), на долю илистой фракции приходится не более 5–7%. Данные показатели свидетельствуют о хорошей водопроницаемости, малой водоудерживающей способности и высокой степени аэрации почвы. По-видимому, последним отчасти объясняется отсутствие или слабая выраженность элювиальных горизонтов в ряде разрезов. Другой возможной причиной этого может быть относительная молодость почвенных профилей, в той или иной степени обновлённых в результате карьерных разработок.

Анализируемая почва обладает неблагоприятным гумусным состоянием и физико-химическими свойствами. Содержание гумуса соответствует очень низкому уровню и колеблется от 0,6 до 1,7% в верхних горизонтах, закономерно снижаясь до близких к нулевым значений с глубины 60 см и более. Наиболее вероятными причинами этого может быть лёгкий гранулометрический состав, а также молодость отдельных профилей, заложенных вблизи бывших карьерных разработок. Ёмкость поглощения гумусовых горизонтов низкая (4–6 мг-экв/100 г почвы), что объясняется легким гранулометрическим составом и низким содержанием органического вещества. Однако в нисходящем направлении она имеет тенденцию к возрастанию, что фактически не согласуется с данными гранулометрического состава и параметрами гумусового состояния нижних толщ профиля. Возможной причиной этого могут быть различия в минералогическом составе и, соответственно, сорбционных свойствах пуговых наносов. Содержание оснований в составе поглощающего комплекса низкое, особенно в верхней, наиболее интенсивно промачиваемой толще профиля. Поэтому значительную часть обменных позиций занимают ионы водорода, продуцируемые малозольной древесной мелколиственно-хвойной южнотаёжной растительностью. Как следствие, верхние, наиболее выщелоченные и, вместе с тем, гумусированные горизонты характеризуются большими, хотя в целом и относительно невысокими величинами гидролитической кислотности, убывающими в нисходящем направлении. Степень насыщенности основаниями верхних горизонтов варьирует в широких пределах – от крайне низкой до близкой к высокой, – возрастая вглубь профиля вслед за увеличением содержания оснований при переходе к материнским породам. Судя по значениям pH солевой вытяжки, особенно верхних горизонтов, находящимся преимущественно в кислом и сильнокислом интервале, в составе потенциальной кислотности велика

доля обменного алюминия. Реакция почвенных растворов на порядок ниже, т. е. слабокислая и закономерно снижается до нейтральных и щелочных значений в направлении материнских (и подстилающих) пород.

Таким образом, результаты предварительных исследований «пуговых почв» на примере отдельных разрезов свидетельствуют об их своеобразии, обусловленном в первую очередь свойствами литогенной матрицы. По этой причине данные почвы резко отличаются от окружающих песчано-гравийные холмы дерново-подзолистых почв, формирующихся на покровных суглинках. Рассмотренные почвы отличается лёгкий гранулометрический состав и менее благоприятные физико-химические и биохимические свойства: малогумусность, низкие ёмкость катионного обмена и содержание обменных оснований, кислая реакция. Судя по описанным почвенным профилям, среди почвообразовательных процессов преобладают элювиальные, что соответствует местному зональному комплексу современных условий и факторов почвообразования. Косая слоистость песчаных и гравийно-галечных отложений, наличие блоков прочных конгломератов и «пустынный загар» однозначно свидетельствуют о том, что исследуемая пуговая гряда представляет собой останец пермских палеорусловых отложений, подобных Шаймиевской пуге. Однако в здешних местах встречаются и пуговые образования с иными геоморфологическими, литологическими, фитоценоотическими, почвенными и в целом – геосистемными – характеристиками. Последнее требует сбора дополнительных сведений о пространственном разнообразии подобных образований, являющихся своего рода визитной карточкой Чепецко-Кильмезской возвышенности, и имеющих важное научное, прикладное и познавательное значение.

Литература

Прокашев А. М., Вартан И. А., Мокрушин С. Л., Соболева Е. С., Чепурнов Р. Р., Хлебникова А. О., Кузнецов В. А. Пуговые почвы Вятского Прикамья с реликтовым гумусовым горизонтом // Прошлое, современное состояние и прогноз развития географических систем: Материалы Всерос. науч. конф. с междунар. участием. 2014. С. 154–158.

Прокашев А. М. Генезис и эволюция почв бассейна Вятки и Камы. Киров, 2009. 386 с.

Селивановский В. Б. О пугах Кировской области // Ученые записки Казанского государственного университета. Т. 121. Кн. 6. Казань, 1961.

Ступишин А. В. К вопросу о происхождении пуг и об одной археологической находке в пуге Кировской области // Ученые записки Казанского государственного университета. Т. 124. Кн. 4. Казань, 1964.

Петухова Н. М. О некоторых формах рельефа юга Кировской области // Ученые записки кафедры физической географии. Вып. 33. 1969. С. 3–21.

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ЭЛЕМЕНТОВ В СТРУКТУРНЫХ КОМПОНЕНТАХ И КОНКРЕЦИОННЫХ НОВООБРАЗОВАНИЯХ ОСВОЕННЫХ ПОЧВ ВОРКУТИНСКОГО РАЙОНА

О. В. Шахтарова, С. В. Денева, Г. В. Русанова

Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,

olga.shakhtarova@mail.ru

Почвы, как главная депонирующая среда, влияют на загрязнение других компонентов ландшафта. Одной из функций почв, как центрального компонента биосферы, является регулирование поведения загрязнителей. Почвы субарктики, испытывающие значительный техногенный пресс, являются наиболее чувствительными к антропогенным воздействиям. Структурные компоненты и конкреционные новообразования в почвах отражают особенности почвообразовательных процессов и служат объективными диагностическими признаками, а так же играют важную роль в распределении химических элементов внутри почвенной системы. Особенности перераспределения тяжелых металлов (ТМ) между структурными компонентами почв (скелетаны, внутрипедная масса) до настоящего времени не были изучены, а сведения о содержании большей части макро и микроэлементов в конкрециях единичны и фрагментарны. Таким образом, целью данной работы является анализ аккумуляции и распределения элементов в структурных компонентах и конкреционных новообразованиях почв Воркутинского района.

Район характеризуется ландшафтами с кислым глеевым классом миграции (Перельман, Касимов, 1999, 2000), представляет эрозионно-денудационно-аккумулятивную равнину с островным характером залегания многолетнемерзлых пород на глубине 0,9–2,0 м. В почвенном покрове этих ландшафтов до 30% занимают глееземы криометаморфические (тундровые поверхностно-глеевые почвы), формирующиеся на пылевато-суглинистых отложениях (О, 0–13 см – Bg, 13–38 см – CRM1, 38–60 см – CRM2, 60–100 см – BC, 100–120 см). Выполнено исследование профильной дифференциации кутанного комплекса, отбор внутрипедной массы (ВПМ), песчано-пылеватых кутан (скелетан) и проб конкреционных новообразований агроглеезема криометаморфического (освоенной тундровой поверхностно глеевой почвы сеяного луга). Содержание элементов в структурных компонентах (Cu, Pb, Cd, Zn, Co) и конкрециях (Cu, Zn, Cr, Cd, Cu, Pb, As, Ca, Mg, K, Na, Al, Fe, Mn) почв определяли в соответствии с аттестованными методиками (Количественный..., 1998) в аккредитованной лаборатории «Экоаналит» Института биологии Коми НЦ УрО РАН.

В профильной дифференциации рассматриваемых элементов структурных компонентов почв (табл. 1) отмечается элювиально-иллювиальный тип распределения. Кислая реакция, нисходящая миграция Fe-органических соединений из гор. Bg, слабая насыщенность основаниями определяют вынос элементов. Возрастание аэрации, специфическая криогенная структура гор. CRM, увеличение содержания физической глины и поглощенных оснований, подвижных органических веществ, усреднение реакции среды вызывают увеличение

емкости биогеохимического и сорбционного барьеров в нижних горизонтах (CRM и BC).

Таблица 1

Содержание подвижных форм тяжелых металлов в структурный компонентах агроглеезема криометаморфического, мг/кг

Горизонт	Глубина, см	Компоненты	Cu	Pb	Cd	Zn	Co
Bg	13-22	ВПМ	4,7±0,9	7,5±1,9	0,13±0,07	26,0±5,0	4,4±1,7
		скелетаны	5,1±1,0	9,0±2,2	0,17±0,10	29,0±6,0	5,4±2,1
Bg	22-38	ВПМ	7,1±1,4	6,6±1,7	0,17±0,08	34,0±7,0	6,0±2,4
		скелетаны	7,6±1,5	9,0±2,2	0,17±0,08	36,0±7,0	11,0±4,0
CRM1	38-60	ВПМ	10,6±2,1	7,8±1,9	0,17±0,08	33,0±7,0	8,0±3,0
		скелетаны	14,4±2,9	9,0±2,2	0,25±0,12	44,0±9,0	10,0±4,0
CRM2	60-100	ВПМ	8,1±1,6	6,1±1,5	0,14±0,07	24,0±5,0	7,1±2,8
		скелетаны	13,9±2,8	9,4±2,3	0,23±0,11	41,0±8,0	10,8±4,0
BC	100-120	ВПМ	10,7±2,1	7,0±1,8	0,22±0,11	33,0±7,0	6,4±2,6
		скелетаны	15,0±3,0	9,3±1,3	0,27±0,13	45,0±9,0	10,0±4,0

Наблюдается более высокое содержание элементов в скелетанах, по сравнению с внутриведной массой. Скелетаны, приуроченные к границе раздела фаз, выполняют функцию микробарьера, на котором происходит как сорбционная концентрация компонентов из мигрирующих растворов, так и осаждение. Повышенная концентрация тяжелых металлов в скелетанах может служить индикатором загрязнения мигрирующих в почвы растворов.

Что касается конкреционных новообразований, основное внимание уделяется содержанию главных конкрециеобразующих элементов (Fe и Mn). Поскольку гидроксиды железа и марганца способны удерживать значительные количества микроэлементов в результате сорбции, соосаждения и окклюзии (Heavy metal compounds, 2010), в составе минеральной части конкреций выделяется две группы микроэлементов: группа марганца, в которую входят Pb, Co, Cu, Ni, и группа железа, включающая Cd и As. В конкреционных новообразованиях максимальное содержание микроэлементов группы железа обнаружено в органогенных горизонтах. Количество элементов группы марганца увеличивается с глубиной, максимальное содержание наблюдается в нижних минеральных горизонтах почвенных профилей.

Дополнительное поступление макро- и микроэлементов благодаря внесению удобрений в освоенные почвы приводит к увеличению в конкреционных новообразованиях верхних горизонтов как валового содержания таких элементов, которые в фоновых условиях накапливаются слабо (Mg, Ca, K, Na), так и подвижных форм, но уменьшению Fe, относительно высокое содержание которого характерно для тундровых природных почв. Биоклиматические особенности тундр определяют низкую активность биогеохимических процессов, в т.ч. почвообразования. Химическое выветривание протекает слабо, при этом высвобождающиеся основания вымываются из природных почв. Почвы теряют калий, натрий, кальций, магний, но относительно обогащаются железом. По величине коэффициентов накопления установлено, что наиболее активно конкре-

ции поглощают Fe, Mn, Co, Cd, Pb и As, в меньшей степени макроэлементы (Ca, Mg, K, Na), а также Zn, Cr, Al (табл. 2). Для конкреций почв, использованных в сельскохозяйственном производстве, характерно увеличение интенсивности инактивации и поглощения элементов. В новообразованиях окультуренного слоя (гор. ABg и Bg) освоенной почвы в максимальных количествах представлены как макроэлементы Ca, Mg, K, Na, так и микроэлементы Al, Zn, Cu. Элементы группы железа в наибольших количествах здесь отмечены в горизонте с переменным окислительно-восстановительным потенциалом B2.

Таблица 2

**Коэффициенты накопления* (КН) валовых и подвижных форм
элементов в конкрециях тундровых почв**

Горизонт	Глубина, см	Вытяжка	Cu	Pb	Cd	Zn	Ni	Co	Cr	As	Mn	Fe	Al	Mg	Ca	K	Na
Глеезем криометаморфический																	
OB1	10–14	**	1,1	4,8	4,6	1,3	1,3	8,2	1,3	8,9	9,8	4,6	1,1	1,1	1,0	1,0	1,5
OB1	10–14	***	0,6	1,8	–	1,0	1,2	7,3	3,3	1,8	3,8	14,3	1,5	1,0	2,4	1,1	4,2
B	14–46	**	1,9	4,3	5,6	1,2	1,7	10,0	1,2	7,8	7,5	3,9	1,3	1,1	0,7	1,2	1,2
B	14–46	***	0,7	2,3	–	1,0	2,3	14,5	2,7	1,0	9,8	5,7	1,7	1,2	1,4	1,5	2,3
Агроглеезем криометаморфический (дерновая поверхностно-слабоглеевая почва сеяного луга)																	
ABg	4–13	**	2,6	2,4	2,0	1,3	2,1	8,6	1,1	2,3	6,5	1,8	1,3	1,3	2,1	1,5	1,7
ABg	4–13	***	1,5	2,5	–	1,0	8,8	20,8	1,1	1,0	13,2	0,7	0,8	15,2	7,4	3,3	4,5
Bg	13–22	**	0,7	5,9	6,1	0,8	1,1	12,2	1,1	5,8	19,7	4,0	1,0	0,9	0,8	0,8	0,9
Bg	13–22	***	0,8	2,0	–	1,0	1,3	4,8	1,8	1,0	6,0	2,6	1,0	0,9	1,2	0,9	1,4
B1	22–38	**	1,0	5,7	2,6	1,0	1,3	23,6	1,0	3,8	22,5	2,3	1,0	0,7	0,5	0,7	0,8
B1	22–38	***	0,6	2,3	–	1,0	1,2	42,9	1,9	1,0	40,7	4,2	2,1	0,5	0,7	0,9	1,0
B2	38–60	**	0,7	4,9	1,6	0,7	1,0	30,9	1,0	4,0	18,2	1,8	0,9	0,7	0,6	0,7	0,8
B2	38–60	***	0,8	2,6	–	1,0	0,9	48,0	5,2	1,0	20,9	6,3	2,1	0,4	0,4	0,4	0,6

Примечание: * – коэффициенты накопления – отношение содержания элемента в конкрециях к его содержанию в мелкозем вместиющего горизонта; «**» – валовые формы; «***» – подвижные формы; «–» – не определялось.

Распределение и подвижность макро и микроэлементов обусловлены множеством факторов: величиной pH, общим содержанием частиц <2 mm, органического вещества, совокупным действием одновременно протекающих реакций, которые обобщенно называются сорбцией (Ковальский, Андрианова, 1970; Орлов, 1998; Ильин, Сысо, 2001). Большая часть соединений находится в нерастворимом или труднорастворимом (прочносвязанном) состоянии. Относительное содержание подвижных или легкодоступных для растений форм микроэлементов варьирует в пределах десятых долей до 11, макроэлементов – до 50 %. Наибольшей степенью подвижности (ω , %), характеризующей склонность соединений элементов к трансформации, обладают соединения Ca, Na, Cu, Pb и Mn, меньшей – таких элементов как Cd, Zn, As.

Таким образом, поведение элементов в почвах контролируется свойствами почв: величиной pH, содержанием физической глины, органического вещества, выраженностью криогенных процессов. Конкреционные новообразования

активно взаимодействуют с почвенными компонентами и, накапливая различные макро- и микроэлементы, образуют в почвенном профиле микрозоны с их повышенной концентрацией. Прослеживается прямая зависимость между профильным распределением макро- и микроэлементов в почвенном мелкоземе и конкрециях, поскольку часть химических элементов непосредственно связана с вмещающей почвенной массой и содержится в конкрециях в составе ядер и механических включений, захваченных в процессе роста. В Fe-Mn новообразованиях подвижные формы микроэлементов находятся на поверхности образований, накопление инертных форм является результатом взаимодействия с минеральной фазой (Водяницкий, 2003).

Работа выполнена в рамках проекта № 15-2-4-28 «Биогеохимические процессы как основа устойчивого функционирования почв Арктики в условиях меняющейся природной среды (на примере равнинных и горных экосистем)» «Комплексной программы УрО РАН 2015-2017 гг.».

Литература

Водяницкий Ю. Н. Химия и минералогия почвенного железа // Почвенный ин-т им. Докучаева. 2003. 238 с.

Ильин В. Б., Сысо А. И. Микроэлементы и тяжелые металлы в почвах и растениях Новосибирской области. Новосибирск, 2001. 229 с.

Ковальский В. В., Андрианова Г. А. Микроэлементы в почвах СССР. М., 1970. 179 с.

Орлов Д. С. Микроэлементы в почвах и живых организмах // СОЖ. 1998. № 1. С. 61–68.

Перельман А. И., Касимов Н. С. Геохимия ландшафта. М.: Астрель, 2000. 1999. 768 с.

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.

Heavy metal compounds in soil: transformation upon soil pollution and ecological significance / T. M. Minkina, G. V. Motusova, O. G. Nazarenko, S. S. Mandzhieva. New York: Nova Science Publishers, Inc. 2010. 184 p.

ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В ПОЧВАХ ИНТИНСКОГО РАЙОНА РЕСПУБЛИКИ КОМИ

В. А. Безносиков, Е. Д. Лодыгин

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

Среди факторов, воздействующих на живые организмы, тяжелые металлы (ТМ) занимают особое место, так как их избыточные концентрации представляют серьезную опасность для многих форм жизни. Токсичность ТМ тесно связана с их физико-химическими свойствами, электронной конфигурацией, ионизацией, электроотрицательностью, величиной окислительно-восстановительного потенциала, сродством к различным химическим и функциональным группам и т.д. (Дмитриева и др., 2002).

Поступление ТМ в наземные и водные экосистемы происходит как в результате естественных процессов, так и в результате антропогенной деятельно-

сти. Степень экологического воздействия ТМ определяется, в первую очередь, характером соединений, в которые они входят. После поступления в окружающую среду они подвергаются различным превращениям с изменением валентности и растворимости. Например, металлургические предприятия, тепло- и электростанции выбрасывают ТМ преимущественно в нерастворимой форме, однако в ходе атмосферного переноса происходит постепенное их выщелачивание из минеральной матрицы аэрозольных частиц и переход в ионную, водорастворимую форму (Исидоров, 1999; Василевич и др., 2014).

Глобальность проблем охраны окружающей среды в настоящее время требует новых подходов к оценке конкретной экологической ситуации, складывающейся в естественных биогеоценозах. Хозяйственная деятельность человека приводит к изменениям в структуре и функциях природных комплексов: изменяются направления и темпы миграции химических элементов, перемещаются зоны их выноса и накопления. По разным причинам природные среды оказываются перегруженными соединениями ТМ. Вследствие высокой биологической активности ТМ, попадая в природные среды в миграционно-активном состоянии, включаются в той или иной степени в биологический круговорот. Поэтому получение достоверной информации о фоновом содержании этих поллютантов в почвах, процессах их накопления и перераспределения, а также выявление вклада различных источников ТМ в загрязнение различных биогеоценозов приобретают определяющее значение.

Большое значение для получения достоверной информации о поведении ТМ в конкретном биогеоценозе имеет изучение их баланса с использованием ландшафтно-геохимического метода. Имеющиеся балансы привноса – выноса тяжелых металлов в почвах показывают, что массовая доля данных элементов в поверхностном слое почв возрастает с расширением индустриальной и сельскохозяйственной деятельности. Поверхностный слой почвы, а иногда и нижележащие горизонты, подвергаются как трансграничному, так локальному и региональному загрязнению, вследствие воздушного переноса элементов на большие расстояния. В связи с этим в системе мониторинга окружающей среды важную роль играет количественная оценка фонового содержания ТМ в почвах для выявления уровня загрязнения и темпов накопления токсичных ингредиентов в природных объектах для оптимизации природоохранных мероприятий (Безносиков и др., 2010).

Цель данной работы – оценка фонового содержания, установление закономерностей накопления и распределения тяжелых металлов по профилю разных типов почв таежной и тундровой зоны Республики Коми (Интинский р-н) с учетом ландшафтно-геохимических особенностей территорий.

При отборе почвенных образцов был использован маршрутный метод, позволяющий учитывать закономерности формирования почвенного покрова в ландшафтах: от водораздела (автоморфные почвы) до геохимически подчиненных ландшафтов (гидроморфные почвы). Химический анализ образцов почв выполнены в экоаналитической лаборатории «Экоаналит» Института биологии Коми НЦ УрО РАН, аккредитованной в Системе аккредитации аналитических лабораторий (центров) Росстандарта.

Экстракцию ионов металлов из почвенных образцов проводили раствором азотной кислоты при нагревании на водяной бане (РД 52.18.191-89). Определение содержания кислоторастворимых форм металлов (меди, свинца, цинка, никеля, кадмия и марганца) выполняли атомно-эмиссионным методом с атомизацией в индуктивно-связанной аргоновой плазме (ПНД Ф 16.1:2.3:3.11-98). Содержание ртути определяли методом атомной абсорбции на ртутном спектрометре РА-915+ без предварительного разложения образца (ПНД Ф 16.1:2.23-2000).

Для ландшафтно-геохимической оценки фонового содержания тяжелых металлов в почвах Интинского района была проведена оцифровка Государственной почвенной карты (1998) масштаба 1:1000000, на основе которой созданы: систематический список почв; база данных содержания ТМ в почвах с использованием ГИС-технологий; рассчитаны площади почв. Этот район занимает площадь свыше 28 тыс. км². Наиболее распространенными почвами исследованной территории являются: болотно-подзолистые – 25,6 %, тундровые – 21,9 %, горные – 17,2 % и болотные – 11,7 % (табл.).

Таблица

Распределение почв в Интинском районе Республики Коми

№ п/п	Почвы	Площади почв	
		км ²	%
1	Глееподзолистые	2789,9	9,9
2	Торфянисто-подзолисто-глееватые	2516,3	8,9
3	Торфяно-подзолисто-глеевые	1935,9	6,9
4	Болотные	3315,7	11,7
5	Подзолы иллювиально-гумусовые	966,7	3,4
6	Торфянисто-подзолисто-глееватые иллювиально-гумусовые	1467,1	5,2
7	Торфяно-подзолисто-глеевые иллювиально-гумусовые	1305,7	4,6
8	Тундровые поверхностно-глеевые	1575,4	5,6
9	Торфянисто-тундровые глеевые	1867,4	6,6
10	Торфяно-тундровые глеевые	2738,0	9,7
11	Горно-тундровые пропитанно-гумусовые	1610,0	5,7
12	Горно-тундровые иллювиально-гумусовые	2954,8	10,5
13	Горно-тундровые глеевые	296,1	1,0
14	Аллювиальные	1962,0	6,9
15	Водные объекты	337,3	1,2
16	Гольцы (каменистые россыпи и выходы горных пород)	617,5	2,2
Всего		28255,8	100,0

Полученные результаты показали, что накопление и распределение ТМ в почвенном покрове зависит от ряда факторов: гранулометрического и химического состава почвообразующих пород, рельефа территории, определяющего направление геохимического стока, характера почвообразования, обуславливающего современное перемещение элементов в зоне гипергенеза. При картографировании содержания различных поллютантов в почвах были использованы массовые доли этих компонентов в органогенных горизонтах, которые обладают аккумулярующей способностью и являются интегральным показателем аэротехногенной нагрузки на почвенный покров. Результатами проведенных

исследований установлено, что в почвах таежной и тундровой зон Республики Коми содержание тяжелых металлов в почвах согласуется с нормальным законом распределения или близко к нему. Для их распределения характерна положительная асимметричность, в большинстве случаев свидетельствующая о том, что наибольшее число вариаций приходится на величины меньше среднего арифметического.

Установлено, что диапазон фоновых колебаний содержания тяжелых металлов в органогенных горизонтах с уровнем значимости 0,5 близки для болотно-подзолистых и глееподзолистых почв. Это связано с единством почвообразующих пород, близким гранулометрическим составом почв на суглинках и едиными закономерностями миграции веществ в ландшафте. Аналогичные закономерности массовой доли ТМ отмечены в почвах, сформированных на древнеаллювиальных и водноледниковых песчаных отложениях (подзолы иллювиально-гумусовые) и на слабодренированных равнинных водоразделах увалов, флювиогляциальных террасах, покрытых песчаными отложениями (торфянисто-подзолистые иллювиально-гумусовые), но абсолютное содержание ТМ в этих почвах ниже, чем в почвах, образованных на суглинистых почвообразующих породах.

Работа выполнена при финансовой поддержке Программы Президиума РАН № 15-2-4-5 (№ гос. рег. 115082010009).

Литература

Безносиков В. А., Лодыгин Е. Д., Чуков С. Н. Ландшафтно-геохимическая оценка фонового содержания тяжелых металлов в почвах таежной зоны // Вестн. С.-Петерб. ун-та. Сер. 3: Биология. 2010. Вып. 2. С. 114–128.

Василевич Р. С., Безносиков В. А., Лодыгин Е. Д., Кондратенко Б. М. Комплексообразование ионов ртути (II) с гуминовыми кислотами тундровых почв // Почвоведение. 2014. № 3. С. 283–294. DOI: 10.7868/S0032180X14030113.

Государственная почвенная карта России. Масштаб 1:1000000. Лист Q-41 (Воркута). Гл. редактор Л. Л. Шишов. М.: ПКО «Картография», 1998.

Дмитриева А. Г., Кожанова О. Н., Дронова Н. Г. Физиология растительных организмов и роль металлов. М.: МГУ, 2002. 146 с.

Исидоров В. А. Введение в химическую экотоксикологию. СПб.: Химиздат, 1999. 144 с.

СОДЕРЖАНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ТОРФАХ И СИСТЕМА МОНИТОРИНГА БОЛОТ КАК ЛАНДШАФТНЫХ КОМПЛЕКСОВ

А. И. Шмелькова

*Брянский государственный университет им. И. Г. Петровского,
alina.nurtdinowa@mail.ru*

В условиях болот, характеризующихся высокой обводненностью, кислой средой и низкой аэрацией, интенсивность жизнедеятельности микроорганизмов, способствующих разложению растительных остатков, крайне низка. Это обеспечивает накопление слаборазложившихся частей растений – торфа. Напластование торфов образует торфяную залежь. Это позволяет использовать

болотные экосистемы в качестве индикаторов загрязнения окружающей среды поллютантами, в том числе и элементами группы тяжелых металлов (ТМ) (Алексеев, 1987; Волкова и др., 2012; Анищенко и др., 2013). При этом содержание ТМ в верхнем слое торфяной залежи отражает современное состояние региона, а распределение элементов по профилю залежи является показателем динамики их накопления в разные временные периоды, что позволяет действительно организовать мониторинговые исследования ландшафтных комплексов болот и заболоченных участков (Волкова и др., 2012). Цель работы – охарактеризовать содержание ТМ в верхнем деятельностном горизонте торфов наиболее распространенных типов болот на примере Брянской области.

Исследования проводились в болотных ландшафтах северной и южной частей Брянской области. Для оценки было выбрано несколько болотных экосистем. Образцы торфа отбирались в поверхностных горизонтах (0–8 или 0–10 см) залежей для оценки современного уровня загрязнений по общепринятой методике (Методические рекомендации ..., 1982). Характеристики торфов представлены в таблице 1.

Таблица 1

Характеристика болот и поверхностных образцов торфа

№	Название, расположение болота	Н, см	Вид торфа	R* (%)
1	Торфяник Валуец, 200 м от посёлка Вадьковка (Брянская область Погарский район)	0–8	Древесный, верховой	<50
2	Торфяник Синин Хутор, 70 м от села Синин на берегу реки Вабля (Брянская область Погарский район)	0–8	Осоковый, низинный	35–50
3	Торфяник Вадьковка, 100 м от села Бобрик на побережье реки Вабля (Брянская область Погарский район)	0–8	Верховой	20–35
4	Болота _Клетнянский район, урочище Галое болото, 500 м от трассы	0–5	Древесный, верховой	20–35

Примечание: * – степень разложение торфа, %.

Определение валовых концентраций 12 ТМ проводились методом спектрального анализа (Методика выполнения измерений ..., 2004).

Содержание ТМ в поверхностных образцах торфа позволяет оценить современное состояние атмосферы и подземных вод Брянской области. *Свинец* является имобильным элементом, т.е. не мигрирует по профилю залежи, что позволяет рассматривать его концентрацию как показатель загрязнения в определенный временной отрезок. Торфяные образцы, взятые в точках пробоотбора на болотах, по содержанию ТМ показали, что концентрация свинца изменяется в пределах от 22,0 до 28,0 мг/кг (ориентировочно допустимая концентрация (ОДК) для почв населенных мест концентрация свинца не должна превышать 32,0 мг/кг). Превышений допустимых значений не выявлено (табл. 2). Содержание *меди* в поверхностных пробах торфа коррелирует с уровнем антропогенной нагрузки. Как показали результаты исследования, концентрация меди в пробах торфов на территории Брянской области находится в пределах 22,0–28,9 мг/кг (ОДК – 33,0 мг/кг). Превышений ОДК не выявлено (табл. 2). Содержание *мышьяка* в поверхностных образцах торфов Брянской области изменяет-

ся 1,1–13,0 мг/кг. По сравнению с ОДК для мышьяка (2,0 мг/кг) полученные данные говорят о превышении фоновой концентрации в 3–4 раза (табл. 2). Концентрация *ванадия* в почве не должна превышать 150,0 мг/кг. Исследования показали, что концентрация ванадия в поверхностных образцах торфа на территории Брянской области находится в пределах ОДК (11,0–59,0 мг/кг) (табл. 2). Содержание *марганца* в почве не должна превышать 1500,0 мг/кг. Концентрация этого ТМ в торфах на территории Брянской области изменяется в пределах 173,0–2252,0 мг/кг, содержание марганца в пробах не превышает допустимых норм (табл. 2). Содержание *цинка* в почве не должно превышать 55,0 мг/кг. Исследования показали, что данный ТМ в деятельностном горизонте торфяных залежей на территории Брянской области накапливается в пределах от 14,0–28,0 мг/кг, содержание свинца находится в пределах ориентировочно допустимой концентрации (табл. 2).

Таблица 2

Содержание тяжелых металлов в верхнем горизонте торфяных залежей болот Брянской области, мг/кг

Болота	Pb	As	Zn	Cu	V	Mn
Торфяник Валуец, Брянская область, (Н-0-8 см)	24,0±2,1	2,0	53,5±5,2	40,0±3,8	12,0±1,0	173,0 ±10,4
Торфяник Синин Хутор, Брянская область, (Н-0-8 см)	27,0±2,4	1,8	60,9±5,8	39,5±3,5	10,9±0,9	577,95±15,7
Торфяник Вадьков-ка, Брянская область, (Н-0-8 см)	22,0±2,1	1,7	58,3±5,3	40,3±3,6	13,0±1,1	825,95±16,8
Урочище Галое болото, Брянская область, (Н-0-5 см)	27,6±2,6	9,9±0,8	40,4±3,6	25,3±2,1	44,6±3,8	623,0±15,3

Результаты проведенных исследований позволяют рассматривать торфяную залежь болот в качестве индикатора загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами. Сохранность торфяных отложений позволяет изучить динамику содержания токсикантов, выявить влияние локальных и глобальных факторов в их накоплении, оценить роль техногенного пресса.

Литература

- Алексеев Ю. В. Тяжелые металлы в почвах и растениях. Агропромиздат, 1987. С. 56–99.
- Анищенко Л. Н., Нуртдинова А. И., Ворочай Ю. А. Устойчивость водно-болотных угодий как показатель адаптации и экологической безопасности // Современное общество и экология: Междунар. конф. Чебоксары: ЧКИ РУК, 2013. С. 14–18.
- Волкова Е. М., Горелова С. В., Музафаров Е. Н. Биомониторинг антропогенного загрязнения Тульской области на основе анализа накопления тяжелых металлов в торфяных залежах болот // Известия Тульского государственного университета. Естественные науки. 2012. Вып. 2. С. 253–263.

Методика выполнения измерений массовой доли металлов и оксидов металлов в порошкообразных пробах почв методом рентгенофлуоресцентного анализа. М 049-П/04. СПб.: ООО НПО «Спектрон», 2004. 20 с.

Методические рекомендации по проведению полевых и лабораторных исследований почв и растений при контроле загрязнения окружающей среды металлами / Под ред. Н. Г. Зырина и С. Г. Малахова. М: Гидрометеиздат, 1982. 108 с.

СОДЕРЖАНИЕ ЦИНКА В ОСУШЕННЫХ ТОРФЯНЫХ ПОЧВАХ «КАРИНСКОГО» БОЛОТА КИРОВО-ЧЕПЕЦКОГО РАЙОНА КИРОВСКОЙ ОБЛАСТИ

Е. С. Гонина

*Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
gonina-elena@mail.ru*

Болотные экосистемы широко распространены в бореальной (лесной) зоне. В России болота и заболоченные земли занимают более 20% территории. По данным Института лесоведения РАН болота (с глубиной торфа более 0,3 м) занимают – 139 млн. га, а вместе с заболоченными землями (глубина торфа менее 0,3 м) – 369 млн. га. Существующие на сегодняшний день болотные массивы различны по растительному покрову, строению и возрасту. Они играют важную роль в балансе углерода, регулируют гидрологический режим территории, являются природными накопителями чистой пресной воды. Болотные экосистемы являются местами обитания редких представителей животного и растительного мира, вследствие чего они играют важную роль в сохранении биоразнообразия территории.

Торфяные отложения являются «природными архивами», «памятью» территории. В специфических условиях болотообразования (высокая обводненность, кислая среда и низкая аэрация) интенсивность жизнедеятельности микроорганизмов-разлагателей снижена. Растительные остатки напластовываются, образуя торфяную залежь. Торф обладает высокими адсорбционными свойствами и способен аккумулировать вещества, которые приносятся атмосферными осадками и поверхностными и грунтовыми водами. Это позволяет использовать торфяные отложения в качестве индикаторов загрязнения окружающей среды различными поллютантами.

Кировская область расположена на востоке Европейской части России. Наибольшее распространение болота получили в северной, северо-восточной и центральной частях области, на низинных участках речных пойм и террас. По имеющимся данным в 70-е годы 20 века на территории области было выявлено и разведано 1734 торфяных месторождения (Торфяной фонд..., 1970), к концу 90-х годов в области выявлено и описано 1858 торфяных месторождений (Уланов, 2005). Наиболее крупные болотные массивы осушены и освоены. Специальных исследований болот на территории Кировской области практически не проводилось.

На основе ранее проведенных исследований для детального изучения было выбрано «Каринское» болото (Шихова, Гонина, 2012). «Каринское» болото

расположено в Кирово-Чепецком районе Кировской области, в 8 км на восток от г. Кирово-Чепецк и в 9 км на северо-восток от железнодорожной станции Просница. Территория района представлена расчлененным древне-дунным песчаным рельефом. Здесь протекает река Вятка, на хорошо развитых обширных террасах которой сформировались торфяные месторождения, в их числе и «Каринское» болото. По характеру строения залежи и условиям торфообразования преобладают залежи торфа низинного типа. Площадь болота составляет 8286 га, максимальная мощность торфяного слоя 6,0 м, средняя – 2,21 м. Торфомассив разрабатывается с 1943 г. (Торфяной фонд ..., 1970).

Для намеченных исследований в период 2012–2014 гг. на «Каринском» болоте были заложены 10 ключевых участков с разной мощностью остаточного слоя торфяной залежи (от 0,25 м до 1,50 м). На каждом участке были заложены пробные площади, на которых проведено геоботаническое описание, заложены почвенные разрезы и отобраны пробы торфа по слоям. В соответствии с общепринятыми методами в образцах определяли величину $pH_{КС}$, содержание валовых и подвижных форм цинка. Содержание валовых и подвижных форм элемента определяли методом инверсионной вольтамперометрии на анализаторе ТА-4 разработки Томского политехнического института.

Средние статистические данные о содержании тех или иных химических элементов в различных типах почв и регионах считаются фоновыми концентрациями. Эти показатели обычно и используют при сравнении данных, полученных в ходе исследований, для установления нормального, повышенного или пониженного содержания элемента в районе исследований. Для оценки уровня загрязнения используют также величину ПДК.

Как показали результаты исследований, содержание валовых форм цинка варьирует в пределах 4,2–62 мг/кг, что меньше ПДК и фонового содержания. Величина ПДК для болотных торфяных почв не разработана. В данных исследованиях при сравнении использовали значения ПДК для зональных типов почв, которое установлено на уровне 108 мг/кг. Среднее содержание цинка в почвах Кировской области составляет 30,0–70,0 мг/кг (Шихова, Егошина, 2004). Торфяные почвы содержат несколько меньшие концентрации элемента, так в торфе низинного типа содержание валового цинка колеблется от 8,5 до 56,1 мг/кг, а в переходном торфе – от 3,6 до 30,6 мг/кг (Крештапова, 1991; Уланов, 2005).

Содержание цинка по профилю значительно колеблется, что, возможно, связано с ботаническим составом торфа. Так, по имеющимся данным, древесно-травяной торф интенсивнее накапливает молибден, древесно-сфагновый и комплексный верховой – медь и цинк, травяной – марганец и кобальт (Куликова, 1974). На участках с растительными сообществами несколько повышенные концентрации элемента зафиксированы в верхних горизонтах почвенного профиля. В ходе проведенных исследований также выявлено повышенное содержание валовых форм цинка на границе торфосодержащего и минерального горизонтов. Концентрация элемента здесь варьирует в пределах 31,0–49,0 мг/кг. Такие переходные горизонты, как правило, уплотнены, содержат как торфяные отложения, так и минеральные частицы, и служат препятствием для водообме-

на торфяного слоя с нижележащими горизонтами. В результате этого может происходить накопление химических элементов на границе этих горизонтов.

Как известно, характер и форма миграции элементов зависят от ряда внешних факторов. Одним из них является величина pH. Так, цинк очень подвижен в кислой среде (Ковда, 1985). Как показали проведенные исследования, величина pH_{KCl} торфа колеблется от 2,44 до 4,94. Скорее всего, такая кислая реакция среды и обусловила очень низкие концентрации подвижных форм цинка в исследуемых образцах вследствие активного выноса из почвенного профиля. Содержание подвижного цинка составило от следовых значений до 0,074–1,46 мг/кг. На ряде участков выявлено некоторое повышение содержания подвижных соединений элемента при повышении pH, однако, достоверной зависимости в результате исследований не было установлено.

Таким образом, установлено, что содержание цинка в почвах «Каринского» болота соответствует фоновым концентрациям в почвах Кировской области. На границе торфосодержащего и минерального горизонтов отмечено увеличение концентрации валовых форм элемента. Колебания содержания элемента по профилю свидетельствуют о перестройке почвенных процессов, так как в настоящее время ведется разработка данного торфомассива. Необходимо также учитывать, что это природный объект, и очень сложно исключить влияние других факторов природной среды на процессы миграции и трансформации соединений химических элементов.

Литература

- Ковда В. А. Биогеохимия почвенного покрова. М.: Наука, 1985. 264 с.
- Крештапова В. Н. Агрогеохимия торфяных почв Нечерноземной зоны Европейской части РСФСР: Автореф. дис. ... д-ра с.-х.н. М., 1991. 44 с.
- Куликова Г. Г. Краткое пособие к ботаническому анализу торфа. М.: Изд-во Московского университета, 1974. 95 с.
- Торфяной фонд РСФСР. Кировская область / Под ред. Н. А. Стеклова, А. С. Проворкина, А. А. Синадского. М.: Трест «Геолторфразведка», 1970.
- Уланов А. Н. Почвенные режимы низинных торфяных почв и выработанных торфяников Северо-Востока Европейской части России: Автореф. дис. ... д-ра с.-х. н. С.-Петербург-Пушкин, 2005. 42 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.
- Шихова Л. Н., Гонина Е. С. Болота как аккумуляторы некоторых тяжелых металлов // Почвы России: современное состояние, перспективы изучения и использования: Матер. докл. VI съезда Общества почвоведов им. В. В. Докучаева. Всерос. с междунар. уч. науч. конф. Кн. 3. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2012. С. 488.

РАДИОХИМИЧЕСКИЙ СОСТАВ ПОЧВ ТЕХНОГЕННОЙ ПРОВИНЦИИ КАДЖИ-САЙ

В. А. Прохоренко¹, С. П. Ли¹, Б. Жолболдиев², М. А. Пукальчик³

¹ *Институт химии и химической технологии*

Национальной академии наук Кыргызской республики,

² *Биолого-почвенный институт Национальной академии наук
Кыргызской республики;*

³ *Чешский университет естественных наук в Праге,
phytorem@mail.ru, baktiyar@mail.ru,
pukalchik.maria@gmail.com*

Настоящее исследование посвящено оценке степени антропогенного воздействия на территорию техногенной провинции Каджи-Сай (Кыргызстан) по двум группам исследуемых показателей – объемной радиоактивности и содержанию тяжелых металлов в верхних горизонтах почвы. Комплексные исследования загрязнения почвы проводились в районе пос. Каджи-Сай, где в период 1947–1965 гг. велась разработка месторождений руд с низким содержанием урана. В почвах Прииссыккуля удельная активность U-238 варьирует в пределах 42,3–106,6 Бк/кг, что в 1,7–4,3 раз выше кларка в земной коре. Среднее мировое значение удельной активности Ra-226 в почве варьирует в пределах 18,1–73,3 Бк/кг, средний кларк для почвы составляет 29 Бк/кг, в почвах исследуемой котловины его удельная активность составляет 59,4–111,7 Бк/кг, что превышает кларковое значение для почвы в 2–3,8 раз (Калдыбаев, Ибраева, 2013).

Образцы верхних слоев почвы отбирали с 22 пробных площадок, находящихся как на территории отвалов урановых шахт, так и в относительно чистых районах на склонах прилегающего горного массива, по берегу оз. Иссык-Куль и в Боомском ущелье (42°08'48"N, 77°11'10"E) (рис. 1).



Рис. 1. Карта отбора проб образцов технозема

Почва исследуемых образцов характеризовалась как серо-коричневая. Содержание гумуса – 0,5–1,5%, общего азота – 0,1–0,2%, значения pH отчетливо сдвинуты в щелочную область. Для измерения активности за счет распада ядер трех радионуклидов (U-238, Ra-226 и Pb-210) в отобранных образцах использовали гамма-спектрометр «Canberra» Model GX4019. Химический состав почвы по 16 элементам анализировали с помощью рентгенолюминесцентного спектрометра DELTA Classic.

Суммарное загрязнение почвы тяжелыми металлами (Z_c) оценивали по формуле Саета (как среднее геометрическое):

$$Z_c = n (K_1 \cdot K_2 \cdot \dots \cdot K_n)^{1/n} - (n - 1),$$

где n – число взятых в расчет ингредиентов, $K_i = C_i / C_{if}$, где C_{if} и C_i – фоновое и фактическое содержание i -го элемента в почве. Также проведены расчеты показателя загрязнения почв на основании средних геометрических коэффициентов концентрации тяжелых элементов – $Z_c(\Gamma)$, применяемый для характеристики полиэлементного загрязнения почв (Angulo, 1996; Yang et al., 2007), а также при подсчете среднего содержания тяжелых металлов и металлоидов в почвах (Добровольский, 2003):

$$Z_c(\Gamma) = n (K_{k1} \cdot K_{k2} \cdot \dots \cdot K_{kn})^{1/n} - (n - 1).$$

Результаты расчетов приведены на рисунке 2.

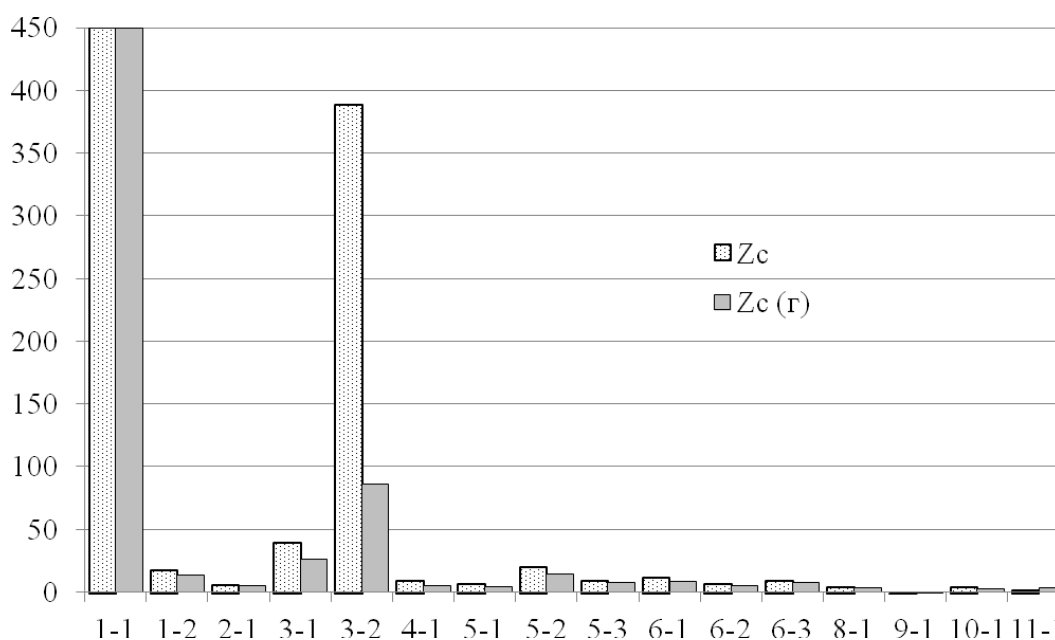


Рис. 2. Показатели суммарного загрязнения почв. Для участка №1-1 значения Z_c и $Z_c(\Gamma)$ составляют 9239 и 505 соответственно

Максимальный уровень **U-238** установлен на участке 3-2 и составил 1670,58 Бк/кг. На 18 участке уровень U-238 - 179,6 Бк/кг, на участках 1–2 и 2–1 – 144,94 Бк/кг, на 0 и 5-2 участках – 127,6 и 128 Бк/кг, на всех остальных участках уровень ниже и минимум составил на участке 11 – 21,9 Бк/кг. Максимальный уровень **Ra-226** установлен на 5-2 и 0 участках и составил 184 и 183,5 Бк/кг. На 18 и 3–1 участках уровень Ra-226 – 175,6 и 133,82 Бк/кг соот-

ветственно. Минимальный уровень в 23,8 Бк/кг наблюдался в районе с. Каджи-Сай на 12 участке.

Уровень **Pb-210** максимален на участках 5–2, 0, 18 и 3–1 соответственно – 311, 310,9, 256,3 и 237,41 Бк/кг, далее на участках 1–1, 1–2, 2–1 и 5–3 уровень Pb-210 – от 141 до 155 Бк/кг. Минимальная доза Pb-210 установлена на 11 участке в 41,8 Бк/кг. Исследование состояния изотопного состава в отстойниках по горизонтам показывает, что на участках 5–1 и 3–1 уровень изотопов Pb-210 сравнительно выше по сравнению с другими исследованными изотопами (U-238, Ra-226). В верхнем слое отстойников уровень U-238 составляет от 92 до 145 Бк/кг, в точке 3-2 наблюдается резкое повышение U-238 от 118 до 1670 Бк/кг, ниже по горизонту уровень концентрации резко снижается до 21 Бк/кг. По остальным изученным изотопам особо высоких концентраций не обнаружено.

Сравнение содержания U-238 с кларком показывает, что радиационный фон почвенного покрова Иссык-Кульской котловины в целом повышен до 4 раз, а в изученном техногенном районе по сравнению с кларком от 2 до 6 раз, на участке 3–2 хвостохранилища до 50 раз. Уровень радия-226 по сравнению с кларком почв повышен от 2 до 5 раз, а Pb-210 от 2 до 10. Наблюдаемые высокие концентрации изотопов на участке 3–2 вызваны эрозией почв в результате селевых и дождевых потоков.

Исследования выполнены в рамках проекта МНТЦ № КР-2092.

Литература

- Добровольский В. В. Основы биогеохимии. М.: ACADEMIA, 2003. 397 с.
- Калдыбаев Б. К., Ибраева К. Б. Эколого-радиобиогеохимическая оценка почвенного покрова Прииссыккуля // Вестник Иссык-Кульского университета. № 36. 2013. С. 24–28.
- Сает Ю. Е. Смирнова Р. С. Геохимические принципы выявления зон воздействия промышленных выбросов в городских агломерациях // Ландшафтно-геохимическое районирование и охрана среды. М.: Мысль, 1983.
- Сает Ю. Е., Ревич Б. А., Янин Е. П. и др. Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 1990. 335 с.
- Angulo E. The Tomlinson pollution load index applied to heavy metal «Mussel-Watah» data: a useful index to assess coastal pollution // Sci. Tot. Environ. 1996. V. 187. P. 19–56.
- Yang T., Liu Q., Chan L., Cao G. Magnetic investigation of heavy metals contamination in urban topsoils around the East Lake, Wuhan, China // Geophys. J. Int. 2007. V. 171. P. 603–612.

МНОГОЛЕТНЯЯ ДИНАМИКА МЕДИ И НИКЕЛЯ В ПОДСТИЛОЧНЫХ ВОДАХ В ХВОЙНЫХ ЛЕСАХ КОЛЬСКОГО СЕВЕРА

В. В. Ершов, Л. Г. Исаева

*Институт проблем промышленной экологии Севера КНЦ РАН,
slavo91@gmail.com, isaeva@inep.ksc.ru*

Почвенный раствор наиболее активная фаза почвы. Именно в нем происходит подавляющее большинство всех химических реакций, протекающих в почве. Вода своеобразное связующее звено в системе организмы – почвы - по-

рода – атмосфера. Обмен веществ осуществляется в основном через жидкую фазу – почвенный раствор, грунтовые и поверхностные воды (Ковда, 1985).

Мощным источником воздушного промышленного загрязнения в регионе является медно-никелевый комбинат «Североникель», расположенный в центральной части Мурманской области (г. Мончегорск). Воздушное промышленное загрязнение приводит к аллогенным сукцессиям, в ходе которых изменяется кислотность и питательный режим почв. Эти изменения связаны с поступлением кислотообразующих веществ из атмосферы, а также с реакцией растений на загрязнения. В условиях воздушного промышленного загрязнения нарушение функционирования фитоценоза приводит к изменению питательного режима почв (Лукина и др., 2008). Важной составляющей почвы является почвенная вода, заполняющая пространства между твердыми частицами. В ней в растворенном виде содержатся питательные вещества почвы, так что по сути это уже не вода в чистом виде, а некий почвенный раствор.

Мониторинг почв является неотъемлемым элементом экологического мониторинга, почвенные воды являются одним из объектов аналитического определения. В мониторинговых исследованиях рассматривается свободный почвенный раствор, функции которого делятся на транспортную, трансформационную, информационную (отображение процессов происходящих в почве) и защитно-регуляторную (источник питания для растений и микроорганизмов) (Трофимов, Караванова, 2009). Состав этого раствора зависит от поступления элементов из атмосферы, поглощения элементов живыми организмами, высвобождения элементов при разложении растительных остатков и гумификации, минерализации органического вещества, ионного обмена и процессов выветривания. Исследование состава почвенных вод, и, особенно, содержание в них тяжелых металлов, в условиях длительного воздушного промышленного загрязнения представляет большой интерес.

Цель работы: показать многолетнюю динамику содержания меди и никеля в почвенных водах Кольского Севера.

Полевые наблюдения проводились на 4 мониторинговых площадках Института проблем промышленной экологии севера КНЦ РАН. Объектами исследования послужили ельники кустарничково-зеленомошные и сосняки кустарничково-лишайниковые, развивающиеся в условиях различного уровня техногенного загрязнения. Объекты исследований расположены на разном удалении от источника загрязнения комбината «Североникель»: 7–10 км – стадии соснового и елового техногенного редколесья, 28–31 км – стадия интенсивной дефолиации и более 250 км – фоновая территория.

На мониторинговой сети площадок установлены лизиметры гравитационного типа конструкции Д. Дерома (Derome et al., 1993). Данный тип лизиметра представляет собой конструкцию из воронки диаметром 19,5 см и колбы-приемника объемом около 2,2 л. В воронку вставляется пластиковая фильтрационная сетка и отводная трубка, затем воронка засыпается дренажем из полиэтиленовой крошки. Для исследования внутрипрофильной миграции лизиметры закладываются на глубине 5, 20 и 40 см. На каждой площадке монтаж оборудования проводится в междокровных и подокровных пространствах с учетом пар-

целлярной структуры биогеоценоза. В данной работе рассматриваются только подстилочные воды, т.е. отобранные с лизиметров, заложенных на глубине 5 см, за период с 1991 по 2012 гг. Для анализа отбирали аликвотную часть пробы (250–300 мл или при отсутствии данного объема не менее 100 мл). В день отбора пробы транспортировали в лабораторию, замораживали и хранили в морозильной камере при -18°C . После размораживания каждую пробу аналитической партии фильтровали через бумажный фильтр «синяя лента» (диаметр пор 1–2,5 мкм). Медь и никель определяли методом атомно-абсорбционной спектроскопии.

В еловых лесах на фоновой территории различия в средних концентрациях меди и никеля за исследуемый период в подстилочных водах под кронами и между крон слабо отличается. Следует заметить, что содержание меди существенно выше (в 2,5 раза), чем никеля (коэффициент вероятности различий $p < 0,05$). В сосновых биоценозах данная тенденция повторяется ($p < 0,05$). Достоверных различий между еловыми и сосновыми лесами по концентрации в почвенных водах меди и никеля не обнаружено.

Среднее многолетнее содержание меди и никеля в почвенных водах в подкروновых пространствах еловых биоценозов на стадии интенсивной дефолиации в 3–6 раз выше, чем в межкروновых пространствах ($p < 0,05$). В сосновых лесах, напротив, можно наблюдать незначительное увеличение этих металлов в лизиметрических водах между кронами деревьев. В ельниках под пологом леса концентрации меди и никеля в подстилочных водах выше, по сравнению с сосняками (в 10 раз). Это объясняется поступлением элементов из крон деревьев, так как у ели более мощная крона, чем у сосны. В межкроновом пространстве столь сильных различий не наблюдается, концентрация никеля в почвенных водах выше в 2 раза, у меди достоверных различий выявлено не было. По сравнению с фоновой территорией в еловых дефолирующих биоценозах концентрация никеля и меди в почвенных водах существенно возрастает: под кронами – никеля в 50, меди в 25 раз, между крон – никеля в 30, меди в 4 раза ($p < 0,05$). В сосняках на стадии интенсивной дефолиации по сравнению с фоновой территорией данная тенденция имеет более сглаженный характер, под кронами деревьев никеля больше в 6 раз, меди в 2 раза, между крон – концентрации никеля выше в 15, меди в 3 раза ($p < 0,05$).

В техногенных еловых редколесьях различия как в подкроновых, так и в межкроновых пространствах средние многолетние концентрации металлов в почвенных водах аналогичны таковым на стадии интенсивной дефолиации. По сравнению с фоновой территорией содержание никеля в лизиметрических водах на глубине 5 см увеличивается в сотни, а меди в десятки раз. Различия со стадией интенсивной дефолиации менее существенны, концентрации тяжелых металлов увеличиваются всего в несколько раз ($p < 0,05$). В сосновых биоценозах данная тенденция полностью повторяется. Сравнивая состав подстилочных вод в техногенных сосновых и еловых редколесьях, можно констатировать, что концентрация меди и никеля между крон деревьев в ельниках выше в 2 раза, чем в сосняках. Достоверных различий под пологом леса не обнаружено.

Таким образом, показаны результаты многолетнего исследования почвенных вод органогенного горизонта на разных стадиях техногенной дигрессии. Выявлено, что древесные растения существенно влияют на концентрацию металлов в подстилочных водах, выполняя барьерную функцию, они захватывают множество элементов, которые потом поступают в почвенный профиль. Воздушное промышленное загрязнение существенно влияет на формирование подстилочных вод, чем ближе к источнику загрязнения, тем выше концентрации металлов, особенно никеля, в почвенных водах органогенного горизонта почв.

Литература

- Ковда В. А. Биогеохимия почвенного покрова. М.: Наука, 1985. 263 с.
Лукина Н. В., Полянская Л. М., Орлова М. А. Питательный режим почв северотаежных лесов. М.: Наука, 2008. 342 с.
Трофимов С. Я., Караванова Е. И. Жидкая фаза почв: учебное пособие по некоторым главам курса химии почв. М.: МГУ, 2009. 73 с.
Derome J., Niska K., Lindroos A.-J. & Valikangas P. The ion balance monitoring plot network // The Lapland Forest Damage Project. Russian-Finnish cooperation report. The Finnish Forest Research Institute, Rovaniemi Research Station, Rovaniemi, 1993. P. 49–57.

ФОНОВОЕ СОДЕРЖАНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ И МЕТАЛЛОИДОВ В ПОЧВАХ БАССЕЙНА ВЕРХНЕГО ТЕЧЕНИЯ р. ИЛЫЧ

Е. М. Лаптева, Е. В. Шамрикова, Ю. В. Холопов
Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,
lapteva@ib.komisc.ru

В Республике Коми (РК) природно-заповедный фонд включает 240 объектов особо охраняемых природных территорий (ООПТ), две из которых имеют федеральный, остальные – региональный статус (Кадастр ..., 2014). Общая площадь ООПТ составляет в настоящее время порядка 5,4 млн га или около 13% площади республики. Развитие системы ООПТ в РК предполагает расширение площади объектов ООПТ к 2025 г. до 6,4 млн га, или до 15,4% площади региона. Для оценки возможности включения в систему ООПТ новых территорий, в 2014 г. были проведены комплексные исследования природных комплексов в бассейне верхнего течения р. Илыч. В качестве одной из задач этих исследований была поставлена задача выявить особенности формирования почв и почвенного покрова в различных ландшафтных условиях на данной территории и оценить фоновое содержание в почвах тяжелых металлов (ТМ) и мышьяка. Последнее для РК имеет особое значение, т.к. вопросы оценки регионального уровня содержания загрязняющих веществ в почвах в условиях возрастания техногенного пресса на экосистемы Севера сохраняют свою значимость в силу отсутствия разработанных региональных уровней их предельно допустимых концентраций (ПДК) с учетом местного геохимического фона (Безносиков и др., 2007; Безносиков и др., 2010).

При обследовании долинных и водораздельных ландшафтов в бассейне верхнего течения р. Илыч выделены 4 ключевых участка, где заложены почвенные разрезы, проведено морфологическое описание почв, отобраны образцы почв для изучения физико-химических свойств, содержания и профильного распределения в них ТМ. Аналитические исследования выполнены в аккредитованной экоаналитической лаборатории Института биологии Коми НЦ УрО РАН. Валовое содержание кислоторастворимых форм тяжелых металлов (Cu, Pb, Cd, Zn, Ni, Co, Mn, Cr, Fe, Al, Mo, Hg) и мышьяка (As) определено атомно-эмиссионным методом с атомизацией в индуктивно-связанной аргонной плазме (ПНДФ 16.1:2.3:3.11-98), ртути – методом атомной абсорбции на ртутном спектрометре HF-915+ без предварительного разложения образца (ПНДФ 16.1:2.23-2000). При характеристике регионального фона ТМ использована градация, предложенная А. И. Обуховым и Л. Л. Ефремовой (1988).

Выделенные ключевые участки характеризуют почвы, распространенные в наиболее характерных для данной территории ландшафтах: 1) заболоченной части долины верхнего течения р. Илыч; 2) пойменной террасы и равнинной части предгорной увалистой полосы; 3) относительно дренированной надпойменной террасы р. Илыч и возвышенностей Ыджид Пармы; 4) заболоченной надпойменной террасы р. Илыч. В целом, обследованные участки полностью отражают все многообразие почв, представленных в пределах долинных и водораздельных ландшафтов бассейна верхнего течения р. Илыч. Согласно региональной классификации почв (Атлас почв Республики Коми, 2010), нашедшей свое отражение в легенде к листу Государственной почвенной карты Р-40 «Красновишерск» (1988) миллионного масштаба, на данной территории в ряду автоморфных почв выделены глееподзолистые, глееподзолистые иллювиально-гумусовые почвы и подзолы иллювиально-гумусово-железистые, в ряду полугидроморфных – торфянисто-подзолисто-глееватые, торфяно-подзолисто-глеевые, торфянисто-подзолисто-глееватые иллювиально-гумусовые и торфяно-подзолисто-глеевые иллювиально-гумусовые почвы, в ряду гидроморфных – болотные верховые торфяно-глеевые и торфяные, болотные низинные перегнойно-глеевые. В долинных ландшафтах пойменных террас р. Илыч описаны аллювиальные дерновые (слоистые и щебнистые), аллювиальные дерново-глеевые (в том числе слоистые) и аллювиальные болотные почвы. На склоновых поверхностях возвышенности Ыджид пармы выделены различные типы и подтипы горных почв – горные глееподзолистые иллювиально-гумусовые, горные лесные кислые оподзоленные (в том числе горные подзолы) и горные лесные кислые неоподзоленные почвы (буроземы). Весьма характерным для этого района является четкая зависимость характера растительного и почвенного покрова от экспозиции склонов. По «теплым» южным, юго-западным склонам при наличии хорошо развитого травяно-кустарничкового яруса под пологом еловых и елово-пихтовых лесов формируются почвы, относимые в соответствии с региональной классификацией, к горным дерново-лесным скрытоподзолистым почвам или, в соответствии с современной классификацией почв России (2004), буроземам. В межувалистых понижениях и по северным склонам под долгомошными елово-березовыми лесами развиты горные торфянисто-

подзолисто-глееватые почвы. Кроме того, в дополнение к представленному списку почв, в пределах склонов г. Развилки (возвышенность Ыджид Парма) на относительно выположенных плато с еловыми чернично-зеленомошными сообществами описаны глееподзолистые иллювиально-гумусовые текстурно-дифференцированные почвы, в ложбинах притеррасных участков надпойменных террас р.Илыч с ельниками высокотравными сфагновыми – болотные верховые остаточно-низинные почвы, на относительно дренированных участках надпойменных террас р. Илыч с елово-пихтовыми папоротничково-зеленомошными лесами – остаточно-дерновые почвы на слоистом аллювии. В местах выхода известняков значительное развитие имеют карстовые формы рельефа, где представлены дерново-карбонатные почвы.

Физико-химические свойства исследованных почв в целом соответствуют их типовой и подтиповой принадлежности (Атлас почв ..., 2010), отражая экологические условия их формирования в различных сообществах долинных ландшафтов (луг, лес), болотных экосистем (верховые, переходные, низинные болота), высотного уровня, крутизны и экспозиции склоновых поверхностей возвышенности Ыджид Пармы (крутые склоны, выположенные платообразные уступы; верхняя, нижняя, средняя часть склона).

Статистическая обработка результатов определения содержания в почвах тяжелых металлов и позволила установить, что по большинству анализируемых показателей в почвах исследуемой территории содержание тяжелых металлов ниже регламентируемых для суглинистых кислых почв значений ПДК(ОДК) (см. табл.). Исключением являются такие элементы, как мышьяк, кобальт, никель, цинк. Для Zn, Ni и As отмечено превышение ПДК(ОДК) в единичных пробах, характеризующих, как правило, срединные горизонты почвенных профилей.

Таблица

Результаты статистической обработки данных по содержанию тяжелых металлов в почвах бассейна верхнего течения р. Илыч

Элементы	ОДК(ПДК)*	Группа почв			
		Аллювиальные	Автоморфные	Горные	Гидроморфные
Cu, мг/кг	6	<u>4,3-13,8</u> 7,7±1,2	<u>1,8-19</u> 10,4±2,9	<u>0,8-40</u> 9,8±3,9	<u>1,0-8,3</u> 4,3±1,4
Pb, мг/кг	65	<u>6-20</u> 8,9±2,0	<u>0,9-12</u> 8,6±1,1	<u>4-34</u> 12,9±4	<u>0,8-22</u> 7,2±2,8
Cd, мг/кг	1	<u>0,22-0,60</u> 0,37±0,04	<u>0,12-0,40</u> 0,24±0,03	<u>0,12-0,60</u> 0,27±0,06	<u>0,1-0,9</u> 0,3±0,1
Zn, мг/кг	110	<u>31-139</u> 47±10	<u>12-51</u> 34±6	<u>6-75</u> 43±9	<u>2,6-86</u> 23±12,4
Ni, мг/кг	40	<u>8-25</u> 17±2,5	<u>3-41</u> 21±6	<u>1,2-34</u> 15±4,5	<u>1,3-16</u> 5,9±2,2
Co, мг/кг	5	<u>1,8-10</u> 7,1±0,8	<u>0,7-12</u> 6,9±1,7	<u>0,3-11</u> 5,3±1,8	<u>0,5-8</u> 2,1±1,3
Mn, мг/кг	1500	<u>190-3300</u> 1293±388	<u>68-700</u> 417±84	<u>40-1100</u> 572±139	<u>7-1900</u> 347±320
Cr, мг/кг	н/у	<u>13,1-30</u>	<u>2,4-41</u>	<u>5,5-40</u>	<u>0,8-28</u>

Элементы	ОДК(ПДК)*	Группа почв			
		Аллювиальные	Автоморфные	Горные	Гидроморфные
		23,6±2,3	29±4,4	24,3±4,9	6,7±4,7
Fe, мг/кг	н/у	<u>6200-25000</u> 17860±2192	<u>1100-27000</u> 18826±3173	<u>1900-29000</u> 16215±4406	<u>520-18000</u> 5585±3472
Al, мг/кг	н/у	<u>6600-16000</u> 13350±1291	<u>4100-24000</u> 18163±2310	<u>4600-26000</u> 16045±3130	<u>610-16000</u> 4263±2626
Mo, мг/кг	н/у	—	—	—	—
As, мг/кг	5	<u>2,1-7,0</u> 4,7±0,6	<u>0,2-9,0</u> 4,6±0,9	<u>0,8-6,0</u> 3,7±0,8	<u>0,3-9,0</u> 1,9±1,4
Hg, мкг/кг	2100	<u>5,3-80</u> 19±9	<u>6,1-80</u> 24±9	<u>7-230</u> 71±36	<u>16-80</u> 47±10

Примечание: *— для суглинистых почв с pH<5.5; н/у – регламент не установлен; «—» – установленные значения меньше нижней границы диапазона определяемых значений; в числителе – пределы варьирования значений в выборке, в знаменателе – среднее арифметическое ± доверительный интервал (для P=0,95).

В целом, почвы верховьев Илыча отличаются низким региональным уровнем содержания молибдена, о чем свидетельствуют полученные данные, находящиеся ниже диапазона определяемого содержания, и повышенным региональным фоном по содержанию кобальта. Болотные торфяные почвы, формирующиеся в гидроморфных ландшафтах, по сравнению с почвами долинных и предгорных ландшафтов, характеризуются более значительным варьированием внутрипрофильного и пространственного содержания таких элементов, как кобальт, марганец, хром, железо, алюминий, мышьяк. К специфической особенности болотных почв следует отнести статистически достоверно более низкое содержание в них таких тяжелых металлов и микроэлементов, как медь, никель, кобальт, хром, железо и алюминий. Это обусловлено спецификой образования болотных почв и возможностью активной миграции данных элементов с почвенно-грунтовыми водами из заболоченных ландшафтов в речную систему.

Таким образом, в результате проведенных исследований оценена ландшафтная приуроченность почв в бассейне верхнего течения р. Илыч. Дана их морфогенетическая характеристика, определены физико-химические свойства, исследовано содержание и профильное распределение в почвах долинных и водораздельных ландшафтов тяжелых металлов и мышьяка. Показано, что по большинству анализируемых показателей в почвах исследуемой территории содержание тяжелых металлов ниже регламентируемых значений ПДК(ОДК). Специфической особенностью почв, формирующихся в наземных экосистемах бассейна верховьев р.Илыч, является низкий региональный уровень содержания молибдена и повышенный – кобальта.

Работа выполнена при финансовой поддержке проекта Президиума РАН №15-12-4-1 «Разнообразие растительного мира и почвенного покрова ландшафтов, перспективных для включения в состав объекта Всемирного наследия ЮНЕСКО «Девственные леса Коми».

Литература

- Атлас почв Республики Коми / Под ред. Г. В. Добровольского, И. В. Забоевой, А. И. Таскаева. Сыктывкар, 2010. 356 с.
- Безносиков В. А., Лодыгин Е. Д., Кондратенко Б. М. Оценка фоновое содержания тяжелых металлов в почвах европейского северо-востока России // Почвоведение. 2007. № 9. С. 1064–1070.
- Безносиков В. А., Лодыгин Е. Д., Чуков С. Н. Ландшафтно-геохимическая оценка фоновое содержания тяжелых металлов в почвах таежной зоны // Вестник Санкт-Петербургского ун-та. Сер. 3. 2010. Вып. 2. С. 114–127.
- Государственная почвенная карта России (М 1:1 000 000). Лист Р–40 (Красновишерск) / Сост. И. В. Забоева, В. Г. Казаков, Р. П. Михайлова, Е. Н. Руднева. М.: ГУГК, 1988.
- Кадастр особо охраняемых природных территорий Республики Коми / Под ред. С. В. Дегтевой и В. И. Пономарева. Сыктывкар, 2014. 428 с.
- Классификация и диагностика почв России / Л. Л. Шишов, В. Д. Тонконогов, И. И. Лебедев, М. И. Герасимова. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
- Обухов А. И., Ефремова Л. Л. Охрана и рекультивация почв, загрязненных тяжелыми металлами // Тяжелые металлы в окружающей среде и охрана природы. М.: Изд-во Московского ун-та, 1988. С. 23–36.
- ПНДФ 16.1:2.23-2000. Методика выполнения измерений массовой концентрации общей ртути в пробах почв и грунтов на анализаторе ртути РА-915+ с приставкой РП-91С. СПб., 2000. 12 с.
- ПНДФ 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.

ФИТОМОНИТОРИНГ ЗАГРЯЗНЕННЫХ ПЕСТИЦИДАМИ ПОЧВ

А. А. Нуржанова¹, Л. Б. Сейлова², А. С. Маханова²

¹ *Институт биологии и биотехнологии МОН РК,*

² *Казахский национальный педагогический университет им. Абая,
lauraseil@mail.ru*

Применение пестицидов является одним из обязательных этапов агротехники с целью защиты растений от неблагоприятных факторов среды. В то же время известно, что пестициды как экотоксиканты способны нарушать, в том числе, их генетическую структуру и, следовательно, отрицательно влиять на все последующие процессы жизнедеятельности (Ганиев, Недоруков, 2006; Солдатенков и др., 2010).

Высокая загрязненность почвы пестицидами (особенно устаревшими) характерна для большинства регионов Казахстана, сами же территории превратились в так называемые «горячие точки» – источники высокой экологической опасности для окружающей среды и здоровья человека (Нуржанова, 2007). В этой связи остаются актуальными вопросы изучения степени воздействия пестицидов на растительность «горячих точек», анализ сведений о физиолого-биохимических и генетических аспектах их влияния, отбор устойчивых видов к загрязнению видов.

В местах хранения пестицидов (регион Алматинской области) изучалась видовая насыщенность фитоценозов с целью выявления растений, способных

аккумулировать пестициды. На экспериментальном участке площадью 100 м² методом случайных выборок были отобраны три площадки по 10 м², находящиеся же здесь растения классифицировали по видам и семействам согласно общепринятой методике отбора проб с/х продукции и почвы (1997). В радиусе загрязнения были заложены экологический ряд и трансекты, включающие последовательное распределение фитоценозов по мере удаления от очага загрязнения. Учитывали:

- 1) доминанты, встречающиеся в большом количестве и господствующие над другими видами;
- 2) второстепенные виды, встречающиеся в меньшем количестве;
- 3) третьестепенные, редко встречающиеся, виды.

В очаге загрязнения и в радиусе 100 м зарегистрировано 75 видов растений, принадлежащих 26 семействам. При определении флористического состава фитоценоза обнаружено, что разные виды растений распределяются здесь по-разному: равномерно по всему сообществу, неравномерно либо отдельными группами и лишь на некоторых участках.

В весенний период (апрель) растительность в очаге загрязнения была представлена главным образом эфемерами (*Ceratocephalus ortoceras*, *Lappula spinocarpos*, *Capsella bursa pastoris*, *Tplaspia arvense*, *Allyssum turkestanicum*), злаками (*Bromus tectorum*, *Poa bulbosa*), всходами *Barbarea vulgaris*, *Polygonum aviculare*, *Rumex confertus*, *Taraxacum officinale* и цветущими растениями *Anagis arvensis*, что свидетельствует о достаточно скудной растительности и малочисленности видов, при этом замечены неравномерность проективного покрытия и неравномерность размещения одних и тех же видов в разных точках развалин.

В мае растительный покров «горячей точки» стал более пестрым, поскольку многие виды вступили в генеративную фазу. Общий фон очага загрязнения создавали плотные ряды дикорастущих злаков – *Bromus testorum* и *Poa bulbosa* с вкраплениями *Barbarea vulgaris*, *Lappula spinocarpos*, *Taraxacum officinale*. Увеличилось количество вегетирующих видов растений *Artemisia annua*, *Cannabis ruderalis* и *Polygonum aviculare*, зарегистрированы в единственном числе (случайно попавшие семена) цветущие *Verbascum songoricum*, *Stellaria media* и на стадии вегетации – *Achillea millefolium* (рис. 1).

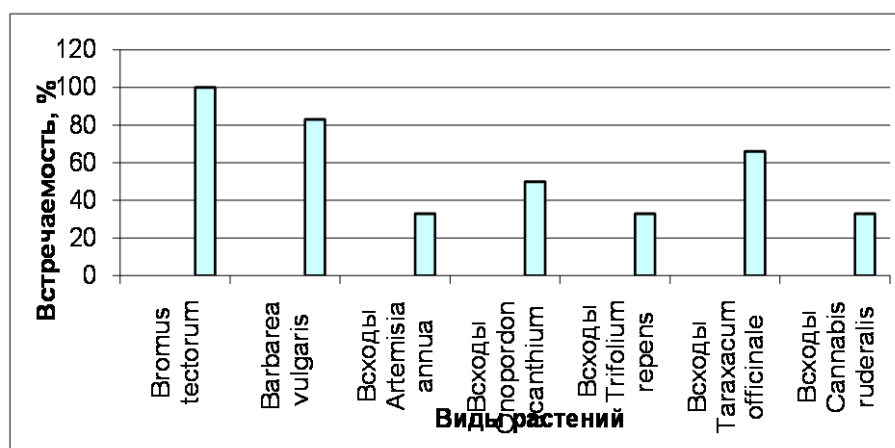


Рис. 1. Встречаемость доминирующих видов растений в 1 точке (май)

В июне характер растительного покрова заметно изменился: некоторые растения завершили вегетацию (*Ceratophalus ortchoceras*, *Capcella bursa-pastoris*), а на смену им пришли позднее развивающиеся виды (*Kochia scoparia*, *Erigeron canadensis*, *Ambrosia artemisifolia*). Возросло число особей *Artemisia annua*, *Ambrosia artemisifolia*, *Lappula spinocarpus*, *Lactuca tatarica*, *Polygonum aviculare*, *Bromus tectorum*, замечены единичные растения *Verbascum songoricum*, *Leonorus incanus*, *Melilotus officinalis*, *Chamaenerium angustifolium*.

В июле проективное покрытие очага загрязнения оказалось ниже, чем весной, в то же время ярче проявилась локализация растений. Продолжили вегетацию *Artemisia annua*, *Kochia scoparia*, *Ambrosia artemisifolia*, а также отдельные экземпляры *Erigeron canadensis*, *Cannabis ruderalis*, *Rumex confertus*.

В августе флористический состав в очаге загрязнения и непосредственной близости от него насчитывал лишь 20 видов растений. Из них доминировали *Artemisia annua*, *Kochia scoparia*, *Bromus tectorum*, *Rumex confertus*, *Barbarea vulgaris*, *Polygonum aviculare*, *Cannabis ruderalis*, *Onopordon acanthium*, *Lactuca tatarica*, *Erigeron canadensis*, *Ambrosia artemisifolia* (рис. 2).

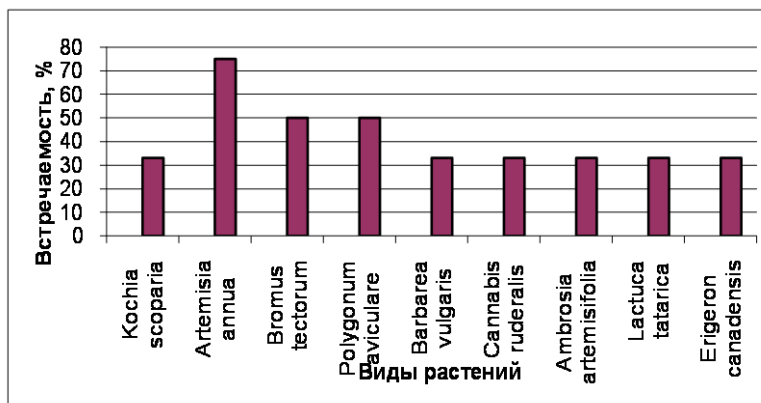


Рис. 2. Встречаемость доминирующих видов растений в точке 1 (август)

Таким образом, в летне-осенний период сформировались естественные популяции сорных растений, быстрая же смена аспектов происходила за счет разновременности наступления фенологических фаз. Данные сезонной динамики представлены в таблице 1.

Таблица 1

Сезонная динамика встречаемости доминантных видов растений, произрастающих в очаге загрязнения 1 точки

Месяцы	Виды растений
Апрель	<i>Descurania sophia</i> , <i>Ceratocephalus ortoceras</i> , <i>Galium aparine</i> , <i>Polygonum aviculare</i> , <i>Rumex confertus</i> , <i>Lappula spinocarpos</i> , всходы <i>Barbarea vulgaris</i> , <i>Trifolium repens</i>
Май	<i>Bromus tectorum</i> , <i>Polygonum aviculare</i> , всходы <i>Artemisia annua</i> , <i>Barbarea vilgaris</i> , <i>Cannabis ruderalis</i> , <i>Ceratocephalus ortoceras</i> , <i>Descurainia sophia</i> , <i>Galium aparine</i> , <i>Onopordon acanthium</i> , <i>Lappuda spinocarpos</i> , <i>Taraxacum officinale</i> , <i>Rumex confertus</i>
Июнь	<i>Artemisia annua</i> , <i>Agropyron junceum</i> , <i>Bromus tectorum</i> , <i>Barbarea vilgaris</i> , <i>Chenopodium album</i> , <i>Cannabis ruderalis</i> , <i>Descurainia sophia</i> , <i>Erigeron canadensis</i> , <i>Onopordon acanthium</i> , <i>Kochia scoparia</i> , <i>Polygonum aviculare</i> , <i>Rumex confertus</i>

Месяцы	Виды растений
Июль	<i>Artemisia annua</i> , <i>Ambrosia artemisifolia</i> , <i>Agropyron junceum</i> , <i>Bromus tectorum</i> , <i>Erigeron canadensis</i> , <i>Cannabis ruderalis</i> , <i>Chenopodium album</i> , <i>Descurainia sophia</i> , <i>Onopordon acanthium</i> , <i>Kochia scoparia</i> , <i>Polygonum aviculare</i> , <i>Xanthium strumarium</i>
Август	<i>Artemisia annua</i> , <i>Ambrosia artemisifolia</i> , <i>Amarantus retroflexus</i> , <i>Barbarea vilgaris</i> , <i>Bromus tectorum</i> , <i>Erigeron canadensis</i> , <i>Descurainia sophia</i> , <i>Cannabis ruderalis</i> , <i>Chenopodium album</i> , <i>Onopordon acanthium</i> , <i>Lactuca tatarica</i> , <i>Kochia scoparia</i> , <i>Polygonum aviculare</i> , <i>Xanthium strumarium</i>

На основании наблюдений за весь период вегетации установлено, что токсичность действия содержащихся в почве пестицидов по мере удаления растительных сообществ от очага заражения, влияет не только на изменение видового состава, но и сочетание между собой совместно произрастающих в фитоценозе растений:

1 трансекта – *Artemisia annua*, *Agropyron cristatum*, *Barbarea vulgaris*, *Bromus testorum*, *Elytrigia repens*, *Onopordon acanthium*, *Poa pretensis*, *Polygonum aviculare*.

2 трансекта – *Agropyron cristatum*, *Bromus testorum*, *Erigeron canadensis*, *Poa pretensis*, *Polygonum aviculare*, *Taraxacum officinale*.

3 трансекта – *Agropyron cristatum*, *Ambrosia artemisifolia*, *Bromus testorum*, *Elytrigia repens*, *Medicago lupulina*, *Poa pretensis*, *Trifolium repens*, *Trifolium pratense*, *Taraxacum officinale*, *Vicia cracca*.

4 трансекта – *Agropyron cristatum*, *Bromus testorum*, *Elytrigia repens*, *Convolvulus arvensis*, *Cannabis ruderalis*, *Onopordon acanthium*, *Mentha arvensis*, *Poa pretensis*, *Trifolium repens*, *Trifolium pratense*, *Xanthium strumarium*.

5 трансекта – *Alhillea millefolium*, *Barbarea vulgaris*, *Bromus testorum*, *Elytrigia repens*, *Medicago lupulina*, *Poa pretensis*, *Taraxacum officinale*.

6 трансекта – *Artemisia vulgaris*, *Agropyron cristatum*, *Barbarea vulgaris*, *Bromus testorum*, *Elytrigia repens*, *Convolvulus arvensis*, *Malva neglecta*, *Poa pretensis*.

Проведенные исследования позволили установить, что в очаге загрязнения и в радиусе 100 м в растительном покрове доминируют сорно-травяные сообщества с постепенным обеднением их видового состава и нарушение первоначальной структуры фитоценоза. По мере удаления от очага меняется сочетание совместно произрастающих растений. Основная их масса была представлена формами корневищными (пырей, люцерна, клевер, гулявник, роголистник) и апомиктическими (одуванчик, мятлик, латук, марь белая). Последние, в силу особых механизмов репродукции (диплоспория, апоспория и адвентивная эмбриония), формируют потомство материнского типа (Сейлова, 2013). Апомикты характеризуются высокими жизне- и конкурентоспособностью, отсутствием признаков вырождения и вымирания, их всегда высокая семенная продуктивность не зависит от влияния неблагоприятных факторов среды. Именно эти растения и являются пионерами мест обитаний, в том числе территорий, загрязненных разного рода химическими соединениями.

Литература

- Ганиев М. М., Недоруков В. Д. Химические средства защиты растений. М.: Колос, 2006. 248 с.
- Солдатенков А. Т., Колядина М. Н., Ле Туан А. Пестициды и регуляторы роста. М.: Бином. Лаборатория знаний, 2010. 224 с.
- Нуржанова А.А. Эколого-генетические аспекты токсичности и мутагенеза пестицидов. Алматы, 2007. 172 с.
- Методические указания по отбору проб с/х продукции и почвы для определения микроколичеств пестицидов и изучения их влияния на биохимические показатели урожая. Алматы-Акмола, 1997. 22 с.
- Сейлова Л. Б. Апомиксис: структура, использование в практической селекции. Deutschland. Saarbrücken: LAP LAMBERT Academic Publishing, 2013. 170 с.

АНАЛИЗ ЗАВИСИМОСТИ АКТИВНОСТИ ПОЧВЕННЫХ ФЕРМЕНТОВ ОТ СУММАРНОГО СОДЕРЖАНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ПОЧВАХ ПОЛИГОНОВ ТВЕРДЫХ БЫТОВЫХ ОТХОДОВ

Е. В. Маханова^{1,2}, А. С. Олькова², Г. И. Березин²

¹ *Вятская государственная сельскохозяйственная академия*

² *Вятский государственный гуманитарный университет*
morgan-abend@mail.ru, elena-makhanova@yandex.ru

Санитарная очистка городов от отходов производства и потребления служит важным элементом жизнеобеспечения. Однако данный процесс приводит к появлению территорий локального загрязнения – полигонов хранения промышленных и бытовых отходов, а также зон их непосредственного влияния.

Тяжелые металлы (ТМ) – приоритетные загрязняющие вещества, которые накапливаются в почвах полигонов и территориях их влияния. По современным представлениям, к ТМ относятся как элементы, имеющие значение для питания организма – питательные элементы, «essential elements», или «нутрицевтики» (Fe, Mn, Zn, Cu, Co, Mo), так и элементы с ограниченной или недостаточно изученной физиологической функцией и экологической ролью, «non – essential elements» (Ni, V, Cd, As, U, Pb, Cr, Hg) (Кабата-Пендиас, Пендиас, 2003).

Согласно данным областной агрохимической службы (<http://www.kirovskiy.kirv.ru/page23.html>), почвы Кировской области являются бедными по микроэлементному составу. Учитывая это, можно предположить, что их накопление до определенного предела будет активизировать развитие почвенного микробоценоза. Показано, что при низких концентрациях ТМ наблюдается стимуляция развития микробного сообщества, затем по мере возрастания концентраций происходит частичное ингибирование и, наконец, полное его подавление. Достоверные изменения видового состава фиксируются при концентрациях ТМ в 50–300 раз выше фоновых (Орлов, 2002).

Тем не менее, при совместном присутствии ТМ в почве негативные эффекты наблюдаются при гораздо меньших концентрациях. Например, смесь цинка и меди в пять раз токсичнее, чем арифметически полученная сумма их

токсичности. Подобным образом действует и смесь цинка с никелем. (Argystovskaya, Tuivarzin, 1971).

Выделить действие каждого из обнаруживаемых металлов на почвенный биоценоз в полевых условиях не представляется возможным. Кроме того, отклики разных видов организмов видоспецифичны. В этом случае активность почвенных ферментов рекомендуется использовать в качестве интегрального показателя состояния почвы (Галстян, 1978).

Исследовались почвы старейшего полигона ТБО, организованного для нужд г. Кирова в 1972 г. в пос. Костино, а также почвы полигона ТБО г. Слободского, введенного в эксплуатацию в 2007 г.

Пробы почв отбирались осенью 2014 г. с территорий полигонов, их санитарно-защитных зон (СЗЗ), а также за пределами СЗЗ. С полигона ТБО г. Кирова было отобрано 9 проб на расстоянии 500, 1000 и 1500 метров от полигона в трех направлениях (северном, южном, восточном). С полигона ТБО г. Слободского было отобрано 6 проб на расстоянии 500, 1000 и 1500 метров в двух направлениях от полигона (юго-западном и северо-восточном), 2 пробы в СЗЗ (около фоновой скважины, на границе СЗЗ – северо-восточная сторона) и 2 пробы с территории полигона.

В образцах почв определялись различные показатели для объективной экологической оценки степени воздействия полигонов ТБО на почвенный покров. В данной части работы целью являлся анализ зависимости активности уреазы, каталазы и инвертазы почвы от суммарного содержания тяжелых металлов в соответствующих почвенных образцах.

Содержание тяжелых металлов (ионов меди, цинка, никеля, кадмия и свинца) в почвенных образцах определяли атомно-адсорбционным методом (ФР.1.31.2007.04106). Активность почвенных ферментов определяли по общепринятым методикам (Хазиев, 2005), сравнивали со шкалой степени обогащенности почв ферментами (Звягинцев и др., 2005).

В качестве показателя суммарного загрязнения использовали суммарную кратность ПДК, которая рассчитывалась по формуле:

$$K_{\text{ПДК}} = \frac{C_i}{\text{ПДК}_i},$$

где $K_{\text{ПДК}}$ – кратность ПДК, раз; C_i – фактическая концентрация загрязняющего вещества, мг/кг; ПДК_i – соответствующая предельно допустимая концентрация загрязняющего вещества, мг/кг (Бурков, 2008).

Результаты химического анализа проб почвы на содержание тяжёлых металлов представлены в таблицах 1 и 2.

Таблица 1

Результаты химического анализа проб почвы в зоне расположения полигона ТБО г. Кирова за 2014 г.

Содержание ионов металлов		ПДК, мг/кг	Участок отбора проб								
			500 м сев.	1000 м сев.	1500 м сев.	500 м юг	1000 м юг	1500 м юг	500 м вост.	1000 м вост.	1500 м вост.
Cu, мг/кг	П.ф.	3	1,23±0,28	1,9±0,4	0,53±0,12	0,45±0,13	2,2±0,5	1,09±0,25	0,81±0,19	2±0,5	1,8±0,4
	Кратность ПДК		0,41	0,63	0,18	0,15	0,73	0,36	0,27	0,67	0,6
	В.ф.	55	36±8	67±15	55±13	37±8	66±15	90±21	71±16	39±9	32±7
	Кратность ПДК		0,65	1,22	1	0,67	1,2	1,64	1,29	0,71	0,58
Zn, мг/кг	П.ф.	23	2±0,7	3,2±1,1	1,9±0,6	0,7±0,23	3,3±1,1	2,3±0,8	1,6±0,21	5,1±1,7	1,6±0,5
	Кратность ПДК		0,087	0,14	0,083	0,03	0,14	0,1	0,07	0,222	0,07
	В.ф.	100	16±5	38±13	30±10	18±6	52±17	51±17	56±18	28±9	18±7
	Кратность ПДК		0,16	0,38	0,3	0,18	0,52	0,51	0,56	0,28	0,18
Pb, мг/кг	П.ф.	6	1,24±0,26	1,11±0,23	0,63±0,16	0,55±0,14	1,06±0,22	4,4±0,9	0,68±0,17	0,55±0,14	0,34±0,09
	Кратность ПДК		0,207	0,185	0,105	0,092	0,18	0,73	0,113	0,092	0,057
	В.ф.	30	8,2±1,7	18,5±3,9	6,9±1,5	17,8±3,7	22±5	7,8±1,6	9,1±1,9	7,8±1,6	6,2±1,3
	Кратность ПДК		0,27	0,62	0,23	0,59	0,73	0,26	0,3	0,26	0,21
Cd, мг/кг	П.ф.	0,5	0,15±0,04	0,11±0,033	0,11±0,033	0,115±0,034	0,2±0,06	0,09±0,027	0,15±0,05	0,23±0,06	0
	Кратность ПДК		0,3	0,22	0,22	0,23	0,4	0,18	0,3	0,46	0
	В.ф.	2	0,31±0,08	0,37±0,09	0,36±0,09	0,3±0,08	0,5±0,12	0,44±0,11	0,47±0,12	0,36±0,09	0,29±0,07
	Кратность ПДК		0,155	0,185	0,18	0,15	0,25	0,22	0,235	0,18	0,145
Ni, мг/кг	П.ф.	4	0,53±0,22	0,52±0,22	0,33±0,14	0,35±0,15	3±1	0,43±0,18	1±04	1,2±0,34	0,69±0,29
	Кратность ПДК		0,133	0,13	0,083	0,088	0,75	0,108	0,25	0,3	0,173
	В.ф.	85	17±5	17±6	28±8	23±7	65±18	58±16	43±12	29±8	23±6
	Кратность ПДК		0,2	0,2	0,33	0,27	0,76	0,68	0,51	0,34	0,27

Примечание: п.ф. – подвижная форма; в.ф. – валовая форма; сев. – северное направление, юг – южное направление, вост. – восточное направление.

Таблица 2

Результаты химического анализа проб почвы в зоне расположения полигона ТБО г. Слободской за 2014 г.

Содержание ионов металлов		ПДК, мг/кг	Участки обора проб					
			500 м с-в.	1000 м с-в.	1500 м с-в.	500 м ю-з.	1000 м ю-з.	1500 м ю-з.
Cu, мг/кг	П.ф.	3	0,92±0,21	0,61±0,14	0,57±0,13	1,2±0,28	0,39±0,11	1,18±0,27
	Кратность ПДК		0,31	0,203	0,19	0,4	0,13	0,39
	В.ф.	55	31±7	26±6	35±8	25,2±5,8	8,51±2	25,0±5,6
	Кратность ПДК		0,56	0,47	0,64	0,46	0,15	0,45
Zn, мг/кг	П.ф.	23	0,48±0,21	1,2±0,4	0,71±0,24	1,5±0,5	0,57±0,19	2,8±0,9
	Кратность ПДК		0,21	0,052	0,031	0,065	0,02	0,12
	В.ф.	100	14±5	14±4	24±8	61,75±20,4	16,43±5,4	43,5±14,4
	Кратность ПДК		0,14	0,14	0,24	0,62	0,16	0,44
Pb, мг/кг	П.ф.	6	0,55±0,14	0	0,31±0,08	0,46±0,11	0,48±0,12	0,52±0,13
	Кратность ПДК		0,092	0	0,052	0,077	0,08	0,087
	В.ф.	30	3,4±0,7	5,2±1,1	5±1	7,83±1,6	4,43±0,93	5,1±1,2
	Кратность ПДК		0,113	0,173	0,17	0,26	0,15	0,17
Cd, мг/кг	П.ф.	0,5	0	0,06±0,018	0,06±0,018	0,14±0,04	0,04±0,012	0,125±0,038
	Кратность ПДК		0	0,12	0,12	0,28	0,08	0,25
	В.ф.	2	0,25±0,06	0,29±0,07	0,34±0,08	0,36±0,09	0,22±0,06	0,24±0,06
	Кратность ПДК		0,125	0,145	0,17	0,18	0,11	0,12
Ni, мг/кг	П.ф.	4	0,46±0,19	0,41±0,17	0,48±0,2	1,16±0,32	0,48±0,2	1,07±0,3
	Кратность ПДК		0,115	0,103	0,12	0,29	0,12	0,27
	В.ф.	85	20±6	14±3,9	26±7	60,2±16,9	22,5±6,3	49,2±13,8
	Кратность ПДК		0,24	0,16	0,31	0,71	0,26	0,58

Примечание: п.ф. – подвижная форма, в.ф. – валовая форма; ю-з. – юго-западное направление, с-в. – северо-восточное направление.

Следует отметить, что выявленные значения концентраций в большинстве случаев не превышают действующих нормативов предельно-допустимых концентраций (ГН 2.1.7.2041-06, 2006; ГН 2.1.7.2042-06, 2006); в образцах почвы со всех исследуемых площадок кратность ПДК меньше единицы. Превышения ПДК отмечены только по содержанию меди и только в почвах, прилегающих к полигону ТБО г. Кирова, на границах СЗЗ и вблизи от них. Тем не менее значительные колебания активности ферментов и разница в токсичности образцов, выявленная ранее (Аникина и др., 2015), дают основание предполагать, что сложившийся уровень концентраций ТМ все же может изменить экологический статус почв вблизи изучаемых полигонов ТБО.

Для обоих полигонов наблюдались зависимости активности почвенных ферментов от суммарной кратности ПДК, представленные на рисунках 1–3.

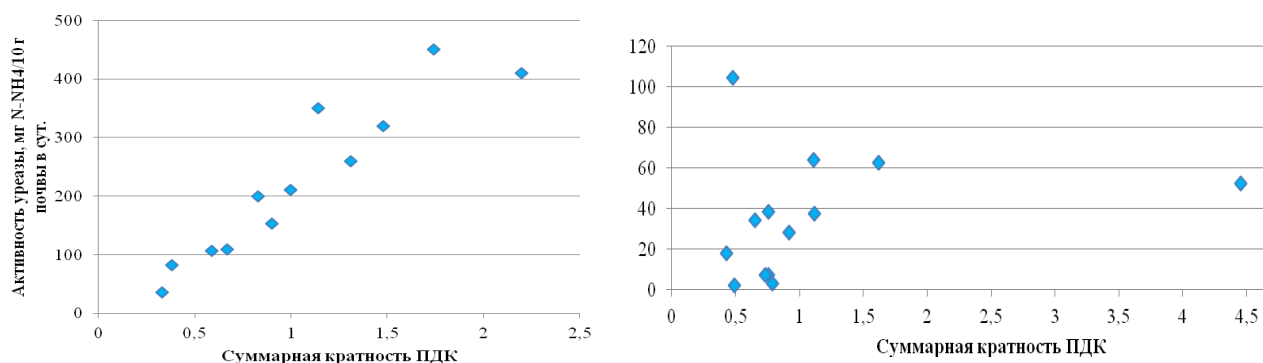


Рис. 1. Зависимость активности уреазы в почвах полигонов ТБО г. Кирова (слева) и г. Слободского (справа) от суммарной кратности ПДК

Уреазная активность варьировала в широком диапазоне: почвы полигона ТБО г. Кирова являются богатыми и очень богатыми по уреазе, что, вероятно, связано с накоплением на полигоне мочевины как продукта превращений органических соединений азота.

Обогащенность почв Слободского полигона варьировала от очень бедных до очень богатых, при этом наименьшая уреазная активность зафиксирована на участках отбора проб, непосредственно прилегающих к полигону. На данных участках зафиксировано самое высокое содержание в почве меди и никеля. При анализе зависимости, показанной на рисунке 1, выявлено постепенное увеличение активности уреазы в ответ на увеличение суммарной кратности ПДК. Тенденция меняется при переходе через $K_{\text{ПДК}}$, равную 2: от закономерного роста значений зависимость переходит к уменьшению активности уреазы в ответ на увеличение суммарной кратности ПДК тяжелых металлов.

Аналогичные закономерности были выявлены для каталазы и инвертазы (рис. 2, 3).

В соответствии со шкалой оценки степени обогащенности почв ферментами исследуемые почвы оказались очень бедными и бедными по каталазе и инвертазе. Тем не менее, возможно дифференцировать отклик ферментов почвы полигонов на накопление ТМ. Наблюдается рост активности ферментов при повышении $K_{\text{ПДК}}$ до уровня 1,3–1,5, затем происходит плавная инверсия ответ-

ной реакции, и после достижения суммарной кратности $K_{ПДК}=2$ наблюдается снижение активности каталазы и инвертазы по сравнению с предыдущим массивом данных на диаграмме.

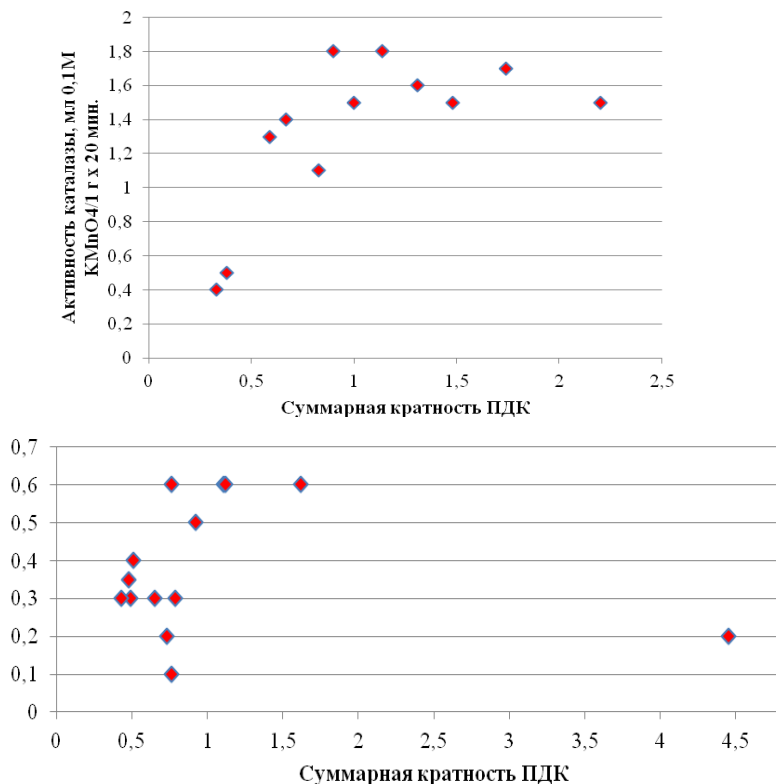


Рис. 2. Зависимость активности каталазы в почвах полигонов ТБО г. Кирова (слева) и г. Слободского (справа) от суммарной кратности ПДК

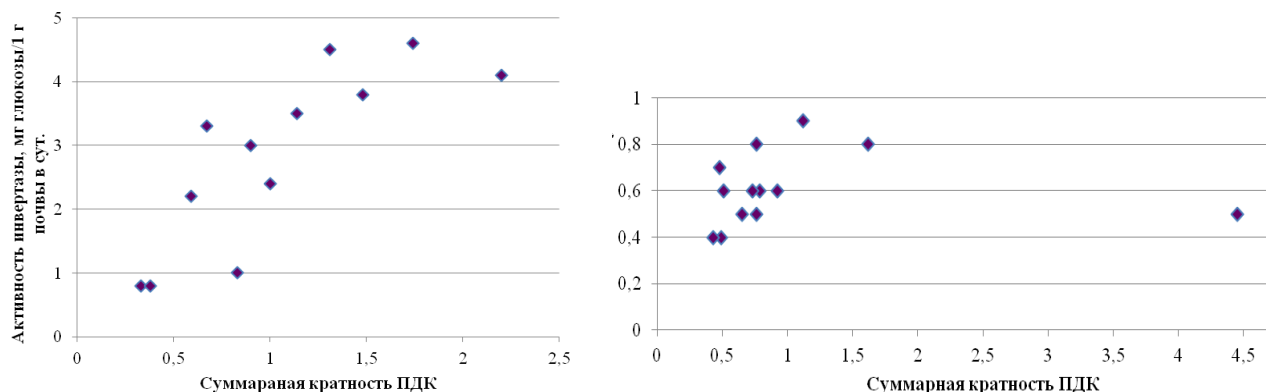


Рис. 3. Зависимость активности инвертазы в почвах полигонов ТБО г. Кирова (слева) и г. Слободского (справа) от суммарной кратности ПДК

Таким образом, показано наличие следующих закономерностей между активностью почвенных ферментов и накоплением тяжелых металлов:

- 1) прямой корреляции между концентрациями ТМ в пробах почв и активностью уреазы, каталазы и инвертазы не выявлено;
- 2) при комплексном анализе, заключающемся в сопоставлении массива данных кратностей ПДК для ТМ в почвах и активности ферментов на соответствующих участках выявлено, что явная стимуляция активности ферментов

наблюдается до суммарной кратности ПДК 1, затем следует критический диапазон, после которого при значениях суммарной кратности ПДК свыше 1,5–2 наблюдается угнетение активности ферментов;

3) суммарная кратность ПДК тяжелых металлов в почвах, прилегающих к полигону ТБО г. Слободского, существенно выше, чем в почвах, прилегающих к полигону ТБО г. Кирова, несмотря на значительную разницу в сроках эксплуатации. Этот факт отразился в значениях активности почвенных ферментов.

Литература

Аникина А. В., Олькова А. С., Маханова Е. В., Березин Г. И. Оценка состояния почвенного покрова в районах расположения полигонов ТБО г. Кирова и г. Слободского Кировской области // Механизмы устойчивости и адаптации биологических систем к природным и техногенным факторам: Материалы Всерос. науч. конф. (22–25 апреля 2015 г.). Киров: изд-во ООО «ВЕСИ», 2015. С. 273–277.

Бурков Н. А. Прикладная экология с практикумом: Учебное пособие. Киров: Вятка, 2008. 448 с.

Галстян А. Ш. Унификация методов исследования активности ферментов почв // Почвоведение, 1978.

ГН 2.1.7.2042-06. Ориентировочно-допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве.

ГН 2.1.7.2041-06. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве.

Звягинцев Д. Г. и др. Биология почв. М.: Изд-во МГУ, 2005. 236 с.

Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир. 2003. 171 с.

Орлов Л. С. Экология и охрана биосферы при химическом загрязнении. М.: Высшая школа, 2002. 334 с.

Хазиев Ф. Х. Методы почвенной энзимологии. М.: Наука, 2005. 252 с.

ФР.1.31.2007.04106 Методика выполнения массовых долей токсических металлов в пробах почв атомно-абсорбционным методом.

Arystovskaya T. V., Tuivarzin G. A. Biochemistry of the minor elements in soil // Soil biochemistry. N.Y.: Dekker, 1971. Vol. 2. 408 p.

ФЕРМЕНТАТИВНАЯ АКТИВНОСТЬ ПОЧВ В УСЛОВИЯХ НЕФТЯНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Л. К. Каримуллин, А. М. Петров, А. А. Вершинин

*Институт проблем экологии и недропользования Академии наук
Республики Татарстан, Karlenar@yandex.ru*

Углеводороды нефти при попадании в окружающую среду оказывают существенное негативное влияние на биологические свойства почвы, изменяют условия обитания в ней живых организмов. Естественное самоочищение почв от нефтяного загрязнения является длительным процессом и может продолжаться от нескольких месяцев до нескольких десятилетий, что делает актуальной проблему рекультивации нефтезагрязненных почв.

Уровень ферментативной активности определяет скорость процессов восстановления свойств почв, позволяет оценить эффективность проводимых ме-

роприятий, обеспечить наиболее полное, экологически безопасное и экономически обоснованное восстановление плодородия нефтезагрязненных почв определить момент завершения проводимых рекультивационных и восстановительных работ.

В связи с этим, *целью данной работы являлось изучение влияния разных уровней остаточного содержания нефтепродуктов на ферментативную активность почв.*

Объектами исследований служили образцы подзолистой песчаной, дерново-подзолистой песчаной, дерново-подзолистой среднесуглинистой, серой лесной легкоглинистой, аллювиальной луговой песчаной, аллювиальной дерновой тяжелосуглинистой и торфяной почв Московской области. Предельное содержание поллютанта в опытных образцах определялось свойствами использованных в работе чистых и загрязненных нефтью почв.

Подготовка проб к анализу осуществлялась по (ГОСТ 29269-91). Определение суммарного содержания нефтепродуктов (НП) в почве проводили согласно (ПНД Ф 16.1:2.2.22-98).

Определение каталазной и протеазной активности почвы проводили согласно (Кацнельсон, Ершов, 1958), уреазной по методу (Хазиев, 2005). Активность каталазы выражали в мг $\text{H}_2\text{O}_2/\text{г}$ почвы, протеазы в мкг аминокислот/г·сут., уреазы в мкг N/г·час.

Ферментативная активность чистых (контрольных) образцов почв изменялась в широком диапазоне. Каталазная активность варьировала в пределах от 0,18 мг $\text{H}_2\text{O}_2/\text{г}$ в аллювиальной дерновой до 2,03 мг $\text{H}_2\text{O}_2/\text{г}$ в торфяной почвах, уреазная от 0,16 мкг N/г·час в подзолистой до 0,90 мкг N/г·час в аллювиальной луговой, а протеазная от 27,98 мкг аминокислот/г·сут. в подзолистой до 161,24 мкг аминокислот/г·сут. в аллювиальной дерновой почве.

В проведенных экспериментах с дерново-подзолистой песчаной, серой лесной, аллювиальной дерновой почвах при повышении концентрации НП отмечалась тенденция к незначительному росту каталазной активности. В опытных образцах дерново-подзолистой среднесуглинистой почвы при увеличении содержания поллютанта до 5,9 г/кг наблюдался рост каталазной активности, а дальнейшее увеличение содержания НП в почве до 15,5 г/кг сопровождалось снижением активности фермента до контрольных значений.

В подзолистой и аллювиальной луговой почвах, при всех испытанных концентрациях НП, прослеживалось снижение каталазной активности фермента. Из изученных, наиболее чувствительным к присутствию н-алканов, являлось микробное сообщество торфяной почвы. Концентрации НП в торфяной почве выше 1,2 г/кг служили причиной ингибирования фермента каталазы, которая в варианте, содержащем 17,4 г/кг поллютанта, была в 27,6 раз ниже, чем в контроле. При дальнейшем увеличении содержания НП в торфяной почве до 24,3 г/кг активность каталазы повышалась, но не достигала значений характерных для чистых почв.

Уровень активности гидролиза мочевины, в исследованных почвах варьировал в широких пределах в зависимости от содержания в них нормальных углеводов. Уреазная активность в подзолистой и торфяной почвах, при

увеличении содержания НП, характеризовалась прямо-пропорциональным ростом, а в аллювиальной луговой, при всех испытанных концентраций была на уровне контрольных значений.

Серая лесная и дерново-подзолистая среднесуглинистая почвы, при начальных концентрациях поллютанта до 4,2 и 4,6 г/кг, соответственно, характеризовались снижением активности уреазы. При более высоком содержании НП в почве наблюдался рост ферментативной активности до значений в 2,0 и 1,3 раза превышающих активность чистых почв.

Концентрации поллютанта в 2,5 г/кг и 7,8 г/кг явились предельными, при которых наблюдался рост уреазной активности в дерново-подзолистой песчаной и аллювиальной дерновой почве. При повышении содержания НП в почве активность фермента снижалась, однако и при максимально испытанных концентрациях была выше, чем в контрольных образцах.

Увеличение содержания НП в подзолистой, дерново-подзолистой среднесуглинистой, серой лесной почвах, аллювиальной луговой и аллювиальной дерновой сопровождалось ростом протеазной активности, уровень которой определялся типом почвы. В дерново-подзолистой песчаной почве активность фермента в испытанном диапазоне поллютанта варьировала на уровне контрольных значений. Высокая концентрация пигментов в экстракте из торфяной почвы искажала результаты колориметрического анализа, что не позволило определить протеазную активность данной почвы.

Литература

ГОСТ 29269-91. Почвы. Общие требования к проведению анализов.

ПНД Ф 16.1:2.2.22-98. Методика выполнения измерений массовой доли нефтепродуктов в минеральных, органогенных, органо-минеральных почвах и донных отложениях методом ИК-спектроскопии.

Кацнельсон Р. С., Ершов В. В. Исследование микрофлоры целинных и окультуренных почв Карельской АССР // Микробиология. Т. 27. Вып. 1. 1958. С. 82–88.

Хазиев Ф. Х. Методы почвенной энзимологии. М.: Наука, 2005. 252 с.

ДЫХАТЕЛЬНАЯ АКТИВНОСТЬ РАЗЛИЧНЫХ ТИПОВ ПОЧВ В УСЛОВИЯХ НЕФТЯНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

А. А. Вершинин, А. М. Петров, Л. К. Каримуллин

Институт проблем экологии и недропользования

Академии наук Республики Татарстан,

A-vershinin@mail.ru

Техногенные аварии в процессе добычи и транспортировки нефти приводят к выводу из хозяйственного оборота земель различного назначения. Восстановление загрязненных территорий требует проведения рекультивационных мероприятий. Способность почв к нейтрализации негативного воздействия нефти зависит от ее типа, состава аборигенной микрофлоры, начальной дозы, длительности воздействия и природы загрязнителя (Ананьева и др., 2005; Киреева и др., 2001). Эти факторы необходимо учитывать при осуществлении вос-

становительных работ. Скорость деструкции нефтепродуктов определяется активностью микробного пула почв. Одним из объективных показателей, позволяющих оперативно оценить функциональную активность почвенных микробиоценозов, является определение дыхательной активности почв (Благодатская, Ананьева, 1996; Anderson, Domsch, 1993).

Цель исследований заключалась в изучении дыхательной активности разных типов в условиях нефтяного загрязнения.

Объектами исследований служили образцы подзолистой песчаной (П), дерново-подзолистой песчаной (ДПп.), дерново-подзолистой среднесуглинистой (ДПс.), серой лесной легкосуглинистой (СЛ), аллювиальной луговой песчаной (АЛ), аллювиальной дерновой тяжелосуглинистой (АД) и торфяной (Т) почв. В качестве загрязненных использовались образцы нефтесодержащих почв, предварительно выдержанных в полевых условиях в течение 4–6 месяцев. Предельное содержание поллютанта в опытных образцах определялось свойствами использованных в работе чистых и загрязненных нефтью почв. Определение суммарного содержания нефтепродуктов в почве проводили согласно (ПНД Ф 16.1:2.2.22-98). Опытные варианты почв с содержанием нефтепродуктов (НП) в интервале концентраций от 0,025 до 6,4–24,3 г/кг готовились путем смешения весовым методом загрязненных нефтью и чистых образцов исследуемых почв. Контролем служила чистая почва. Дыхательную активность при различных уровнях остаточного содержания нефтяных углеводородов в почве оценивали по (Гарусов и др., 2006).

На основании газохроматографических измерений были установлены параметры дыхательной активности почв: скорость базального дыхания ($V_{\text{базал.}}$), скорость субстрат-индуцированного дыхания ($V_{\text{сид}}$), содержание углерода микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$) и коэффициент микробного дыхания (Q_R). Данные показатели являются значимыми эколого-физиологическими индикаторами, отражающими состояние почв и потенциал почвенного микробного сообщества (Ананьева и др., 2005; Благодатская, Ананьева, 1996; Anderson, Domsch, 1993).

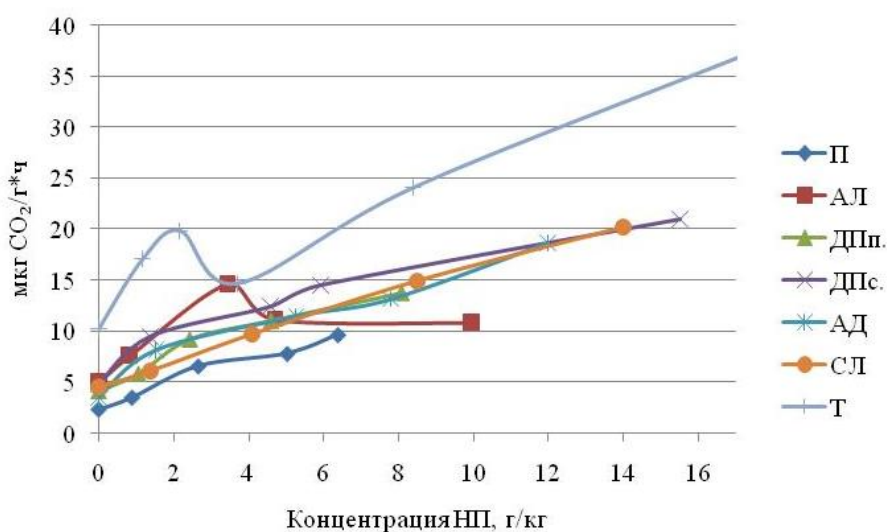


Рис. 1. Базальное дыхание почв ($V_{\text{базал.}}$) при разных уровнях нефтяного загрязнения

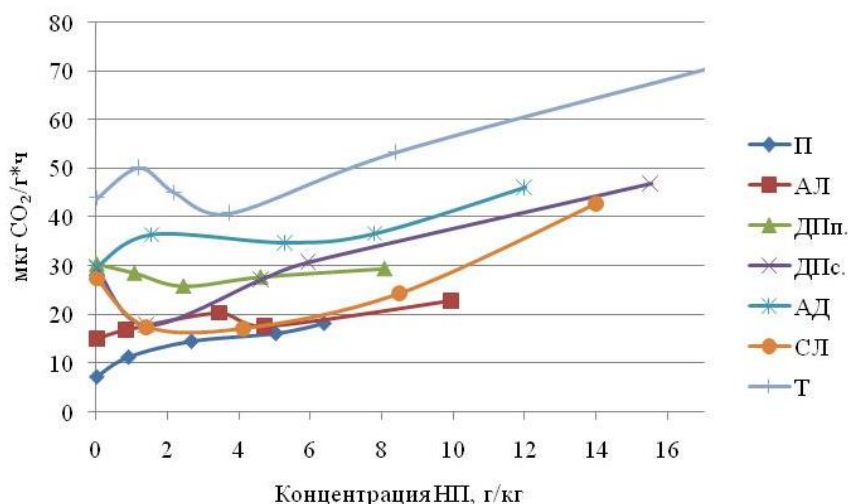


Рис. 2. Субстрат-индуцированное дыхание почв ($V_{сид}$) при разных уровнях нефтяного загрязнения

Как правило, загрязнение почвы нефтью сопровождается усилением почвенного дыхания (Киреева и др., 2001). Скорость базального дыхания отражает интенсивность минерализации органического вещества в почве. Темп разложения НП определялся типом почв. В большинстве почв увеличение концентрации НП сопровождалось возрастанием значений $V_{базал}$. Исключением являлась аллювиальная луговая почва, в которой при содержании НП выше 3,5 г/кг наблюдалось замедление эмиссии CO_2 . Однако и в этом случае скорость $V_{базал}$ была выше, чем в незагрязненной почве. Интенсивность деструкции НП изученных почв возрастала в следующем ряду: подзолистая супесчаная → серая лесная легкосуглинистая → аллювиальная луговая супесчаная → дерново-подзолистая супесчаная → аллювиальная дерновая тяжелосуглинистая → дерново-подзолистая среднесуглинистая → торфяная. Во всех типах почв в изученном диапазоне концентраций НП не выявлено ингибирующее действие поллютанта на сообщество почвенных микроорганизмов. Величина $V_{базал}$ загрязненных почв во всех случаях превосходила соответствующие показатели контрольных почв (рис. 1).

Субстрат-индуцированное дыхание широко применяется для определения активной «живой» микробной массы почв. Значения $V_{сид}$ незагрязненных почв располагались в диапазоне 7,15 (подзолистая) – 43,85 (торфяная) мкг CO_2 /г час. Нефтяное загрязнение различным образом влияло на $V_{сид}$ исследуемых почв. Выявлено стимулирующее действие НП на величину $V_{сид}$ подзолистой, аллювиальной луговой, аллювиальной дерновой и торфяной почв ($V_{сид}$ увеличивалась в 1,5–2,6 раза по сравнению с контрольными почвами). В низких и средних концентрациях НП оказывали ингибирующее действие на активность микрофлоры дерново-подзолистой среднесуглинистой и серой лесной почв. Однако, при этом, высокие концентрации загрязнителя стимулировали $V_{сид}$ данных почв. Интенсивность $V_{сид}$ дерново-подзолистой песчаной почвы практически не зависела от концентрации НП (рис. 2).

Значения коэффициента микробного дыхания чистых почв изменялись в интервале от 0,14 до 0,33, что указывает на их относительно благополучное состояние. Почвы по-разному реагировали на внесение поллютанта в опытные образцы. Разбалансировка биохимических процессов в присутствии н-алканов приводила к увеличению значений Q_R до 0,4 и выше в аллювиальной луговой почве при концентрации НП 0,8 г/кг, дерново-подзолистой среднесуглинистой 1,4 г/кг, дерново-подзолистой песчаной 2,4 г/кг, подзолистой 2,7 г/кг, серой лесной 4,1 г/кг, торфяной почве 8,4 г/кг и аллювиальной дерновой 12,0 г/кг (табл.). Представленные данные указывают на низкую устойчивость микробного пула аллювиальной луговой почвы к изучаемым токсикантам.

Таблица

Значения коэффициента микробного (Q_R) дыхания нефтезагрязненных почв при разных уровнях нефтяного загрязнения

П		АЛ		ДПп.		ДПс.		АД		СЛ		Т	
НП, г/кг	Q_R	НП, г/кг	Q_R	НП, г/кг	Q_R	НП, г/кг	Q_R	НП, г/кг	Q_R	НП, г/кг	Q_R	НП, г/кг	Q_R
0,025	0,33	0,025	0,33	0,025	0,14	0,025	0,16	0,025	0,12	0,025	0,17	0,025	0,23
0,91	0,31	0,84	0,45	1,08	0,21	1,40	0,54	1,56	0,22	1,40	0,35	1,19	0,34
2,67	0,46	3,46	0,72	2,45	0,36	4,61	0,46	5,29	0,33	4,21	0,57	2,19	0,44
3,73	0,49	4,72	0,63	4,61	0,40	5,94	0,47	7,81	0,36	8,50	0,61	3,73	0,36
6,38	0,53	9,94	0,49	8,08	0,47	15,52	0,45	12,00	0,40	14,00	0,47	8,41	0,45

Таким образом, проведенные эксперименты показали, что физиологическая активность почвенных микробных сообществ серой лесной, аллювиальной дерновой, дерново-подзолистой песчаной и среднесуглинистой почв сохраняется при достаточно высоких концентрациях нефтяных загрязнений. В то же время, выявлена низкая устойчивость микробного пула аллювиальной луговой почвы к присутствующим в почвах нефтяным компонентам.

Полученные результаты позволяют оценить активность почвенного сообщества, его способность к самовосстановлению и направлены на разработку мероприятий по рекультивации нефтезагрязненных почв, позволяющих сократить сроки возврата земель в хозяйственный оборот.

Литература

Ананьева Н. Д., Хакимов Ф. И., Деева Н. Ф., Сусьян Е. А. Влияние полихлорированных бифенилов на микробную биомассу и дыхание серой лесной почвы // Почвоведение. 2005. № 7. С. 871–876.

Благодатская Е. В., Ананьева Н. Д. Оценка устойчивости микробных сообществ в процессе разложения поллютантов в почве // Почвоведение. 1996. № 11. С. 1341–1346.

Гарусов А. В., Алимова Ф. К., Селивановская С. Ю., Захарова Н. Г., Егоров С. Ю. Газовая хроматография в биологическом мониторинге почвы. Казань: Изд-во КГУ, 2006. 90 с.

Киреева Н. А., Водопьянов В. В., Мифтахов А. М. Биологическая активность нефтезагрязненных почв. Уфа: Гилем, 2001. 376 с.

ПНД Ф 16.1:2.2.22-98. Методика выполнения измерений массовой доли нефтепродуктов в минеральных, органо-генных, органо-минеральных почвах и донных отложениях методом ИК-спектроскопии.

Anderson T.-H., Domsch K. H. The metabolic quotient for CO_2 ($q\ CO_2$) as a specific activity parameter to assess the effect of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils // Soil Biol. Biochem. 1993. V. 25. № 3. P. 393–395.

ПОЧВЕННАЯ ЭМИССИЯ УГЛЕКИСЛОГО ГАЗА В ЕЛЬНИКЕ ЧЕРНИЧНО-СФАГНОВОМ СРЕДНЕТАЕЖНОЙ ПОДЗОНЫ

В. А. Гудырев¹, С. В. Загирова^{1,2}

¹ Сыктывкарский государственный университет им. Питирима Сорокина,

² Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,

vgudyrev@mail.ru, zagirova@ib.komisc.ru

Одна из главных экологических функций лесных экосистем заключается в регулировании газового состава атмосферы. Увеличение в атмосфере концентрации парниковых газов, таких как диоксид углерода (CO_2), метан (CH_4) и закись азота (N_2O), по мнению ряда ученых, приводит к увеличению количества удерживаемого в атмосфере тепла и созданию парникового эффекта. По оценкам разных авторов, от 25 до 40% парниковых газов имеют почвенное происхождение (Глаголев и др., 2007). Роль почвы в деструкционном звене углеродного цикла является определяющей. Основная часть потока CO_2 в почве формируется в результате трансформации отмирающей биомассы. Дыхание гетеротрофов в разных типах хвойных сообществ составляет 48–71% от эмиссии диоксида углерода в экосистемы в целом. Выделяющийся с поверхности почвы CO_2 служит интегральным показателем ее биологического состояния, по которому судят об энергетике трансформационных процессов и плодородии почв, а также важным источником воздушного углеродного питания растений (Машика и др., 2014).

Цель данной работы состояла в оценке эмиссии диоксида углерода с поверхности почвы в ельнике чернично-сфагновом среднетаежной подзоны.

Исследования проводились на Ляльском лесоэкологическом стационаре Института биологии Коми НЦ УрО РАН. Ляльский лесоэкологический стационар расположен в средней подзоне тайги (62°17'с.ш. и 50°40' в.д.), на юге Княжпогостского административного района Республики Коми, в 49 км на юг от районного центра г. Емва. Площадь стационара составляет 700 га (Загирова, 2003).

Объектом исследования являлся ельник чернично-сфагновый (*Piceetum myrtilloso-sphagnosum*). Древесный ярус образован елью, как постоянная примесь в составе имеются пихта, береза, реже сосна. Древостой V класса бонитета с запасом 200 м³/га, разновозрастный. Средний диаметр ели – 20 см, средняя высота ее – 16 м. Много сухостоя – 224 экз./га, валежа различной степени гниения – 200 экз./га, в котором сосредоточено 55 м³/га древесины. Подлесок хорошо развит, состоит из шиповника (*Rosa L.*), ивы (*Salix L.*), можжевельника (*Juniperus L.*), рябины (*Sorbus L.*), жимолости (*Lonicera L.*). Количество подроста – 5,6 тыс. экз./га, в основном благонадежный, образован елью, пихтой, березой (Коренные еловые леса., 2006).

Измерения скорости эмиссии диоксида углерода проводили с мая по сентябрь 2014 г. Для количественной оценки потоков газов применялся метод статических темных камер. Для измерения концентрации диоксида углерода в воздухе использовали портативный газовый анализатор компании Los Gatos

Research (США). Отбор проб производился из камеры, которая представляет собой изготовленный из темного пластика цилиндр, ее высота – 25 см, диаметр окружности – 31 см, объем – 0.019 м³. Камеры герметично устанавливались на рамки, углубленные в почву. Камера укомплектована электрическим вентилятором для охлаждения и нагнетания воздуха, термометром и пластиковой трубкой для поддержания нужного атмосферного давления внутри камеры. Температуру воздуха и почвы фиксировали автоматическими датчиками фирмы «Hobo», уровень грунтовых вод измеряли с помощью пластиковых трубок, установленных в грунт.

В результате проведенных нами исследований, в период с мая по октябрь 2014 г., установлено, что эмиссии CO₂ из почвы постепенно увеличивались в мае-июне, достигнув максимума в июле – августе (140–160 мкг CO₂ м⁻² с⁻¹), в последующем этот процесс постепенно снижался к осени (20–40 мкг CO₂ м⁻² с⁻¹ в середине октября). Полученные результаты согласуются с данными других авторов, проводившими исследования почвенной эмиссии диоксида углерода в таежной зоне, которые установили связь этого процесса с температурой верхних слоев почвы.

Согласно нашим исследованиям, скорость эмиссии диоксида углерода из почвы в ельнике чернично-сфагновом была связана с температурой верхнего слоя почвы и слабо зависела от температуры почвы на глубине 30 см. Почвенная эмиссия CO₂ усиливалась с понижением уровня грунтовых вод. Корреляционный анализ показал, что изменение влажности почвы в течение сезона также оказывает влияние на динамику выделения CO₂ в атмосферу.

Литература

Глаголев М. В., Головацкая Е. А., Шнырев Н. А. Эмиссия парниковых газов на территории Западной Сибири // Сибирский экологический журнал. 2007. № 2. С. 197–210.

Загирова С. В. Ляльский лесозоологический стационар Института биологии Коми НЦ УрО РАН (Информационно-справочный материал). Сыктывкар, 2003. 40 с.

Коренные еловые леса Севера: биоразнообразие, структура, функции. СПб.: Наука, 2006. 337 с.

Машика А. В., Бобкова К. С., Смагин А. В. Динамика содержания углерода органического вещества в среднетаежных ельниках на автоморфных почвах. СПб.: Наука, 2014. 270 с.

СЕЗОННАЯ ДИНАМИКА ЭМИССИИ МЕТАНА С ПОВЕРХНОСТИ БОЛОТА НА ЮЖНОЙ ГРАНИЦЕ КРИОЛИТОЗОНЫ (РЕСПУБЛИКА КОМИ)

М. В. Лукашева¹, М. Н. Мигловец², С. В. Загирова²

¹ Сыктывкарский государственный университет имени Питирима Сорокина,

² Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,
mari.lukasheva.91@mail.ru, miglovec@bk.ru

Большой интерес научной общественности к изучению процессов эмиссии и поглощения метана в болотных экосистемах связан, прежде всего, со стремлением понять роль этого газа в фотохимических процессах в атмосфере

Земли, которые регулируют глобальные климатические изменения (Глаголев, 2013; Глаголев и др., 2010). На северо-востоке Европейской части России происходит деградация многолетнемерзлых пород, как следствие потепления климата. Мерзлотные торфяники содержат в торфяной толще примерно 65% запасов почвенного углерода, высвобождение которого в результате деградации мерзлоты может привести к усилению потоков парниковых газов в атмосферу (Пастухов, Каверин, 2016).

Цель данной работы – выявить сезонную динамику эмиссии метана с поверхности крупнобугристого торфяника на южной границе криолитозоны (Интинский р-н, Республика Коми).

Исследование проводили с июня по сентябрь 2015 г. на крупнобугристом болоте в урочище Кулицанюр ($65^{\circ}54'10$ с.ш., $60^{\circ}26'40$ в.д.), расположенном на водоразделе р. Черная и р. Большая Инта. Болото относится к олиготрофному типу и характеризуется неоднородной растительностью и форм микрорельефа. Крупнобугристый комплекс характеризуется двумя типами микроландшафта: грядово-мочажинным типом и мерзлотными торфяными буграми. Для грядово-мочажинного типа микроландшафта характерно доминирование на кочках кустарничков, таких как *Ledum palustre*, *Vaccinium uliginosum*, *Empetrum hermafroditum*, *Rubus chamaemorus*, в напочвенном покрове доминируют сфагновые мхи (*Sphagnum fuscum* – 80–90%); в мочажинах – *Eriophorum russeolum*, *Carex limosa*, *Carex rotundata*, в напочвенном покрове доминируют сфагновые мхи (*Sphagnum linbergii*, *Sphagnum riparium*). Высота мерзлотных торфяных бугров – 3–4 метра. Вершина мерзлотных бугров представляет собой мозаику лишайниковых, кустарничково-лишайниковых фитоценозов и торфяных пятен. На вершине бугра доминируют *Ledum palustre*, *Vaccinium uliginosum*, *Betula nana*, *Empetrum hermafroditum*. Мохово-лишайниковый ярус представлен лишайниками рода *Cladonia* (*Cladonia arbuscula*, *Cladonia coccifera*, *Cladonia gracilis*, *Cladonia rangiferina*), суммарное покрытие около 60%.

Для измерения скорости потока метана были выбраны 15 участков, отличающихся характером растительного покрова и видом микрорельефа: 3 участка представлены олиготрофными кочками, 4 участка – мочажины, 8 участков на торфяном бугре. Измерения скорости эмиссии метана проводили с использованием метода статических темных камер, установленных на металлическое основание ($0,25 \text{ м}^2$). Камера объемом $0,1 \text{ м}^3$ была укомплектована вентилятором для перемешивания и охлаждения воздуха внутри камеры и термометром. Время экспозиции камеры на каждом участке составляло 20 минут. Определение объемной доли метана в воздухе проводили с использованием портативного газового анализатора GGA-30p (Los Gatos Research), работающего по принципу внеосевой лазерной спектроскопии.

В результате проведенных наблюдений выявлено, что в начале июня (рис.1) наблюдается кратковременный всплеск эмиссии метана с поверхности олиготрофной мочажины ($2,32 \text{ мкг м}^{-2}\text{с}^{-1}$), что сопоставимо со скоростью поступления этого газа в атмосферу в середине лета. Всплески эмиссии метана могут быть обусловлены усилением доли пузырькового переноса в транспорте метана из почвы в атмосферу. К концу летнего сезона скорость эмиссии метана

снизилась до $1,5 \text{ мкг м}^{-2}\text{с}^{-1}$, что может быть связано с понижением температуры почвы и отмиранием растительности. Для участков, расположенных на олиготрофных кочках, четкой сезонной динамики эмиссионных потоков не выявлено.

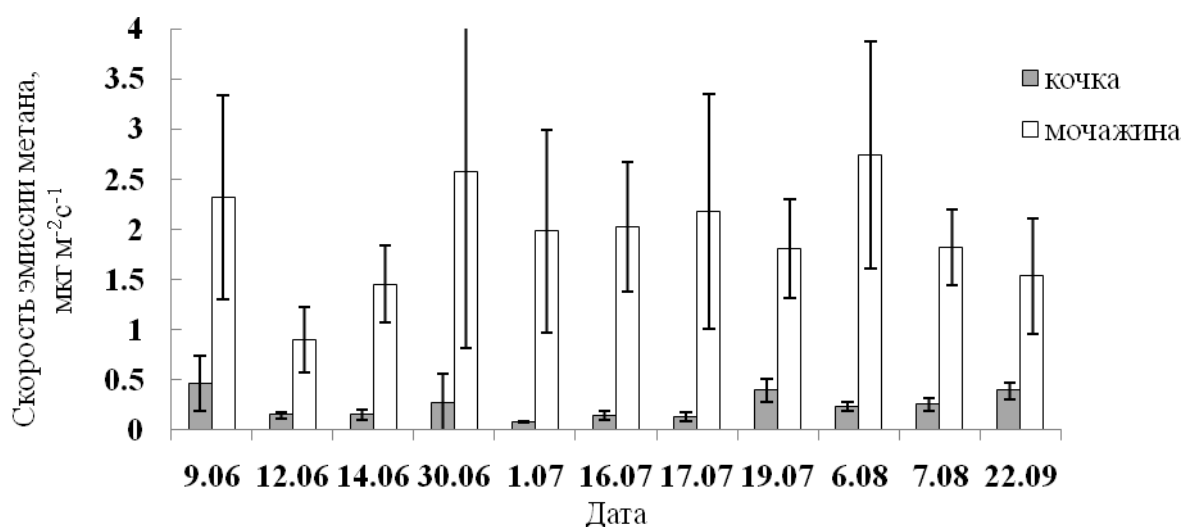


Рис. 1. Скорость эмиссии метана с поверхности болота в июне – сентябре 2015 г. Бары соответствуют ошибке среднеарифметических значений

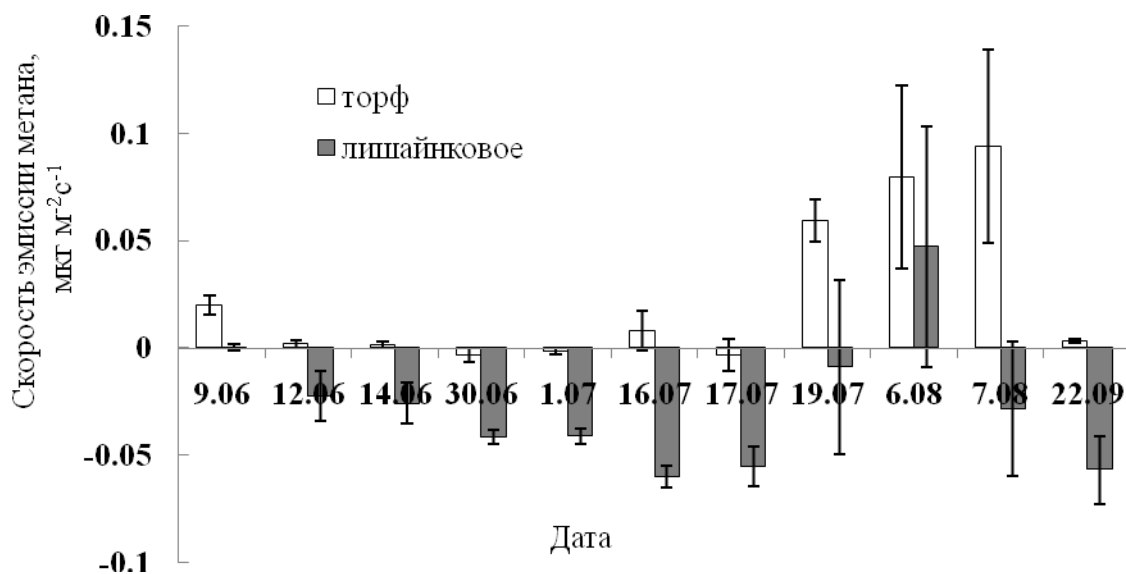


Рис. 2. Скорость эмиссии метана с поверхности мерзлотного бугра для двух сообществ: торфяного пятна и лишайникового сообщества

На мерзлотном бугре для участков, покрытых лишайниковыми сообществами, отмечено поглощение метана (рис. 2). Скорость поглощения метана увеличивается к середине июля и уменьшается к осени. Для участков открытого торфа отмечена незначительная эмиссия метана с увеличением скорости эмиссии в середине июля – начале августа.

Таким образом, нами выявлены различия в сезонной динамике эмиссии метана для олиготрофных участков и торфяного бугра исследованного крупно-бугристого болота. Максимальные средние значения скорости эмиссии метана отмечены в сообществах пушицево-сфагновых мочажин в середине лета. Для олиготрофной кочки четкой динамики не выявлено. Участки торфяного бугра с лишайниковыми сообществами выполняли функцию стока метана. В связи с этим можно ожидать, что на южной границе криолитозоны разрушение торфяных бугров и образование грядово-мочажинных комплексов может привести к значительному усилению выбросов метана в атмосферу.

Работа выполнена при финансовой поддержке проекта ПРООН/ГЭФ №00059042 «Укрепление системы особо охраняемых территорий Республики Коми в целях сохранения первичных лесов в районе верховьев реки Печора».

Литература

Глаголев М. В. Новое отечественное исследование эмиссии метана из болотных экосистем // ДОСиГИК. 2013. Т. 4. № 2(8).

Глаголев М. В., Сирин А. А., Лапшина Е. Д., Филиппов И. В. Изучение потоков углеродсодержащих газов в болотных экосистемах Западной Сибири // Вестник ТГПУ. 2010. Выпуск 3(93).

Пастухов А. В., Каверин Д. А. Экологическое состояние мерзлотных бугристых торфяников на Северо-востоке европейской России // Экология. 2016. № 1. С. 1–9.

МОДЕЛИРОВАНИЕ ПОДВИЖНОСТИ РАДИЯ-226 В ЗАГРЯЗНЁННЫХ ПОДЗОЛИСТЫХ ПОЧВАХ НА ОСНОВЕ ДАННЫХ РЕГРЕССИОННОГО АНАЛИЗА

Н. Г. Рачкова, В. Г. Зайнуллин

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

Моделирование поведения радия в экосистемах среднетаёжной подзоны проведено на основе статистической обработки результатов изучения долговременной вертикальной миграции и трансформации форм радия-226 в радиоактивно загрязнённой типичной подзолистой почве. Для этого через 14 лет после поступления раствора хлорида радия в почвенный (0–20)-сантиметровый слой были исследованы валовое содержание и формы нахождения радионуклида в толще почвы (0–50) см в связи с её валовым составом и другими физико-химическими характеристиками.

По рекогносцировочным данным, исходное содержание радия в нативной незагрязнённой почве экспериментального участка оценивалось как пониженное–слабопониженное (Баранов, Морозова, 1971; Виноградов, 1957). Распределение этого количества между физико-химическими формами соединений с разной потенциальной подвижностью в экосистеме было практически равномерно (Рачкова, Шуктомова, 2006). Так, при валовом содержании радия ($16,4 \pm 0,9$) мБк/г его удельная активность в водорастворимой (бидистиллированная вода), обменной (1 М раствор ацетата аммония) и кислоторастворимой

(1 М раствор соляной кислоты) фракциях составляла от 3,9 до 4,4 мБк/г. Сопряжённая оценка других характеристик почвы позволила установить диапазоны варьирования водородного показателя от 5,02 до 5,45, содержания поглощённых катионов магния – от 0,38 до 1,74, кальция – от 0,56 до 2,87 мг-экв/100 г. Доля гумуса в почвенной массе изменялась в градиенте значений 0,26–1,70%. Относительное содержание оксидов кальция варьировало от 0,18 до 0,27, магния – в диапазоне величин 2,97–5,86, железа – 1,44–1,87, алюминия – 7,88–10,07%. Из других возможных предикторов для миграции радия оценивались рН солевой, гидролитическая кислотность, валовое содержание фосфатов и калия, доля калия, натрия, кремния, титана в почвенной массе (в расчёте на оксиды).

В условиях проведённого модельного полевого эксперимента максимальные концентрации радионуклида в (0–20)-сантиметровом слое загрязнённой почвы превышали в 80–100 раз соответствующее фоновое (естественное) содержание. За 14 лет, прошедших после загрязнения, из этого количества в нижележащую толщу мигрировало около 11% радия. Было установлено, что при многолетнем контакте его водорастворимые соединения, поступившие в подзолистую суглинистую почву, трансформируются и прочно связываются в почвенном поглощающем комплексе. Основная доля мобильных форм радиоактивного элемента была сосредоточена в составе кислоторастворимых соединений. В целом, в профиле (0–50) см в кислоторастворимой и фиксированной фракциях обнаруживалось 95% запаса радия. В то же время водорастворимые и обменные формы радионуклида обеспечивали лишь 1 и 4% его количества в толще.

Вертикальное распределение радия-226 в исследуемом профиле имело признаки, не характерные для дифференциации изотопов тория и урана (Рачкова, Шуктомова, 2015). Радий отличало достоверное повышение его содержания и прочности поглощения в слое (25–30) см при значимом снижении удельной активности водо- и кислоторастворимой фракций радионуклида. Кратность уменьшения первых составила 15, вторых – примерно 100 раз. Выраженное изменение подвижности радия может обуславливаться оптимальным сочетанием концентраций обменного кальция и органических веществ в толще. Ведь известно, что избыточные содержания и того, и другого способствуют мобилизации, а их совместное присутствие в сбалансированных количествах приводит к прочной сорбции радия в почвенном поглощающем комплексе (Гиль, 1983). В почве из нижней части исследуемой (0–50) см толщи удельная активность радионуклида увеличивалась и сопровождалась возрастанием его запасов в составе обменной и кислоторастворимой фракций соединений, чему способствовало утяжеление гранулометрического состава и уплотнение почвенной массы.

Сопряжённое исследование процессов миграции радия и свойств почвы свидетельствовало, что содержание водорастворимого радионуклида тесно связано (по коэффициенту корреляции Пирсона) с концентрацией обменного кальция и железа, что позволяет предполагать его сорбцию железо-гумусовыми комплексными соединениями кальция. Удельная активность обменнопоглощенного радиоэлемента слабо коррелировала с содержаниями гигроскопической влаги (0,336), алюминия (0,316), гумуса (0,269), с реальной и потенциаль-

ной почвенной кислотностью ($-0,324$ и $-0,346$) и содержанием железа ($-0,283$). В то же время профильную дифференциацию кислоторастворимых соединений радия можно было описать слабой линейной зависимостью от распределения железа ($0,290$) и кремния ($0,354$), гигроскопической влаги ($-0,307$) и магния ($-0,358$), что может свидетельствовать о его поглощении на поверхности окристаллизованных соединений железа и/или в неподвижном слое тонкодисперсного коллоидного гидроксида железа. Эти механизмы поглощения могут конкурировать с обменной сорбцией радионуклида на алюмогумусовых и гидроксида алюминия коллоидах. Судя по положительной корреляции с содержанием гигроскопической влаги, она протекает в диффузном слое коллоидных частиц. Примечательно, что содержания обменных и кислоторастворимых форм радионуклида статистически связаны с одними и теми же почвенными свойствами. Однако установленные линейные корреляции зачастую не только слабы, но и противоположны друг другу по знаку, что указывает на их взаимозависимый и конкурентный характер.

Результаты моделирования миграции радия-226 с использованием регрессионного анализа подводят нас к выводу о том, что его профильная дифференциация в типичных для северотаёжной зоны подзолистых почвах в случае их радиоактивного загрязнения полностью контролируется процессами вертикального распределения соединений кальция (таблица). Их присутствие интенсифицирует прочную сорбцию радионуклида в слоях. Так, распределение валового радия в условиях подзолистого почвообразования на 99,7% зависит от поведения поглощённого катиона кальция. Этот показатель представлен во всех линейных регрессионных моделях, описывающих миграцию радия в исследованном профиле подзолистой почвы с тем или иным коэффициентом детерминации. В уравнение регрессии для кислоторастворимых форм радия, составляющих основную долю его почвенных соединений, в качестве предиктора также входит исключительно этот показатель. Удельная активность в почвенной толще водорастворимых форм радиоэлемента аппроксимируется математическим выражением, включающим два слагаемых. Они пропорциональны содержанию поглощённых катионов кальция и относительному количеству железа в почвенной массе.

Таблица

**Уравнения связи профильного распределения радия-226
с физико-химическими характеристиками типичной подзолистой почвы**

Переменная	Уравнение регрессии	R^2
C_{Ra}	$C_{Ra} \text{ (мБк/г)} = 451,2 \cdot C_{Ca} \text{ (мг-экв/100 г)}$	0,997
$C_{Ra \text{ вод}}$	$C_{Ra \text{ вод}} \text{ (мБк/г)} = 2,60 \cdot C_{Ca} \text{ (мг-экв/100 г)} + 6,79 \cdot C_{Fe_2O_3} \text{ (\%)}$	0,697
$C_{Ra \text{ кис}}$	$C_{Ra \text{ кис}} \text{ (мБк/г)} = 329,8 \cdot C_{Ca} \text{ (мг-экв/100 г)}$	0,908

Примечание: R^2 – коэффициент детерминации. C_{Ra} , $C_{Ra \text{ вод}}$, $C_{Ra \text{ кис}}$ – удельная активность радия, его водорастворимых и кислоторастворимых форм; C_{Ca} – содержание в почве поглощённого катиона кальция, $C_{Fe_2O_3}$ – относительная доля соединений железа в почвенной массе.

Таким образом, в результате проведённых исследований были установлены количественные связи вертикального распределения радия-226, форм его нахождения с валовым составом и физико-химическими характеристиками подзолистой почвы, типичной для среднетаёжной подзоны. Данные линейного регрессионного и корреляционного анализов достоверно свидетельствуют, что профильная дифференциация радия в почвах этого типа в случае их радиоактивного загрязнения полностью контролируется процессами вертикального распределения кальция, в первую очередь, его химических форм, способных к обменным реакциям. Подвижность радия в загрязнённых почвах во многом определяется содержаниями и процессами взаимодействия соединений железа и кальция. Полученные данные могут быть использованы для построения моделей распространения радионуклида в радиоактивно загрязнённых экосистемах, характеризующихся сходным типом почвообразования и близкими характеристиками почвы. Результаты исследований будут полезны при создании технологий и выборе мер локализации радиоактивных загрязнений.

Исследования поддержаны проектом № 15-2-4-26 Программы УрО РАН.

Литература

Баранов В. И., Морозова Н. Г. Поведение естественных радионуклидов в почвах / Современные проблемы радиобиологии. М.: Атомиздат, 1971. С. 13–40.

Виноградов А. П. Геохимия редких и рассеянных элементов в почвах. М., 1957. 238 с.

Гиль Т. В. Особенности поглощения и закрепления ^{226}Ra типичной сильноподзолистой почвой в зависимости от почвенных факторов и сопутствующих элементов // Радиоэкологические исследования почв, растений и животных биогеоценозов Севера (Тр. Коми фил. АН СССР; № 6). Сыктывкар, 1983. С. 84–88.

Рачкова Н. Г., Шуктомова И. И. Роль сорбентов в процессах трансформации соединений урана, радия и тория в подзолистой почве. СПб.: Наука, 2006. 146 с.

Рачкова Н. Г., Шуктомова И. И. Распределение урана и тория в подзолистой почве, загрязнённой их растворимыми соединениями // Геохимия. 2015. № 2. С. 187–195.

ВЛИЯНИЕ НЕФТЕПРОДУКТОВ НА БИОЛОГИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ ПОЧВЫ В УСЛОВИЯХ ПОЛЕВОГО МОДЕЛЬНОГО ЭКСПЕРИМЕНТА

В. А. Мязин, Н. В. Фокина

*Институт проблем промышленной экологии Севера КНЦ РАН,
myazin@inep.ksc.ru*

При проведении экологического мониторинга территорий, загрязнённых нефтью или нефтепродуктами (НП), о степени первоначального загрязнения и этапе, на котором находится экосистема в процессе восстановления, можно судить не только по химическим и физическим показателям, но и по показателям биологического состояния почвы. Так, изменение почвенного микробоценоза считается одним из наиболее точных и информативных индикаторов нефтяного загрязнения. Однако использование в оценке состояния почвы одного критерия не всегда дает достоверные результаты, поэтому принято использовать несколько показателей.

Цель проведения данного исследования – выяснить степень влияния НП на основные биологические показатели окультуренной подзолистой почвы.

Район проведения полевых модельных экспериментов находится в Мурманской области, в районе г. Апатиты. Почва на участке проведения полевого опыта – агрозём Al-Fe-гумусовый на песчаных озёрно-ледниковых отложениях.

В качестве загрязняющего вещества использовали дизельное топливо (ДТ) марки Л-0,2-62 (ГОСТ 305-82) в количестве 10 л/м². В течение 3-х летних месяцев после загрязнения определяли остаточное содержание НП в почве, активность почвенных ферментов, эмиссию CO₂ почвой и проводили учет численности почвенных микроорганизмов.

Определение массовой доли НП в почве проводили согласно ПНД Ф 16.1:2.2.22-98 методом ИК-спектроскопии на анализаторе АН-2. Выявление и учет микроорганизмов в почве проводили методом поверхностного посева на плотные питательные среды. Определение активности ферментов проводили классическими методами (Хазиев, 1976).

Респираторную активность почвы определяли камеро-статическим методом, основанным на измерении количества CO₂, выделившегося из почвы за определенный промежуток времени.

Содержание углеводов в почве

Основываясь на значениях ОДК для светлых НП в подзолистых почвах таежно-лесных районов (Пиковский и др., 2003) за величину ОДК для ДТ было принято значение 4 г/кг.

При загрязнении ДТ в количестве 10 л/м² через 1 сут в верхнем слое почвы (0–10 см) содержалось 18,89±0,65 г/кг НП. Согласно ряду исследований данная концентрация НП в почве характеризует ее как сильно загрязненную (Давыдова, Тагасов, 2004; Герасимова и др., 2003). К концу вегетационного периода суммарное содержание НП в пахотном слое превышало величину ОДК и составляло 6,1 г/кг.

Изменение численности основных трофических групп бактериальной микробиоты при загрязнении почвы

Сапротрофные бактерии в почве осуществляют весь спектр реакций разложения органических соединений и являются индикатором функционального состояния почвы. По литературным данным при загрязнении почвы НП может происходить стимуляция жизнедеятельности бактерий в определенном диапазоне концентраций загрязнителя, или ингибирование активности бактериоценоза при увеличении содержания НП выше критического уровня (Евдокимова и др., 2007; Кабиров и др., 2012). Углеводородоокисляющие бактерии (УОБ) играют основную роль в процессе биологической деструкции углеводов, поэтому показатель их численности свидетельствует об интенсивности процессов окисления нефтепродуктов.

Исследования, проведенные в рамках данной работы, показали, что через 10 сут после загрязнения почвы ДТ произошло увеличение численности сапротрофных бактерий в 15 раз ($t=3,47$ при $\alpha=0,95$ и $d_f=4$) и УОБ в 12 раз ($t=10,54$ при $\alpha=0,95$ и $d_f=4$). К концу третьего месяца наблюдений число сапротрофных бактерий не превышало контрольных значений, а численность УОБ, хоть и снизилась, но все еще оставалась выше контрольных значений (рис. 1).

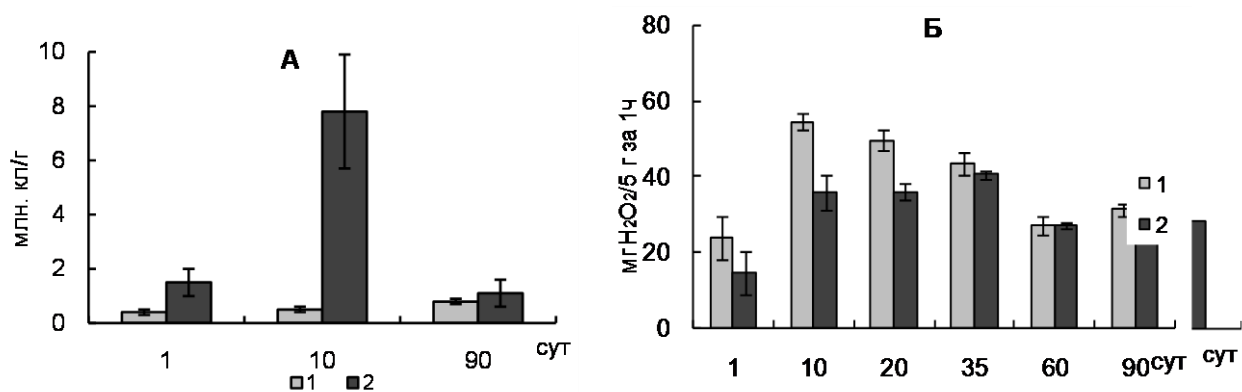


Рис. 1. Численность сапротрофных (А) и углеводородокисляющих (Б) бактерий в почве: 1 – без загрязнения; 2 – ДТ 10 л/м²

Ферментативная активность загрязненных почв

Для анализа были выбраны три фермента из двух классов: гидролитические (инвертаза) и окислительно-восстановительные (каталаза и дегидрогеназа), которые, по литературным данным, могут являться индикаторами загрязнения почвы НП (Киреева, Ямалетдинова, 2001; Щемелинина, 2008; Даденко и др., 2013).

При загрязнении почвы ДТ наблюдали тенденцию к снижению активности инвертазы. Минимальные значения, достоверно отличные от контрольного варианта, отмечали через 20 и 30 сут после начала эксперимента ($t=3,71$ и $t=4,10$ при $\alpha=0,95$ и $d_f=4$), после чего активность восстанавливалась до контрольных значений (рис. 2А). Подобным образом происходило изменение активности каталазы – достоверное снижение активности через 10 и 20 суток ($t=3,53$ и $t=3,56$ при $\alpha=0,95$ и $d_f=4$), после чего активность фермента восстанавливалась до контрольного значения (рис. 2Б).

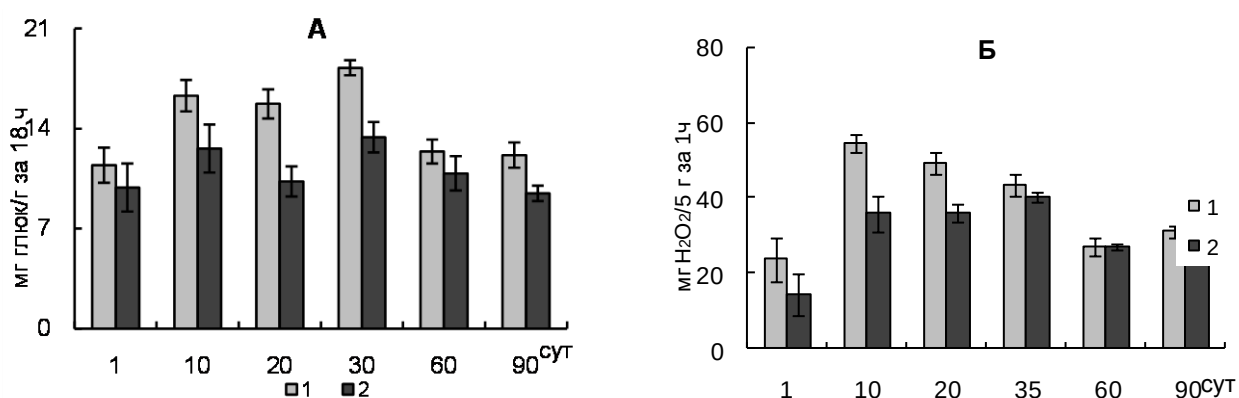


Рис. 2. Активность инвертазы (А) и каталазы (Б) в почве: 1 – без загрязнения; 2 – ДТ 10 л/м²

При загрязнении почвы ДТ активность дегидрогеназы возросла относительно контрольных значений уже в первые сутки после начала эксперимента ($t=3,02$ при $\alpha=0,95$ и $d_f=4$), но через 2 месяца снизилась до контрольного уровня (рис. 3).

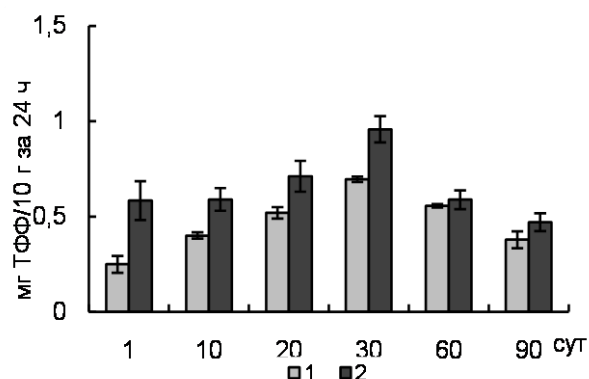


Рис. 3. Активность дегидрогеназы в почве: 1 – без загрязнения; 2 – ДТ 10 л/м²

Интенсивность эмиссии CO₂ загрязненной почвой

Величина эмиссии CO₂ из чистой почвы в течение вегетационного периода менялась от 0,1 до 0,32 мг CO₂/дм² в час, и зависела от температуры и влажности почвы.

Загрязнение почвы ДТ привело к росту эмиссии углекислого газа, однако в конце вегетационного периода разница с контрольными показаниями оказалась недостоверной (рис. 4).

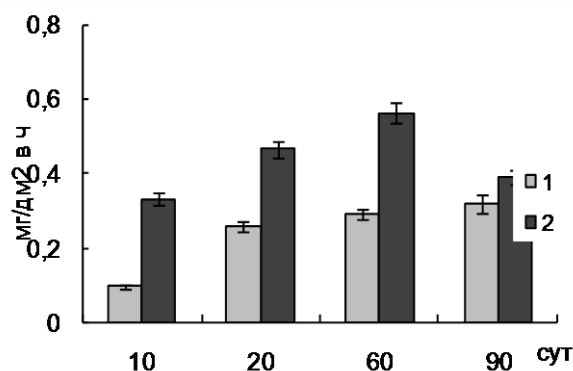


Рис. 4. Интенсивность эмиссии CO₂ из почвы: 1 – без загрязнения; 2 – ДТ 10 л/м²

Таким образом, при оценке биологической активности почвы на основе исследованных показателей можно сказать, что в течение вегетационного периода в загрязненной почве активно протекали процессы самовосстановления, о чем свидетельствовал рост численности как УОБ, так и сапротрофных бактерий, увеличение активности дегидрогеназы и интенсивности эмиссии CO₂. В то же время отмечено снижение активности таких ферментов как инвертаза и каталаза. Это происходит в результате изменения направленности основных процессов трансформации органического вещества, происходящих в почве – пре-

обладающими становятся реакции, направленные на деградацию углеводов, осуществляемые посредством окислительно-восстановительных ферментов.

Литература

Герасимова М. И., Строганова М. Н., Можарова Н. В., Прокофьева Т. В. Антропогенные почвы: генезис, география, рекультивация: учебное пособие / Под ред. Г. В. Добровольского. Смоленск: Ойкумена, 2003. 268 с.

Давыдова С. Л., Тагасов В. И. Нефть и нефтепродукты в окружающей среде: учеб. пособие. М.: Изд-во РУДН, 2004. 163 с.

Даденко Е. В., Денисова Т. В., Казеев К. Ш., Колесников С. И. Оценка применимости показателей ферментативной активности в биодиагностике и мониторинге почв // Биодиагностика в экологической оценке почв и сопредельных сред: Тезисы докладов междунар. конф. М.: Бином. Лаборатория знаний, 2013. С. 55.

Евдокимова Г. А., Мозгова Н. П., Корнейкова М. В., Ахтулова Е. М., Михайлова И. В. Воздействие загрязнения почв дизельным топливом на растения и ризосферную микробиоту // Агрохимия. 2007. № 12. С. 49–55.

Кабилов Р. Р., Киреева Н. А., Кабилов Т. Р., Дубовик И. Е., Якупова А. Б., Сафиуллина Л. М. Оценка биологической активности нефтезагрязненных почв с помощью интегрального показателя // Почвоведение. 2012. № 2. С. 184–188.

Киреева Н. А., Ямалетдинова Г. Ф. Фенолоксидазная активность нефтезагрязненных почв // Вестник Башкирского университета. 2001. № 1. С. 48–51.

Пиковский Ю. И., Геннадиев А. Н., Чернянский С. С., Сахаров Г. Н. Проблема диагностики и нормирования загрязнения почв нефтью и нефтепродуктами // Почвоведение. 2003. № 9. С. 1132–1140.

Хазиев Ф. Х. Ферментативная активность почв. Методическое пособие. М.: Наука, 1976. 180 с.

СПОСОБЫ ИССЛЕДОВАНИЯ ПОВЕДЕНИЯ ПОЛЛЮТАНТОВ В ПОЧВЕ

М. А. Шумилова, В. Г. Петров
Институт механики УрО РАН,
mashumilova@mail.ru

Бурное развитие технического прогресса привело к тому, что сегодня в биосфере содержится значительное количество чуждых ей химических веществ – ксенобиотиков. Поэтому необходимо как можно быстрее решать экологические проблемы, порожденные самим человеком.

Существующие методы мониторинга промышленных объектов, как правило, не учитывают специфику поведения поллютантов в окружающей среде, обусловленную ионными обменными реакциями в почвах и донных отложениях, диффузионными процессами их миграции в почвах под действием атмосферных осадков, а также динамикой соотношения между подвижными и неподвижными формами загрязняющих веществ (ЗВ). Учет этих особенностей позволяет разработать новые принципы организации мониторинга загрязняющих веществ от промышленных предприятий, обладающих повышенной опасно-

стью, в частности, таких как объекты по уничтожению химического оружия, атомные станции и др.

Для исследования специфики поведения ЗВ в почвах в лабораторных и полевых условиях разработаны методы и устройства, с помощью которых можно определить особенности поведения ЗВ, в частности тяжелых металлов (ТМ), в поверхностном почвенном слое и сорбционные свойства почв в катионо- и анионообменных процессах. Устройства исключают загрязнение окружающей среды. Полученные данные позволяют совершенствовать систему экологического мониторинга промышленных объектов и разрабатывать технические мероприятия по санации загрязненных территорий в результате техногенного воздействия.

В лабораторных условиях изучение подвижности ТМ в почвах проводили на специальном стенде, моделирующем воздействие атмосферных осадков в виде дождя на верхнюю загрязненную часть почвы. Стенд представляет конструкцию из нескольких колонок и дозирующего устройства (рис.1 и 2). В колонку помещали образец почвы массой 1,0–1,5 кг и высотой примерно 15 см, что соответствует глубине штыка лопаты при отборе пробы на анализ почвенного загрязнения по методике (ГОСТ, 1989). Затем проводили загрязнение образца поллютантом в количестве, кратным значению ПДК данного элемента в почве (МУ, 1999). Далее через загрязненный образец из дозирующего устройства с определенной скоростью пропускали дистиллированную воду. В нижней части колонки устанавливали фильтрующее устройство для отбора фракций воды, прошедшей через загрязненный образец. Фиксировали скорость прохождения и объем пропущенной воды через загрязненный образец. В отобранных фильтрах проводили определение содержания ТМ на атомно-абсорбционном спектрофотометре «Shimadzu-AA7000» с электротермической атомизацией по стандартным методикам (Методика количественного химического анализа, 2005).

При моделировании воздействия объекта по уничтожению химического оружия (УХО) загрязнение образцов почвы осуществляли арсенитом натрия, а при моделировании воздействия других промышленных предприятий - соединениями некоторых солями тяжелых металлов. По полученным данным рассчитывали степень выделения поллютанта из почвы, кинетические параметры процесса и период полувыведения с учетом интенсивности воздействия атмосферных осадков в регион (Петров, Шумилова, Янников и др., 2014).

Степень выделения вещества из загрязненного поверхностного слоя почвы от объема выпавших осадков рассчитывали по формуле:

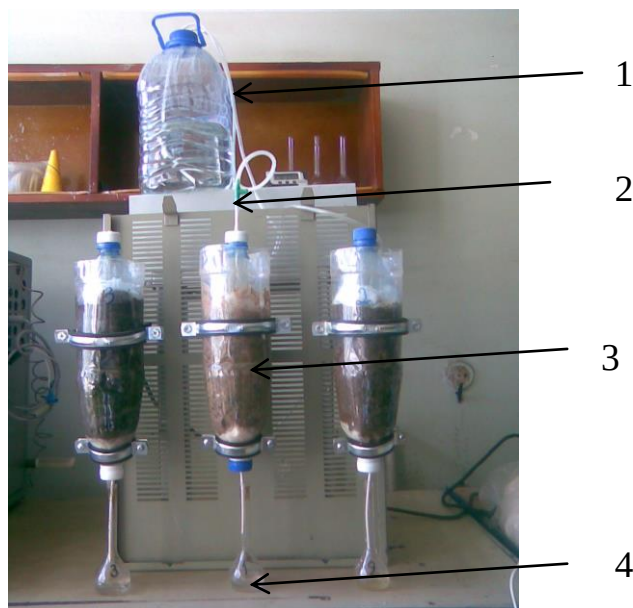


Рис. 1. Лабораторный стенд:
1 – емкость с водой, 2 – дозирующее устройство, 3 – колонки с образцами, 4 – колбы для фильтрата

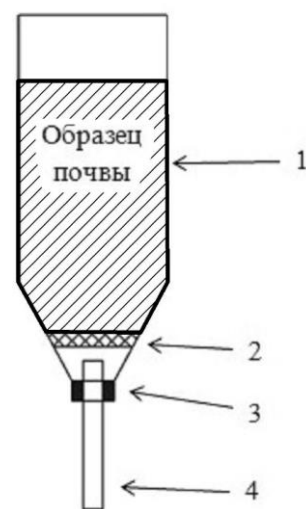


Рис. 2. Устройство колонки:
1 – почвенный образец, 2 – фильтр, 3 – крепежное устройство, 4 – патрубок для слива фильтрата

$$\int_0^{\alpha} \frac{d\alpha}{(1-\alpha)^n} = K_n T_{\alpha} S \sum_{i=0}^m \frac{H_i}{\omega_i},$$

где α – количество выделенного из почвы загрязняющего вещества в долях от исходного содержания; K_n – наблюдаемая константа скорости выделения загрязняющего вещества из почвы; T_{α} – время, необходимое для ния вещества из загрязненной почвы до степени α , в годах; S – площадь почвенного покрова, на которое было оказано техногенное воздействие; H_i – высота отдельного вида атмосферных осадков в виде дождя (слабый дождь, дождь, сильный дождь) в мм; ω_i – скорость прохождения воды через загрязненную почву, мл/с; m – количество видов осадков в виде дождя (Петров, Шумилова, 2012). Полученные данные (Петров, Шумилова, Набокова и др., 2012) представлены в таблице.

Согласно приведенной выше формуле, при одном и том же времени воздействия атмосферных осадков на одинаковую площадь степень выделения вещества из почвы возрастает с увеличением объема выпавших осадков, что ведет к снижению его содержания в почвенном покрове. С целью выяснения правомерности сделанных выводов об уменьшении количества поллютанта в почве от объема атмосферных осадков были проведены полевые испытания по подвижности загрязняющего вещества.

**Значения констант скорости выделения ЗВ из почвы и
оценка периода полувыведения**

Загрязняющее вещество	Константа скорости		Период полувыведения, лет ($\alpha=0,5$)
	Количество образца	k, c^{-1}	
CuO	10 ПДК	$1,238 \cdot 10^{-9}$	32
	100 ПДК	$5,836 \cdot 10^{-10}$	69
Cr ₂ O ₃	10 ПДК	$7,791 \cdot 10^{-10}$	51
	100 ПДК	$1,558 \cdot 10^{-10}$	257
CdO	10 ПДК	–	–
	100 ПДК	$4,533 \cdot 10^{-11}$	885
MnO ₂	10 ПДК	$1,569 \cdot 10^{-9}$	26
	100 ПДК	$1,547 \cdot 10^{-9}$	26
Fe ₂ O ₃	10 ПДК	$5,989 \cdot 10^{-9}$	7
	100 ПДК	$6,459 \cdot 10^{-9}$	6
NaAsO ₂	10 ПДК	$4,449 \cdot 10^{-7}$	1,19
	100 ПДК	$1,017 \cdot 10^{-5}$	0,05

Для исследования особенностей поведения ТМ в почве в полевых условиях были разработаны специальные устройства, исключающие загрязнение окружающей среды (рис. 3) (Петров, Шумилова, 2014). С использованием этих устройств были определены степени выделения поллютантов из почвы, загрязненной арсенитом натрия и другими соединениями ТМ, при воздействии природных факторов и атмосферных осадков в летне-осенний период и талых вод – в весенне-зимний период. Установлена более высокая подвижность в загрязненном слое почвы арсенита натрия по сравнению с соединениями других ТМ, что подтверждает данные лабораторных исследований.



Рис. 3. а – вид устройства для полевых испытаний с загрязненной почвой;
б – установка устройства в углубление в грунте

Разработанные способы исследования специфики поведения ЗВ в лабораторных и полевых условиях позволяют проводить изучение подвижности ксенобиотиков, а также их сорбционные процессы в поверхностном почвенном слое, на основе которых можно формулировать заключение о локализации или

делокализации техногенных загрязнений. Полученные данные позволяют разрабатывать рекомендации по совершенствованию системы экологического мониторинга промышленных предприятий.

Литература

ГОСТ 17.4.4.02-84 «Охрана природы. Почвы. Методы отбора и подготовки проб для химического, бактериологического, гельминтологического анализа»; ГОСТ 28168-89 «Почвы. Отбор проб».

Методика количественного химического анализа. Определение As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Sb, Sn, Zn (кислоторастворимые формы) в почвах и донных отложениях атомно-абсорбционным методом. М-02-902-125-2005.

МУ 2.1.7.730-99. Гигиеническая оценка качества почвы населенных мест. Введ. 5.04.99. М. 1999. 32 с.

Петров В. Г., Шумилова М. А. Способ изучения в лабораторных условиях подвижности техногенных загрязнений в почве // Химическая физика и мезоскопия. 2012. Т. 14. № 2. С. 257–260.

Петров В. Г., Шумилова М. А. Способ исследования особенностей поведения загрязняющих веществ в почвах. Заявка на получение патента РФ на изобретение № 2014151798/05 (082916) от 19.12.2014.

Петров В. Г., Шумилова М. А., Набокова О. С., Лебедева М. Г. Совершенствование методов контроля продуктов техногенеза при мониторинге объектов уничтожения химического оружия // Теоретическая и прикладная экология. 2012. № 4. С. 71–74.

Петров В. Г., Шумилова М. А., Янников И. М., Набокова О. С., Костылева И. И. Связь между содержанием мышьяка в почве и количеством осадков для объекта по уничтожению химического оружия в г. Камбарке // Вестник Удмуртского университета, серия: Физика, химия. 2014. Вып. 1. С. 24–31.

К ВОПРОСУ О ВОЗМОЖНОСТИ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ОТРАБОТАННОГО АКТИВНОГО ИЛА В КАЧЕСТВЕ СОРБЕНТА НЕФТЕШЛАМОВ

Ю. С. Васильев, Н. В. Сырчина, В. В. Григорьев
Вятский государственный гуманитарный университет,
rastafury@mail.ru

Широкомасштабное загрязнение окружающей среды нефтью и нефтепродуктами приводит к катастрофическим экологическим последствиям. Нефтяные загрязнения на длительное время изменяют естественные условия обитания всех видов живых организмов, нарушают нормальные физиологические процессы, оказывают угнетающее действие на природные биоценозы. Особую опасность представляют аварийные разливы нефти, нередко возникающие при перевозке нефти и нефтепродуктов. Попадание нефти в водные объекты приводит к образованию на поверхности воды углеводородной пленки, препятствующей нормальному газообмену. Нефтяные загрязнения крайне губительно сказываются на жизнеспособности гидробионтов, а также соприкасающихся с нефтью млекопитающих и птиц. В связи с этим разработки эффективных и мало затратных методов локализации и ликвидации нефтяных загрязнений представляют большой практический интерес и являются весьма актуальными.

Хорошие результаты в борьбе с нефтяными загрязнениями обеспечивают сорбционные методы. Сорбенты, применяемые для борьбы с разливами нефти, должны активно связывать углеводороды, иметь невысокую стоимость и быть безопасными для окружающей среды. Оптимальными в этом отношении являются натуральные сорбенты, например, сорбенты на основе торфа или отработанного активного ила (Солодкова, 2014).

Сорбенты на основе торфа в настоящее время находят самое широкое применение. Сорбенты на основе ОАИ используются крайне редко. Вместе с тем, биохимическая природа ОАИ обеспечивает уникальные сорбционные свойства этой субстанции. Существенными недостатками, препятствующими широкому использованию ОАИ для изготовления сорбентов, являются неприятный запах, повышенное содержание тяжелых металлов и патогенной микрофлоры. Внедрение сорбентов на основе ОАИ в практику невозможно без устранения этих проблем. Труднее всего освободить ОАИ от тяжелых металлов. Для уничтожения неприятного запаха довольно успешно используются различные приемы дезодорирования, а патогенная микрофлора полностью погибает в процессе термической обработки, применяемой для высушивания ОАИ. В связи с этим, наибольший практический интерес должны представлять отработанные илы с минимальным содержанием тяжелых металлов. К таким илам можно отнести ОАИ Кировских коммунальных систем (ККС). Содержание токсичных элементов в илах ККС не превышает допустимых уровней, установленных ГОСТ Р 53381-2009 для органоминеральных удобрений.

Для приготовления сорбента ОАИ обезвоживался до необходимого уровня влажности и измельчался. Условия обезвоживания и измельчения подбирались таким образом, чтобы получить сыпучий высокопористый непылящий сорбент.

В качестве модельного объекта для изучения сорбционных свойств ОАИ использовалась водная эмульсия нефтешлама, которая готовилась непосредственно перед внесением в нее порошка ОАИ. Для приготовления водной эмульсии навеска нефтешлама перемешивалась с водой. На 10 массовых частей воды добавлялась 1 массовая часть нефтешлама. В результате механического перемешивания получалась грубая эмульсия, соответствующая строению систем, образующихся при загрязнении водоемов нефтепродуктами.

После внесения в эмульсию сорбента наблюдалось быстрое изменение строения системы. Нефтешлам с порошком сорбента образовывал характерные конгломераты, опускающиеся на дно емкости, т.е. плотность композиции сорбент/нефтешлам оказывалась выше плотности воды.

Через 30 минут после внесения в водно-нефтяную эмульсию сорбента систему подвергали фильтрованию. Отфильтрованная композиция нефтешлам/ОАИ представляла собой влажную порошкообразную субстанцию, которая практически не прилипала к бумажному фильтру.

На рисунке представлен общий вид сорбента с сорбированным нефтешламом (верхняя часть рисунка). В нижней части рисунка представлен бумажный фильтр с нанесенным на него нефтешламом.

Сорбированный нефтешлам практически полностью утрачивает способность прилипать к предметам, даже таким пористым, как фильтровальная бумага.

Примерно через сутки после начала эксперимента (при температуре 25°C) комки сорбированного нефтешлама начинают покрываться пузырьками газа и всплывают на поверхность воды.



Рис. Общий вид сорбента с сорбированным нефтешламом (левая часть рисунка). Бумажный фильтр с нанесенным на него нефтешламом (правая часть рисунка)

Можно предположить, что в системе нефтешлам-ОАИ активизируются процессы микробиологической деструкции нефтяных углеводородов в результате которых выделяются газообразные вещества.

Вероятным источником микроорганизмов – нефтедеструкторов являются нефтешламы, а сорбент на основе ОАИ выступает в качестве источника дополнительных питательных веществ для их активного развития.

Установленные факты дают основание предположить, что ОАИ можно использовать для изготовления высокоэффективных сорбентов, способных не только связывать нефтепродукты, но и активизировать процессы их естественной микробиологической деструкции.

Литература

Солодкова А. Б. Обезвреживание отработанного активного ила с получением материалов для решения экологических проблем химических и нефтехимических предприятий: Дис. ... канд. техн. наук. Саратов, 2014. <http://www.kstu.ru/servlet>.

АГРОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ И ЭКОНОМИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ПЕРЕХОДА НА АДАПТИВНО-ЛАНДШАФТНОЕ ЗЕМЛЕДЕЛИЕ

А. А. Платунов, А. П. Кислицына, А. М. Скурихина
Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
info@vgsha.info

Разработанные в 1984–1986 гг. зональные системы земледелия для каждого сельскохозяйственного предприятия в стране с учетом почвенно-климатических условий основывались на широком использовании высоких доз минеральных, особенно азотных, удобрений и пестицидов в технологиях возделывания полевых культур, что небезопасно для окружающей среды.

Выяснилось, что применение высоких доз минеральных удобрений ухудшает фитосанитарное состояние почвы. При этом происходит развитие фитопатогенных форм микроорганизмов, резко возрастает индекс заболеваемости возделываемых культур, особенно корневыми гнилями, увеличивается фитотоксичность почвы, развивается почвоутомление. В результате снижается продуктивность почв, ухудшается качество растениеводческой продукции.

По мнению А. А. Никонова (бывшего президента ВАСХНИЛ) наша экономика в агропромышленном комплексе (АПК) была не только экстенсивна, но и чрезвычайно расточительна. Без радикальных технологических преобразований в условиях, когда наблюдается устойчивый рост стоимости ресурсной базы аграрного производства, невозможно перейти на устойчивый уровень его развития, ориентированный на использование невозобновляемых ресурсов. Для преодоления негативных последствий техногенеза в сфере АПК необходимо, чтобы система ведения сельскохозяйственного производства была экономически, социально и экологически устойчива. Это возможно только при переходе на биологизированные адаптивно-ландшафтные ресурсо- и энергосберегающие системы земледелия. Разработка и внедрение их в Кировской области, характеризующейся неоднородностью природно-климатических условий и почв, очень важна и своевременна.

Основная особенность агроландшафтных систем земледелия, в отличие от интенсивных систем земледелия, заключается в более глубокой и широкой биологизации севооборотов, использовании широкого спектра бобовых и промежуточных культур, ресурсосберегающей и почвосберегающей технологии обработки почвы с использованием современных высокопроизводительных отечественных и импортных машин и орудий, а также более значительной адаптации всех звеньев системы земледелия к местным почвенно-климатическим условиям.

В адаптивно-ландшафтных системах земледелия осуществляется трансформация пашни с почвами, подверженными сильной эрозии или временно переувлажненными, в луговые сенокосные или пастбищные угодья, что позволяет более эффективно их использовать, сохранять и улучшать их плодородие. В биологизированном земледелии становится возможным снижение уровня применения дорогостоящих минеральных азотных удобрений и замена их другими

источниками азота за счет совершенствования структуры посевных площадей в направлении возделывания бобовых культур с мощной корневой системой, обеспечивающих повышение активности полезных почвенных микроорганизмов. Основная роль отводится многолетним бобовым и бобово-злаковым травам при покровном и беспокровном их посеве. Например, в опытах кафедры общего земледелия ВГСХА подпокровный способ посева многолетних трав на кормовые цели позволил повысить продуктивность пашни. На незэродированной почве продуктивность звена севооборота повысилась на 10–65%, на среднесмытой почве на 26–41% в сравнении с беспокровным посевом. На смытых почвах за счет лучшей кустистости, неприхотливости к почвенному плодородию и продуктивному долголетию лядвенец рогатый имел стабильное преимущество в развитии перед клевером луговым (Платунов, Старкова, 2008).

Изучение одновидовых и смешанных посевов клевера лугового, лядвенца рогатого и ежи сборной показало, что тройная смесь этих культур по продуктивности во все годы исследований была значительно выше в сравнении с раздельным их возделыванием. Особенно отчетливо это проявлялось в засушливом 2010 г. (Платунов и др., 2011).

Нашими исследованиями установлено, что при двухгодичном возделывании клевера лугового корневая система растений уходит в подпахотные горизонты на большую глубину в сравнении с одногодичным возделыванием, а масса корней увеличивается на 30%, что имеет существенное значение в пополнении запасов органической массы не только пахотного, но и подпахотного слоя дерново-подзолистой почвы. При этом отмечается улучшение агрегатного состояния пахотного и подпахотного горизонтов почвы (Платунов, Шулятьева, 2010). Аналогичные результаты получены и в опытах отдела полевого кормопроизводства НИИСХ Северо-Востока. Возделывание клевера и тимopheевки луговой в смеси, в сравнении с одновидовыми посевами клевера, способствовало большему накоплению корневой массы в пахотном слое почвы и лучшему оструктурированию пахотного горизонта. Доля агроэкологически ценной фракции диаметром от 0,25 до 5 мм возросла на 10,4%. Количество поступившего в почву с пожнивно-корневыми остатками азота было выше после одновидового посева клевера лугового – 224,6 кг/га против 188,6 кг/га в смешанном посеве (Фигурин и др., 2008).

В адаптивно-ландшафтных системах для стабилизации органических веществ в почве рекомендуется посев в полевых севооборотах, в интервалах между основными культурами, промежуточных (пожнивных, озимых, подсеваемых и поукосных) культур. При культивировании промежуточных культур поле находится под растительностью в течение всего тёплого периода, что предотвращает зарастание его сорной растительностью. Возделывание промежуточных культур имеет важное агротехническое и экологическое значение. Они не занимают самостоятельной площади, дают дополнительную продукцию, используют недоиспользованные основными культурами минеральные удобрения, предотвращая их вымывание, оставляют дополнительное количество корневых и стерневых остатков, улучшают агрегатное состояние почв.

Разработанные нами адаптивно-ландшафтные системы земледелия внедрены в хозяйствах области на 42,3 тыс.га.

Например, анализ эффективности разработанной в 2011 г. адаптивно-ландшафтной системы земледелия для СПК «Союз» Вятско-Полянского района, где в полной мере были учтены конкретные ландшафтные, экологические и хозяйственные условия хозяйства, показал, что только за счет оптимизации структуры посевных площадей (увеличение доли бобовых культур в севооборотном использовании), посева промежуточных культур, вывода склоновых земель, подверженных эрозионным процессам, под залужение бобовыми и бобово-злаковыми травосмесями длительного срока хозяйственного использования, заправки соломы и рациональной разноглубинной обработки почв с учетом ландшафтных особенностей каждого поля, при том же уровне применения минеральных удобрений, удалось повысить продуктивность пашни.

К 2014 г. урожайность зерновых и зернобобовых культур в хозяйстве увеличилась на 13,5% (с 2,3 до 3,1 т/га), однолетних кормовых культур на зелёный корм – на 38% (с 5,0 до 7,2 т/га), силосных культур – в три раза (до 23 т/га), стабилизировалась урожайность многолетних трав.

Аналогичные результаты получены и в других хозяйствах, где также внедряются адаптивно-ландшафтные системы земледелия.

Таким образом, переход на биологизированные системы земледелия позволяет наиболее полно и рационально использовать природные и хозяйственные ресурсы, способствует укреплению экономического положения сельхозпредприятий, сохраняет окружающую среду.

Литература

Платунов А. А., Старкова Д. Л. Влияние покровных культур на развитие и урожайность лядвенца рогатого // Земледелие. 2008. № 6. С. 37–38.

Платунов А. А., Шулятьева О. А. Особенности ресурсосберегающего земледелия на лёгких почвах Нечернозёмной зоны. Киров, 2010. 256 с.

Платунов А. А., Коробицын С. Л., Шабалина Е. В. Влияние многолетних трав первого и второго года жизни на структурное состояние почвы // Земледелие. 2011. № 8. С. 16–18.

Фигурин В. А., Кислицына А. П., Сунцова Н. П. Средоулучшающая роль многолетних трав в северном земледелии // Матер. науч. сессии и школы молодых ученых. Киров, 2008. С. 83–88.

ПОДВИЖНЫЙ АЛЮМИНИЙ В ПОЧВАХ ВЯТСКО-КАМСКОЙ ЗЕМЛЕДЕЛЬЧЕСКОЙ ПРОВИНЦИИ

И. Г. Юлушев

*Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
info@vgsha.info*

При оценке экологической ситуации ландшафта по концентрации, интенсивности какого либо деструктивного фактора, выделяют зоны:

– экологической нормы;

– экологического риска – территории с заметным снижением продуктивности, но еще возможно восстановление экологической стабильности;

– экологического кризиса – где восстановление стабильности связано с большими затратами;

– экологического бедствия или катастрофы – зоны, требующие коренного улучшения (Критерий оценки экологической, 1992). Однако, некоторые факторы почвенного покрова, ограничивающие продуктивность пахотных земель не учитываются и не нормируются. Так, в дерново-подзолистых почвах одним из главных лимитирующих урожай сельскохозяйственных культур фактором является наличие в кислых почвах подвижного алюминия. Различия между видами, сортами растений по отношению к кислой реакции почвенного раствора, по-видимому, меньше, чем по отношению к подвижному алюминию. В опытах НИИСХ СВ, развитие озимой ржи при одинаковом значении pH среды значительно подавлялось при наличии подвижного алюминия (табл. 1).

Таблица 1

Влияние алюминия на рост и развитие озимой ржи. pH_{сол} почвы 5,4 (Кедрова, Савельев, 1996)

Варианты	Перезимовало растений, %	Продуктивных стеблей, шт./на		Урожайность, т/га
		на 1 растение	на 1 м ²	
Без Al ⁺³	75	5,6	382	4,2
На фоне Al ⁺³	57	2,7	170	1,7

По данным академика Н. С. Авдониной (1971) критические пределы содержания подвижного алюминия в почве для отдельных культур имеют следующий вид (табл. 2).

Таблица 2

Критические пределы содержания подвижного алюминия в почве (мг/100 г) для отдельных сельскохозяйственных культур

Культура	Гибель растений на:	
	50%	100%
Овес	11–14	15–18
Кукуруза, ячмень	7–8	8–10
Пшеница, лен-долгунец	8–10	10–12
Клевер луговой	6–7	8–10
Люцерна	5–6	7–8

Обработка массива аналитических данных профиля дерново-подзолистых почв (366 разреза) показала наличие статистически достоверных различий в кислотных свойствах генетических горизонтов, которые укладываются в 3 агрогруппы (табл. 3).

Таблица 3

Показатели некоторых агрохимических свойств генетических горизонтов профиля почв разных агрогрупп (Юлушев, 2005)

Показатели	Агрогруппы.	A _{пах}	B ₁	B ₂	C
pH _{сол}	1 п-16	4,11	3,89	3,73	Не опр.
	2 п-203	4,56	4,15	4,10	4,38
	3 п-147	4,70	4,74	5,83	6,58

Показатели	Агрогруппы.	A _{пах}	B ₁	B ₂	C
Hr, мэкв/100	1	5,31	7,83	8,68	Не опр.
	2	4,75	5,09	4,95	4,07
	3	3,78	3,13	1,46	0,76
	t ₀₅	0,43	0,43	0,33	0,29
Al _{подв.} , мг/100 г	1	3,9	18,9	22,6	Не опр.
	2	1,3	5,6	9,3	Не опр.
	3	следы	следы	следы	Не опр.
Ca ⁺² +Mg ⁺² , мэкв/100 г	1	8,5	10,0	20,6	21,6
	2	13,9	20,2	24,1	26,0
	3	16,2	26,7	28,8	35,1
	t ₀₅	1,61	1,72	1,88	1,82

Примечание. n – число почвенных разрезов, кислотные свойства которых соответствуют показателям данной агрогруппы. t₀₅ – достоверный интервал при 95% вероятности средней разности показателей соответствующих генетических горизонтов. Выделены значения, где нулевая гипотеза отвергается. Средние значения pH рассчитаны по натуральным величинам концентрации H-ионов, т. к. с символом pH арифметические действия не допустимы.

На почвах 1-ой агрогруппы (с высоким содержанием алюминия) кардинально меняется значение отдельных элементов питания для культурных растений. Так, в вегетационном опыте продуктивность последовательно возделываемых культур под влиянием извести и удобрений изменялась следующим образом (табл. 4).

Таблица 4

**Влияние удобрений и извести на урожайность
сельскохозяйственных культур, г/сосуд.**

Варианты	Яровая пшеница	Горох	Яч- мень	Лен-долгунец		Яровая пшеница	Клевер луговой
				семена	соломка		
Контроль	4,81	5,17	3,36	1,99	5,37	1,65	7,75
N	4,58	6,93	6,76	0,42	1,57	гибель	1,10
NP	7,20	11,17	6,46	0,78	21,10	3,75	4,40
NPK	7,18	14,80	20,70	7,06	20,50	28,90	3,25
Ca – фон	6,41	15,00	3,50	1,70	6,13	0,80	13,00
Фон + N	6,57	14,50	19,00	3,84	11,20	5,15	12,50
Фон + NP	6,88	14,30	26,20	1,78	15,93	10,80	15,90
Фон + NPK	7,54	18,27	31,70	7,91	21,70	27,07	84,00
HCP ₀₅	0,78	1,95	3,28	0,96	2,05	1,29	1,85
P, %	11,75	5,05	6,50	9,47	5,82	6,92	4,44

Примечание. Контроль – без извести и удобрений. Ca – известняковая мука, внесена по величине гидролитической кислотности под первую культуру.

Таким образом, на данной почве положительное действие азотно-фосфорных удобрений на продуктивность сельскохозяйственных культур про-

является только на фоне калия и извести, а систематическое применение одних азотных удобрений приводит даже к гибели растений.

Учитывая огромное отрицательное влияние подвижного алюминия на почву, почвенную биоту, на культурные растения, наконец, на здоровье животных и человека (алюминиевая болезнь, склероз при накоплении алюминия в мозге и др.), рекомендуется включить этот показатель в число индикаторов определения зон экологического состояния почвенного покрова, руководствуясь градацией, приведенной в таблице 5.

Таблица 5

**Показатели для выделения экологических зон
по содержанию подвижного алюминия в почвах**

Диагностический признак	Экологическая зона			
	нормальная	риска	кризиса	бедствия
Al, мг/100 г в: пахотном слое	<1	<4	4–8	>8
подпахотных горизонтах	<1	>8	>8	>8

Территории экологических зон риска, кризиса и бедствия должны быть исключены из состава пахотных угодий для производства растениеводческой продукции, особенно для населения группы риска (пищевых продуктов для детей, престарелых, беременных женщины и больных). Здесь нужна дифференциация налоговых, арендных плат и другие формы и меры поддержки земледельца. Зонирование дерново-подзолистых почв по содержания подвижного алюминия должно быть одним из ведущих диагностических признаков почвенного покрова при бонитировке, кадастровой оценке пахотных угодий.

Литература

Критерий оценки экологической обстановки территорий для выделения зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия. М.: Министерство охраны окружающей среды и природных ресурсов РФ. 1992. 58 с.

Кедрова Л. И., Савельев Ю. П. Пути совершенствования научного обеспечения агропромышленного комплекса северо-востока России в рыночных условиях / Научная сессия РСХА: Сб. материалов. М., 1996. С. 130–138.

Авдонин Н. С. Алюминий в дерново-подзолистых почвах // Агрохимия, 1971. № 7. С. 94–103.

Юлушев И. Г. Почвенно-агрохимические основы адаптивно-ландшафтной организации систем земледелия ВКЗП. М.: Академический проект, 2005. 366 с.

АГРОХИМИЧЕСКИЕ СВОЙСТВА ОПОК

Е. А. Фетисова, Н. Н. Богатырева, Н. В. Сырчина
Вятский государственный гуманитарный университет,
fetisova-fetisova@mail.ru

Опоки относятся к осадочным горным породам, основным компонентам которых является кремнезем (кремнистые опал-кristобалитовые породы). Опоки характеризуются высокой пористостью, легкостью, химической стойкостью, способностью к ионному обмену, отсутствием токсичных свойств. Ком-

плекс физико-химических свойств опок обуславливает возможность их использования в качестве эффективных сорбентов и ионообменников, отличающихся доступностью и низкой стоимостью.

Опоки находят широкое применение в таких отраслях, как производство строительных материалов и сорбентов. В последнее время появляются публикации, доказывающие возможность и эффективность использования опок в агрохимии (Тойгильдина, Кудряшов, 2008).

Исходя из физико-химических свойств опок, можно предположить, что внесение этого компонента в почву будет способствовать решению, по крайней мере, трех задач:

- регулированию водного и воздушного режимов;
- снижению биодоступности токсичных элементов;
- снижению вымываемости минеральных элементов из верхних слоев почвы.

Поскольку все указанные задачи имеют большое экологическое, практическое и экономическое значение, нами была выполнена оценка влагоудерживающих свойств опоки, а также способности этого минерала сорбировать катионы токсичных металлов на примере катионов Sr^{2+} и Cu^{2+} из растворов разной концентрации.

Перед использованием образцы опоки дробили и разделяли на 4 фракции с размерами частиц 3; 2; 1; 0,25 мм.

Влажность опоки определяли гравиметрическим методом. Высушивание образцов проводили при температурах 110 и 350°C в течение 12 часов до постоянных значений массы.

Согласно полученным результатам, влажность всех изученных образцов находилась в пределах 1,1...1,2%.

Для изучения водопоглощающих свойств, гранулы опоки помещались в дистиллированную воду при температуре 22°C на 5 часов. Слабосвязанная вода удалялась с помощью вакуумного фильтра. Полученные данные представлены в таблице 1.

Таблица 1

Влияние размера гранул опоки на сорбцию воды

Размер частиц, мм	Масса сухого образца, г	Масса влажного образца, г	Масса сорбированной воды по отношению к исходной массе образца опоки, %
0,25	5,0000	8,9109	78,22
1,00	5,0000	9,6174	92,35
2,00	5,0000	7,1460	42,92
3,00	5,0000	6,8929	37,86

Из представленных в таблице данных видно, что способность опоки сорбировать воду зависит от гранулометрического состава материала. Максимальное водопоглощение отмечено для гранул размером 1 мм. Увеличение или уменьшение размера гранул приводит к снижению водопоглощающих свойств.

Для определения способности опоки удерживать почвенную влагу готовились образцы почвы (суглинок) и этой же почвы с добавкой опоки (25% от

массы почвы). Размер гранул опоки – 1 мм. Опытные образцы замачивались в дистиллированной воде и фильтровались с помощью вакуумного фильтра до прекращения выделения капель воды. Подготовленные таким образом образцы помещались в одинаковые фарфоровые чашки, поверхность грунта тщательно выравнивалась. Образцы выдерживались в течение нескольких суток при температуре 22°C и влажности окружающего воздуха 30%. Полученные результаты представлены в таблице 2.

Таблица 2

Влияние опоки на влагоудерживающие свойства почвы

Состав образца	Масса исходного образца, г	Масса обводненного образца, г	Масса образца после 5 суток высушивания, г	Доля испарившейся за 5 суток воды, %
Почва	200	259	206	89,8
Почва +опока (3:1)	200	291	235	61,5

Согласно полученным данным гранулы опоки способствуют удержанию влаги в почве. В процессе высыхания почва с добавкой опоки растрескивается гораздо меньше, чем почва без опоки.

На рисунке представлены данные по адсорбции катионов токсичных металлов гранулами опоки размером 1 мм из растворов соответствующих солей SrCl_2 и CuSO_4 различной концентрации.

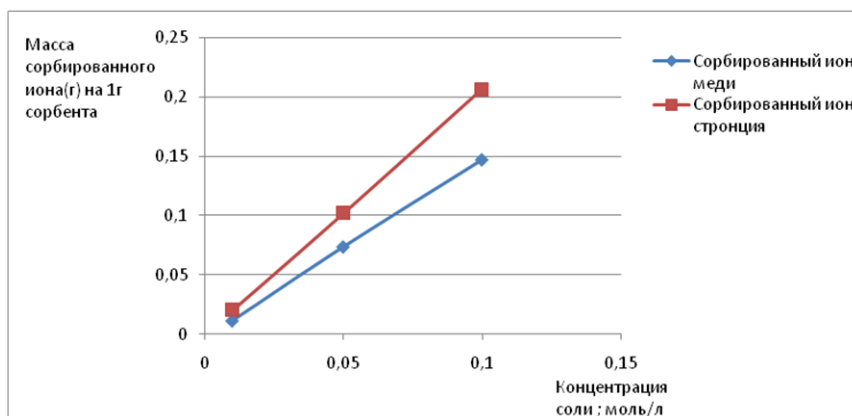


Рис. Сорбция катионов Cu^{2+} и Sr^{2+} на гранулах опоки размером 1 мм

Из рисунка видно, что наиболее активно опока сорбирует катионы стронция, сорбция ионов меди несколько ниже. Более низкая сорбция катионов меди по сравнению с катионами стронция может быть обусловлена более высокой степенью гидратации и частичным гидролизом ионов Cu^{2+} .

Выполненные исследования показывают, что применение опоки для улучшения гидрологического режима почв и снижения биодоступности токсичных металлов может быть весьма перспективным направлением в агрохимии.

Литература

Тойгильдина (Юдина) И. А., Кудряшов А. В. Влияние опоки и ее смесей с мочевиной на урожайность и качество сахарной свеклы // Агрохимия и экология история и современность: Материалы Междунар. науч.-практ. конф. Т. 2. Нижний Новгород, 2008. С. 221–224.

СЕКЦИЯ 3

БИОТЕСТИРОВАНИЕ И ИННОВАЦИОННЫЕ МЕТОДЫ В ЭКОЛОГИИ

ВЗАИМОДОПОЛНЕНИЕ БИОТЕСТОВ НА ПРОКАРИОТАХ И ЭУКАРИОТАХ ПРИ ОЦЕНКЕ ГЕНОТОКСИЧНОСТИ И ТОКСИЧНОСТИ ОБРАЗЦОВ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ (НА ПРИМЕРЕ ПОЧВ)

*С. В. Котелевцев¹, Т. В. Андрияшина², Е. А. Саратовских³, В. С. Пятенко⁴,
И. К. Хвостунов⁴, Е. Ф. Исакова¹, В. М. Глазер¹, С. А. Остроумов¹*

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

² *Казанский государственный технологический университет,*

³ *Институт проблем химической физики Российской академии наук,*

⁴ *Медицинский радиологический научный центр им. А. Ф. Цыба – филиал ФГБУ
«Федеральный медицинский исследовательский центр» им. П. А. Герцена,
ar55@yandex.ru, kotelevtsev@ya.ru*

Методы биотестирования могут использовать различные биологические объекты – от бактерий до высших растений и млекопитающих. В ряде публикаций освещены вопросы биотестирования и биодиагностики с использованием бактерий (например, Степанова и др., 1990; Глазер, Котелевцев, 2010; Kotelevtsev et al., 1993; Ostroumov, 2006; и др.), высших наземных растениях (Остроумов, 2001; Ostroumov, 2006; и др.) высших водных растениях (Остроумов, 2001; Соломонова, Остроумов, 2007; и др.), беспозвоночных (Остроумов, 2001; Ostroumov, 2006; и др.) и млекопитающих (Андрияшина и др., 2015; и др.). Примеры приведены в таблице.

Таблица

Примеры использования методов биотестирования на различных тест-объектах

Тест-объект	Решаемая задача	Пример использования	Ссылки
Сальмонелла (<i>Salmonella</i>)	Оценка генотоксичности	Компоненты водных экосистем (Каспийское, Черное море)	Степанова и др., 1990; Kotelevtsev et al., 1993
Сальмонелла (<i>Salmonella</i>)	Оценка генотоксичности	Почвы Африки	Kotelevtsev et al., 2013
Сальмонелла (<i>Salmonella</i>)	Оценка генотоксичности	Компоненты экосистемы реки Нигер в районе Бомако (Мали)	Траоре и др., 2007
Сальмонелла (<i>Salmonella</i>)	Оценка генотоксичности	Почвы Орловской области	Андрияшина и др., 2015; Данная работа

Тест-объект	Решаемая задача	Пример использования	Ссылки
Высшие растения <i>Fagopyrum esculentum</i> , <i>Sinapis alba</i> , <i>Oryza sativa</i> , <i>Triticum aestivum</i> , <i>Cucumis sativus</i> и др.	Оценка токсичности (фитотоксичность)	Вода водохранилища, органические экотоксиканты	Остроумов, 2001; Ostroumov, 2006
Высшие растения, Водные макрофиты <i>Pistia stratiotes</i> L., <i>Potamogeton crispus</i> L.	Оценка токсичности (фитотоксичность)	Водная среда	Остроумов, 2001; Соломонова , Остроумов, 2007
Различные водные беспозвоночные (мидии, устрицы, перловицы, пиявки)	Оценка токсичности для беспозвоночных	Многие образцы водной среды	Остроумов, 2001; Ostroumov, 2006
Хомячок <i>Cricetulus griseus</i>	Оценка генотоксичности	Почвы Орловской области	Андрияшина и др., 2015; Данная работа
Цериодафнии <i>Ceriodaphnia affinis</i>	Оценка токсичности для беспозвоночных	Почвы Орловской области	Андрияшина и др., 2015; Данная работа

В данной работе сообщается о результатах, полученных с использованием методов биотестирования на бактериях и беспозвоночных. Загрязнение окружающей среды мутагенными и канцерогенными соединениями, включая радионуклиды и химические вещества с выраженной биологической активностью, является одним из важнейших факторов негативного воздействия на биосферу и конкретные организмы. Это представляет опасность для многих видов живых организмов, включая человека. Радионуклиды и мутагенные соединения могут поступать в организмы растений и животных, включая человека. Находясь в организме человека, они могут вызывать мутации и становиться причиной возникновения многих серьезных заболеваний, в том числе онкологических. В данной работе с помощью методов биологического тестирования было проведено исследование генотоксичности почв Орловской области. Исследовались почвы участков как используемых в земледелии, так и заброшенных, находящихся в категории целины. Орловская область – одна из четырех областей Российской Федерации, наиболее пострадавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г. В дополнение была исследована и токсичность почв.

В работе выполнено биологическое тестирование образцов почвы девяти площадок различных районов Орловской области. Во многих исследованиях была показана эффективность теста Эймса (*Salmonella*/микросомы) для оценки генотоксичности образцов окружающей среды и химических веществ. Выбор именно этого метода обусловлен тем, что ранее этот метод успешно показал себя при анализе генотоксичности образцов, полученных из компонентов водных экосистем (Степанова и др., 1990; Kotelevtseva et al., 1993), а также при анализе почв Африки (Траоре и др. 2007).

С помощью модифицированного теста Эймса *Salmonella*/микросомы на штамме ТА-98 без метаболической активации максимальная мутагенная активность была выявлена на площадке Лубянки Дмитровского района. На этой площадке мутагенный индекс составил 3,9. Был использован и другой вариант теста Эймса – с метаболической активацией. При использовании этого варианта мутагенная активность была выявлена на площадках Лубянки Дмитровского района и Репнино Болховского района, где мутагенный индекс составил 3,0-3,1 (Андрияшина и др., 2015).

Исследование с помощью теста Эймса было дополнено анализом на генотоксичность в тестах *Cricetulus griseus* (хомячок, Chinesehamster). Этот анализ показал, что проба почвы с площадки пионерского лагеря «Ёлочка» Болховского района оказывает существенное мутагенное действие на клетки *Cricetulus griseus* по абберациям как хроматидного, так и хромосомного типов (Андрияшина и др., 2015).

Наряду с анализом генотоксичности, проведен анализ экстрактов проб почв на токсичность. Токсичность исследовали при помощи теста на ракообразных цериодафниях *Ceriodaphnia affinis* (Андрияшина и др., 2015). Наибольшая токсичность была также выявлена на площадке пионерского лагеря «Ёлочка»: в 7-суточных экспериментах гибель рачков составила 45%.

Эти результаты перекликаются с исследованием сельскохозяйственных почв Мали (Африка), где также обнаружена генотоксичность (Траоре и др. 2007; Kotelevtsev et al., 2013). Ранее была установлена генотоксичность компонентов многих водных экосистем (Степанова и др., 1990; Kotelevtsev et al., 1993). Новые результаты указывают, что генотоксичность присуща не только компонентам водных систем, но и важнейшему компоненту современных наземных систем – почве. Это может свидетельствовать об опасном уровне современного загрязнения биосферы.

Результаты показывают, что результаты биотестирования на различных объектах эффективно дополняют друг друга. Можно рекомендовать, чтобы в дальнейших исследованиях токсичного загрязнения биосферы по возможности использовались несколько взаимодополняющих методов биотестирования.

Литература

Андрияшина Т. В., Саратовских Е. А., Пятенко В. С., Хвостунов И. К., Исакова Е. Ф., Котелевцев С. В. Результаты оценки токсичности и генотоксичности почвы при обследовании загрязненных территорий Орловской области // Медико-биологические проблемы жизнедеятельности. 2015. № 1(13).

Глазер В. М., Котелевцев С. В. Тест-система Эймса для анализа мутагенной и канцерогенной активности химических соединений в окружающей среде // Биологический контроль окружающей среды. Биоиндикация и биотестирование / Под ред. О. П. Мелеховой, Е. И. Сарапульцевой. М.: Изд-во Центр «Академия», 2010. С. 159–167.

Остроумов С. А. Биологические эффекты при воздействии поверхностно-активных веществ на организм. М.: МАКС-Пресс, 2001. 334 с.

Соломонова Е. А., Остроумов С. А. Изучение устойчивости водного макрофита *Potamogeton crispus* L. к додецилсульфату натрия // Вестник Моск. ун-та. Сер. 16. Биология. 2007. № 4. С. 39–42.

Степанова Л. И., Каренгин С. В., Глазер В. М., Котелевцев С. В. Генотоксичность экстрактов гидробионтов различных районов Каспийского и Черного моря // Эколого-генетический мониторинг состояния окружающей среды: Материалы секции генетических аспектов проблемы «Человек и биосфера». 1990. С. 111.

Траоре В., Глазер В. М., Костромина Н. В., Котелевцев С. В. Анализ накопления мутагенных и канцерогенных соединений в экосистеме реки Нигер в районе Бомако (Мали) с помощью теста Эймса // Бюллетень МОИП. отдел биологический. Т. 112. Вып. 1. Приложение 1. Биотехнология. Экология. Охрана окружающей среды. М.: МАКС Пресс, 2007. С. 127–128.

Kotelevtsev S. V., Poklonov V. A., Sergeev V. A., Traore B., Glaser V. M., Ostroumov S. A. Mutagenic and carcinogenic chemicals in environmental samples of some agricultural areas in Africa // Ecological Studies, Hazards, Solutions, 2013. Т. 18. С. 53.

Kotelevtsev S. V., Stepanova L. I., Glaser V. M. Biomonitoring of genotoxicity in Coastal Water // Biomonitoring of coastal waters and estuaries / Ed. Kramer. K.J.M.; CRC Press Inc. 1993.–P. 227-245.

Ostroumov S. A. Biological Effects of Surfactants. CRC Press. Taylor & Francis. Boca Raton, London, New York. 2006. 279 p.

НОВОЕ В РАЗРАБОТКЕ МЕТОДА ФИТОТЕСТИРОВАНИЯ

С. А. Остроумов, С. В. Котелевцев

*Московский государственный университет имени М. В. Ломоносова,
ar55@yandex.ru, kotelevtsev@ya.ru*

Среди многих методов биотестирования определенное место занимают методы, использующие высшие растения (фитотест). Эти методы имеют определенные достоинства. Одно из важных достоинств – то, что удовлетворяются современные требования биоэтики, которые вводят ограничения на использование теплокровных животных в качестве тест-объектов для оценки токсичности химических веществ и образцов загрязненных сред. Другим достоинством является экономичность метода фитотестирования (в особенности тестирования на проростках высших растений). Третьим достоинством является широкий диапазон применимости этих методов. Они могут использоваться для тестирования и качества воды в природных или загрязненных водоемах, и для тестирования водных растворов химических веществ.

Работы по тестированию на высших растениях проводятся в нашей группе более 20 лет. Использовались многие виды растений. В цикле работ по фитотестированию, выполненных в нашей группе, сделаны некоторые нововведения. Среди них – следующие. Необходимо отдельно упомянуть некоторые новые результаты в работе на наземных и водных растениях.

1. Новое в биотестировании на высших наземных растениях.

Нами проводилось тестирование на проростках нескольких видов высших растений, в том числе следующих: *Fagopyrum esculentum*, *Sinapis alba*, *Oryza sativa*, *Triticum aestivum*, *Cucumis sativus*, и другие.

Имели место следующие нововведения.

– В практику биотестирования нами введены новые виды растений. Среди них, например, следующие виды: *Fagopyrum esculentum* Moench, *Vigna radiata* (L.) R. Wilczek и *Lens culinaris* Medik.

– Нами предложен новый показатель для суммарной, интегральной оценки ингибирования прорастания семян и удлинения проростков, названный нами «условная средняя длина проростков» (Остроумов, 2000; Ostroumov, 2006).

– Предложен совершенно новый метод оценки фитотоксичности для высших растений на основе впервые обнаруженного нами эффекта подавления (при воздействии некоторых экотоксикантов) образования корнями проростков корневых волосков (Остроумов, Максимов 1991; Ostroumov, 2006).

2. Новое в биотестировании на высших водных растениях.

В нашей группе исследовались несколько видов высших водных растений, в том числе следующие: *Elodea canadensis*, *Potamogeton crispus*, *Fontinalis antipyretica* и др.

Выявлено проявление токсических воздействий на водные растения, которое выражается в том, что стебли макрофитов фрагментируют и распадаются на короткие фрагменты длиной 2-4 см (Соломонова, Остроумов, 2007).

Выявлено также другое проявление токсических воздействий на водные растения, которое выражается в том, что стебли погруженных в воду и плавающих в ней макрофитов опускаются на дно сосуда или микрокосма, в то время как в контрольных сосудах или микрокосмах плавающие в воде стебли макрофитов сосредоточены у поверхности воды (Остроумов и др., 2014).

Введена в практику тестирования и лабораторных исследований взаимодействий высших водных растений с химическими веществами новая методология, основанная на рекуррентных добавках (Остроумов, 2006). Эта методология позволила выполнить исследования по оценке допустимой нагрузки химических загрязняющих веществ на водную систему с высшими растениями, что имеет прикладное значение для разработки технологий очищения водной среды с помощью водных макрофитов (Соломонова, Остроумов, 2014).

Оценка допустимых нагрузок в течение определенных периодов времени была проведена для нескольких видов макрофитов на примере поверхностно-активных веществ (ПАВ) и смесевых препаратов, содержащих ПАВ (детергентов) (Соломонова, Остроумов, 2014).

Более подробная информация об этих нововведениях содержится в упомянутых публикациях. Дополнительная библиография – на веб-странице <http://5bio5.blogspot.com/2015/11/selected-examples.html>.

Литература

Остроумов С. А. Биологические эффекты поверхностно-активных веществ в связи с антропогенными воздействиями на организмы: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. М.: Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова, 2000, 47 с.

Остроумов С. А. Модельная система в условиях рекуррентных (реитерационных) добавок ксенобиотика или поллютанта: инновационный метод изучения толерантности, ассимиляционной емкости системы, предельно допустимых поступлений загрязняющих веществ и потенциала фиторемедиации // *Ecological Studies, Hazards, Solutions*. 2006. Т. 11. С. 72–74.

Остроумов С. А., Максимов В. Н. Биотестирование растворов ПАВ на основе регистрации нарушения прикрепления проростков к субстрату и образования корневых волосков // Известия АН СССР. Сер. биологическая. 1991. № 4. С. 571–575.

Остроумов С. А., Поклонов В. А., Котелевцев С. В., Орлов С. Н. Токсичность наночастиц золота для растений в экспериментальной водной системе // Вестник Московского Университета. Серия Биология. 2014. № 3. С. 19–23.

Соломонова Е. А., Остроумов С. А. Изучение устойчивости водного макрофита *Potamogeton crispus* L. к додецилсульфату натрия // Вестник Моск. ун-та. Сер. 16. Биология. 2007. № 4. С. 39–42.

Соломонова Е. А., Остроумов С. А. Оценка допустимых нагрузок загрязняющих веществ на макрофиты в водной среде с использованием метода рекуррентных добавок. // Водное хозяйство России. 2014. № 2. С. 88–101.

Ostroumov S. A. Biological Effects of Surfactants. CRC Press. Taylor & Francis. Boca Raton, London, New York. 2006. 279 p.

ВЛИЯНИЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВ МАЗУТОМ НА ВСХОЖЕСТЬ И ЖИЗНЕСПОСОБНОСТЬ СЕМЯН РОГОЗА ШИРОКОЛИСТНОГО

В. В. Пряничникова, Н. С. Шулаев, Р. Р. Кадыров, А. Ф. Галина
Уфимский государственный нефтяной технический университет,
str@rusoil.net

Загрязнение земель нефтепродуктами является одной из экологических проблем нефтеперерабатывающей отрасли. Загрязнители могут попадать в среду как при аварийных разливах, так и при транспортировке. Нефть и нефтепродукты вызывают практически полную депрессию функциональной активности флоры и фауны. Ингибируется жизнедеятельность большинства микроорганизмов, включая их ферментативную активность. Попадая в почву, нефть увеличивает общее количество углерода. В составе гумуса возрастает нерастворимый остаток, что является одной из причин ухудшения плодородия (Ротарь, Искрицкий, 2005).

Зачастую постепенно проникая в области с пониженным рельефом, нефтепродукты там и накапливаются, перемешиваясь с атмосферными осадками, что может сопровождаться заболачиванием местности. При этом особо важное значение имеет влияние подобных нефтяных загрязнений на растительность (Пряничникова, 2012), для выявления видов пригодных для восстановления нарушенных земель.

Одним из наиболее распространенных на территории Российской Федерации влаголюбивых растений является рогоз широколистный (*Typha latifolia*).

В работе изучалось воздействие мазута на рогоз широколистный. Для опытов использовался мазут марки М-100 (табл.) (ГОСТ 10585-99).

Таблица

Характеристики мазута марки М-100

Показатель	Значение
Массовая доля механических примесей, %	не более 1,0
Кинематическая вязкость при 80°C, м ² /с (сСт)	не более 118*10 ⁻⁶ (118,0)
Массовая доля серы, %	не более 3,5

Показатель	Значение
Массовая доля механических примесей, %	не более 1,0
Массовая доля воды, %	не более 1,0
Температура застывания, °С,	не выше 25
Зольность, %	не более 0,05 (для малозольного)
Температура вспышки в открытом тигле, °С,	110
Содержание водорастворимых кислот и щелочей	Отсутствие
Теплота сгорания, кДж/кг	не менее 39900

Анализ проводился в пластиковых контейнерах объемом 250 мл. В каждый контейнер помещалась почва массой 130 г, которая затем увлажнялась. При изучении влияния различных концентраций загрязнителя на развитие растений в каждый контейнер с почвой добавляли мазут в количестве: 1, 5, 10, 20 и 30 мл, после чего тщательно его перемешивали. Для анализа бралось по 5 контейнеров для каждой концентрации. Контролем служила незагрязненная почва. В подготовленные контейнеры производился высев семян рогоза широколистного и проращивание при температуре 18 °С.

Наблюдения показали, что во всех пробах мазут проявил стимулирующие свойства (достоверное отличие от контроля во всех случаях), что может объясняться в том числе и изменением влагоемкости почвы, которая становится более пригодной для влаголюбивого рогоза. Через 1 неделю после посева максимальная всхожесть наблюдалась в почве с добавлением 10 мл загрязнителя. При повышении концентрации нефтепродукта фиксировалось ухудшение всхожести, коэффициент корреляции составил -0,64 (достоверная обратная зависимость) (рис.). На рисунке представлены результаты статистического анализа данных по всхожести семян рогоза широколистного.

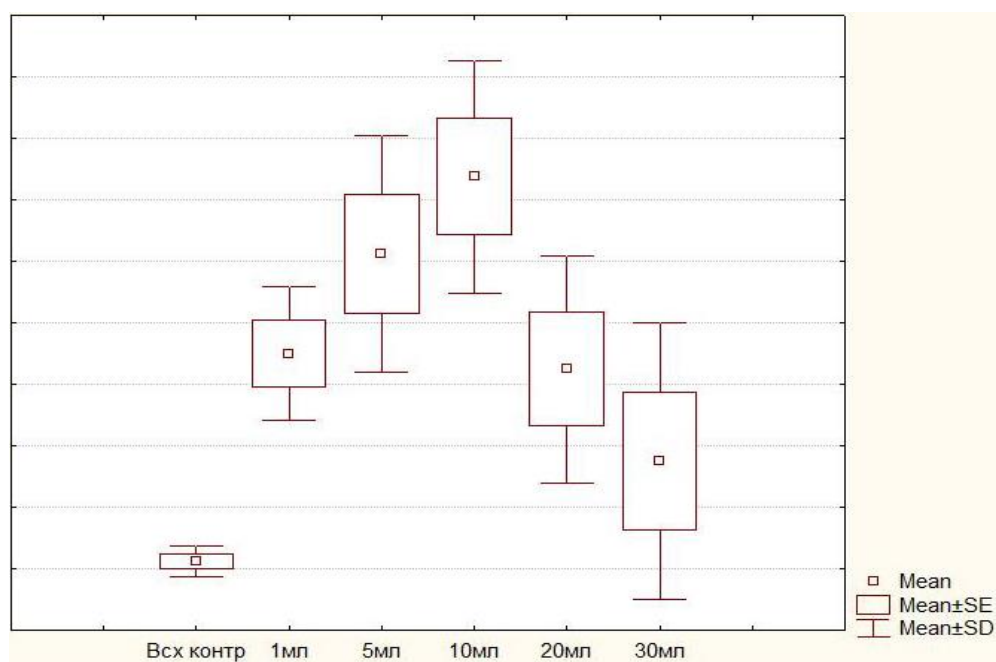


Рис. Динамика всхожести семян рогоза широколистного при загрязнении почвы мазутом

Через месяц после посева стимулирующий эффект сохранялся при содержании мазута до 5 мл в пробе, при большем содержании наблюдалось угнетение и гибель ростков. Коэффициент корреляции равен -0,74.

Полученные результаты свидетельствуют о пригодности посева рогоза широколистного на землях, загрязненных нефтепродуктами, в частности для проведения биологического этапа рекультивационных работ на различных объектах (Пряничникова, Бикбулатов, Бахонина, 2013), что обуславливается не только устойчивостью рогоза широколистного к загрязнению почв нефтепродуктами, но и стимуляцию его всхожести и роста при концентрации загрязнителя около 20 г/л.

Литература

ГОСТ 10585-99. Топливо нефтяное. Мазут. Технические условия. М.: Стандартинформ, 2009. 15 с.

Пряничникова В. В., Бикбулатов И. Х., Бахонина Е. И. Рекультивация нефтешламowych амбаров с использованием геомембранной пленки и нефтезагрязненных почв // Башкирский химический журнал. 2013. Т. 20. № 1. С. 22–27.

Пряничникова В. В. Исследование состояния растительных сообществ вокруг нефтешламowych амбаров // Науки о Земле на современном этапе: Материалы V Международной науч.-практ. конф. М., 2012. С. 101–103.

Ротарь О. В., Искрижицкий А. А. Экологическое сопровождение нефтегазовых месторождений / Под ред. А. Г. Гендрина. Новосибирск: СО РАН, 2005. С. 83–96.

К ОЦЕНКЕ ОТРАЖАТЕЛЬНОЙ СПОСОБНОСТИ ЛИСТЬЕВ В КАЧЕСТВЕ ПОКАЗАТЕЛЯ БИОДИАГНОСТИКИ

А. М. Трубников, Н. В. Янков, Л. М. Кавеленова
Самарский государственный университет, biotest@samsu.ru

Поверхность растительного организма имеет определяющее значение в регуляции его взаимодействия с окружающей средой. Исключительно важны в этом аспекте особенности листьев – высоко активных, многократно сдублированных модулей, обеспечивающих синтез первичных и вторичных метаболитов, воспринимающих и отражающих световой поток, наиболее «привлекательных» для фитофагов и патогенов. Ранее, обобщая различные аспекты участия листовой поверхности в осуществлении ряда экологических функций растительного организма (Кавеленова, 2013), мы составили следующую схему (рис. 1).

Оценка свойств листовой поверхности может осуществляться в «контактном» варианте – например, количественные измерения суммарной (истинной) поверхности листьев при осаждении красителей (Якушев, 1988; Кавеленова, Леонтьева, 2003), при оценке смачиваемости эпидермиса (Хейнсоо, 1994; Guo, Liu, 2007). В нашем сообщении представлены результаты, полученные при полевой оценке отражательных свойств листьев древесных растений с помощью рефлектометра «Экотест-2040». Можно считать, что данный метод, в котором отделенные от растения листья помещаются в кюветную камеру, является кон-

тактным, но аналогичная информация может быть получена и при использовании дистанционных методов оценки отражаемой листовой поверхностью светового потока, то есть в варианте дистанционного зондирования.



Рис. 1. Важнейшие экологические функции поверхности листа

На начальном этапе оценки отражательной способности мы попытались, во-первых, изучить видовые показатели различных растений и выяснить, насколько они сохраняют свой уровень в различные вегетационные периоды. Во-вторых, как мы предположили, взаимодействие фитопатогенов, в частности, мучнисторосяных грибов, с поверхностью листа дуба черешчатого, меняет его отражательные свойства, что можно использовать в фитодиагностике.

Пробы зрелых листьев отбирали в природных местообитаниях (Красносамарский лесной массив в Кинельском районе Самарской области) в июле 2014 и 2015 гг. – для сливы степной, вишни кустарниковой, миндаля низкого, боярышника кроваво-красного и розы собачьей и в июле 2015 г. – для листьев дуба черешчатого, в разной степени затронутых воздействием мучнисторосяных грибов. Фрагменты свежесобранных листьев помещали в кюветную камеру прибора и оценивали отражательную способность при 430 и 660 нм, что приблизительно соответствовало максимумам поглощения суммы каротиноидов и хлорофилла б. Показатели оценивали по отдельности для верхней и нижней поверхности листовых пластинок (повторность измерений – трехкратная, числовые данные обработаны с использованием пакета Excel).

Оценка отражательной способности листьев кустарников сем. Розоцветные в природных местообитаниях (рис. 2) выявила как присутствия видоспецифических особенностей, так и неодинаковый характер изменений показателей в зависимости от года вегетации.

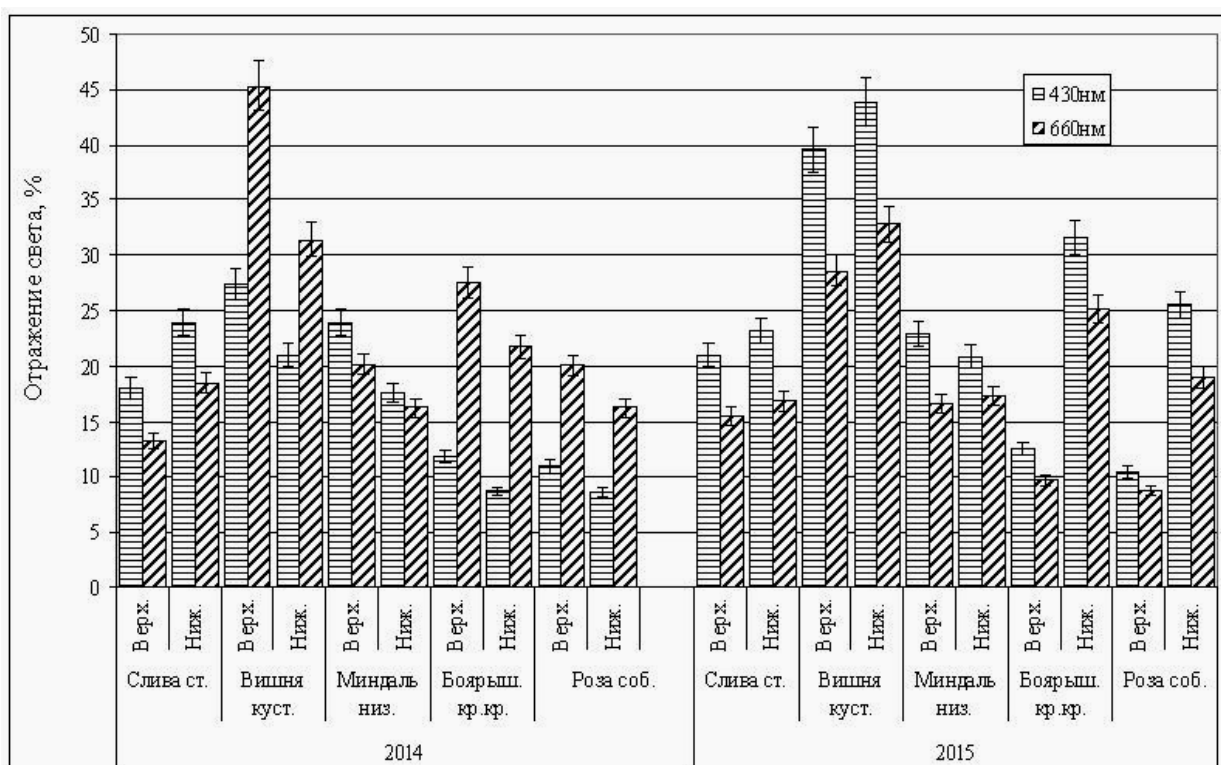


Рис. 2. Особенности светоотражения листовых пластинок некоторых кустарников сем. Розоцветные (июль 2014 и 2015 гг., Красносамарский лес Самарской области)

Более высокая отражательная способность листьев могла у разных видов отмечаться как для верхней, так и для нижней поверхности листовой пластинки. Показатели отражения могли как совпадать в разные годы (слива степная, миндаль низкий), так и существенно различаться – у остальных видов. Полученные нами данные, носящие предварительный характер, нуждаются в проведении дополнительных наблюдений в последующие годы вегетации и для более широкого круга объектов, что уже выполняется нами для растений-интродуцентов в дендрарии ботанического сада СамГУ. Вероятно, что изменения либо стабильность показателей отражения в разные годы вегетации могут быть связаны с особенностью видоспецифичной реакции растений на стрессовые условия, в Самарской области зачастую определяемые засухой и экстремально высокими летними температурами.

Что касается отражательной способности листовых пластинок дуба черешчатого в зависимости от их заращения мицелием мучнисторосяных грибов (рис. 3), для листьев в слабой и высокой (сплошной) степени поражения отражательные характеристики изменялись. Особенно отчетливо это проявилось для верхней поверхности листа как возрастание отражательной способности для длины волны 430 нм. Характерно, что некоторое возрастание показателя вызывало уже слабое развитие мицелия, что может открывать перспективы для ранней диагностики развития фитопатогенов.

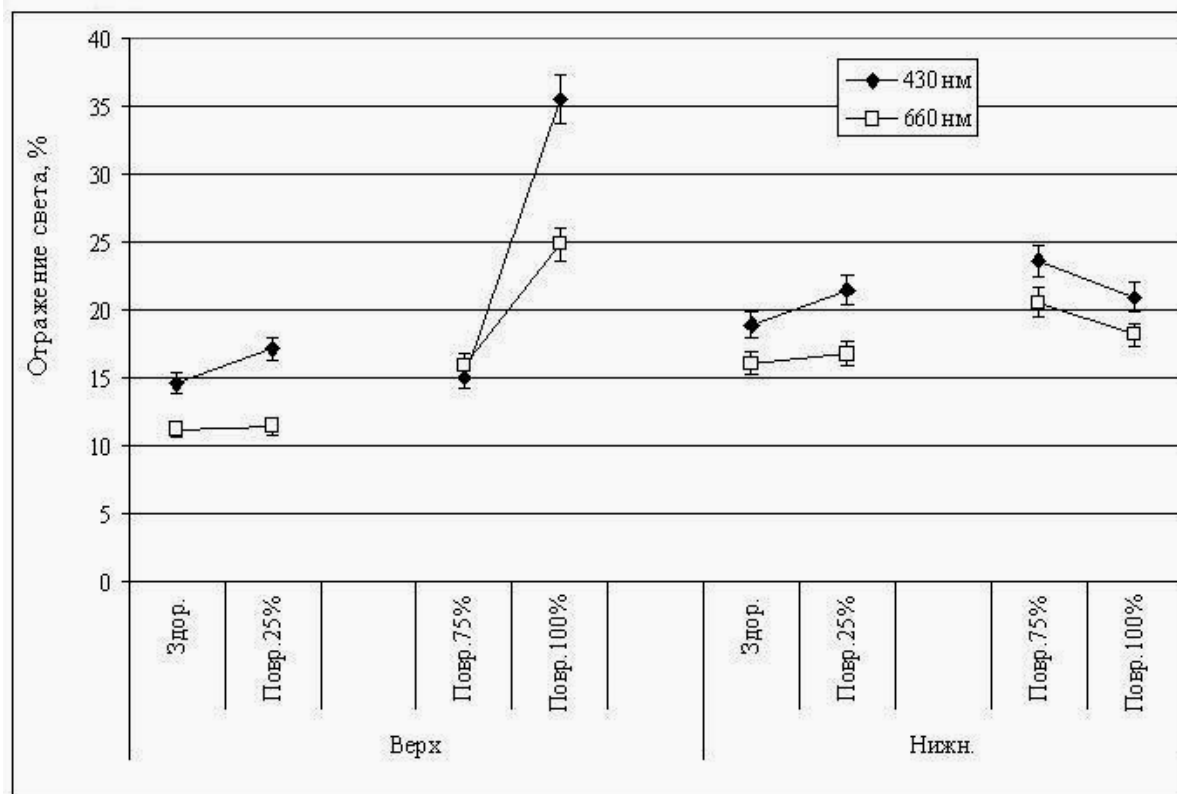


Рис. 3. Особенности светоотражения листовых пластинок дуба черешчатого в зависимости от их поражения мучнисторосными грибами (июль 2015 г., Красносамарский лес Самарской области)

Таким образом, проведение полевой оценки отражательной способности листьев деревьев и кустарников в природных насаждениях обнаруживает видоспецифичность показателей и их изменений, а также связь с состоянием листовых пластинок (пораженность фитопатогенами). Несмотря на имеющийся в научной литературе значительный объем данных, связанных с изучением светоотражающих способностей листьев, актуально получение новой, регионально значимой информации, открывающей определенные перспективы в области биодиагностики.

Литература

- Кавеленова Л. М. К оценке свойств поверхности растительного организма: проблемы фитоиндикации и устойчивости растений // Современная ботаника в России: Труды XIII съезда Русского ботанического общества. Тольятти: Кассандра, 2013. Т. 1. С. 53–54.
- Кавеленова Л. М., Леонтьева М. В. К возможностям оценки экофизиологических параметров высших растений в условиях ООПТ // Экологические проблемы заповедных территорий России. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. С. 92–96.
- Якушев Б. И. Исследование растений и почв: эколого-физиологические методы. Минск: Наука и техника, 1988. 71 с.
- Хейнсоо К. Х. Смачиваемость хвои как индикаторный показатель загрязненности воздуха // Лесоведение. 1994. № 4. С. 71–77.
- Koch K., Bhushan B., Barthlott W. Multifunctional surface structures of plants: An inspiration for biomimetics // Progress in Materials Science. 2009. V. 54 P. 137–178
- Guo Zh., Liu W. Biomimic from the superhydrophobic plant leaves in nature: Binary structure and unitary structure // Plant Science. 2007. V. 172. P. 1103–1112.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ПЫЛЬЦЫ-ОБНОЖКИ В МОНИТОРИНГЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

А. В. Петышин¹, К. В. Петышина²

¹ *Ижевский государственный технический университет
им. М. Т. Калашникова, alexeiich@mail.ru*

² *Удмуртский государственный университет*

Пыльца-обножка – это пыльца растений собранная пчелами в специальные приспособления на лапках – корзиночки. Ученые установили, что наиболее адекватными индикаторами в апимониторинге являются пыльца-обножка, прополис и воск (Ломаев и др., 2014; Осинцева, Коркина, 2009).

Впервые работы по исследованию пыльцы-обножки на загрязненность поллютантами проводилась учеными из Новосибирского государственного аграрного университета (Осинцева, Коркина, 2009). Ими был проведен химический анализ пыльцы-обножки из различных районов Новосибирской области и Алтайского края.

Актуальность ее использования определяется тем, что пыльца-обножка не подвергается пищеварению со стороны пчел и отбирается до заноса в гнездо. Также следует подчеркнуть, что отбор пыльцы-обножки не требует вмешательства в жизнь пчелиной семьи и не вредит их жизнедеятельности (Осинцева, Коркина, 2009).

Следует отметить, что при апимониторинге необходимо использовать монофлорную (с одного вида растения) пыльцу-обножку, т. к. пыльца не каждого растения может выступать в роли индикатора конкретного загрязнителя. Поэтому данные исследования дают лишь интегральный ответ на вопрос об апимониторинге с помощью пыльцы-обножки. Возможен и некорректный результат, если на территории апимониторинга нет растений аккумулирующих в соцветиях интересующий загрязнитель.

Наряду с химическим анализом пыльцы-обножки необходимо проводить её морфологический анализ. Работы ученых палинологов показывают, что в условиях экологического неблагополучия растения продуцируют большое количество тератоморфных пыльцевых зерен (Дзюба, 2006). Благодаря этому, исследуя морфологические отклонения пыльцы растений можно контролировать качество окружающей среды и устанавливать наличие в ней гаметопатогенных соединений (Дзюба, 2006).

В частности можно решать следующие задачи:

1. Ботаническое происхождение пыльцы-обножки;
2. Наличие в пыльце-обножке пыльцы-аллергенов;
3. Экологическая чистота пыльцы-обножки по наличию или отсутствию тератоморфных пыльцевых зерен;
4. Присутствие в обножке пыльцы с трансгенных растений.

Нами была проведена работа по выявлению тератоморфных форм пыльцевых зерен растений в промышленных зонах г. Ижевска.

Объектом исследования явилась пыльца одуванчика лекарственного (*Taraxacum officinale*) и рябины обыкновенной (*Sorbus aucuparia*). Все образцы были отобраны вдоль загруженных автомобильных дорог и зон промышленных объектов, т. е. в зонах значительных техногенных нагрузок на компоненты экосистем.

В результате микроскопических исследований в образцах была выявлена тератоморфная пыльца одуванчика и рябины обыкновенной (табл. 1). Основные виды аномалий в строении и развитии пыльцы одуванчика лекарственного это нанизм (карликовые формы зерен пыльцы), гигантизм и морфологические отклонения (табл.). Карликовые и гигантские формы также имели отклонения в морфологии. Пыльцевые зерна рябины обыкновенной имели морфологические отклонения (табл.).

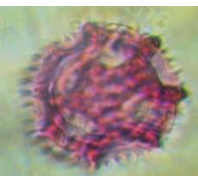
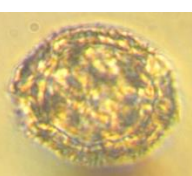
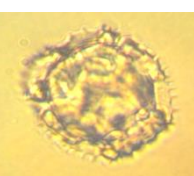
При сравнении изображений мы использовали атласы изображений пыльцевых зерен (Ломаев и др., 2014; <https://www.palдат.org/>).

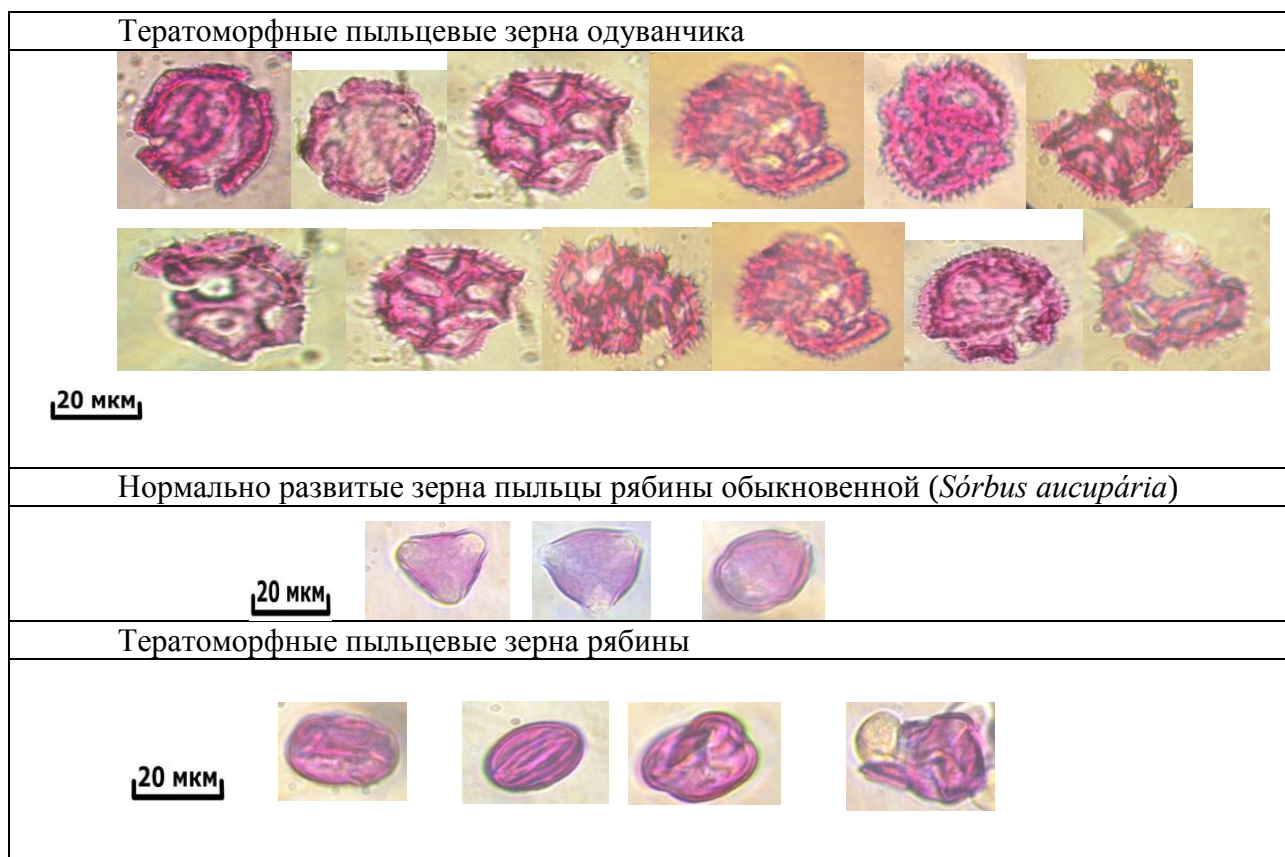


Рис. Нанизм и гигантизм пыльцы одуванчика

Таблица

Тератоморфные и нормально развитые пыльцевые зерна одуванчика лекарственного (*Taraxacum officinale*) и рябины обыкновенной (*Sorbus aucuparia*)

Нормально развитые пыльцевые зерна одуванчика лекарственного (<i>Taraxacum officinale</i>)					
					
20 мкм					



В контрольном образце было выявлено незначительное количество уродливых форм пыльцевых зерен (2,6%). Наибольшее количество тератоморфных форм пыльцы одуванчика лекарственного (12–15%) было выявлено в опытных образцах собранных в районах металлургического завода «Ижсталь», ТЭЦ-1 и завода «Буммаш» г. Ижевска. Разница с контролем составляет примерно 5–6 раз. В образце с пыльцой рябины обыкновенной также удалось выявить тератоморфные формы пыльцы (тератоморфизм составил примерно 10%). Все вышесказанное свидетельствует о том, что пыльца данных видов растений способна выступать в роли индикатора загрязнения экосистем.

Также мы провели опыты по влиянию фосфорсодержащего пестицида «Силач» на развитие фацелии пижмолистной (*Phacelia tanacetifolia*). Был проведен морфометрический анализ контрольного и опытных образцов. Анализ показал значительные отклонения в развитии опытных образцов от контрольного. В настоящее время проводится химический анализ почвы и биомассы.

Таким образом, все вышесказанное подчеркивает перспективность использования монофлорной пыльцы-обножки в целях экологии.

Литература

- Дзюба О. Ф. Палиноиндикация качества окружающей среды. СПб.: Недра, 2006. 198 с.
 Ломаев Г. В., Камалова Ю. Б., Емельянова М. С. Технология компьютерного пыльцевого анализа меда. Ижевск: Изд-во ИжГТУ имени М. Т. Калашникова, 2014. 160 с.
 Осинцева Л. А., Коркина В. И., Волкова М. В. Качество продуктов пчел на юге Западной Сибири//Пчеловодство. 2009. № 7. С. 50–51.
<https://www.palдат.org/>.

ХЛОРОФИЛЛ *a* В МЕТОДАХ БИОДИАГНОСТИКИ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД

Е. Н. Бакаева^{1,2,3}, А. Ю. Запорожцева³, В. В. Нефёдова³

¹ *Институт водных проблем РАН,* ² *Гидрохимический институт,*

³ *Южный федеральный университет, Институт наук о Земле,*
rotaria@mail.ru

Среди многообразия типов воздействия химических веществ на поверхностные воды (токсическое, канцерогенное, мутагенное, осолоняющее, эвтрофирующее, подкисляющее и др.) наиболее опасным для существования водных экосистем следует считать токсическое.

Токсичность – понятие биологическое, поскольку термин токсичность означает ядовитость, т.е. способность оказывать негативное, вплоть до гибели, воздействие на живой организм. При изучении поверхностных вод токсичность следует считать одной из характеристик качества воды, под которой понимают пригодность воды для конкретных видов водопользования. В водной токсикологии под токсичностью понимают интегральную характеристику качества воды, обусловленную присутствием в ней всего комплекса загрязняющих веществ, оказывающих на гидробиоту токсическое действие различной степени.

Полную оценку экотоксичности водных экосистем можно получить только комплексом биологических и аналитических методов. Биологические методы можно включают методы биоиндикации и методы биотестирования. Каждая группа методов имеет свои достоинства и недостатки (Бакаева, Никаноров, 2006).

Химические методы измерения содержания загрязняющих веществ в воде позволяют проверить соответствие этих содержаний установленным нормативам качества воды для конкретных видов водопользования (рыбохозяйственного, рекреационного, питьевого и т.д.). Они дают информацию об интенсивности воздействия на водную экосистему. Их существенный недостаток – невозможность оценить реальный биологический эффект как отдельных загрязняющих веществ, так и их комплексов, а также продуктов их превращения и метаболизма. Кроме того, содержащееся в водных экосистемах качественное и количественное число химических соединений очень велико, что создаёт трудности в их определении. В настоящее время, по оценкам некоторых специалистов, контролируется всего около 0,3% поступающих в окружающую среду химических веществ.

Методы биоиндикации, традиционные для гидробиологии, позволяют получить данные, характеризующие отклик водных биоценозов на антропогенное воздействие. В большинстве случаев гидробиологи регистрируют отклик, который формируется за определенный, как правило, достаточно длительный промежуток времени.

Биотестирование, в отличие от биоиндикации, представляет собой характеристику воздействия на водные биоценозы. Методы биотестирования позволяют получить данные о токсичности конкретной пробы воды, загрязненной

антропогенными или природными химическими веществами. В этом смысле методы биотестирования, будучи биологическими, близки к методам химического анализа вод. В то же время, в отличие от химических методов, биотестирование позволяет реально оценить интегральную токсичность, обусловленную присутствием комплекса загрязняющих воду химических веществ и их метаболитов. В отличие от биотестирования токсичности химических веществ, биотестирование природных вод представляет собой оценку токсичности водной среды неизвестного состава и имеет в связи с этим ряд особенностей (Бакаева, Никаноров, 2006).

В диагностике состояния водных экосистем при использовании биологических методов, как правило, используют биологические характеристики гидробиоты, включающей автотрофные и гетеротрофные организмы. Для характеристики состояния автотрофов важным показателем их физиологического состояния служат пигменты, в частности, хлорофилл *a*. Этот показатель отражает угнетённое состояние микроводорослей при их одинаковой численности в разных створах малых рек.

Многие малые реки оказываются на пороге исчезновения: мелеют, становятся несудоходными, ухудшается качество их вод. С одной стороны уменьшение глубин рек – естественный процесс, связанный с перераспределением донных отложений, с другой – результат воздействия многообразной деятельности человека. К сожалению, антропогенный прессинг превалирует, сокращая время деградации малых рек. В связи с этим у малых рек, вплотную приближенных к мощным потребителям, снижен потенциал самоочищения. Повсеместно отмечается их умирание, появление и усиление процессов эвтрофикации и токсификации в связи со строительством, изъятием воды из рек на орошение, промышленные и бытовые нужды, откачиванием подземных вод, падением уровня грунтовых вод, сбросом отходов сельскохозяйственного и промышленного производства и накоплением в донных отложениях опасных биогенных химических загрязнений (Бакаева, Никаноров, 2015).

Одним из видов воздействия на водные экосистемы является добыча полезных ископаемых, в том числе угольная промышленность. На протяжении многих лет Восточный Донбасс является одним из наиболее проблемных в экологическом отношении регионов Российской Федерации. Он охватывает территории пяти административных районов, расположенных на западе Ростовской области. Природный комплекс здесь подвергается интенсивному техногенному воздействию. Основным вклад в осложнение экологической ситуации вносят предприятия угольной промышленности (Гибков, 2011). Начатая в 1994 году реструктуризация угольной отрасли была вызвана необходимостью перехода к рыночной экономике. Одна из целей реструктуризации заключалась в социальном и экологическом оздоровлении угледобывающих регионов, поскольку основной из экологических проблем региона является ухудшение гидроэкологической ситуации. Так, в течение 2013 г. в большие и малые реки Восточного Донбасса с ликвидируемых шахт поступило более 39 млн. м³ высокоминерализованной шахтной воды.

Объектами наших исследований являлись малые реки бассейнов рек Тузлов и Северский Донец. Бассейн реки Тузлов располагается на территории Ростовской области в угледобывающем районе Восточного Донбасса. Основу водных ресурсов в бассейне р. Тузлов составляет речной сток основной реки и её притоков – рек Крепкая, Большой и Малый Несветай, Грушевка, Кадамовка. Питание р. Тузлов и её притоков преимущественно снеговое, поэтому для бассейна характерно крайне неравномерное распределение стока в течение года. Грунтовое питание не обеспечивает постоянного стока. В естественном состоянии в маловодные годы р. Тузлов и её притоки на перекатах пересыхали, вода оставалась лишь в глубоких плёсах.

Качество поверхностных вод бассейна р. Тузлов различно. Так, экстремально грязная вода в 2013 г. отмечалась лишь в воде двух рек: Малый Несветай и Атюхта. Содержание ионов SO_4^{2-} , Na^+ K^+ , Mg^{2+} и металлов $\text{Fe}_{\text{общ.}}$, Sr , Al , Cu , Be превышает ПДК в несколько раз, а содержание Mn в отдельных случаях – в десятки раз. Во многих створах увеличилась концентрация Li и Zn .

Северский Донец – река юга Восточно-Европейской равнины, протекающая через Белгородскую и Ростовскую области России, а также Харьковскую, Донецкую и Луганскую области Украины. Является правым наибольшим притоком р. Дон. Общая протяжённость реки составляет 1053 км, площадь бассейна 98 900 км², среднегодовой расход воды при впадении в Дон 200 м³/с. Имеет свыше тысячи притоков – р. Калитва, р. Лихая, р. Быстрая, р. Большая Гнилуша, р. Малая Гнилуша, р. Кундрючья и другие.

Качество воды в реках бассейна Северского Донца по результатам комплексной оценки варьирует в пределах от «очень грязная», реже «грязная», до «экстремально грязная». «Экстремально грязная вода» прослеживается на всех створах рек Малая Каменка, Большая Гнилуша. «Грязная вода» – в реках Быстрая, Лихая, Калитва и в устье р. Северский Донец. На остальных створах рек бассейна Северского Донца вода характеризуется как «очень грязная». Минерализация воды в Северском Донце составляет 650–750 мг/л, а в зимнее время достигает 1000 мг/л, что, главным образом, вызвано сбросами отработанных вод промышленных предприятий и шахтными водами.

При комплексном исследовании малых рек бассейнов р. Тузлов и р. Северский Донец, результаты проведённых нами биоиндикационных и биотестовых исследований, свидетельствуют о напряженной ситуации в ряде малых рек, находящихся под влиянием техногенных шахтных вод. Биотестирование проводили набором биотестов. В таблице представлены результаты с использованием микроводорослей *Chlorella vulgaris*, проведённые согласно Р 52.24.808-2014. Тест-показателями служили коэффициент прироста микроводорослей и концентрация хлорофилла *a* в конце биотестового анализа, контролем – дехлорированная водопроводная вода.

Во всех малых реках бассейна р. Северский Донец значения коэффициента прироста микроводорослей очень близки. Диапазон значений отклонений концентраций хлорофилла *a* от контроля очень широк: от 3,6 до минус 92,6%. Значения отклонений концентраций хлорофилла *a* от контроля со знаком минус свидетельствуют об угнетённом состоянии микроводорослей.

Таблица

Результаты биотестирования вод устьев малых рек Восточного Донбасса

Бассейн	Реки	Коэффициент прироста <i>Chlorella vulgaris</i>	Отклонение конц. хлорофилла <i>a</i> от контроля, %	Токсическое действие
р. Тузлов	Тузлов	2,3	-39,8	нет ХТД
	Атюхта	2,3	-51,1	ХТД
	Малый Несветай	5,0	130,4	ХТД
	Большой Несветай	5,2	117,2	ХТД
	Аюта	4,0	-9,2	нет ХТД
	Кадамовка	7,7	92,1	ХТД
р. Северский Донец	Северский Донец	4,0	-25,4	нет ХТД
	Быстрая	2,9	-78,1	ХТД
	Калитва	3,5	-92,6	ХТД
	Лихая	3,5	3,6	нет ХТД
	Кундрючья	4,5	-30,74	нет ХТД

В бассейне р. Тузлов коэффициент прироста микроводорослей в малых реках, напротив, имел широкий размах: от 2,3 до 7,7. Так же широк был диапазон значений отклонений концентрации хлорофилла *a*. Причем в малых реках бассейна р. Тузлов наблюдается стимулирующее действие вод, что проявляется в положительных значениях отклонений концентраций хлорофилла *a* более чем на 100% от контроля. Стимулирующее действие на микроводоросли может быть связано с наличием органическим веществом.

Как видим из таблицы, при одинаковых значениях коэффициентов прироста значения отклонений концентраций хлорофилла *a* от контроля существенно различаются. В реках Калитва и Лихая при равных значениях коэффициента прироста различны не только значения отклонений хлорофилла *a*, но и их направленность.

Диапазон концентраций хлорофилла *a* непосредственно в створах малых рек значительно колебался. Абсолютные значения концентрации хлорофилла *a* позволили отнести воды в верховьях малых рек к олиготрофным, а в устьях - к эвтрофным.

Следовательно, при биодиагностике поверхностных вод методом биотестирования концентрация хлорофилла *a* является важным показателем состояния автотрофных тест-объектов, жизнедеятельность которых обеспечивает создание органического вещества и кормность гетеротрофов в водных экосистемах.

Таким образом, только биологические методы, включающие методы биоиндикации и биотестирования, позволяют провести диагностику состояния водных экосистем, т.е. дать ответ о реальной токсичности пробы природной воды для гидробионтов, и оценить степень опасности токсического загрязнения водной экосистемы.

Исследования выполнены за счёт гранта Российского научного фонда (проект № 14-17-00376).

Литература

Бакаева Е. Н., Никаноров А. М. Гидробионты в оценке качества вод суши. М.: Наука, 2006. 237 с.

Бакаева Е. Н., Никаноров А. М., Игнатова Н. А. Аспекты методологии оценки экотоксичности малых рек // Современные проблемы гидрохимии и мониторинга качества поверхностных вод: Сборник статей науч. конф. с междунар. участием 8-10 сентября 2015 г. Ростов-на-Дону: ФГБУ ГХИ Росгидромета, Т. 2. С. 70–74.

Гибков Е. В. Эколого-географический анализ и оценка гидроэкологического риска на территории Восточного Донбасса в связи с реструктуризацией угольной промышленности: автореферат: Автореф. ... канд. геогр. наук. Ростов-на-Дону, 2011. 23 с.

Бакаева Е. Н., Игнатова Н. А., Черникова Г. Г. Оценка токсичности поверхностных вод суши методом ботестирования с использованием хлорофилла а. Рекомендации. Р 52.24.808-2014. Ростов-на-Дону: ФГБУ ГХИ Росгидромета, 2014. 24 с.

МЕТОДИКА УСКОРЕННОГО БИОЭКОЛОГИЧЕСКОГО ЭКСПЕРИМЕНТА В УСЛОВИЯХ ГИПОГЕОМАГНИТНОГО ПОЛЯ

Г. В. Ломаев, М. С. Емельянова, Я. Ю. Кочарян
Ижевский государственный технический университет
имени М. Т. Калашникова, lomaevgv1@mail.ru

Работа относится к новому направлению в экологии, которую принято называть электромагнитной экологией. Вопросы развития и жизнедеятельности биологических объектов в гипогеомагнитных полях (ослабленное поле Земли, сокращенно ГГМП) актуальны, поскольку при современных технологиях строительства возникают магнитопатогенные зоны внутри и вне помещений. Вредное воздействие ГГМП на человека нормировано документами (СанПиН 2.1.8/2.2.4.2489-09, 2003; ГОСТ Р 51724-2001, 2001). Вопросы нормирования ПДУ для животных и растений остаются открытыми. Ранее нами были проведены опыты по влиянию ГГМП с ослаблениями в 2, 4 и 6 раз относительно поля Земли на эмбрионы *G. gallus*.

Эксперимент с тремя уровнями полей с одним опытным и одним контрольным инкубаторами, и одной парой катушек занял 90 дней. В опытах с эмбрионами цыплят для получения зависимости с десятью точками требуется 300 дней. Необходимость сокращения времени на опыты является актуальной.

Цель работы – создание методики ускоренного биоэкологического эксперимента в условиях ГГМП и его апробация на эмбрионах *G. gallus*.

Для создания методики мы разработали и опробовали многоуровневый генератор МП, реализованный с помощью катушек Гельмгольца (КГ) (рис. 1). ГГМП в рабочей зоне инкубатора носит градиентный характер и изменяется по зоне от нуля до поля Земли.

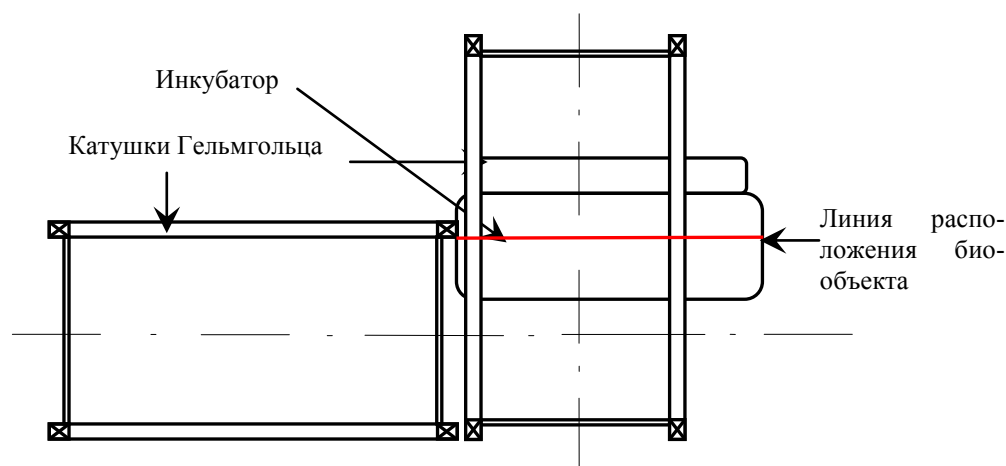


Рис. 1. Схема многоуровневого генератора ГМП

Перед закладкой опыта решетка инкубатора размагничивалась электромагнитом. В процессе инкубации яйца перекачиваются каждые четыре часа электродвигателем на расстояние своего диаметра. Поэтому магнитное поле для каждого яйца будет пульсирующим, наложенным на определенное ослабленное градиентное ГМП.

Максимальная амплитуда пульсаций в первом интервале при максимальном ослаблении магнитного поля Земли и даже его инверсии (от 5,7 А/м до 19,6 А/м). Чем меньше ослабление поля Земли, тем меньше амплитуда пульсаций (табл. 1, 2).

Таблица 1

Параметры магнитного поля в ячейках решетки инкубатора

	1 ряд	2 ряд	3 ряд	4 ряд	5 ряд	6 ряд	7 ряд	8 ряд	9 ряд
Значение магнитного поля, А/м	-4,79	22,56	32,71	39,90	47,09	44,41	49,20	48,64	49,49
	-4,23	19,59	30,17	36,94	42,15	53,72	44,27	44,27	44,69
	-4,23	17,48	26,64	33,13	30,03	35,53	39,90	41,17	40,46
	-8,46	16,77	26,08	31,72	30,31	35,81	40,18	42,72	42,58
	-7,05	16,77	27,49	32,99	30,87	35,95	41,59	43,28	42,72
	-4,23	20,44	28,90	34,82	30,87	37,22	40,89	44,69	46,38
Среднее значение, А/м	-5,72	19,56	29,11	35,27	36,34	40,53	42,88	44,33	44,8
Номер интервала гистограммы	1		2		3		4		
Среднее значение, А/м	7,0		32,2		38,5		44,8		
Диапазон интервала, А/м	-5,7 – 19,6		29,0 - 35,3		40,5 – 36,3		43,0 – 45,0		

Использовались инкубаторы ИБ2НБ вместимостью 63 яйца каждый, работающие по стандартному режиму микроклимата. Один опытный в ГМП, другой контрольный – в естественном поле Земли.

Наблюдение и измерения проводились по регламенту работы (Ломаев, 2014). Результаты обработки приведены в виде графика (рис. 2).

Таблица 2

**Границы уровней пульсирующих градиентных полей
для разных рядов яиц**

Ряд	1	2	3	4	5	6	7	8
Градиент, А/м ²	50,56	19,1	12,32	2,14	8,38	4,7	2,9	0,94
Верхний и нижний уровни пульсаций, А/м	-5,72 19,56	19,56 29,11	29,11 35,27	35,27 36,34	36,34 40,53	40,53 42,88	42,88 44,33	44,33 44,8

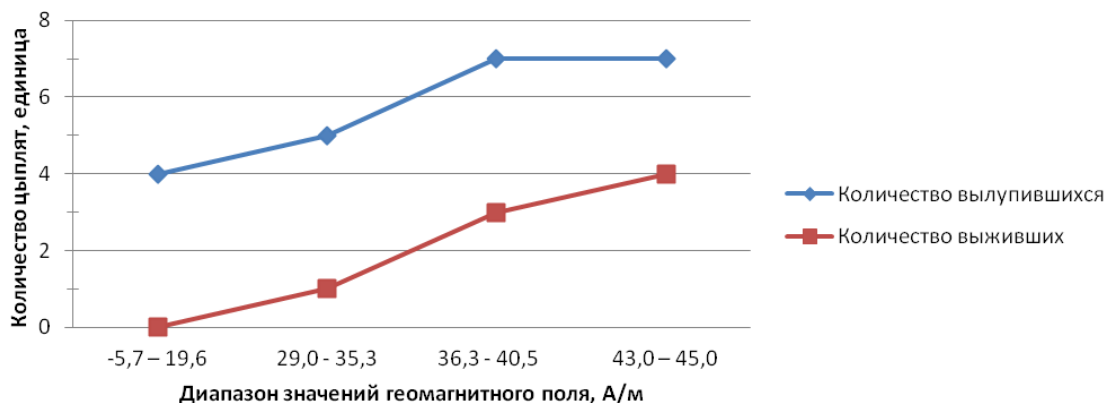


Рис. 2. График количества вылупившихся и выживших цыплят в зависимости от значения геомагнитного поля

По результатам исследования можно сделать следующие выводы:

- 1) применение многоуровневого (градиентного) генератора ГГМП сократило время проведения опыта с эмбрионами *G. gallus* с 300 до 25 суток, то есть более чем в 10 раз;
- 2) наличие градиента магнитного поля в инкубаторе дает возможность проведения исследования с разными параметрами ГГМП, включая его инвертирование;
- 3) морфометрический анализ органов эмбрионов *G. gallus* и молодняка птицы показал патологическое развитие опытной группы, как на ранних стадиях эмбрионального развития, так и при последующем онтогенезе;
- 4) уровень ослабления геомагнитного поля влияет на степень угнетения функционально значимых систем жизнеобеспечения исследуемого биообъекта. Чем сильнее уровень ослабления магнитного поля Земли, тем заметнее угнетение организма;
- 5) результаты опыта в градиентном ГГМП качественно не отличаются от результатов исследований, проведенных ранее (Ломаев, 2014), что доказывает правомерность применения методики ускоренного биоэкологического эксперимента.

Литература

ГОСТ Р 51724-2001. Экранированные объекты, помещения, технические средства. Поле гипогеомагнитное. Методы измерений и оценки соответствия уровней полей техническим требованиям и гигиеническим нормативам. М.: Госстандарт России, 2001. С. 15.

Ломаев Г. В., Емельянова М. С. Влияние вариаций магнитного поля земли на эмбриональное развитие *G.Gallus*. // Интеллектуальные системы в производстве. Ижевск: Изд-во ИжГТУ, 2014. № 1 (23). 127 с.

СанПиН 2.1.8/2.2.4.2489-09 Гипогеомагнитные поля в производственных, жилых и общественных зданиях и сооружениях. М.: Минздрав России, 2003.

ВЛИЯНИЕ ВАРИАЦИЙ ГЕОМАГНИТНОГО ПОЛЯ НА РАЗВИТИЕ БИОЛОГИЧЕСКИХ ОБЪЕКТОВ

М. С. Емельянова

*Ижевский государственный технический университет
имени М.Т. Калашникова», ems1988@mail.ru*

Многообразие влияния вариаций геомагнитного поля (ГМП) на биосистемах разного уровня организации уже достаточно хорошо изучены, хотя не всегда получается объяснить механизмы их воздействия. Эксперименты, как правило, состоят в наблюдении связи между характеристиками внешнего магнитного поля (МП) и вызванными им биологическими откликами.

Отрицательное влияние ослабленного МП Земли изучалось на различных биологических объектах, в том числе на растениях, насекомых, крови человека и млекопитающих. Выявлено нарушение в работе некоторых систем организма животных: иммунной, центральной, нервной, репродуктивной, эндокринной, системе крови.

Оценка и нормирование уровня ослабления геомагнитного поля производится на основании определения его интенсивности внутри помещения, объекта, транспортного средства и в открытом пространстве на территории, прилегающей к месту его расположения, с последующим расчетом коэффициента ослабления ГМП. Интенсивность ГМП оценивают в единицах напряженности магнитного поля (Н) в А/м или в единицах магнитной индукции (В) в Тл.

Согласно нормативным документам, действующим на территории РФ, значения предельно допустимого уровня ослабления интенсивности ГМП не должно превышать 2-х на рабочем месте за смену и 1,5 в жилых и общественных зданиях и сооружениях. Обнаружено, что живые системы, различные по степени биологической сложности, показывают идентичные зависимости между изменениями физиологического состояния организма и магнитной среды их обитания. Этот факт свидетельствует о наличии единых механизмов магниточувствительности различных биосистем. Объяснения физической природы биологического действия слабых МП становится все более актуальной темой. Кроме того, в настоящее время нет систематизированных экспериментальных данных биологического действия МП разного уровня ослабления.

В связи с этим целью данной работы являлось изучение влияния гипогеомагнитного поля (ГГМП), то есть ослабленного до различных уровней маг-

нитного поля Земли, на развитие биосистем разного уровня биологической сложности.

Основным биологическим объектом выбраны эмбрионы *Gallus gallus* (инкубационное яйцо, произведенное в ООО «Птицефабрика «Вараксино» от кур кросса «Ломан Браун Классик»). Кроме того исследованы личинки пчел *Apis mellifera carpathica* в возрасте от предкуколки до имаго (печатный расплод), семена тыквы *Cucurbita maxima*. Выбор объектов исследования обусловлен необходимостью проследить реакцию на ослабление МП Земли организмов разных уровней биологической сложности.

В каждой серии экспериментов формируются контрольная (находится в естественном МП Земли) и опытная (располагается в ослабленном МП) группы. Магнитное поле задается с различной степенью ослабления (в 1,5, 2, 4, 6, 10 раз) относительно поля Земли.

Эмбриональное развитие возможно лишь при определенных внешних условиях. Необходимы соответствующий обогрев, достаточно влажный, чистый и насыщенный кислородом воздух. Контроль температуры и влажности реализуется два раза в день посредством технического термометра и метеостанции.

В опыте с *G. gallus* в течение инкубационного периода в контрольные дни (на 7, 11, 18 сутки) осуществляются взвешивание яиц (регистрируется потеря массы), их просвечивание на овоскопе (фиксируется величина воздушной камеры, количество неоплодотворенных яиц), забор крови для проведения клинического анализа.

По мере появления птенцам присваиваются порядковые номера, совпадающие с номерами яиц, из которых они вылупились. После высыхания оперения птенцов отсаживают от еще не проклюнувшихся яиц в сухой теплый короб под электрическую лампу дневного света.

В первые сутки после вывода отбирают по 10 цыплят из каждой группы для анализа интерьерных показателей и патологоанатомического исследования органов.

Для проведения эксперимента с *Apis mellifera carpathica* берется печатный расплод с двух рамок, каждый из которых в последующем делится на две части для размещения в контрольном и опытном инкубаторах. Влажность воздуха поддерживалась на уровне 87–93%, а температура колеблется 34 °С – 35 °С.

Для размещения расплода используются рамки для нуклеусов. Соты с печатным расплодом вырезаются из гнездовых рамок, взятых у экспериментальной семьи. Вырезанные соты закрепляются в нуклеусных рамках и в термостатах доставляются в подготовленные инкубаторы. Размер рамки 150*200 мм.

Для фиксации количества вышедших из ячеек пчел рамки помещаются в полиэтиленовые кожуха. Всего в опыте участвуют четыре рамки с расплодом. Количество запечатанных ячеек в контрольных и опытных образцах на начало эксперимента фиксируют в журнале опыта.

Далее ведется наблюдение за онтогенезом. В процессе эксперимента регистрируются следующие параметры:

1. Количество вышедших из ячеек пчел (стадия имаго ежедневно);
2. Количество запечатанных ячеек на первый и заключительный день эксперимента.

В эксперименте с семенами тыквы *Cucurbita maxima* задействуется 160 семян тыквы крупноплодной (по 40 штук для трех уровней ослабления МП и контрольного образца). Семена проращиваются в чашках Петри по стандартной методике при комнатной температуре (18–25 °С). На дно чашки выкладывается 2 слоя фильтровальной бумаги, увлажненной дистиллированной водой с помощью мерной пипетки. Наблюдение и регистрация результатов прорастания ведется в течение 10 суток. Фиксируются следующие параметры: скорость прорастания, количество проросших семян, длина ростка, антиоксидантная активность образцов.

Однородное ГГМП создавалось квадратными катушками Гельмгольца (КГ) с размером стороны квадрата 800 мм.

Согласно методике КГ расположены одной стороной в плоскости Земли по направлению Север-Юг под углом 73^0 , что позволяет скомпенсировать вертикальную и горизонтальную составляющие вектора напряженности геомагнитного поля для создания «магнитного вакуума» внутри катушки. Данная катушечная пара позволяет обеспечить создание МП большой однородности, обеспечение свободного доступа к инкубатору, статичной картины однородного МП, которая не зависит от перемещения яиц. Более подробное описание установки для магнитобиологических опытов было рассмотрено в наших предыдущих публикациях (Ломаев, 2014).

По итогам проведенных экспериментов были сделаны следующие выводы:

1. Предложена и экспериментально подтверждена методика проведения магнитобиологического эксперимента в условиях инкубатора с использованием разработанного многоуровневого генератора градиентного поля в пределах от 1 до 100 А/м². По результатам исследования изготовлена установка, позволяющая проводить опыты одновременно с несколькими биологическими объектами в МП, ослабленных до различных уровней, что существенно сокращает сроки проведения экспериментального исследования.

2. Определено, что эффекты воздействия гипогеомагнитного поля на изменения физиологического состояния биообъекта зависят от уровня ослабления МП Земли. Ослабленное МП угнетает онтогенез, начиная с самых ранних сроков развития, что отражается как на количественных, так и на качественных показателях жизнеспособности биообъекта.

3. Установлено, что ослабление магнитного поля Земли более чем в два раза является экологическим уровнем, на котором становятся заметны морфологические и структурные изменения в эмбриогенезе биообъекта (на примере, личинок *Apis mellifera* С., эмбрионов *G. gallus*, семян *C. maxima*).

4. Морфологические и гематологические показатели эмбрионов *G. gallus* опытной группы с ослаблением поля в два раза относительно ГМП наиболее близки к контрольным. Во всех образцах, участвовавших в эксперименте, наблюдается ярко-выраженный антиоксидантный эффект, максимум которого

приходится на контрольные образцы, а наименьшее его значение - на опытные образцы с ослаблением МП в два раза.

5. Установлено, что личинки *Apis mellifera* C. и семена *C. maxima*, имеющие отличный от эмбрионов *G. gallus* уровень биологической сложности, проявляют идентичную с ними реакцию на ослабление ГМП, что дает возможность говорить о существовании схожих механизмов магнитовосприимчивости данных биообъектов.

Литература

Ломаев Г. В., Емельянова М. С. Влияние вариаций магнитного поля Земли на эмбриональное развитие *G. gallus* // Интеллектуальные системы в производстве. 2014. № 1 (23). С. 127–131.

ИЗМЕРЕНИЕ ЭЛЕКТРОПРОВОДНОСТИ КАК ЭКСПРЕСС-МЕТОД ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА ВОД

Р. Ч. Юранец-Лужаева¹, О. Ю. Тарасов¹, А. С. Бодяжин²

¹ Институт проблем экологии и недропользования Академии наук РТ,

² ЦСИАК Министерства экологии и природных ресурсов РТ,
yuranetsr@mail.ru, m-412@mail.ru

В настоящее время автоматизированный экспрессный контроль поверхностных вод приобретает особое значение для своевременного обнаружения аварийных сбросов и принятия мер реагирования, однако он может быть реализован с использованием незначительного числа физико-химических методов и приборов, основанных на измерении обобщенных характеристик воды. Одним из таких свойств является электропроводность. Этот показатель является очень чувствительным к изменению качества вод, обладает быстрым откликом, и его аналитический сигнал может быть легко автоматизирован (Воробьев, 1963). С использованием данных непрерывного мониторинга с помощью автономных кондуктометрических комплексов, расположенных около источников сброса сточных вод, появляется возможность количественного учета загрязняющих веществ, поступающих в природные водные объекты (Кагиров, Калашникова, 2014).

Кроме того, измерения электропроводности природных вод (речных и подземных) позволяют определить подземный приток (приращение ионного стока) по гидрохимическим данным с меньшей погрешностью, чем по традиционному гидрометрическому методу. При больших различиях в минерализации речных и подземных вод погрешность его определения может быть снижена в 2 раза и более (Яковлев, 2012).

Как известно, электропроводность поверхностных вод обусловлена содержанием главных гидрохимических ионов HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , присутствующих в концентрациях $0,1 \div 0,001$ моль/дм³. Присутствие других катионов и анионов ощутимо не влияет на электропроводность, так как их концентрации в поверхностных водах незначительны. Также существенно не вли-

яют на электропроводность растворенные газы, органические вещества, кислотность в пределах 5,5-9,0 ед. рН (Воробьев, 1963). Таким образом, по изменению электропроводности воды можно уверенно выявлять поступление в водоем отличных по составу масс воды, например промышленных и аварийных сбросов, притоков и т.д.

Электропроводность раствора является сложной функцией подвижности и свойств отдельных ионных составляющих электролита. В настоящее время установленным фактом является эмпирическая зависимость между общим солесодержанием (сухим остатком) и электропроводностью растворов (Воробьев, 1963, Ускоренные ..., 1995, Орехов, Дорофеев, 2012):

$$\chi_p = \lambda \times C / 1000 \quad (1), \text{ где}$$

χ_p – удельная электропроводность раствора (УЭП), См/см;

λ – эквивалентная электропроводность компонента раствора, См×см²;

C – содержание солей в пробе (г-экв./дм³).

Данная зависимость предложена для экспрессного определения сульфат-ионов, если известны величины общей минерализации и концентрации хлорид- и гидрокарбонат-ионов в природных и сточных водах (Ускоренные ..., 1995).

Однако все эмпирические зависимости, при всей своей простоте и практическом использовании имеют ряд общих недостатков, связанных с отсутствием ясной связи с механизмами процесса, неопределенностью областей применения и сложностями при интерпретации и перенесения результатов с одних объектов на другие.

Нами была поставлена задача, определив концентрации главных ионов, провести расчет УЭП природных вод и сравнить полученные результаты с экспериментально измеренными величинами электропроводности этих вод.

В качестве объектов исследования использовались пробы природных (поверхностные и подземные) вод, отобранных в ходе выполнения плановых работ лаборатории по мониторингу водных объектов Республики Татарстан. В совокупную матрицу расчетов включены пробы из поверхностных водотоков и водоемов (реки, озера, пруды, Куйбышевское водохранилище), а также подземных объектов (родники, скважины) различной минерализации и гидрохимического типа. Всего использовались данные около 600 проб, отобранных с 2009 по 2015 гг.

Измерения электропроводности проб проводили с использованием кондуктометра «МАРК-603/1» с температурной коррекцией результатов. Определение общей минерализации (сухого остатка) и основных ионов компонентного состава выполнены по стандартным методикам (Перечень методик ...).

На рисунке 1 представлена зависимость между УЭП природных вод и их минерализацией (содержанием сухого остатка). Как видно, эта зависимость хорошо описывается полиномиальной функцией 2 порядка, с удовлетворительным коэффициентом аппроксимации.

Следует отметить, что отдельное рассмотрение только проб поверхностных вод дает лучшие статистические показатели выборки. Это, по-видимому, можно объяснить более высокой минерализацией подземных вод и, как след-

ствие, увеличением концентрационной ошибки при определении УЭП, за счет изменения подвижности ионов в концентрированных растворах.

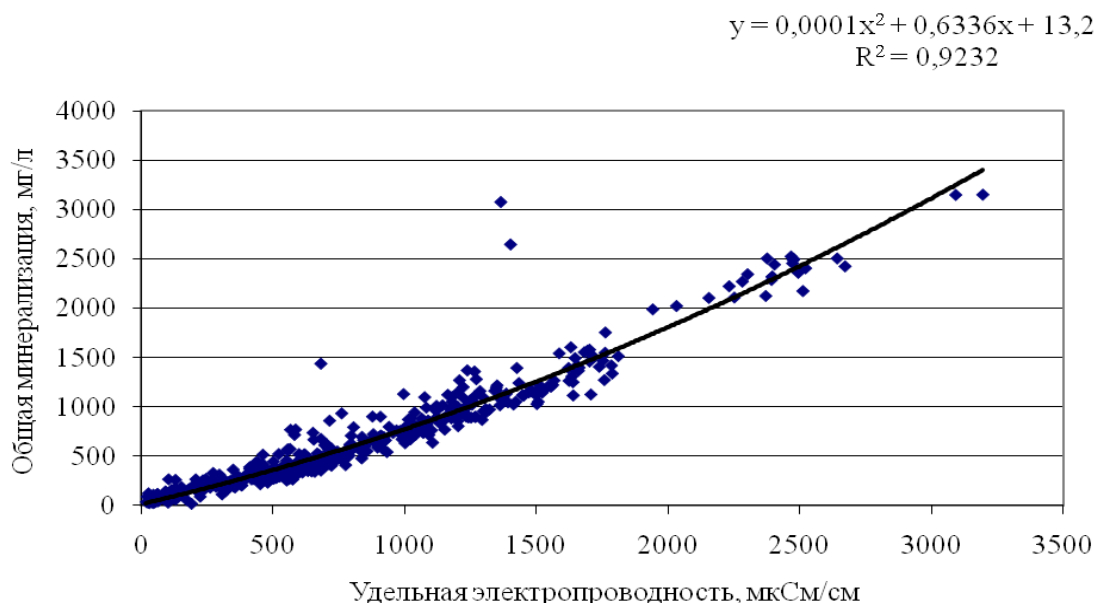


Рис. 1. Зависимость общей минерализации и УЭП природных вод

Аналогичные зависимости наблюдались нами при исследовании водных вытяжек из почв (рис. 2), что еще раз подтверждает прямую функциональную связь между электропроводностью раствора и его минерализацией.

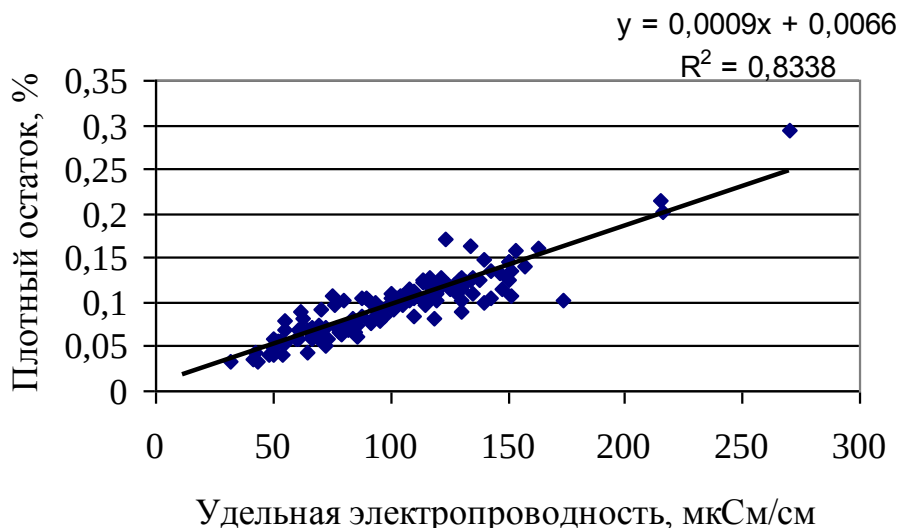


Рис. 2. Зависимость плотного остатка и УЭП водных вытяжек из почв

В общем случае (Крешков, 1970) электропроводность раствора является функцией эквивалентных электропроводностей отдельных ионов с учетом их содержания:

$$\chi_p = \Sigma(\lambda_i \times C_i) / 1000 \quad (2), \text{ где}$$

χ_p – удельная электропроводность раствора (См/м);

λ_i – молярная электропроводность иона (См×м²/моль);

C_i – концентрация иона в пробе (моль/дм³).

В таблице приведены значения молярных электропроводностей отдельных ионов, использованных нами для расчетов.

Таблица

Значения молярных электропроводностей ионов (Крешков, 1970)

Катион	λ_+ , См $\times$ м ² /моль	Анион	λ_- , См $\times$ м ² /моль
$\frac{1}{2} \text{Ca}^{2+}$	59,5	$\frac{1}{2} \text{SO}_4^{2-}$	80,0
$\frac{1}{2} \text{Mg}^{2+}$	53,1	Cl^-	76,4
K^+	73,5	NO_3^-	71,5
Na^{2+}	50,1	HCO_3^-	44,5

На основании анализа проб поверхностных вод были проведены соответствующие расчеты УЭП вод и сравнение рассчитанных значений с экспериментально полученными результатами. В общем случае наблюдаются хорошие корреляции между рассчитанными и экспериментальными значениями (пределах ошибок использованных методов химического анализа). Отмеченные несовпадения для отдельных проб (в основном подземных) объясняются, по-видимому, высокой минерализацией воды спецификой гидрологических и гидрохимических условий формирования их состава, антропогенными факторами загрязнения и требуют более детального анализа.

Полученные зависимости могут быть использованы в алгоритмах обработки данных систем экологического мониторинга природных вод, построенных на базе методов экоаналитического контроля. Применение установленных прямых количественных связей между электропроводностью водного раствора и величиной минерализации позволяет проводить измерения автоматически в реальном масштабе времени без использования специфического аналитического оборудования (Орехов, Дорофеев, 2012).

Литература

Воробьев Н. И. Применение измерения электропроводности для характеристики химического состава природных вод М.: Изд-во АН СССР, 1963. 144 с.

Кагиров А. Г., Калашникова Д. А. Кондуктометрический комплекс для экологического мониторинга водных объектов природного и техногенного происхождения // Контроль. Диагностика. 2014. № 13. С. 73–78.

Крешков А. П. Основы аналитической химии. Физико-химические (инструментальные) методы анализа. М.: Изд-во «Химия», 1970. 472 с.

Орехов А. Ч., Дорофеев Н. В. Выявление функциональных зависимостей уровня электропроводности природных вод от уровня загрязнённости // Машиностроение и безопасность жизнедеятельности. 2012. № 3. С. 23–26.

Перечень методик, внесенных в государственный реестр методик количественного химического анализа. Часть I. Количественный химический анализ вод. [Электронный ресурс] Режим доступа: <http://fcao.ru/metodiki-kkha/perechni-metodik.html>. (30.07.15), свободный. – Загл. с экрана.

Ускоренные методы контроля качества природных, сточных вод и дистиллированной воды по данным об их электропроводности. РС СОП РТ 002-1-003-94. Методические рекомендации. Казань, 1995. 21 с.

Яковлев П. И. Оценка подземного притока Верхней Волги гидрометрическими и гидрохимическими методами на участке реки от истока до г. Твери // Вода и экология. 2012. № 2–3. С. 149–171.

ИССЛЕДОВАНИЕ ЛЮМИНОЛ-ЗАВИСИМОЙ ХЕМИЛЮМИНЕСЦЕНЦИИ ГЛУТАТИОНСОДЕРЖАЩИХ РАСТВОРОВ СОЛЕЙ ДВУХВАЛЕНТНОЙ МЕДИ

В. Э. Владыкина, А. И. Фокина, Е. И. Лялина, А. С. Олькова
Вятский государственный гуманитарный университет,
annushka-fokina@mail.ru

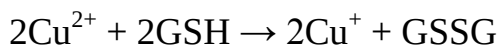
В настоящее время в науке большое внимание уделяется исследованию механизма образования свободных радикалов и их воздействию на живой организм. Радикалы обладают высокой реакционной способностью и являются участниками многих процессов, происходящих в живых организмах, как благоприятных, так и негативных. К последним относится свободнорадикальное окисление липидов, которое является одним из механизмов повреждения клетки. Инициаторами цепи реакций окисления могут быть активные формы кислорода (АФК), к которым относятся супероксид-радикал $\bullet\text{OO}^-$, пероксид водорода H_2O_2 и гидроксильный радикал $\bullet\text{OH}^-$ (Теселкин и др., 1997). Вещества, способные переводить свободные радикалы в неактивную форму, называются антиоксидантами (Алексеев и др., 2012). В живом организме таким веществом является глутатион восстановленный (GSH) – трипептид тиольной природы. Однако, помимо своих антиоксидантных свойств, он может быть инициатором появления АФК в растворах в присутствии ионов тяжёлых металлов (Скурлатов и др., 1994; Speisky et. al, 2009; Hewitt et. al, 2009; Aliaga et. al, 2011), универсальным индикатором появления которых является люминол. При его окислении появляется свечение (хемилюминесценция), интенсивность которого зависит от концентрации АФК (Владимиров, 2009).

Цель работы – исследование зависимости между интенсивностью люминол-зависимой хемилюминесценции (ИЛХЛ) и мольным соотношением глутатиона и меди в глутатионсодержащих растворах сульфата меди (II).

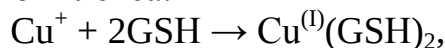
Объекты изучения – растворы сульфата меди (II) с концентрацией ионов меди Cu^{2+} 1 мг/дм³ (ПДК ионов меди (II) в питьевой воде 1 мг/дм³). К растворам с одинаковой концентрацией ионов меди (II) добавляли GSH таким образом, чтобы соотношение Cu:GSH было равно 1:0; 1:1, 1:2, 1:3, 1:4. Растворы готовили на дистиллированной воде с содержанием растворённого молекулярного кислорода 7,5 мг/дм³. ИЛХЛ растворов измеряли на приборе «Биотокс – 10М».

Механизм взаимодействия в системе Cu^{2+} –GSH– O_2 сложный, однозначно можно говорить только об общих особенностях, например, образовании меди одновалентной, АФК и некоторых других. Промежуточных продуктов великое множество, на что и указывают литературные данные. Большое количество промежуточных продуктов реакций обусловлено значительным влиянием условий проведения реакций и реализацией процессов через несколько путей (цепной, циклический, активационный). Один из вероятных механизмов образования АФК может быть представлен следующим образом:

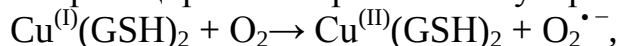
взаимодействие ионов меди (II) с глутатионом приводит к восстановлению иона металла согласно уравнению:



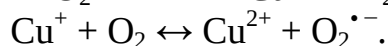
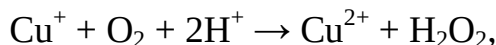
и/или образованию комплекса:



последний может провоцировать образование супероксид-анион радикала:



Ионы Cu^+ , взаимодействуя с молекулярным кислородом способны образовывать пероксид водорода и другие АФК (Скурлатов и др., 1994; Speisky et. al, 2009):



Образующиеся АФК окисляют добавляемый в смесь в качестве индикатора люминол, в результате чего появляется молекула монопротонированной аминоталевой кислоты в электронно-возбужденном состоянии и испускается квант света (ХЛ) (Владимиров и др., 2009).

В измерительную кювету прибора вносили 1 см³ глутатионсодержащего раствора сульфата меди, 0,1 см³ раствора ЭДТА с концентрацией 0,2 моль/дм³ и 0,2 см³ раствора люминола с концентрацией 0,05 мМоль/дм³. ИЛХЛ регистрировали у исследуемых растворов через 35 секунд, 20 и 60 минут после смешивания растворов CuSO_4 и GSH (табл.).

Таблица

Влияние продолжительности контакта и изначального мольного соотношения CuSO_4 и GSH в растворе на ИЛХЛ ($n = 3$, $M \pm \sigma$)

Соотношение концентраций Cu:GSH	1:0	1:1	1:2	1:3	1:4
ИЛХЛ через 35 секунд, имп.	48±2	53±3	68±6	86±1	94±7
ИЛХЛ через 20 минут, имп.	-	168±11	340±40	449±36	623±149
ИЛХЛ через 60 минут, имп.	-	1171±63	875±7	879±20	879±29

Присутствие глутатиона в растворе соли меди приводит к увеличению ИЛХЛ в течение всего времени изучения. В первые два временных отрезка (0–35 секунд и 35 секунд–20 минут) наблюдается увеличение интенсивности свечения не только во времени, но и с увеличением доли глутатиона. Такое явление логично и объяснимо тем, что для появления каталитических свойств по отношению к процессу образования АФК из молекулярного кислорода необходимы ионы меди одновалентной. Ионы одновалентной меди образуются в результате окислительно-восстановительной реакции между сульфатом меди (II) и GSH. С увеличением концентрации GSH вероятность образования ионов и комплексов-катализаторов возрастает. Таким образом, в растворах с большей концентрацией трипептида АФК становится больше, чем в растворах с меньшей концентрацией GSH.

Следует отметить, что скорость нарастания значения ИЛХЛ в вариантах 1:2–1:4 во временном отрезке 20–60 минут снижается и во всех этих вариантах значения интенсивности свечения на 60-й минуте равны между собой. В варианте 1:1 после 20-ой минуты скорость нарастания свечения увеличивается. В качестве выводов следует отметить следующее:

1. Отработана и адаптирована методика исследования ИЛХЛ глутатион-содержащих растворов сульфата меди (II).

2. Полученные экспериментальные данные не только подтверждают литературные данные о возможности образования АФК в водных растворах, содержащих ионы меди двухвалентной и GSH, но и расширяют сведения о растворах с различным соотношением компонентов.

3. Полученные сведения полезны как в теоретическом плане, так и прикладном аспекте. Они расширяют знания о методах исследования, помогают понять механизмы токсичности соединений ТМ, роль GSH в живой природе, помогают в интерпретации результатов биотестирования.

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта Президента Российской Федерации МК – 3964.2015.5.

Литература

Алексеев А. В., Проскурнина Е. В., Владимиров Ю. А. Определение антиоксидантов методом активированной хемилюминесценции с использованием 2,2-азо-бис(2-амидинопропана) // Вестник московского университета. 2012. Т. 53. С. 187–193.

Владимиров Ю. А. Свечение, сопровождающее биохимические реакции // Соросовский образовательный журнал. 1999. Вып. № 6. С. 25–32.

Владимиров Ю. А., Проскурнина Е. В. Свободные радикалы и клеточная хемилюминесценция // Успехи биологической химии. 2009. Т. 49. С. 341–388.

Скурлатов Ю. И., Дука И. И., Мизити А. Введение в экологическую химию. М.: Высшая школа, 1994. 400 с.

Теселкин Ю. О., Бабенкова И. В., Любицкий О. Б., Клебанов Г. И., Владимиров Ю. А. Ингибирование сывороточными антиоксидантами окисления люминола в присутствии гемоглобина и пероксида водорода // Вопросы медицинской химии. Т. 43. 1997. С. 87–93.

Aliaga M. E., Carrasco-Pozo C., Lyppez-Alarcyn C., Olea-Azar C., Speisky H. Superoxide-dependent reduction of free Fe^{3+} and release of Fe^{2+} from ferritin by the physiologically-occurring Cu(I)-glutathione complex // Bioorg. Med. Chem. 2011. Vol. 19. P. 534–541.

Hewitt N., Rauk A. Mechanism of Hydrogen Peroxide Production by Copper-Bound Amyloid Beta Peptide: A Theoretical Study / J. Phys. Chem. 2009. 113. P. 1202–1209.

Speisky H., Gymez M., Burgos-Bravo F., Lyppez-Alarcyn C., Jullian C., Olea-Azar C., Aliaga M. E. Generation of superoxide radicals by copper–glutathione complexes: Redox-consequences associated with their interaction with reduced glutathione // Bioorg. Med. Chem. 2009. Vol. 17. № 5. P. 1803–1810.

РАЗРАБОТКА БИОРАСПОЗНАЮЩЕГО ЭЛЕМЕНТА БПК-БИОСЕНСОРА НА ОСНОВЕ ИНКАПСУЛИРОВАННЫХ В ОРГАНОСИЛИКАТНУЮ МАТРИЦУ ДРОЖЖЕЙ *DEBARYAMYCES HANSENII* ВКМ Y-2482

Е. Л. Афонина, О. А. Каманина

Тульский государственный университет, Still_elive@mail.ru

В последнее время остро стоит проблема загрязнения природных и бытовых вод органическими веществами. Для мониторинга и оперативного анализа степени загрязненности воды разрабатываются экспресс-методы определения биохимического потребления кислорода (БПК), основанные на использовании

биосенсорных анализаторов, которые позволяют сократить время анализа в сотни раз (Пономарева и др., 2011). При разработке БПК – биосенсоров, как правило, используют целые клетки, в частности дрожжи *Debaryomyces hansenii* ВКМ У – 2482, поскольку они способны окислять большое количество веществ (Arlyarov, 2013).

Важной задачей при разработке биосенсоров является надежное закрепление биоматериала на поверхности преобразователя (электрода), для этого разработаны различные методы иммобилизации (Yang et al., 2013). Особый интерес представляет иммобилизация биоматериала в органосиликатные золь-гель матрицы, которые имеют ряд преимуществ перед органическими и неорганическими полимерами: мягкие условия синтеза, длительное сохранение на высоком уровне биологической активности микроорганизмов после завершения процесса иммобилизации и постоянный объем (Dickson, Ely, 2013; Sakai-Kato, Ishikura, 2005). Таким образом, икапсулирование микроорганизмов в органосиликатную золь-гель матрицу позволит получить стабильный биораспознающий элемент БПК-биосенсора.

Поскольку БПК определяют в образцах, содержащих любые примеси, важно определить способность органосиликатной капсулы защищать клетки от различных вредных факторов. Для этого проводили измерения дыхательной активности инкапсулированных микроорганизмов в присутствии ионов тяжелых металлов. Защитное действие органосиликатной капсулы по отношению к иммобилизованным клеткам оценивали по способности этой капсулы снижать токсическое действие ионов тяжелых металлов на клетки микроорганизмов.

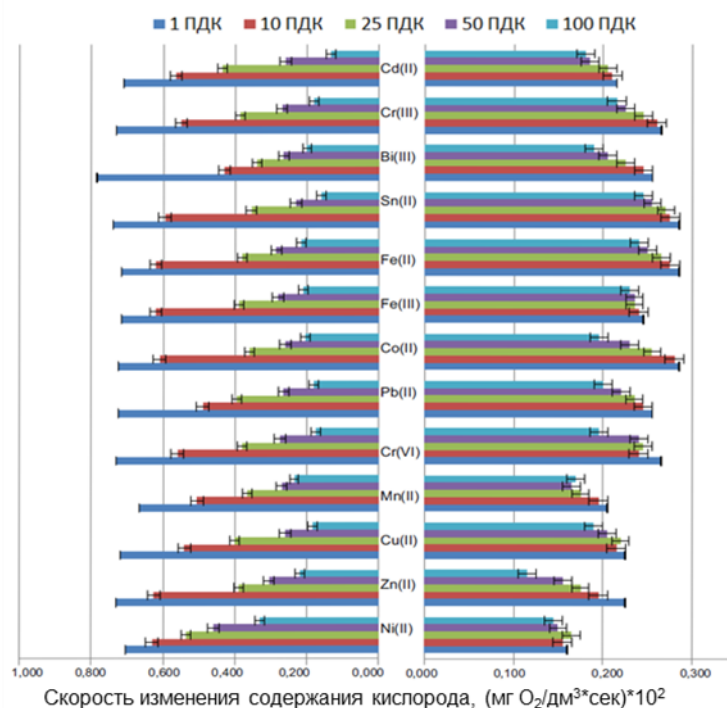


Рис. 1. Влияние ионов тяжелых металлов на дыхательную активность дрожжей а – иммобилизация адсорбцией, б – иммобилизация в золь-гель матрицу. Значения ПДК использованы в соответствии с ГН 2.1.5.1315-03

Инкапсулированные в органосиликатную матрицу дрожжи *Debaryomyces hansenii* не теряют своей активности в присутствии ионов тяжелых металлов. При превышении ПДК в 100 раз дыхательная активность инкапсулированных микроорганизмов снижается в 0,2 раза в то время как активность дрожжей, не покрытых силикатной капсулой, снижается в 4 раза (рис.).

Полученные результаты указывают на уникальные защитные функции органосиликатной капсулы, которая образуется вокруг дрожжей, что следует учитывать при разработке БПК-биосенсора. Поскольку полученная матрица эффективно защищает клетки от внешних вредных воздействий, то полученный на её основе биораспознающий элемент применили для создания БПК – биосенсора. Значения БПК, определяемые с помощью биосенсора на основе инкапсулированных дрожжей и стандартным методом, незначимо отличаются между собой.

Литература

Понаморева, О. Н. И др. Микробные биосенсоры для определения биологического потребления кислорода (обзор) // Прикладная биохимия и микробиология. 2011. № 47(1). С. 5–15.

Arlyapov V. A. et al. BOD biosensor based on the yeast *Debaryomyces hansenii* immobilized in poly(vinyl alcohol) modified by N-vinylpyrrolidone // Enzyme and Microbial Technology. 2013. № 53(4). P. 257–262.

Dickson D., Ely R. Silica sol-gel encapsulation of cyanobacteria: lessons for academic and applied research // Applied Microbiology and Biotechnology. 2013. V. 97. I. 5. P. 1809–1819.

Sakai-Kato K., Ishikura K. Integration of biomolecules into analytical systems by means of silica sol-gel technology // National Institute of Health Science. 2005. V. 6. P. 70–75.

Yang S. H., Hong D., Lee J., Ko E. H., Choi I. S. Artificial Spores: Cytocompatible Encapsulation of Individual Living Cells within Thin, Tough Artificial Shells // Small. 2013. T. 9. № 2. P. 178–186.

ОЦЕНКА ИЗМЕНЕНИЯ КОНЦЕНТРАЦИИ КИСЛОРОДА И СУБСТРАТОВ В МАКЕТЕ МИКРОБНОГО БИОТОПЛИВНОГО ЭЛЕМЕНТА

С. В. Возчикова, С. В. Алферов

*Тульский государственный университет,
vosofya@gmail.com*

Биотопливный элемент (БТЭ) – это устройство, преобразующее химическую энергию органических соединений в электричество посредством их окисления микроорганизмами. Также как и топливный элемент, микробный топливный элемент является теоретически весьма высокоэффективным устройством, но в отличие от топливных элементов, работающих на водороде или метаноле, может использовать сточные воды производств, что делает такие системы весьма эффективными средствами не только для производства электрической энергии, но и защиты окружающей среды от загрязняющих веществ содержащихся в данных субстратах.

В качестве биокатализатора для БТЭ нашли применение уксуснокислые бактерии *Gluconobacter oxydans*, окисляющие широкий спектр субстратов, в который входят углеводы и спирты. Кроме того, эти микроорганизмы обладают особой метаболической системой – мембранной локализацией основных ферментов – дегидрогеназ. Использование целых клеток бактерий в БТЭ устраняет необходимость выделения индивидуальных ферментов. Однако, энергетические параметры ферментных топливных элементов значительно выше, чем для БТЭ на основе целых клеток. Существует альтернатива использования ферментов в качестве биокатализаторов, получение которых является длительным и материально затратным процессом, это применение мембранной фракции бактерий *G. oxydans*.

Для аэробных бактерий *G. oxydans*, кислород является естественным конечным акцептором электронов, поэтому в присутствии искусственного акцептора электронов в анодном пространстве может наблюдаться конкуренция между ними. Окисление субстратов бактериями *G. oxydans* сопряжено с потреблением кислорода. Ранее работы по одновременной оценке потребления субстратов и кислорода различными биокатализаторами на основе бактерий *G. oxydans* в условиях работы макета БТЭ не проводилось.

Таким образом, целью данной работы являлось изучение изменения концентрации кислорода и субстратов в анодном пространстве макета БТЭ.

Оценку скоростей восстановления кислорода и окисления субстрата биокатализаторами на основе бактерий *G. oxydans* проводили в системе: фоновый электролит (30 мМ Na-фосфатный буферный раствор), в качестве субстрата глюкоза или этанол (10 мМ), и биокатализатор, представленный в виде суспендированных или иммобилизованных на поверхности электрода целых клеток бактерий *G. oxydans* или их мембранной фракции. Измерения концентрации кислорода осуществляли в случаях отсутствия и присутствия медиаторов электронного транспорта – 2,6-дихлорфенолиндофенол (2,6-ДХФИФ), феназинметасульфат (ФМС) и гексацианоферрат калия (ГЦФ).

По полученным данным о восстановлении кислорода в анодном пространстве БТЭ была проведена сравнительная оценка (табл. 1).

Таблица 1

Скорости восстановления кислорода в макетах БТЭ с биокатализаторами на основе *G. oxydans*

Тип биокатализатора	Скорость восстановления кислорода, нормированная на единицу биокатализатора, мкмоль/с·г
Суспензия бактерий (в присутствии медиатора)	8,4±0,6
Суспензия бактерий (в отсутствии медиатора)	6,9±0,9
Суспензия мембранной фракции (в присутствии медиатора)	2,07±0,3
Суспензия мембранной фракции (в отсутствии медиатора)	2,10±0,02
Иммобилизованные на аноде клетки бактерий (в присутствии медиатора)	0,22±0,03

Тип биокатализатора	Скорость восстановления кислорода, нормированная на единицу биокатализатора, мкмоль/с·г
Иммобилизованные на аноде клетки бактерий (в отсутствии медиатора)	0,180±0,004
Иммобилизованная на аноде мембранная фракция бактерий (в присутствии медиатора)	0,024±0,002
Иммобилизованная на аноде мембранная фракция бактерий (в отсутствии медиатора)	0,022±0,001

Скорость восстановления кислорода в БТЭ суспензией бактерий *G. oxydans* в 10 и 100 раз превышает значения, полученные для БТЭ на основе иммобилизованных клеток и иммобилизованной мембранной фракции на поверхности анода, соответственно. А результаты, полученные для систем, в которых присутствуют искусственные акцепторы электронов, почти не отличаются от результатов для систем без медиаторов.

Уксуснокислые бактерии *Gluconobacter oxydans* содержат различные ферменты катаболизма углеводов и спиртов, в том числе они способны окислять глюкозу и этанол. Сравнительную оценку изменения концентрации субстрата в анолите макета микробного топливного элемента проводили по полученным константам скорости окисления глюкозы и этанола при использовании различных биокатализаторов (табл. 2).

Таблица 2

**Константы скоростей окисления глюкозы и этанола
на основе различных биокатализаторов, нормированные
на количество биокатализатора**

Тип биокатализатора	Константа скорости окисления глюкозы, ммоль/г·мин	Константа скорости окисления этанола, ммоль/г·мин
Суспензия клеток <i>G. oxydans</i>	1,10±0,01	1,3±0,2
Иммобилизованные целые клетки <i>G. oxydans</i>	0,50±0,07	0,5±0,1
Суспензия мембранной фракции <i>G. oxydans</i>	1,2±0,1	1,63±0,09
Иммобилизованная мембранная фракция <i>G. oxydans</i>	0,4±0,1	0,6±0,1

Исходя из полученных констант скорости видно, что биокатализаторы на основе суспензии клеток *G. oxydans* и суспензии мембранной фракции *G. oxydans* наиболее интенсивно окисляют оба субстрата в анолите биотопливной ячейки, чем биокатализаторы на основе иммобилизованных целых клеток *G. oxydans* и иммобилизованной мембранной фракции *G. oxydans*. Это, прежде всего, связано с тем, что окисление субстратов под действием биокатализатора в виде суспензии происходит во всем объеме ячейки и в случае использования мембранной фракции облегчается диффузия субстрата к активному центру ферментов. Однако необходимо отметить, что при окислении субстрата суспендированным биокатализатором часть высвобождающихся при окислении электронов не попадает на электрод, что приводит к энергетическим потерям в БТЭ.

Результаты, полученные для суспендированного и иммобилизованного медиатора, значительно различаются между собой. Это объясняется тем, что окисление субстрата и связанное с этим потребление кислорода свободными клетками бактерий происходит во всем объеме анодной ячейки, в то время как иммобилизованные клетки способны окислять субстрат и потребляют кислород только в приэлектродном пространстве. Таким образом, скорость потребления кислорода в объеме анодного отделения иммобилизованными бактериями значительно ниже, чем у свободносуспендированных клеток бактерий *G. oxydans*. Кроме того, способность потреблять кислород мембранной фракцией на порядок ниже, чем для целых клеток, что может объясняться функциональностью всего набора ферментов и полной дыхательной цепи в составе целых клеток бактерий. Независимо от типа биокатализатора скорость восстановления кислорода в БТЭ в случаях присутствия и отсутствия медиатора электронного транспорта практически не отличаются. Это свидетельствует о том, что, в рассматриваемой системе отсутствует конкуренция между кислородом и медиатором электронного транспорта при акцепции электронов с восстановительных сайтов биокатализатора.

Работа выполнена по государственному заданию в сфере научной деятельности Минобрнауки РФ.

ПОЛИМЕРНАЯ МАТРИЦА НА ОСНОВЕ МОДИФИЦИРОВАННОГО ПОЛИВИНИЛОВОГО СПИРТА ДЛЯ ИММОБИЛИЗАЦИИ МИКРООРГАНИЗМОВ, ИСПОЛЬЗУЕМЫХ В БИОСЕНСОРАХ

А. С. Гавриков, Л. Д. Асулян

*Тульский государственный университет,
andrejj-gavrikov2@rambler.ru*

Проблема мониторинга содержания различных органических соединений в биотехнологических производствах относится к важным практическим задачам. Значительная их часть может быть решена с помощью биосенсоров – аналитических приборов нового поколения, совмещающих в себе идеи и достижения современной биотехнологии, физико-химических методов анализа, электронных технологий. Принцип работы биосенсора, основан на том, что биоматериал, иммобилизованный на физико-химическом преобразователе, при взаимодействии с определяемым соединением генерирует зависимый от его концентрации сигнал, который регистрируется преобразователем и после обработки данных представляется в численном виде. (Пономарева и др., 2007). Значительный прогресс в создании амперометрических биосенсоров стал возможен благодаря использованию в качестве биоматериала иммобилизованных микроорганизмов.

Перспективными носителями для иммобилизации клеток микроорганизмов являются органические полимерные материалы, природные и синтетические. Природные полимеры, как правило, механически непрочные и биodeградируемые. Использование синтетических полимеров позволяет получать плен-

ки и гели, длительное время удерживающие биологический материал. Среди синтетических полимеров широкое распространение получил поливиниловый спирт (ПВС), химически и микробиологически стабильный полимер, нетоксичный и биосовместимый. В частности, известно, что биорецепторные элементы биосенсоров были получены УФ-облучением суспензии клеток *Gluconobacter Oxydans* в растворе ПВС. Однако облучение, приводящее к образованию сшитого, набухающего в воде полимера, губительно сказывается на жизнедеятельности микроорганизмов, поэтому полученные рецепторные элементы обладали низкой долговременной стабильностью (Известия ТулГУ, 2006).

В настоящей работе с целью увеличения долговременной стабильности биорецепторных элементов на основе ПВС сшивку полимерных цепей облучением проводили до введения микроорганизмов.

В результате УФ- облучения ($\lambda = 254$ нм) 5–10% растворов полимера в течение 30–60 минут в присутствии атмосферного кислорода были получены растворы, образующие при высыхании тонкие, прочные, упругие пленки.

Изучены физико-химические характеристики полученных растворов полимеров и пленок: относительная вязкость растворов: $29,8 \pm 0,1$ – $66,9 \pm 0,1$; доля сшитого полимера в не растворяющихся в воде пленках составила –51–72% (табл. 1).

Таблица 1

Свойства растворов ПВС и пленок на его основе

	Время облучения	Относительная вязкость растворов ПВС, $\zeta_{\text{отн}}$	Доля сшитого полимера, %
5% ПВС	0	$22,64 \pm 0,09$	–
	30	$29,8 \pm 0,1$	–
	60	$32,04 \pm 0,01$	51
10% ПВС	0	$64,81 \pm 0,03$	–
	60	$66,9 \pm 0,1$	72

Установлено, что гидрогель, пригодный для приготовления рецепторного элемента, образуется при облучении 5% раствора ПВС в течение 60 минут, а при облучении 10% раствора получается упругий гель, в который невозможно ввести микроорганизмы.

Для приготовления рецепторного элемента к раствору облученного ПВС добавляли бактериальные клетки *Gluconobacter Oxydans sbsp. Industrius* (ВКМ В-1280) и для равномерного распределения клеток в растворе полимера проводили встряхивание в течение 5 минут. Полученную суспензию переносили в форму необходимого диаметра и высушивали на воздухе до полного высыхания в течение 24 часов. Сформированный таким образом рецепторный элемент использовали в биосенсоре для определения содержания углеводов и спиртов.

Характеристики полученного биосенсора приведены в таблице 2.

Как видно из приведенных в таблице 2 данных, долговременная стабильность полученного рецепторного элемента значительно выше, чем у сформированного УФ-облучением суспензии клеток в растворе ПВС (29 и 7 дней соответственно).

Таблица 2

Результаты исследования

Характеристика	Облучение раствора ПВС до иммобилизации	Облучение раствора ПВС с иммобилизованными бактериями (Пономарева и др., 2007)
Относительное стандартное отклонение, %	2,61	2,5
Долговременная стабильность, сут.	29	7
Чувствительность, мг O ₂ · мм/л·с	0,0031±0,0001	–

Биосенсор на основе полученного рецепторного элемента был использован для анализа реальных образцов, содержащих этанол и глюкозу, на 20 день функционирования рецепторного элемента. В качестве референтного метода для глюкозы использовали иодометрическое титрование, для этанола – газовую хроматографию таблица 3.

Таблица 3

Результаты исследования

Метод исследования Параметры	Глюкоза		Этанол	
	Измеренная биосенсором концентрация Мм	Измеренная референтным методом концентрация Мм	Измеренная биосенсором концентрация Мм	Измеренная референтным методом концентрация Мм
Заявленная концентрация, Мм	0,67		0,0691	
Определяемая концентрация, Мм	0,65±0,03	0,60±0,01	0,079±0,002	0,071±0,001
Ошибка эксперимента, %	3,7	10,5	12,5	2,5

Показано, что результаты, полученные на биосенсоре и референтными методами, попадают в один доверительный интервал.

Таким образом, биосенсор, созданный на основе микроорганизмов *Gluconobacter oxydans sb sp. industrius B-1280*, иммобилизованных в ПВС позволяет определять концентрацию субстратов (этанол и глюкоза) с такой же точностью, как и референтные методы.

Работа выполнена при поддержке ФЦП «Исследование и разработка по приоритетным направлениям развития научно-технического комплекса России на 2014–2020 годы» соглашение № 14.574.21.0062.

Литература

Биосенсоры. Принципы функционирования и практическое применение / О. Н. Пономарева, А. Н. Решетилов, В. А. Алферов. Тула: Изд-во Тульского государственного университета, 2007. 255 с.

Известия ТулГУ. Серия. Химия. Вып. 6. Тула: Изд-во ТулГУ, 2006. 250 с.

МОДИФИКАЦИЯ ПОЛИВИНИЛОВОГО СПИРТА ОКИСЛИТЕЛЬНОЙ СШИВКОЙ С ЦЕЛЬЮ ПОЛУЧЕНИЯ ПОЛИМЕРНОЙ МАТРИЦЫ ДЛЯ ИММОБИЛИЗАЦИИ МИКРООРГАНИЗМОВ

О. А. Камаева

Тульский государственный университет,
kamaieva.oksana@mail.ru

В настоящее время увеличивается тенденция роста загрязняющих веществ, поступающих в окружающую среду, а также ужесточение гигиенических показателей их нормирования. Полный химический анализ загрязнения вод, почв, растительности представляет собой очень сложную и дорогостоящую задачу, поэтому повышенное внимание уделяется экспресс-методам контроля, ориентированным, прежде всего, на детектирование опасных уровней загрязнения и оценку совокупного воздействия токсикантов на окружающую среду.

Ключевым этапом в создании стабильного рецепторного элемента биосенсора является иммобилизация биологического материала, от успеха которой зависит сама возможность измерения сигнала, операционные характеристики сенсора, чувствительность и селективность определения компонентов в смесях сложного состава.

Наиболее перспективными носителями для иммобилизации являются синтетические полимеры, так как они более доступны по цене, дают пленки и гели с хорошими механическими характеристиками. Среди них широкое распространение получил поливиниловый спирт как химически и микробиологически стабильный, нетоксичный и биосовместимый носитель.

Известно, что нерастворимые гидрогели, пригодные для иммобилизации микроорганизмов, образуются при модификации поливинилового спирта N-винилпирролидоном (Базилук и др., 2003).

Целью данной работы является модификация поливинилового спирта (ПВС) методом окислительной сшивки. В качестве катализатора сшивки использовали церий-аммоний нитрат марки ЧДА (Россия) и ПВС марки Mowiol (Германия) с молекулярной массой 115000.

Сшивка макромолекул ПВС приводит к образованию сетчатого полимера, способного набухать в водных растворах с образованием геля, хорошо удерживающего иммобилизованные микроорганизмы.

В результате проделанной работы были подобраны приемлемые условия получения полимерной матрицы, обеспечивающие высокую вязкость полимера: мольное соотношение ПВС:(NH₄)₂Ce(NO₃)₆ = 2400:15, t° = 55 °C, время синтеза – 3 часа (Камаева, 2014).

Полученную в данных условиях полимерную матрицу использовали для формирования рецепторного элемента биосенсора, в качестве биоматериала использовали бактериальные клетки *Gluconobacter oxydans* sbsp. *Industrius* B-1280.

В качестве преобразователя для измерения содержания молекулярного кислорода использовали рН-метр-иономер-БПК-термооксиметр ЭКСПЕРТ-001-4.0.1 с электродом Кларка (рис.).

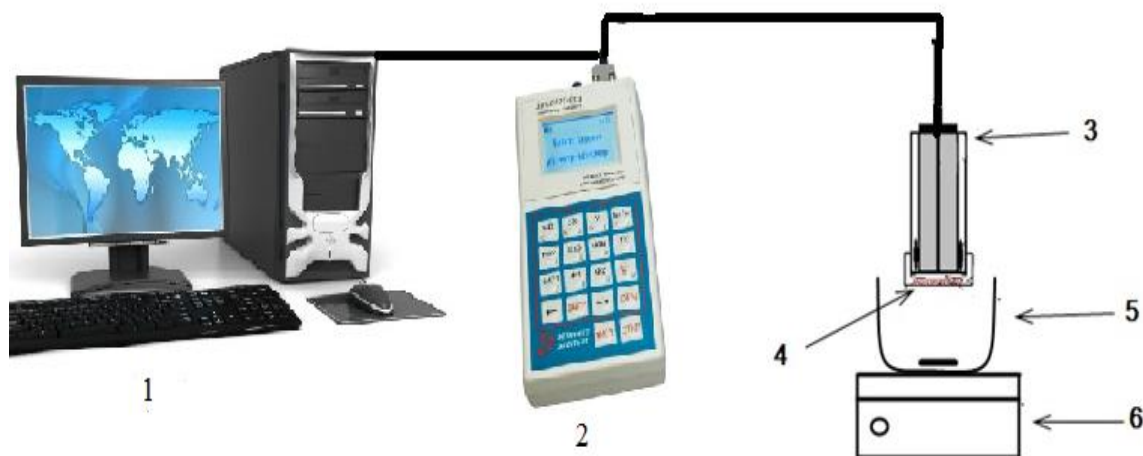


Рис. Принципиальная схема биосенсорной установки. 1 – Компьютер; 2 – рН-метр-иономер-БПК-термооксиметр ЭКСПЕРТ-001-4.0.1; 3 – Измерительный датчик (кислородный электрод типа Кларка); 4 – Измерительная ячейка (кювета); 5 – Магнитная мешалка

Исследовали важные характеристики биосенсора. Результаты сравнительной характеристики рецепторных элементов, полученных иммобилизацией микроорганизмов в ПВС, модифицированный N-ВП и окислительной сшивкой, приведены в таблице.

Таблица

Сравнительная характеристика рецепторных элементов, полученных иммобилизацией микроорганизмов в ПВС, модифицированный N-ВП и окислительной сшивкой

Характеристика	Глюкоза		Этанол	
	ПВС-N-ВП	без N-ВП	ПВС-N-ВП	без N-ВП
Долговременная стабильность, сутки	38	30	38	30
Операционная стабильность, %	1,2	4,1	1,6	3,0
Чувствительность, с^{-1}	$0,0110 \pm 0,0003$	$0,0116 \pm 0,0006$	$0,0130 \pm 0,0002$	$0,0076 \pm 0,0003$
Минимальный предел обнаружения, ммоль/л	$0,008 \pm 0,001$	$0,26 \pm 0,04$	$0,011 \pm 0,002$	$0,39 \pm 0,07$
Нижняя граница определяемых концентраций, ммоль/л	$0,024 \pm 0,001$	$0,78 \pm 0,04$	$0,033 \pm 0,002$	$1,17 \pm 0,07$
Экспрессность, мин	5–7	3–4	5–7	3–4

Из таблицы видно, что рецепторные элементы, полученные сшивкой без N-ВП, незначительно уступают по долговременной и операционной стабильности. Чувствительность биосенсоров на глюкозу различается в пределах ошибки

эксперимента, но значительно снижается чувствительность на этанол. На 1–2 порядка повышаются минимальный предел обнаружения и нижняя граница определяемых концентраций. Однако происходит увеличение экспрессности определения. Отказ от использования N-винилпирролидона значительно удешевляет процесс, так как в настоящее время в России отсутствует производство N-ВП.

Литература

Базилук Т. Н., Мельник Н. П., Менжерес Г. Я. Модификация поливинилового спирта поли-N-винилпирролидоном // Вопросы химии и химической технологии. 2003. №1. С. 57–60.

Камаева О. А. Полимерная матрица на основе ПВС для иммобилизации микроорганизмов. «Экотоксикология-2014»: Материалы Всерос. конф. с элементами науч. школы для молодежи / Под ред. В. А. Алферова. Тула: Изд-во ТулГУ, 2014. С. 58.

МЕДИАТОРНЫЕ И БЕЗМЕДИАТОРНЫЕ ПЕЧАТНЫЕ ЭЛЕКТРОДЫ, МОДИФИЦИРОВАННЫЕ ГРАФИТОВЫМИ МАТЕРИАЛАМИ КАК ОСНОВА ФЕРМЕНТНОГО БИОСЕНСОРА ДЛЯ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ГЛЮКОЗЫ

Л. С. Скворцова, С. С. Каманин, В. А. Арлянов
Тульский государственный университет,
lsskvortsova@gmail.com

Использование печатных (screen-printed) электродов является одним из перспективных технологий развития биосенсорики. Они получили широкое распространение для решения ряда практических задач, например, в глюкометрах – биосенсорах амперометрического и оптического типа для определения содержания глюкозы в крови. Печатные графитовые электроды отличаются компактностью, низкой себестоимостью, многофункциональностью и возможностью модификации, что позволяет создавать на их основе различного рода биосенсоры, удобные для промышленного производства.

Для варьирования характеристик сенсоров проводится их модификация. С этой целью применяются различные медиаторы, среди которых широко применяются Берлинская лазурь и ферроцен, а также графитовые материалы. Последние представляют особый интерес, поскольку обладают высокой удельной площадью поверхности, электропроводностью и являются биосовместимыми. Кроме того, использование углеродных нанотрубок на поверхности печатных электродов позволяет создать биосенсор с прямым переносом электронов, относящийся к III поколению.

Целью данной работы является разработка и определение характеристик ферментных биосенсоров на основе модифицированных печатных электродов с использованием различных медиаторов и графитовых материалов для контроля содержания глюкозы.

Модификации подвергались безмедиаторный и медиаторные печатные электроды. Медиаторами в одном случае являлась Берлинская лазурь, в другом

– ферроцен. На поверхность электрода наносили одностенные углеродные нанотрубки, предварительно подвергнутые диспергированию. Затем на слой нанотрубок осуществляли иммобилизацию фермента глюкозооксидазы путем поперечной сшивки в гидрогель бычьего сывороточного альбумина. В качестве преобразователя использовали потенциостат Palm Sens Em Stat.

Проведено сравнение характеристик всех разработанных медиаторных и безмедиаторных электродов с различными графитовыми материалами (табл. 1).

Таблица 1

Сравнительные характеристики полученных модифицированных электродов (субстрат – раствор глюкозы 0,1 моль/дм³)

Электрод	1	2	3	4	5	6	7
Относительное стандартное отклонение (n=15), %	1,6	2,6	1,1	2,2	2,1	1,8	0,9
Длительность одиночного измерения, мин	1–2						
Коэффициент чувствительности, нА·дм ³ /ммоль	280±20	84±8	310±20	114±20	240±10	620±50	1500±40
Нижняя граница определяемых содержаний глюкозы, ммоль/дм ³	0,37	0,99	0,49	0,74	0,87	0,87	0,15
Верхняя граница определяемых содержаний глюкозы, ммоль/дм ³	1,7±0,1	4,4±0,6	1,7±0,1	2,5±0,3	1,8±0,1	1,48±0,02	2,1±0,2
Стабильность при хранении, сут.	более 30 суток						

Примечания: Модификация электрода: 1 – Берлинская лазурь; 2 – Берлинская лазурь + терморасширенный графит; 3 – Берлинская лазурь + углеродные нанотрубки; 4 – ферроцен; 5 – ферроцен + терморасширенный графит; 6 – ферроцен + углеродные нанотрубки; 7 – углеродные нанотрубки.

Операционная стабильность полученных сенсоров находится на высоком уровне – 0,9–2,6%. Длительность единичного измерения составляет 1–2 мин, что позволяет максимально сократить время проведения анализа. Стабильность при хранении – не менее 30 суток. Показано, что модификация электродов терморасширенным графитом в сочетании с ферроценом приводит к ухудшению характеристик электрода: коэффициент чувствительности снижается с 280 до 84 нА·дм³/ммоль, значительно увеличивается нижняя и верхняя границы определяемых содержаний глюкозы с 0,37 до 0,99 ммоль/дм³ и с 1,7 до 4,4 ммоль/дм³ соответственно. Данная особенность может быть объяснена диффузионными ограничениями, возникающими при использовании терморасширенного графита совместно с Берлинской лазурью. В остальных случаях

применение графитовых материалов приводит к улучшению чувствительности сенсоров, но и к небольшому повышению нижней границы определяемых содержаний. Модификация ферроцен-содержащих электродов терморасширенным графитом и углеродными нанотрубками приводит также к снижению верхней границы определяемых содержаний глюкозы и существенному сокращению рабочего диапазона.

Сенсоры с прямым переносом электронов на основе углеродных нанотрубок обладают наилучшими характеристиками по сравнению с медиаторными аналогами: операционная стабильность составляет 0,9%, нижняя граница определяемых содержаний глюкозы – 0,15 ммоль/дм³, коэффициент чувствительности – 1500±40 нА·дм³/моль за счет увеличенной площади контакта биоматериала с субстратом (глюкозой) и отсутствии промежуточного звена при переносе электронов (III поколение биосенсоров).

Для наиболее перспективного биосенсора на основе углеродных нанотрубок провели сравнение с известными аналогами: печатный электрод на основе углеродных нанотрубок (УНТ) и фермента глюкозооксидазы (ГО), иммобилизованного при участии ферроценилового сурфактанта и электрод на основе глюкозооксидазы (ГО) и оксида олова SnO₂ (медиатора), покрытых пленкой Nafion (табл. 2).

Таблица 2

Сравнительные характеристики полученного электрода с аналогами

Электрод	Печатный электрод на основе ГО и УНТ, иммобилизованных в гидрогель БСА	Печатный электрод на основе ГО и УНТ иммобилизованных с помощью ферроценил-сурфактанта	Печатный электрод на основе ГО и оксида олова (IV), покрытых пленкой Nafion
Относительное стандартное отклонение, %	0,9 (n=15)	10,6 (n=10)	2,9 (n=10)
Длительность однократного измерения, мин	1–2	–	3–4
Коэффициент чувствительности, нА·дм ³ /моль	1500±40	1370	216
Нижняя граница определяемых содержаний глюкозы, ммоль/дм ³	0,15	0,04	0,13
Верхняя граница определяемых содержаний глюкозы, ммоль/дм ³	2,1±0,2	0,38	1,1
Стабильность при хранении, сут.	Более 30 суток	42	–

Биосенсор на основе углеродных нанотрубок и глюкозооксидазы, иммобилизованной в гель бычьего сывороточного альбумина, характеризуется по-

вышенным значением нижней границы определяемых содержаний глюкозы ($0,15 \text{ ммоль/дм}^3$), однако превосходит аналоги по значениям операционной стабильности ($0,9\%$), верхней границы определяемых концентраций ($K'_M = 2,1 \pm 0,2 \text{ ммоль/дм}^3$) и отличается высокой экспрессностью ($1\text{--}2 \text{ мин}$). Коэффициенты чувствительности сформированного электрода совпадают с максимальным значением аналогичных разработок.

С применением полученных биосенсоров проведен анализ образцов винной продукции и отходов винного производства. В качестве референтного метода использовался капиллярный электрофорез. Значения, полученные с использованием разработанных электродов, и референтным методом анализа совпадают с учетом доверительных интервалов.

Используемые печатные электроды, модифицированные графитовыми материалами, в сочетании с разработанным методом иммобилизации позволяют получать биосенсоры с высокими аналитическими и метрологическими характеристиками, которые могут применяться для определения содержания глюкозы.

Работа выполнена при поддержке гранта Президента Российской Федерации для государственной поддержки молодых ученых – кандидатов наук, договор № 14.Z56.14.330-МК.

Литература

Баника Ф. Г. Химические и биологические сенсоры: основы и применения: пер. с англ./ Под ред. Баника Ф.Г. М: Техносфера, 2014. 880 с.

Баталова Т. А. Ферментные электроды. Благовещенск: Издательство Амурской государственной медицинской академии, 2008. 16 с.

Понаморева О. Н., Решетилов А. Н., Алферов В. А. Биосенсоры. Принципы функционирования и практическое применение. Тула: Изд-во Тульского государственного университета, 2007. 255 с.

Berisha L. et al. A New Biosensor for Glucose Based on Screen Printed Carbon Electrodes Modified with Tin (IV)-Oxide. 2013.

Sato N., Okuma H. Development of single-wall carbon nanotubes modified screen-printed electrode using a ferrocene-modified cationic surfactant for amperometric glucose biosensor applications // Sensors and Actuators B: Chemical. 2008. Т. 129. № 1. С. 188–194.

РАЗРАБОТКА БИМЕДИАТОРНОГО БПК-БИОСЕНСОРА НА ОСНОВЕ ДРОЖЖЕВОГО ШТАММА *DEBARYOMYCES HANSENI*

Е. И. Шишкарёва, А. С. Зайцева

Тульский государственный университет,
juri-kuraj@yandex.ru, Anyuta_Zaytseva@mail.ru

Актуальность разработок БПК-биосенсоров обусловлена длительностью стандартной методики, в результате чего возможны экологически опасные ситуации. В данной работе, для создания БПК-биосенсора предлагается использовать дрожжевой штамм *D. hansenii* ВКМ-У-2482, который способен окислять многие спирты, углеводы, аминокислоты и другие органические вещества (Арляров, 2013), что является перспективным с точки зрения определения БПК. Кроме того для регистрации окислительной активности биологического мате-

риала предлагается использование высокочувствительного амперометрического метода, который позволяет производить высокоточные измерения в микроамперном диапазоне токов. Аналитическим сигналом является амплитуда силы тока, возникающего за счет передачи электронов из активного центра фермента на электрод с использованием искусственных акцепторов электронов. Использование медиатора приводит к снижению рабочего потенциала измерений, что позволяет снизить риск протекания побочных реакций с участием электроактивных примесей. В результате протекания электродной реакции без участия ионов водорода и снижения рабочего потенциала уменьшается влияние pH и кислорода на отклик биосенсора.

Следует отметить, что медиаторных БПК-биосенсоров на основе дрожжей разработано достаточно мало. Это связано, по-видимому, с тем, что взаимодействие медиаторов с ферментами эукариотических клеток затруднено. Для обеспечения эффективного переноса электронов перспективно использовать двухмедиаторную систему, где один из медиаторов будет проникать внутрь дрожжевой клетки, и взаимодействовать с ферментами, а второй разряжаться на электроде.

В данной работе исследовалась возможность использования бимедиаторных систем растворимый-нерастворимый медиатор для разработки биосенсора на основе дрожжей *Debaryomyces hansenii*.

Амперометрические измерения проводили с использованием рабочего углеродо-пастового электрода с иммобилизованными дрожжами. В качестве электрода сравнения брали хлорсеребряный электрод. Стандартный раствор растворимого медиатора вносили непосредственно в рабочий калий-натрий фосфатный буферный раствор, а нерастворимым медиатором модифицировали поверхность электрода. Все измерения проводились при потенциале 250 мВ.

С использованием модельной системы на основе глюкозо-глутаматной смеси (ГГС) определены аналитические и метрологические характеристики рецепторного элемента. Результаты исследования приведены в таблице 1.

Таблица 1

Характеристики разработанного медиаторного БПК-биосенсора

Характеристика	Двухмедиаторная система			
	Ферроцен-метилено-вый синий	Ферроцен-феррицианид калия	Ферроцен-нейтральный красный	Ферроцен-тионин
Долговременная стабильность, сутки	43	5	24	37
Длительность одного измерения, мин	3,5–6	20–26	7–10	8–20
Операционная стабильность, %	1,2	3,1	2,0	2,9
Коэффициент чувствительности, нА·дм ⁻³ /мг	0,81±0,04	1,1±0,1	0,11±0,01	0,22±0,01
Предел обнаружения БПК ₅ , мг/дм ³	0,8	0,7	3,8	2,5
Диапазон определяемых концентраций БПК ₅ , мг/дм ³	2,5–7,2	2,0–18,0	11,3–19,5	7,6–16,7

Исходя из таблицы 1, наибольшей чувствительностью обладает биосенсор на основе дрожжей *D. hansenii* и медиаторной системы ферроцен-феррицианид калия, однако из-за высокой длительности процедуры анализа возможности такого датчика ограничены. Использование медиаторной системы ферроцен-метиленовый синий в составе биосенсора по чувствительности уступает лишь системе ферроцен-феррицианид калия, однако по другим характеристикам (экспрессность и селективность) превосходит другие анализируемые системы. Вследствие этого именно биосенсор на основе *D. hansenii* и медиаторной системы ферроцен-метиленовый синий был выбран для анализа реальных образцов водных объектов. Также проведено сравнительно определение БПК₅ анализируемых образцов стандартным методом и с применением разработанного биосенсора. Результаты анализа приведены в таблице 2.

Таблица 2

Результаты измерения БПК полученные с использованием биосенсора и стандартным методом

Анализируемые образцы полупродуктов брожения	БПК, измеренное с помощью биосенсора на основе системы ферроцен-метиленовый синий, мг/дм ³	БПК, измеренное стандартным методом, мг/дм ³ (ПНДФ 14. 1:2:3:4, 123-97)
Болотная вода «Клюква»	18±1	22±6
Болотная вода пос. «Озерный»	20±1	18±3
Вода из р. Упа	7,0±0,5	7,6±0,8
ЗАО «Индустрия сервис» Теплые воды	10,5±0,6	11±2
Вода ЗАО «Водоканал»	66±3	60±10

Статистическая обработка полученных данных показывает, что результаты анализа стандартным методом разбавления и методом с использованием биосенсоров незначимо различаются между собой.

Использование бимедиаторной системы ферроцен-метиленовый синий увеличивает долговременную стабильность рецепторного элемента по сравнению с одномедиаторной системой на основе нейтрального красного почти на 10 дней (Юдина, 2013). Кроме того использование двухмедиаторной системы увеличивает чувствительность анализа: нижняя граница определяемых значений БПК биосенсора на основе ферроцена почти в 2,5 раза выше, чем в бимедиаторной системе, что позволит анализировать более чистые образцы воды.

Работа выполнена при поддержке ФЦП «Исследования и разработки по приоритетным направлениям развития научно-технического комплекса России на 2014–2020 годы», соглашение № 14.574.21.0062.

Литература

ПНДФ 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.

Юдина Н. Ю. и др. БПК-биосенсор на основе дрожжей *Debaryomyces hansenii* и медиатора нейтральный красный // Известия Тульского государственного университета. Естественные науки. 2013. №. 2–1.

Arlyapov V. A., Yudina N., YuAsulyan L. D., Alferov S. V., Alferov V. A., Reshetilov A. N. BOD biosensor based on the yeast *Debaryomyces hansenii* immobilized in poly(vinyl alcohol) modified by N-vinylpyrrolidone // Enzyme and Microbial Technology. 2013. P. 257–262.

ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА РАСТВОРОВ ГЛИФОСАТА С ПОМОЩЬЮ ИНFUЗОРИЙ КАК ТЕСТ-ОБЪЕКТА

К. П. Двухватская, О. М. Плотникова
Курганский государственный университет,
dwuhwatskaya2016@yandex.ru

Инфузория-туфелька относится к простейшим одноклеточным животным, питается в основном бактериями и дрожжами. Размножение происходит путем деления клетки. Характерная особенность инфузорий – относительно быстрая изменчивость, которая позволяет им адаптироваться к самым разным условиям. По мере адаптации инфузорий к условиям среды перестраиваются их жизненные функции, изменяются скорость размножения и движения, форма и размеры тела. Но если среда не меняется, то свойства инфузорий остаются стабильными, это и позволяет использовать их как тест–объекты (Игнатъев и др., 1980).

Метод определения токсичности заключается в перемещении тест-объекта по градиенту концентрации (хемотоксическая реакция) в водных вытяжках, избегая воздействия вредных веществ. Подобная реакция реализуется при стабильном во времени градиенте концентраций химических веществ, который создается путем наслоения в вертикальной кювете. Образующаяся при этом граница раздела фаз не препятствует свободному перемещению инфузорий в предпочтительном для них направлении. Важной особенностью поведенческой реакции инфузорий является массовое перемещение в верхние слои жидкости в кювете, если исследуемая проба не содержит токсических веществ. Наличие в пробе токсических веществ приводит к иному характеру перераспределения инфузорий в кювете (Методика ..., 2005).

Критерием токсичности данной реакции является значимое различие числа клеток инфузорий, наблюдаемых в верхней зоне кюветы в пробе, не содержащей токсических веществ (контроль), по сравнению с этим показателем, наблюдаемым в исследуемой пробе. Количественная оценка параметра тест-реакции выражается в виде безразмерной величины – индекса токсичности (Методика ..., 2005).

Целью нашей работы стала оценка токсичности растворов глифосата с различной концентрацией при использовании в качестве тест-объекта инфузорий.

Токсикант изучали в концентрациях от 10^{-2} до 10^{-18} моль/л, которые готовили в трех параллелях путем последовательного разбавления с применением, помимо простого приготовления, интенсивного встряхивания и ультразвуковой ванны. Отмывание культуры инфузорий для анализа проводили 10% раствором среды Лозино-Лозинского.

Принцип работы заключался в наслоении растворов токсиканта на взвесь инфузорий в загустителе. После создания в кювете двух зон в течение 30 минут происходило перераспределение в них инфузорий, концентрирование которых в верхнем слое затем измеряли на импульсном фотометре «Биотестер-2, относительно контрольной пробы (в качестве контроля наслаивали 10% среду Лозинно-Лозинского).

Результаты эксперимента по изучению влияния на инфузории как тест-объект растворов глифосата различной концентрации, приготовленных путем интенсивного встряхивания, представлены в таблице.

Таблица

Результаты определения индекса токсичности по хемотоксической реакции инфузорий как тест-объекта для растворов глифосата

Исследуемая проба раствора глифосата, моль/л	1-е измерение	2-е измерение	3-е измерение	Индекс токсичности, Т
Интенсивное встряхивание				
Контроль	193			
$C10^{-2}$	426	62	328	0,23
$C10^{-3}$	453	479	45	0,22
$C10^{-4}$	425	433	51	0,25
$C10^{-5}$	456	447	464	0
$C10^{-6}$	458	26	181	0,31
$C10^{-7}$	459	147	448	0,22
$C10^{-8}$	170	457	250	0,35
$C10^{-9}$	484	127	488	0,24
$C10^{-10}$	166	182	160	0,2
$C10^{-11}$	273	0	214	0,33
$C10^{-12}$	259	0	340	0,33
$C10^{-13}$	353	405	343	0
$C10^{-14}$	0	206	0	0,68
$C10^{-15}$	376	0	368	0,33
$C10^{-16}$	351	0	367	0,33
$C10^{-17}$	0	295	368	0,33
$C10^{-18}$	0	91	147	0,62

Таким образом, по результатам проведенного исследования можно сделать вывод о том, что инфузории откликаются на присутствие токсиканта в воде не только в больших, но и в малых концентрациях. Это позволяет использовать инфузории в качестве биотеста, который дает возможность оценить комплексное воздействие вредных веществ на живой организм не только при высоких, но и при низких концентрациях. Однако, зависимость индекса токсичности от концентрации глифосата не линейная, а, предположительно, волновая, что требует проведения дополнительных исследований.

Литература

Методика определения токсичности проб вод экспресс–методом с применением прибора «Биотестер». СПб.: Спектр-М, 2005.

Игнатъев А. Д., Исаев М. К., Долгов В. А. и др. Модификация метода биологической оценки пищевых продуктов с помощью ресничной инфузории тетрахимена пириформис // Вопросы питания. № 1. 1980. С. 70–71.

ВЛИЯНИЕ ГЛИФОСАТА РАЗЛИЧНЫХ КОНЦЕНТРАЦИЙ НА ТЕСТ-СИСТЕМУ «ЭКОЛЮМ»

Л. А. Кискина, О. М. Плотникова

*Курганский государственный университет,
dwuhwatskaya2016@yandex.ru*

В настоящее время много фосфорорганических соединений, таких как пестициды, инсектициды и другие, поступают в окружающую среду. Они оказывают нейротоксичное воздействие на теплокровные организмы, в том числе и на человека.

На данный момент ведется активный поиск направлений повышения чувствительности и экспрессности аналитических методов определения содержания органофосфатов в окружающей среде. Это связано, главным образом, с неудобством в эксплуатации уже существующих приборов, а также их низкой чувствительности и относительно высокой цене анализов.

Одним из перспективных направлений решения данной проблемы является использование сенсорных устройств, в том числе и биосенсоров. К таким биосенсорам относят люминесцентные бактерии (Кабиров и др., 1997), которые содержат фермент люциферазу, осуществляющую эффективную трансформацию энергий химических связей жизненно важных метаболитов в световой сигнал на уровне, доступном для экспрессных и количественных измерений.

Целью данной работы стало определение изменения интенсивности биолюминесценции биосенсера «Эколюм» при введении растворов глифосата различной концентрации.

Интенсивность биолюминесценции оценивали с помощью люминометра «Биотокс-10М», используя в качестве тест-объекта лиофилизированные люминесцентные бактерии (препарат «Эколюм»). Определяли изменение интенсивности биолюминесценции бактерий при воздействии анализируемых растворов глифосата по сравнению с контролем. Уменьшение интенсивности биолюминесценции пропорционально токсическому эффекту (Методика ..., 2007).

Контроль качества оценки токсичности пробы проводится по определению чувствительности тест-организмов к модельному токсиканту цинку сернокислому ($\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$). При инкубации в течение 30 минут с биосенсором должно происходить не менее чем 50%-ное ингибирование интенсивности биолюминесценции по сравнению с контролем.

По величине индекса токсичности, согласно методики выполнения экотоксикологических исследований, анализируемые пробы классифицируются на три группы: I группа – значение токсичности меньше 20 – образец не токсичен; II группа – значение токсичности от 20 до 49,9 – образец токсичен; III группа – значение токсичности от 50 и выше – образец сильно токсичен.

Для растворов, приготовленных простым перемешиванием, наблюдали минимальную токсичность при снижении концентрации глифосата до 10^{-5} и 10^{-6} моль/л (II группа, образцы токсичны). Однако, дальнейшее снижение концентрации глифосата не привело к ожидаемому снижению степени токсичности –

все растворы вплоть до разбавления до 10^{-18} моль/л оставались сильно токсичными (табл.).

Для растворов глифосата, приготовленных перемешиванием путем ультразвуковой обработки, при их разбавлении при концентрациях 10^{-5} – 10^{-9} моль/л отмечено закономерное снижение токсичности. Однако, при постепенном снижении концентрации до 10^{-18} моль/л токсичность растворов для бактериальной культуры «Эколюм» изменялась не равномерно (табл.). Все опыты были проведены в трех параллелях.

Таблица

Результаты экотоксикологических исследований растворов глифосата различных концентраций с использованием бактериального препарата «Эколюм» (приведены средние значения данных по результатам трех параллелей для каждой концентрации)

Концентрация глифосата, моль/л	Среднее значение токсичности	Критерий оценки токсичности	Среднее значение токсичности	Критерий оценки токсичности
	Ультразвук		Простое перемешивание	
10^{-2}	99,14	III	98,97	III
10^{-3}	97,03	III	99,54	III
10^{-4}	85,43	III	95,22	III
10^{-5}	12,03	I	39,35	II
10^{-6}	33,79	II	36,21	II
10^{-7}	49,43	II	66,99	III
10^{-8}	41,30	II	71,81	III
10^{-9}	37,02	II	54,28	III
10^{-10}	79,95	III	75,21	III
10^{-11}	81,12	III	82,98	III
10^{-12}	70,53	III	74,07	III
10^{-13}	73,27	III	73,52	III
10^{-14}	49,54	II	52,67	III
10^{-15}	48,65	II	72,85	III
10^{-16}	54,02	III	63,38	III
10^{-17}	76,19	III	70,78	III
10^{-18}	45,60	II	55,03	III

Таким образом, используя бактериальную тест-систему «Эколюм» для оценки токсичности растворов различных веществ, необходимо учитывать, что токсичными могут растворы не только с высокими концентрациями, но и с очень низкими концентрациями токсикантов в анализируемой пробе.

Литература

Кабилов Р. Р., Санитова А. Р., Суханова Н. В. Разработка и использование многокомпонентной тест-системы для оценки токсичности почвенного покрова городской территории // Экология. 1997. № 6. С. 411–415.

Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению интенсивности бактериальной биолуминесценции тест-системой «Эколюм». М., 2004.

ЭКСПРЕСС ОЦЕНКА ТОКСИЧНОСТИ ВОДНЫХ СРЕД ПО ДВИГАТЕЛЬНОЙ АКТИВНОСТИ *DAPHNIA MAGNA STRAUS*

А. С. Олькова¹, Е. В. Бармина², А. И. Фокина¹

¹ *Вятский государственный гуманитарный университет,*

² *Вятская государственная сельскохозяйственная академия,*

morgan-abend@mail.ru

Низшие ракообразные хорошо зарекомендовали себя в качестве тест-организмов. Аттестованные методики (ФР.1.39.2007.03221, 2007; ФР.1.39.2007.03222, 2007) предлагают выявлять острую токсичность компонентов окружающей среды по смертности особей. Данный показатель является бесспорным доказательством токсичности тестируемой среды, но следует учитывать и ряд других ответных реакций дафний.

В данной работе была поставлена задача апробировать методику оценки токсичности водных сред по двигательной активности *D. magna*. Краткий алгоритм визуального подсчета двигательной активности дафний публиковался ранее (Олькова, Фокина, 2015).

Для апробации методики проводили серию экспериментов по установлению влияния тяжелых металлов (ТМ) на двигательную активность *D. magna*. Тестировались растворы с введением витальных доз ТМ. В данных опытных вариантах дафнии способны длительное время жить и в ряде случаев размножаться. Также тестировались растворы с летальными дозами токсикантов.

В таблице 1 представлены результаты, полученные при воздействии ионов меди. Токсикантом служил медный купорос ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$), дозы выражены в предельно допустимых концентрациях (ПДК) для меди.

Таблица 1

**Влияние витальных и летальных доз ионов меди
на двигательную активность *D. magna***

Вариант		Двигательная активность, к.п.л.	
		1 час	24 часа
Контрольные значения для витальных концентраций		161,7±17,6	140,7±10,1
Витальные дозы	0,001 ПДКп=1 ПДКрх	164,3±16,3	169,0±20,4
	0,005 ПДКп=5 ПДКрх	172,3±20,5	139,0±8,7
	0,01 ПДКп=10 ПДКрх	172,0±28,6	119,7±5,5*
Контроль для летальных концентраций		190,3±11,6	139,5±9,8
Летальные дозы	0,1 ПДКп=100 ПДКрх	176,0±23,6	181,0±15,6**
	0,5 ПДКп=500 ПДКрх	149,3±17,8*	гибель через 3–5 ч.
	1 ПДКп=1000 ПДКрх	153,7±4,2*	гибель через 1,5–2 ч.

Примечание: ПДКп – норматив для питьевых вод; ПДКрх – норматив для водоемов рыбо-хозяйственного назначения; * – достоверное уменьшение показателя по сравнению с контрольными значениями; ** – достоверное увеличение показателя по сравнению с контрольными значениями.

Витальные дозы меди через час экспозиции привели к недостоверной тенденции повышения двигательной активности рачков. Тяготение эффекта к стимуляции в данном диапазоне концентраций меди вполне закономерно, так как медь в микродозах является элементом, необходимым для большинства животных.

Через сутки для максимальной витальной дозы было установлено достоверное угнетение активности, то есть пробу по предлагаемой шкале можно признать слаботоксичной.

Летальные дозы, равные 0,5 и 1 ПДК для питьевых вод, оказывали достоверное угнетающее действие на дафний. Их токсичность удалось диагностировать раньше, чем по показателю гибели. Воздействие выбранных концентраций демонстрирует незначительный временной разрыв между проявлением ответной реакции «двигательная активность» и «смертность», однако, это частные эффекты данного вещества в указанной концентрации. Для других веществ этот интервал времени может быть значительно больше (см. ниже). Кроме того, при тестировании реальных проб и проявлении эффектов совместного действия веществ этот интервал также может увеличиться.

Добавка равная 0,1 ПДК меди вызвала достоверный стимулирующий эффект в отношении двигательной активности тест-организмов, но для вынесения заключения о токсичности пробы по стимуляции показателя необходимо провести масштабные испытания методики, которые позволят выявить объективный критерий наличия токсического действия при условии стимуляции анализируемой жизненной функции.

Аналогичные испытания были проведены с использованием в качестве модельного токсиканта сульфата цинка ($ZnSO_4 \cdot 7H_2O$) (табл. 2).

Таблица 2

**Влияние витальных и летальных доз ионов цинка
на двигательную активность *D. magna***

Вариант		Двигательная активность, к.п.л.	
		1 час	24 часа
Контрольные значения для витальных концентраций		171,0±6,1	154,3±4,0
Витальные дозы	0,01 ПДК _{рх} =1 ПДК _{кб}	156,7±10,3	140,0±8,7
	0,1 ПДК _{рх} =10 ПДК _{кб}	153,0±25,9	114,7±9,5*
	1 ПДК _{рх} =100 ПДК _{кб}	147,3±11,5*	132,0±10,6*
Контроль для летальных концентраций		150,3±7,1	155,0±4,0
Летальные дозы	10 ПДК _{рх} =1000 ПДК _{кб}	131,3±5,7*	66,3±11,3* гибель через 30 ч.
	100 ПДК _{рх} =10000 ПДК _{кб}	128,7±9,5*	гибель через 15 ч.

Примечание: ПДК_{рх} – норматив для водоемов рыбо-хозяйственного назначения; ПДК_{кб} – норматив для водоемов культурно-бытового назначения; * – достоверное уменьшение показателя по сравнению с контрольными значениями; ** – достоверное увеличение показателя по сравнению с контрольными значениями.

При добавке в культивационную воду наименьшей концентрации значимых отличий в двигательной активности не обнаружено, хотя результаты под-

тверждают общую тенденцию постепенного угнетения тест-функции. Увеличение добавки токсиканта до 0,1 ПДК_{рх} позволило выявить отличия от контроля через сутки, а на максимальную из витальных доз отклик был получен уже через час и сохранялся через сутки. Летальные концентрации цинка угнетали двигательную активность в еще большей степени.

Апробация методики с сульфатом цинка в качестве модельного токсиканта показала, что в определенных случаях летальное действие можно прогнозировать уже через час после начала экспозиции.

Проведенные испытания показали, что тест-функция двигательной активности низших ракообразных эффективна для оценки степени токсичности водных сред, а также отличается экспрессностью.

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

Литература

Олькова А. С., Фокина А. И. *Daphnia magna* Straus в биотестировании природных и техногенных сред // Успехи современной биологии, 2015. Т. 135. № 4. С. 380–389.

ФР.1.39.2007.03221. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости цериодафний. М.: Акварос, 2007.

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

СРАВНИТЕЛЬНАЯ ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ВОДЫ ПОЙМЕННЫХ ОЗЕР МЕТОДАМИ БИОТЕСТИРОВАНИЯ

Е. В. Дабах^{1, 2, 3}, А. С. Олькова¹

¹ Вятский государственный гуманитарный университет,

² Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,

³ Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
kaf_eco@vshu.kirov.ru

Техногенный ландшафт, сформировавшийся вокруг промышленной зоны г. Кирово-Чепецка, характеризуется азотным загрязнением пойменных озер в долине р. Вятки в районе хвостохранилищ химических предприятий. В двух пойменных озерах Бобровое-1 и Бобровое-2, связанных между собой во время весеннего половодья, проводили сравнительный анализ качества воды методами биотестирования по аттестованным методикам (ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.11-04, 2010; ФР.1.39.2015.19242, 2015; ФР.1.39.2007.03222, 2007). Пробы воды отбирали с трех глубин. Поскольку ионы азотной группы поступают в озера с подземными водами, концентрация солей резко возрастала с глубиной. Электропроводность воды, отражающая уровень ее минерализации, составляла 90 мС/см, что соответствовало содержанию солей в растворе около 60 г/дм³. В поверхностных слоях озера Бобрового-1 концентрация солей относительно невысокая, но примерно на порядок выше, чем в оз. Бобровое-2 (0,1 г/дм³). Азот

является биогенным элементом, поэтому реакция живого на возрастание содержания азота в компонентах окружающей среды неоднозначна (табл.).

Таблица

Результаты биотестирования проб воды из Бобровых озер

Место и глубина отбора проб	Тест-организм (система)			Заключение о токсичности	Электропроводность mS/см
	<i>Daphnia magna</i> , смертность (%)	<i>Paramecium caudatum</i> , индекс Т (y.e.)	Тест-система «Эколюм», индекс Т (y.e.)		
Оз. Бобровое-1, 0-0,05 м	0	0,93	0	Проба обладает высокой степенью токсичности по <i>Paramecium caudatum</i>	1,9
Оз. Бобровое-1, 2,5 м	100	0,31	98,8±29,6	Проба оказывает острое токсическое действие по тест-объекту <i>Daphnia magna</i> и сильно токсична по тест-системе «Эколюм»	69,3
Оз. Бобровое-1, 5 м	100	0,58	99,7±29,9	Проба оказывает острое токсическое действие по тест-объекту <i>Daphnia magna</i> , умеренно токсична по <i>Paramecium caudatum</i> и сильно токсична по тест-системе «Эколюм»	90,7
Оз. Бобровое-2, 0-0,05 м	0	0,30	0	Проба не оказывает острого токсического действия	0,4
Оз. Бобровое-2, 2,5 м	0	0,44	0	Проба обладает умеренной степенью токсичности по <i>Paramecium caudatum</i>	0,5
Оз. Бобровое-2, 7 м	100	0,47	99,7±29,9	Проба оказывает острое токсическое действие по тест-объекту <i>Daphnia magna</i> , умеренно токсична по <i>Paramecium caudatum</i> и сильно токсична по тест-системе «Эколюм»	66,7

Заключение о токсичности проб было дано по трем тест-объектам, что соответствует требованиям нормативных документов (Приказ ..., 2001).

По результатам биотеста с дафниями и бактериями тест-системы «Эколюм» выявлена закономерная реакция живых организмов на чрезвычайно высокую концентрацию солей в растворах и, возможно, на конкретные компоненты раствора. Эта реакция заключалась в угнетении определяемых тест-функций: увеличении гибели дафний и снижении биолуминесценции тест-системы «Эколюм». Токсичность воды из придонных слоев озера Бобровое-1 отмечалась и в прошлые годы (Олькова, Дабах, 2014). Однако на протяжении двух лет высокая степень токсичности воды в тесте с *Paramecium caudatum*

проявлялась в поверхностных, относительно чистых слоях воды из оз. Бобровое-1 (табл.), при том, что в более глубоких слоях степень токсичности была ниже. Вероятно, такая закономерность связана не только с видовой чувствительностью тест-организмов, но и с особенностями методики выполнения анализа.

Используемая методика (ФР.1.39.2015.19242) предполагает оценку хемотаксической реакции, то есть движения особей в зависимости от действующего химического фактора за относительно короткий период экспозиции – 30 минут. Возможно, при наличии азота в воде развиваются микроорганизмы-автотрофы, которыми питаются инфузории. В соответствии с литературными данными (Гордеева, 2010) можно предположить, что фактор питания на ранних этапах взаимодействия с загрязняющим веществом преобладает над токсичностью.

Таким образом, проведенные исследования свидетельствуют о том, что проблема зависимости между концентрациями веществ (дозами) и оказываемыми воздействиями (эффектами) в биотестировании остается весьма актуальной.

Литература

ФР.1.39.2015.19242 Методика определения токсичности проб природных, питьевых, хозяйственно-питьевых, хозяйственно-бытовых сточных, очищенных сточных, сточных, талых, технологических вод экспресс-методом с применением прибора серии «Биотестер»: ООО «СПЕКТР-М». 2015.

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

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.

Приказ МПР РФ «Об утверждении критериев отнесения опасных отходов к классу опасности для окружающей природной среды». № 511 от 15.06.2001.

Олькова А. С., Дабах Е. В. Опыт интерпретации результатов биотестирования поверхностных вод при химическом и радиоактивном загрязнении // Теоретическая и прикладная экология. 2014. № 3. С. 21–28.

Гордеева Ф. В. Оценка токсичности воды и донных отложений водоёмов и почв территории Тюменской области с использованием инфузории *Paramecium caudatum*: Автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.02.08. Борок, 2010. 23 с.

ОЦЕНКА ТОКСИЧЕСКОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ РЕДКОЗЕМЕЛЬНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ НА ВЕТВИСТОУСОГО РАЧКА *CERIODAPHNIA AFFINIS*

Р. А. Ложкина

Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН,
Lozhkina.roza@yandex.ru

В настоящее время во всем мире наблюдается устойчивый рост производства и потребления редкоземельных элементов (РЗЭ). РЗЭ используются в различных отраслях техники: радиоэлектронике, приборостроении, машиностроении, химической промышленности, в металлургии, сельском хозяйстве и др. (Баренбойм, 2014).

В связи с этим возросли масштабы их поступления в окружающую среду, в первую очередь в водоемы (Pavlov, Frontasyeva et al., 2005). Несмотря на широкое использование РЗЭ, информации об их токсичности для организмов недостаточно (Barry, Meehan, 2000; Sun et al., 1997).

Таким образом, цель нашей работы исследование острой токсичности РЗЭ, а также выявление закономерностей биологического действия РЗЭ на примере сернокислого лантана в сроки, сопоставимые с продолжительностью жизни ветвистоусого рачка *Ceriodaphnia affinis*.

В работе использовали: лантан сернокислый 8-водный $\text{La}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$, нитрат гадолиния $\text{Gd}(\text{NO}_3)_3$, хлорид церия CeCl_3 , нитрат церия CeNO_3 и церий сернокислый 8-водный $\text{Ce}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$. Исследуемые концентрации в диапазоне 15–300 мг/л получали путем последовательного разведения отстоянной водопроводной водой раствора с концентрацией 1 г/л. Содержание РЗЭ в исходных растворах измеряли при помощи масс-спектрометра с индуктивно связанной плазмой ICP-MS DRC-e (Taylor, 2001).

В качестве тест-объекта использовали ветвистоусых рачков из лабораторной культуры *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg. Эксперименты проводили в соответствии со стандартной методикой (Методика определения токсичности, 2007). Поддерживали оптимальные условия среды: температуру воды – 21 ± 3 °C, pH 7,5–8,0, растворенный кислород – на уровне насыщения, освещение лампами дневного света при фотопериоде 16+8 часов. Контрольную группу тест-животных содержали в отстоянной водопроводной воде без добавления РЗЭ.

Летальные концентрации РЗЭ определяли в остром опыте при экспозиции 48 ч в 3-х кратной повторности. Среднюю летальную концентрацию LC_{50} устанавливали графическим способом (Методика определения токсичности, 2007). Действие сублетальных концентраций сернокислого лантана исследовали в хроническом эксперименте, охватывающем весь жизненный цикл рачков, в двух повторностях.

Данные представляли в виде средних значений и их ошибок ($\bar{x} \pm \text{SE}$). Результаты обрабатывали статистически с использованием программного обеспечения Microsoft Office Excell и STATGRAPHICS Plus 2.1.

В острых опытах установлена 48-часовая LC_{50} РЗЭ для *C. affinis* (табл. 1)

Таблица 1

Острая токсичность РЗЭ LC_{50-48} на рачков *Ceriodaphnia affinis*

Вещество	LC_{50-48} (мг/л, экспериментальная)	LC_{50-48} (мкг РЗЭ/л, измеренная на приборе)
$\text{La}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$	141,25	4,28
$\text{Gd}(\text{NO}_3)_3$	50,12	0,18
CeCl_3	31,62	0,09
CeNO_3	64	0,08
$\text{Ce}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$	83,37	0,21

Больший токсический эффект оказывал лантан сернокислый: 48 часовая LC_{50} – 4,28 мкг La/л. В дальнейшем именно он был использован как модельное вещество для оценки хронического действия.

Интенсивная гибель цериодафний отмечена в растворах сернокислого лантана с концентрациями 3,53 и 0,62 мкг La/л в первые сутки экспозиции, в то время как при 0,35, 0,21 и 0,16 мкг La/л это явление носило не столь выраженный характер (рис. 1). В эксперименте наблюдали широкую вариабельность сроков продолжительности жизни от 3 до 68 суток. Наименьшая вариабельность этого показателя зарегистрирована для самой низкой концентрации сернокислого лантана (табл. 1). Средняя продолжительность жизни рачков в его растворах с концентрациями 3,53 и 0,62 мкг La/л минимальна (табл. 1). Достоверных отличий данного показателя от контрольных значений в растворах с концентрациями 0,16-0,35 мкг La/л не зарегистрировано. Средняя продолжительность жизни зависела от концентрации вещества и с её увеличением снижалась ($r=-0,35$, $p=0,0001$).

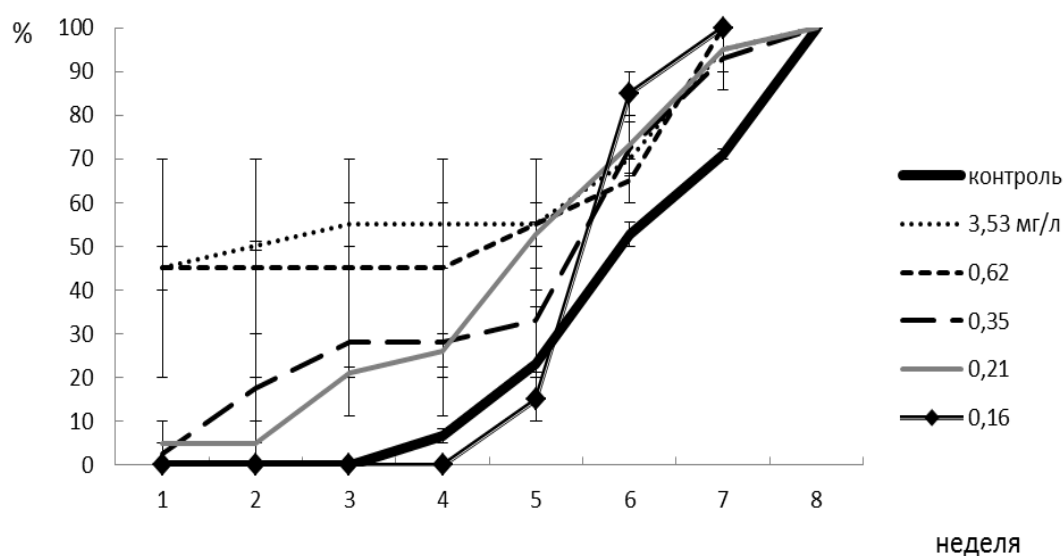


Рис. Влияние лантана на смертность цериодафний в условиях хронического эксперимента

Линейные размеры половозрелых особей при действии растворов сернокислого лантана в концентрациях 3,53, 0,62 и 0,21 мкг La/л были достоверно ниже контрольных в 1-ю и 3-ю неделю эксперимента. Особенно существенные различия просматривались в самой высокой концентрации лантана, в которой размеры взрослых особей не достигали контрольных на всем протяжении эксперимента. В ходе дальнейшего эксперимента при влиянии остальных концентраций разница уменьшалась, к концу 5-й недели размеры выравнивались. Линейные размеры вылупляющейся молодежи отличались только в 1-ю неделю эксперимента. Отмечена достоверная стимуляция размеров молодежи в 1-3-ю неделю эксперимента в низких концентрациях лантана.

Максимальная суммарная плодовитость за время наблюдения зарегистрирована в растворах токсиканта с концентрацией 0,16 мкг La/л, минимальная — 3,53 мкг La/л (табл. 2). Статистических отличий от контроля не зарегистрировано при экспонировании рачков в 0,62, 0,35 и 0,21 мкг La/л.

Влияние растворов лантана на продолжительность жизни и репродуктивные показатели рачков *Ceriodaphnia affinis*

Концентрация, мг/л	Средняя продолжительность жизни, сут	Средняя суммарная плодовитость, экз
Контроль	<u>17,0-62,0</u> 40,4±1,6	<u>20,0-295,0</u> 196,3±8,4
3,53	<u>3,0-60,0</u> 24,8±4,9*	<u>2,0-186,0</u> 107,8±16,3*
0,62	<u>3,0-54,0</u> 27,3±4,9*	<u>4,0-295,0</u> 202,0±22,0
0,35	<u>7,0-68,0</u> 36,7±2,9	<u>5,0-286,0</u> 170,0±14,9
0,21	<u>9,0-56,0</u> 36,6±2,9	<u>34,0-300,0</u> 194,5±16,2
0,16	<u>31,0-48,0</u> 42,0±1,0	<u>167,0-291,0</u> 228,5±8,6

Примечание. Числитель – разброс данных, знаменатель – средние значения показателя, * – достоверное отличие значений от контроля при $p=0,05$.

При попадании в водоемы РЗЭ могут поступать в водные организмы. Выбор в качестве тест-объекта цериодафний для оценки токсических свойств этих элементов представляется оправданным, т.к. ветвистоусые рачки относятся к организм-филтраторам, наиболее чувствительным к действию загрязняющих веществ.

Таким образом, среди исследованных РЗЭ большим токсическим эффектом обладал лантан сернокислый, а меньшим нитрат и хлорид церия. В условиях хронического эксперимента лантан сернокислый в исследуемых сублетальных концентрациях, в особенности 3,53 мкг La/л, снижает продолжительность жизни и репродуктивные показатели *Ceriodaphnia affinis*.

Литература

Баренбойм Г. М., Авандеева О. П., Коркина Д. А. Редкоземельные элементы в водных объектах (экологические аспекты) // Вода: химия и экология. 2014. № 5. С. 42–56.

Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости цериодафний. Федеральный реестр (ФР). ФР.1.39.2007.03221. М., АКВАРОС, 2007. 56 с.

Barry M. J., Meehan B. J. The acute and chronic toxicity of lanthanum to *Daphnia carinata* // Chemosphere. 2000. V. 41. P. 1669–1674.

Pavlov D. F., Frontasyeva M. V., Pavlov S. S., Pancratova Yu. Distribution of trace elements in freshwater ecosystem compartments of man-made Rybinsk Reservoir (Central Russia) using epithermal neutron activation analysis. Ovidius University Annals of Chemistry. 2005.16. N 1. P. 72–75.

Sun H., Wang X.-R., Wang L.-S. Bioconcentration of rare earth elements lanthanum, gadolinium and yttrium in algae *Chlorella vulgaris* Beijerinck: influence of chemical species. Chemosphere. 1997. V. 34. P. 1753–1760.

Taylor H. E. Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry. Practices and Techniques. San Diego: Academic Press, 2001. 294 p.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ ТОКСИЧНОСТИ СРЕДСТВ БЫТОВОЙ ХИМИИ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ СЕМЯН КРЕСС-САЛАТА (*LEPIDIUM SATIVUM*)

И. В. Овсянникова¹, Н. Н. Фанакова¹, Р. М. Хайруллин²

¹ Филиал Уфимского государственного нефтяного технического университета в г. Стерлитамаке, inna.ovsyannikova.80@mail.ru

² Институт биохимии и генетики, Уфимский научный центр РАН, krm62@mail.ru

Бытовые сточные воды населенных пунктов содержат большое количество синтетических поверхностно-активных веществ (СПАВ), поступающих в результате использования различных средств личной гигиены и бытовой химии. Потребление СПАВ и загрязнение ими водных объектов в ряде стран на одного человека в день составляет: анионных ПАВ – свыше 6 г, неионогенных ПАВ – свыше 4 г, катионных ПАВ – свыше 1 г (Остроумов, 2001; Остроумов, Соломонова, 2012). Выбор бытовой химии широк, однако в литературе отсутствуют обоснованные данные о токсичности средств, позволяющие отдать предпочтение менее опасным продуктам. В связи с этим целью данной работы являлось изучение токсичного воздействия на высшие растения некоторых средств бытовой химии и личной гигиены, содержащих ПАВ. Впервые для этого использовали «Методику определения токсичности питьевых, грунтовых, поверхностных и сточных вод, растворов химических веществ по измерению показателей всхожести, средней длины и среднего сухого веса, проростков семян кресс-салата (*Lepidium sativum*)» (ПНД Ф Т 14.1:2:4.19-2013, 2013). Данная методика ранее испытывалась на таких природных и техногенных объектах, как природные и сточные воды, растворы химических веществ, растворы фармпрепаратов, табак, табачный пепел и др. (Зейферт и др. 2012, Зейферт, и др. 2011; Зейферт и др., 2013).

Методика позволяет определять наличие острой, хронической и подострой токсичности водных сред. Критерием острой токсичности служит отсутствие всхожести семян кресс-салата разных сортов в исследуемых водных объектах при условии, что в контрольном эксперименте всхожесть достоверно больше и отражает интегральную токсичность водного объекта при совокупном действии находящихся в нем веществ, вызывающем «нулевую» всхожесть семян тест-объекта. Подострая токсичность – не вызывающая эффекта острой токсичности при совокупном действии веществ водных объектов на тест-объект и характеризующаяся наличием более чем «нулевой» всхожести семян и различными эффектами изменения средней длины и сухого веса проростков.

В работе определяли токсичность пяти шампуней («Чистая линия», «Shamtu», «Garnier», «Gliss Kur», «Syoss») и пяти средств для мытья посуды («Капля», «Sorti», «Ferry», «Золушка», «AOS»). Исследования проводились в лабораторных условиях при комнатной температуре. Рабочий раствор средств готовили согласно МР 2.1.7.2297-07 «Обоснование класса опасности отходов производства и потребления по фитотоксичности». В качестве контроля ис-

пользовали дистиллированную воду. Продолжительность опыта составляла семь дней. Оценку степени фитотоксичности осуществляли по следующим параметрам: число проросших семян (VCH, %), средняя длина проростка (L, мм), средний сухой вес проростка (W, мг). Статистическую обработку данных проводили по программе «Statistica-5.0». Значимость различий оценивали с использованием t-критерия Стьюдента.

Согласно методике ПНД Ф Т 14.1:2:4.19-2013, 2013 оценка токсичности анализируемого объекта производится только по тем показателям, где выявлена положительная корреляционная зависимость между кратностью разбавления и анализируемыми параметрами. Токсичность тестируемой пробы определяется отклонениями между значениями показателей рабочих проб (не разбавленных) и контрольных проб, которые не должны превышать допустимых расхождений. В обратном же случае проба признается токсичной (ПНД Ф Т 14.1:2:4.19-2013, 2013). В результате экспериментов выявлена положительная корреляционная зависимость между кратностью разбавления и общей средней длиной и средним сухим весом проростка (табл. 1).

Таблица 1

Зависимость между кратностью разбавления и анализируемыми параметрами в исследуемых пробах

Наименование анализируемого средства	Коэффициенты корреляции		
	Всхожесть (%)	Средняя длина проростка (мм)	Средний сухой вес проростка (мг)
Шампунь			
«Чистая линия»	0,45	0,96	0,75
«Shamtu»	0,52*	0,98	0,85
«Garnier»	0,22	0,96	0,40
«Gliss Kur»	-0,02	0,96	0,58
«Syoss»	-0,26	0,94	0,94
Средства для мытья посуды			
«Капля»	0,59	0,93	0,59
«Sorti»	0,46	0,98	0,56
«Ferry»	0,30	0,60	0,15
«Золушка»	-0,12	0,91	0,62
«AOS»	0,51	0,60	0,74

* Выделены достоверные величины коэффициентов корреляции при $P > 0,95$

Определив отклонения между значениями контролируемых показателей рабочих проб (не разбавленных) и контрольных проб для параметров, где выявлена положительная достоверная корреляционная зависимость можно сделать вывод, что анализируемые средства обладают подострой токсичностью (табл. 2).

Таблица 2

Расхождения между значениями показателей в рабочей пробе и контрольной пробе

Наименование	Абсолютное уменьшение показателей рабочих проб (не разбавленных) в сравнении с контрольной		
	Всхожесть (%)	Средняя длина проростка (мм)	Средний сухой вес проростка (мг)
Шампуни			
«Чистая линия»	–	88.6	18.2
«Shamtu»	36.7*	91.7	16.6
«Garnier»	–	86.3	–
Gliss Kur	–	89.2	30.7
«Syoss»	–	76.2	43.2
Средства для мытья посуды			
«Капля»	29.9	91.2	23.4
«Sorti»	–	88.8	10.8
«Ferry»	–	89.8	–
«Золушка»	–	89.3	34.5
«AOS»	–	92.7	14.1

* Выделены достоверные отклонения при $P > 0,95$

Таблица 3

Уравнения, характеризующие зависимость анализируемых параметров от кратности разбавления рабочего раствора

Наименование пробы	Уравнения		
	Всхожесть (%)	Средняя длина проростка (мм)	Средний сухой вес проростка (мг)
Шампуни			
«Чистая линия»	–	$Y = 4.4659 + 4.5073 \times X$ $X = 20,14$	$Y = 0.80984 + 0.02298 \times X$ $X = 10,23$
«Shamtu»	$Y = 75.526 + 1.2947 \times X$ $X = 16,33$	$Y = 7.4747 + 2.1835 \times X$ $X = 40,19$	–
«Garnier»	–	$Y = 13.300 + 5.8110 \times X$ $X = 14,099$	–
«Gliss Kur»	–	$Y = 5.9717 + 6.5842 \times X$ $X = 13,56$	–
«Syoss»	–	$Y = 27.814 + 5.5256 \times X$ $X = 12,2$	$Y = 0.60468 + 0.03839 \times X$ $X = 11,47$
Моющие средства			
«Капля»	–	$Y = 14.178 + 5.5813 \times X$ $X = 14,52$	–
«Sorti»	–	$Y = 7.7263 + 1.8917 \times X$ $X = 46,26$	–
«Ferry»	–	$Y = 14.398 + 1.4741 \times X$ $X = 54,83$	–
«Золушка»	–	$Y = 10.383 + 4.0367 \times X$ $X = 21,2$	–
«AOS»	–	$Y = 9.7123 + 0.71964 \times X$ $X = 118,83$	–

* – Y – значения анализируемых параметров; X – кратность разбавления, при котором анализируемая проба не проявляет токсичные свойства.

На основе полученных данных были составлены уравнения зависимости параметров растений от кратности разбавления (табл. 3) для проб, превышающих допустимые отклонения между значениями показателей (не разбавленных и контрольных). Исходя из полученных зависимостей, можно рассчитать кратность разбавления, при которой анализируемая проба не проявляет токсичные свойства. Согласно результатам по степени токсичности (токсичный→менее токсичный) шампуни можно расположить в следующем порядке: «Shamtu» → «Чистая линия» → «Garnier» → «Gliss-Kur» → «Syoss», средства для мытья посуды: «AOS» → «Fairy» → «Sorti» → «Золушка» → «Капля».

В литературе имеются данные фитотестирования ПАВ на семенах *Vigna radiate* и *Lens culinaris* (Поклонов, Котельцев, Остроумов, 2013). Полученные нами результаты с использованием семян кресс-салата (*Lepidium sativum*) подтверждают токсичность испытанных средств, содержащих ПАВ. Как видно, из представленных продуктов более безопасны для растений салата шампунь «Syoss» и моющее средство «Капля», а при попадании в окружающую среду наибольшую фитотоксичность могут проявить, соответственно, «Shamtu» и «AOS».

Литература

Зейферт Д. В., Князева О. А., Конкина И. Г., Опарина Ф. Р., Тукумбетова Ф. Р., Уразева А. И. Оценка фитотоксичности глюконатов и хлоридов ряда d-элементов с использованием кресс-салата (*Lepidium sativum*) // Башкирский химический журнал, 2012. Т. 19. № 4. С. 20–23.

Зейферт Д. В., Степанов Е. Г., Васильева В. А., Кадемская Н. М. Оценка фитотоксичности табака и табачного пепла // Экологический вестник России. 2013. № 3. С. 64–69.

Зейферт Д. В., Гареева Е. Ф., Габбасова Д. Т. Оценка токсичности просроченных фармпрепаратов с использованием кресс-салата // Экологический вестник России. 2011. № 11. С. 34–39.

Методика определения токсичности питьевых, грунтовых, поверхностных и сточных вод, растворов химических веществ по измерению показателей всхожести, средней длины и среднего сухого веса, проростков семян кресс-салата (*lepidium sativum*) / УГНТУ кафедра «Экологии и рационального природопользования» // ПНД Ф Т 14.1:2:4.19-2013/ М., 2013.

Остроумов С. А. Биологические эффекты при воздействии поверхностно-активных веществ на организмы. М.: МАКС-Пресс, 2001. 334 с.

Остроумов С. А., Соломонова Е. А. Фитотоксичность ПАВ-содержащего препарата для макрофитов // Экологическая химия. 2012. № 2. С. 112–116.

Поклонов В. А., Котелевцев С. В., Остроумов С. А. Фитотоксичность синтетических моющих средств, содержащих поверхностно-активные вещества, при биотестировании на проростках растений // Успехи наук о жизни. 2013. № 6. С. 71–78.

ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ТОКСИЧНОСТИ ПОЧВ г. АЛМАТЫ МЕТОДОМ БИОТЕСТИРОВАНИЯ

Б. Н. Мынбаева, А. Досан

*Казахский национальный педагогический университет им. Абая,
bmynbayeva@gmail.com, araydos@gmail.com*

Экологическое состояние городских экосистем вызывает у населения все большее беспокойство по целому ряду причин. Среди них особое место занимает возрастание транспортной нагрузки, неизбежно приводящее к химическому загрязнению почв (Большаков и др., 1993). Почва является хорошим аккумулятором, накапливающим многие загрязнители, в том числе и тяжелые металлы (ТМ). Выбросы ТМ от стационарных и передвижных источников загрязнения окружающей среды (ОС) поступают в атмосферу, почву, накапливаясь в её верхних горизонтах. ТМ относятся к приоритетным загрязняющим веществам специфических почв городских территорий – урбаноземов (Егорова, 2010). Работами казахских ученых в течение ряда лет установлено, что почвы г. Алматы загрязнены ТМ (Мынбаева, 2011а, 2012 и др.). Ранее оценка токсичности проводилась почвенного покрова г. Алматы проведена по биоиндикаторам микробной природы и фитоиндикаторам (Мынбаева, 2009, 2011б).

Биотестирование почвы является достаточно дешёвым и быстрым способом определения присутствия токсикантов, который получил широкое распространение в отечественных схемах экологической оценки природных сред и техногенных объектов (Пукальчик и др., 2015; Шитиков и др., 2015; Терехова и др., 2015).

В качестве тест-организмов используются бактерии, водоросли, простейшие, ракообразные и др. Дафнии *Daphnia magna* (Straus, 1820) являются международными стандартизированными тест-организмами, и методы биотестирования с их использованием считаются одними из основных и наиболее показательных. Ветвистоусые рачки используются в биотестировании и нормировании с начала XX века в связи с необходимостью оценки токсичности природных и сточных вод, а также некоторых химических веществ. Впервые *D. magna* как индикатор токсичности воды была предложена в 1929 г. (Брагинский, 2000). В СССР начало подобных исследований связано с работами Н. С. Строганова и его школы, Е. А. Веселова и Л. А. Лесникова.

Для успешного проведения биотестирования загрязненных почв (или воды) необходимо подбирать соответствующие методы и объекты. Тест-организмы должны отвечать следующим требованиям: легкость культивирования; непродолжительный цикл развития, чтобы иметь возможность исследовать все стадий жизненного цикла организма; результаты опытов должны быть воспроизводимы. Авторы статьи учитывали эти подходы при определении токсичности почв г. Алматы методами биотестирования.

Цель работы: охарактеризовать безопасность почв г. Алматы, загрязненных ТМ, с помощью биотестов.

Биотестирование проводили в лаборатории экотоксикологического анализа почв (ЛЭТАП, www.letap-msu.ru) факультета почвоведения МГУ им. М. В. Ломоносова.

Почвенные образцы отбирали методом «конверта» (т.е. в 5 точках на одном участке) на 5 участках: уч. 1 – парковая зона КазНУ им. аль-Фараби (контроль для городских почв), уч. 2 – перекресток просп.Абая/просп.Сейфуллина, уч. 3 – перекресток просп. Райымбека / ул.Розыбакиева, уч. 4 – перекресток просп. Райымбека / просп. Сейфуллина, уч. 5 – перекресток просп. Райымбека / ул. Пушкина, соблюдая условия для сохранения нативных структур почвенных микробоценозов. Затем смешивали эти пробы, просушивали и просеивали через сита диаметром 1 и 2 мм. Водную вытяжку из почвы для биотестирования готовили в соотношении: 1 часть почвы и 4 части культивационной воды.

Для приготовления водной вытяжки взвесили 100 г почвы в воздушно-сухом состоянии, пересчитав массу на абсолютно-сухую. Затем навеску почвы поместили в колбу и прилили 4-кратное количество культивационной воды. Далее в течение 2 час. полученную смесь встряхивали на специальном аппарате. Через 30 мин. надосадочную жидкость сифонировали, а затем фильтровали. При повышенной мутности водной вытяжки из почв допускается отстаивание в холодильнике до 5 сут.

Культивирование *Daphnia magna* проводится при температуре 20 °С, средней влажности, естественной смене дня и ночи. Эти тест-организмы проверяли на чувствительность. Для этого используют серию разбавлений двухромовокислого калия: 0,5; 1,0; 1,5; 2,0; 2,5 мг/л. Для кормления дафний использовали водоросли (*Chlorellavulgaris* Beij., 1890) и суспензию хлебопекарных дрожжей.

Число погибших дафний после культивирования с почвенными вытяжками устанавливается по наступлению клинической смерти или по состоянию иммобилизации, определяемых неподвижностью тест-объекта. Острая токсичность почвенных вытяжек устанавливается через среднюю летальную кратность разбавления пробы (при необходимости), вызывающую гибель 50% числа жизнеспособных дафний за 96 час.экспозицию, которая обозначается ЛКР₅₀₋₂₄. Другим тест-показателем является БКР₁₀₋₉₆, которая обозначает безвредную кратность разбавления пробы, вызывающую гибель не более 10% за 96 час.экспозицию

Контролем для опытов явилась проба, в которую не помещали почвенную вытяжку. Естественным контролем для урбаноземов явилась почвенная вытяжка из проб, отобранных на уч. 1. Основным показателем токсичности почвенных проб г. Алматы явилось число выживших дафний от исходного количества 10 особей (рис.).

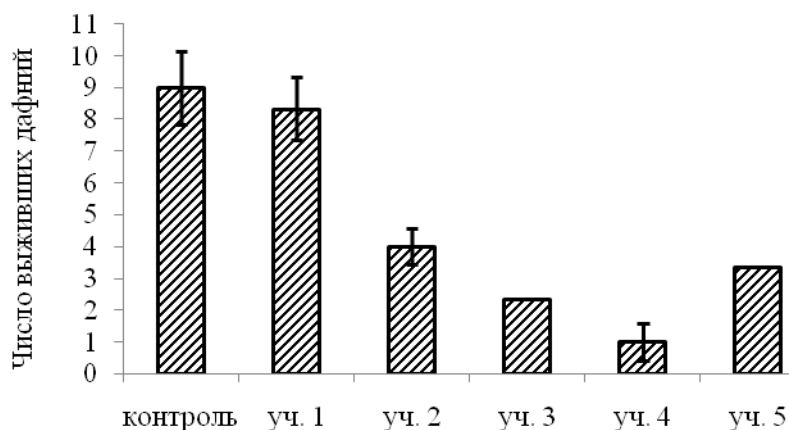


Рис. Выживаемость дафний *D. magna* Str.

Количество живых тест-особей контроля и почвенной вытяжки из образца уч. 1 (парковая зона КазНУ им. аль-Фараби) составило в среднем $8-9 \pm 1,6$ шт., что означало, что почвенный образец из парковой зоны не токсичен. Количество выживших дафний при экспозиции почвенных вытяжек из уч. 2, 3, 4 и 5 показало их уменьшение более, чем в 2 раза, т.е. почва этих участков токсична. Минимальное число выживших дафний отмечено в почвенном образце из уч. 4 (перекресток просп. Райымбека / просп. Сейфуллина). Это свидетельствовало о высокой токсичности почв этого участка. Отмечаем, что именно на этом перекрестке проходит большое количество автотранспорта в любое время суток. Следующей по токсичности явилась почва уч. 3 (перекресток просп. Райымбека / ул. Розыбакиева). При ранжировании степени токсичности согласно числу выживших тест-объектов на третьем месте оказалась почва из уч. 5 (перекресток просп. Райымбека / ул. Пушкина). Далее количество живых дафний из образца уч. 2 (перекресток просп. Абая / просп. Сейфуллина) в среднем составило 4 из 10. Следовательно, ранжирование участков по токсичности с помощью дафний выглядит следующим образом: уч. 4 > уч. 3 > уч. 5 > уч. 2. Эти участки находятся в нижней (северной) части г. Алматы, характеризующейся высоким загрязнением воздуха и почв города.

Таким образом, по показателям выживаемости ракообразных *D. magna* была оценена степень загрязненности почвы в г. Алматы и выявлено, что почвы уч. 2, 3, 4 и 5 токсичны (по показателю LK_{50}).

Литература

- Багдасарян А. С. Биотестирование почв техногенных зон городских территорий с использованием растительных организмов: Дис. ... канд. биол. наук. Ставрополь, Ставропольский государственный университет, 2005. 159 с.
- Большаков В. А. и др. Аэротехногенное загрязнение почвенного покрова тяжелыми металлами: источники, масштабы, рекультивация. М., 1993.
- Брагинский Л. П. Методологические аспекты токсикологического биотестирования на *Daphnia magna* Str. и других ветвистоусых ракообразных (критический обзор) // Гидробиол. журн. 2000. Т. 36. № 5. С. 50–70.
- Егорова Е. В. Эколого-биологическая оценка мелиорантов для детоксикации почв, загрязненных тяжелыми металлами // Проблемы агрохимии и экологии. 2010. № 1. С. 55–62.

Мынбаева Б. Н. Анализ природных и антропогенных факторов загрязнения окружающей среды г. Алматы // Вестник АГАУ. Сер. Биология. 2012. № 2. С. 52–56.

Мынбаева Б. Н. Накопление тяжелых металлов тест-растениями на урбанизированных почвах г. Алматы // Вестник НАН РК. 2009. № 5. С. 68–73.

Мынбаева Б. Н. Оценка загрязнения почв г. Алматы тяжелыми металлами химическими и математическими методами // Фундаментальные исследования. 2011. № 10 (часть 1). С. 131–136.

Мынбаева Б. Н. Микробная биоиндикация почв г. Алматы с помощью культуры *Azotobacter* // Фундаментальные исследования. 2011. № 6. С. 206–209.

Пукальчик М. А., Терехова В. А., Якименко О. С., Кыдралиева К. А., Акулова М. И. Метод триад в оценке ремедиационного действия гуминовых препаратов на урбаноземы // Почвоведение. 2015. № 6. С. 751–760.

Терехова В. А., Пукальчик М. А., Яковлев А. С. Интегральная оценка городских почв и эффекта гуматной ремедиации // Функционирование почв в меняющихся условиях окружающей среды. М.: ГЕОС, 2015. С. 134–143.

Шитиков В. К., Терехова В. А., Узбеков Б. А., Кыдралиева К. А., Худайбергенова Б. М. Модели «доза-эффект» для оценки экологического риска при техногенном загрязнении почвы // Принципы экологии. 2015. № 3. С. 21–34.

К ВОПРОСУ О ВЛИЯНИИ ПЕРФТОРДЕКАЛИНА НА КАЛЛУСНУЮ ТКАНЬ ЯЧМЕНЯ

А. В. Бакулина¹, И. Г. Широких^{1,2}

¹ *НИИСХ Северо-Востока,*

² *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,
drugaeann1@rambler.ru*

Перфторорганические соединения (ПФОС) представляют собой углеводороды, в которых все атомы водорода замещены на атомы фтора. Данные соединения характеризуются высокой химической, биологической устойчивостью и обладают большой способностью растворять газы (растворяют до 50 об.% кислорода и до 200 об.% углекислого газа) (Иваницкий, 2001). Благодаря отсутствию токсичности для живой клетки и способности модифицировать мембраны, облегчая транспорт веществ через них, ПФОС нашли свое применение не только в медицине, но и в биотехнологии в качестве газотранспортных элементов при глубинном культивировании микроорганизмов. Добавление ПФОС, и в частности перфтордекалина (ПФД), способствовало ускорению роста, увеличению биомассы, интенсификации процессов биосинтеза у различных групп прокариот и некоторых эукариот (простейшие и микромицеты) (Бакулин и др., 2010). Однако нам не удалось найти в литературе данные по влиянию ПФОС на растительную ткань.

В результате наших предыдущих исследований, проведенных на каллусной культуре ячменя, было установлено, что добавление в питательную среду ПФД (5 об.%) не вызывало дополнительной некротизации каллуса, а у ряда генотипов даже снижало ее в сравнении с контролем. Кроме того, культивирование каллуса ячменя в присутствии ПФД сопровождалось увеличением количества морфогенного каллуса у большинства исследованных генотипов (Широких

и др., 2014). Сочетание приемов культивирования каллуса в модифицированной ПФД среде с бактеризацией каллуса *Methylobacterium extorquens* способствовало, по данным микроскопии, достоверному увеличению частоты встречаемости в каллусной ткани меристематических клеток и элементов эпидермиса листьев (Бакулина, Широких, 2015).

Целью настоящего исследования явилось изучение влияния ПФД в градиенте концентраций 2-15 об. % на выживаемость клеток каллуса ячменя и способность каллусной культуры к регенерации растений.

В работе использовали ПФД (химическая формула - $C_{10}F_{18}$) производства ОАО «Кирово-Чепецкий химический комбинат им. Б.П. Константинова». Объектом для тестирования служила каллусная ткань ячменя (*Hordeum vulgare* L.) в возрасте 2-4 недель, индуцированная генотипами Купец и Белгородский 100 на среде Мурасиге-Скуга (МС) (Murashige, Skoog, 1962) в присутствии 2 мг/л 2,4-дихлорфеноксиуксусной кислоты (2,4-Д). ПФД (2, 5, 10 и 15 об.%) вносили в полужидкую (4 г/л агара) МС-среду для регенерации, содержащую 1 мг/л кинетина, 0,5 мг/л индолил-уксусной кислоты и 0,1 мг/л гибберелловой кислоты. Культивационные сосуды с каллусом помещали на качалку (125 об/мин), через 2 недели каллус пересаживали на плотную МС-среду того же фитогормонального состава, но без добавления перфторуглерода. Учитывали выживаемость и частоту регенерации каллусных линий. В каждом варианте оценивали по 40 каллусных линий, контролем служили каллусные линии, выращенные без ПФД.

В контроле исследуемые генотипы различались по выживаемости: у сорта Купец некрозы отсутствовали, тогда как 9,1% каллусных линий сорта Белгородский 100 погибли (табл.)

Таблица

**Доля каллусов* (% от общего количества каллусных линий)
с некрозами у исследованных генотипов ячменя
после двух недель в среде с ПФД**

Генотип	Концентрация ПФД, об.%				
	0 (контроль)	2	5	10	15
Купец	0	0	0	0	27,5
Белгородский 100	9,1	0	0	0	2,6

* – Доля некротизации каллуса (с учетом ф-преобразования ($2 \times \arcsin \sqrt{X}$))

Примечание. Выделены достоверные отличия от контроля при $\alpha=0,01$

После глубинного культивирования с ПФД в градиенте концентраций 2-10 об. % гибели каллусной ткани не наблюдалось у обоих генотипов, т.е. ПФД способствовал достоверному ее снижению у сорта Белгородский 100, в сравнении с контролем. В результате увеличения концентрации ПФД до 15 об. % некротизацию каллуса наблюдали у обоих исследованных сортов.

По окончании культивирования каллуса на плотной МС-среде оценивали влияние ПФД на регенерационную способность ячменя. Добавление ПФД способствовало повышению частоты регенерации ячменя Купец во всем градиенте исследованных концентраций, но наибольшее (на 15,0%) положительное воздействие на каллусную ткань ПФД оказывал в концентрации 5 об.% (рис.).

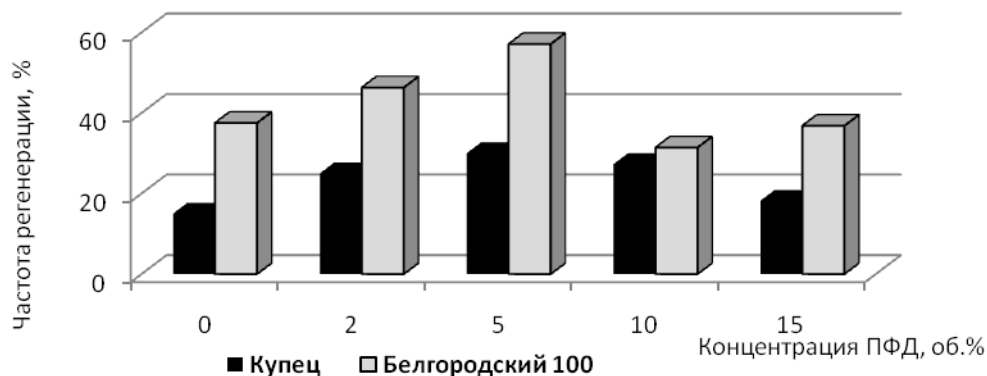


Рис. Частоты регенерации (%) двух генотипов ячменя в зависимости от концентрации ПФД в полужидкой среде

У сорта Белгородский 100 высокие (10 и 15 об.%) концентрации ПФД вызвали незначительное (на 6,1 и 0,7% соответственно) снижение регенерационной способности по сравнению с контролем (37,5%). Достоверное положительное отличие от контроля ($\alpha=0,05$) у этого генотипа ячменя обеспечила, как и у сорта Купец, концентрация ПФД 5 об. %: частота регенерации возросла на 19,6% к контролю

Таким образом, в результате исследования установлено, что выживаемость каллуса ячменя при добавлении ПФД, в количестве от объема питательной среды до 10% включительно, не снижается. В концентрации 5 об.% ПФД может оказывать на каллусную ткань положительное воздействие, которое проявляется в достоверном увеличении регенерационной способности исследованных генотипов ячменя. В целом, данные серии экспериментов с использованием в качестве модели каллусной ткани ячменя позволяют сделать вывод об отсутствии токсичности ПФД в концентрациях до 10 об.% и перспективности его использования в качестве индуктора морфогенеза растительной ткани в условиях *in vitro*.

Литература

Бакулин М. К., Дармова С. В., Бакулин В. М. Теория и практика использования перфторуглеродов «голубой крови» при глубинном культивировании биодеструкторов // Теоретическая и прикладная экология. 2010. № 4. С. 4–8.

Бакулина А. В., Широких И. Г. Индукция морфогенеза в каллусной ткани ячменя с использованием перфторорганических соединений и метиловых бактерий // Методы и технологии в селекции растений и растениеводстве: Материалы Междунар. конф. Киров: НИИСХ Северо-Востока, 2015. С. 25–29.

Иваницкий Г. Р. Биофизика на пороге нового тысячелетия: перфторуглеродные среды и газотранспортные кровезаменители // Биофизика. 2001. № 1. С. 5–33.

Широких И. Г., Бакулина А. В., Баталова Г. А. Индукция морфогенеза в каллусной ткани ячменя // Доклады РАСХН. 2014. № 3. С. 6–10.

Murashige Y., Skoog F. A revised medium for rapid growth and bioassay with tobacco tissue culture // Physiol Plant. 1962. № 3. P. 473–497.

ОЦЕНКА БЕЗОПАСНОСТИ ПВХ ПЛАСТИКАТОВ С ПОМОЩЬЮ БИОТЕСТИРОВАНИЯ И БИОСЕНСОРНОГО АНАЛИЗА

*А. С. Олькова¹, Д. В. Будина¹, Т. Н. Кувичкина², А. Н. Решетилов²,
Т. Я. Ашихмина^{1,3}*

¹ *Вятский государственный гуманитарный университет,*

² *Институт биохимии и физиологии микроорганизмов им. Г.К. Скрябина*

³ *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,
morgan-abend@mail.ru, kuv@ibpm.pushchino.ru*

Изделия из высокомолекулярных соединений являются незаменимыми в быту и промышленности, поскольку их свойства крайне разнообразны. Например, из поливинилхлоридных (ПВХ) пластикаторов, которым посвящена наша работа, делают водопроводные трубы, отделочные материалы, детские игрушки и многое другое. С другой стороны у медиков и экологов есть опасения по поводу безопасности ПВХ пластикаторов и других полимерных материалов. На здоровье человека они могут влиять при их эксплуатации, а на живые организмы экосистем после включения в состав отходов.

Исходя из этого, представляется актуальной цель нашей работы – исследовать токсикологические свойства ПВХ пластикаторов и на основе полученных данных разрабатывать новые безопасные рецептуры.

ПВХ пластикаторы представляют собой термопластичные материалы из поливинилхлоридной композиции различного состава.

По семикомпонентной рецептуре нами были получены 3 наиболее распространенных варианта пластикаторов. Они принципиально отличались только ПВХ-полимерной основой и количеством пластификатора ди(2-этилгексил)-ортофталата (ДОФ), от доли которого зависит эластичность изделий.

В итоге получили высокопластифицированный образец (ВПЛ). Он используется для мягких изделий. Среднепластифицированный (СПЛ) получается среднежестким. И низкопластифицированный для полужестких изделий. Образцы измельчались для приготовления водной вытяжки. Соотношение экстрагирующей воды и твердой фазы 1:10. Одновременно моделировали воздействие холодных (20 °С) и горячих вод (70 °С), так как в быту и промышленности изделия из ПВХ часто контактируют с теплыми и горячими средами.

Биотестирование водных вытяжек проводилось по аттестованным методикам на базе аккредитованной лаборатории. Использовали 4 биотеста: по смертности и плодовитости дафний и цериодафний, по хемотаксису инфузорий и изменению биолюминесценции бактериальной тест-системы «Эколюм».

Влияние водных вытяжек из ПВХ пластикатов на *Daphnia magna*

Вариант		Наличие острой токсичности (гибель за 96 часов)		Плодовитость за 24 дня		Гибель взрослых особей на 24 день, %		БКР**	
		20 °С	70 °С	20 °С	70 °С	20 °С	70 °С	20 °С	70 °С
Контроль		-		13,5±1,5		0		-	
НП Л	100	+	+	0	0	-	-	4	2
	50	+	-	0	6,0±5,2	-	100	-	-
	25	-	-	3,5±1,1*	2,6±0,8*	100	36,7	-	-
	10	-	-	9,9±4,0	2,9±1,3*	23,3	10	-	-
СП Л	100	+	+	0	0	-	-	2	4
	50	-	+	9,0±0,4*	0	20	-	-	-
	25	-	-	7,4±2,5*	5,6±2,2*	3,3	40	-	-
	10	-	-	6,8±1,1*	3,9±2,3*	0	16,7	-	-
ВП Л	100	-	-	16,6±3,0	4,8±1,1*	40	90	-	-

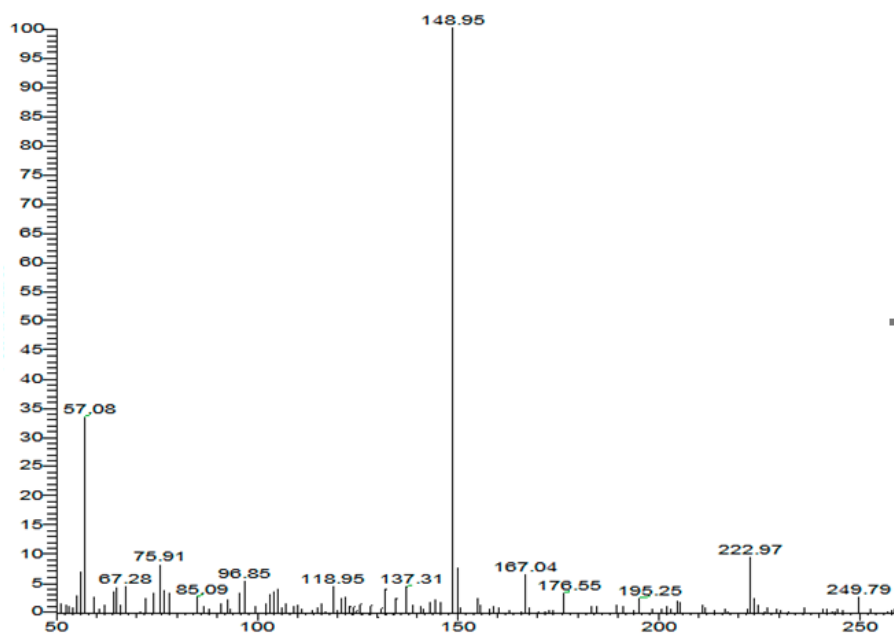
Примечание: * – отличия достоверны по сравнению с контролем; **БКР – безвредная кратность разбавления.

Анализируемые водные вытяжки из ПВХ пластикатов оказывали острое токсическое действие на живые организмы: инфузорий, бактериальную тест-систему «Эколюм», цериодафний, дафний. *D. magna* оказались наиболее устойчивыми к изучаемому воздействию. Поэтому с их помощью удалось дифференцировать степень токсичности. Из исходных вытяжек готовили разбавленные растворы. За счет этого определили БКР – безвредную кратность разбавления, которая составила от 2 до 4 раз (табл.). Установлено, что высокопластифицированный образец оказался наиболее безопасным: дафнии выживали в исходной вытяжке не только в течение 4 суток, но и размножались на уровне с контрольной популяцией. Для двух других образцов плодовитость наблюдали только в разбавленных вытяжках. В большинстве случаев контакт с горячей водой приводил к повышению токсичности. Эта закономерность проявилась, в том числе для наиболее безопасного образца: установлено достоверное снижение плодовитости в 2,8 раза.

В результате биотестирования было показано, что наиболее безопасным оказался высокопластифицированный образец, повышение температуры создает условия для экстракции из пластикатов токсичных веществ. Для определения веществ, способных выделяться из ПВХ материалов, использовали метод хромато-масс-спектрометрии. Анализ проводился на газовом хроматографе-масс-спектрометре DSQ. Спектры расшифровывались по библиотеке масс-спектрометрических спектров NIST (международный институт стандартов и эталонов) (Mass Spectral Library, 2005).

В вытяжках, приготовленных при 70 градусах, были обнаружены фталаты (рис. 1). Это вещества 2-го класса опасности, их источником, по всей видимости, послужил пластификатор ДОФ. Следовательно токсичность водных сред,

контактирующих с ПВХ пластикатами, обусловлена экстракцией пластификатора ДОФ, так как данный компонент в процессе полимеризации не подвергается химическому связыванию с молекулами полимера, а удерживается внутри образовавшегося пластика вандерваальсовыми электростатическими силами. В литературе имеются данные о том, что пластификаторы могут мигрировать в процессе эксплуатации изделий из ПВХ на их поверхность, увлекая за собой и другие ингредиенты композиции, например, термостабилизаторы (Шефтель,



Катаева, 1978; Group, 1996).

Рис. 1. Спектр водной вытяжки ПВХ-пластиката

В качестве альтернативы обнаружения фталатов в экстрактах из ПВХ материалов апробирован биосенсорный амперометрический подход с использованием в качестве биорецептора иммобилизованных клеток (ИмК) штамма *Rhodococcus wratislaviensis* ВКМ Ас-2631.

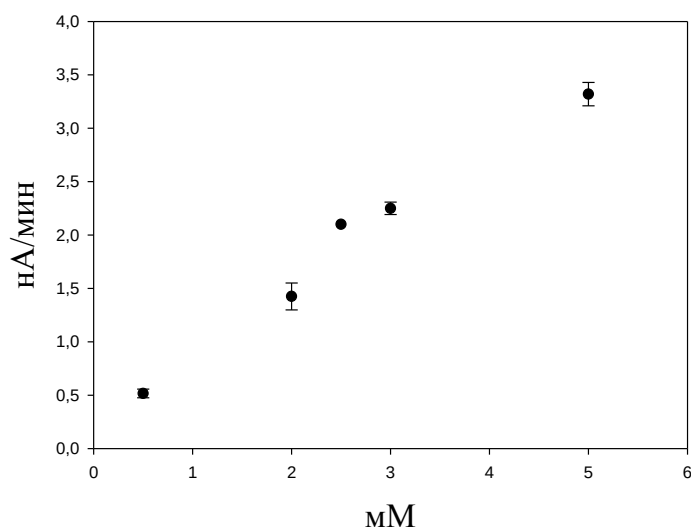


Рис. 2. Градуировочная зависимость ответа биосенсора на основе ИмК штамма *Rhodococcus wratislaviensis* ВКМ Ас-2631

от концентрации динатриевой соли орто-фталевой кислоты

Была построена градуировочная зависимость. Ответы сенсора увеличивались по мере повышения концентрации орто-фталата натрия (рис. 2), следовательно, метод может быть использован для оценки безопасности и стабильности ПВХ пластикаторов различных рецептур (Кувичкина Т.Н., Будина Д.В. и др., 2015).

Таким образом, проведенные исследования показали, что изделия из ПВХ пластикаторов могут быть источниками опасных веществ для человека и других живых организмов. Использование разных рецептур не только меняет свойства материалов, но и их потенциальную токсичность. Безопасность ПВХ материалов напрямую связана с термостабильностью получаемых пластикаторов, поскольку некоторые компоненты в их составе закреплены в полимере посредством относительно слабых физико-химических взаимодействий. Биосенсорный анализ предлагается нами для экспресс-оценки безопасности ПВХ пластикаторов на основе пластификатора ДОФ.

Литература

Шефтель В. О., Катаева С. Е. Миграция вредных химических веществ из полимерных материалов. М.: Химия, 1978.

Mass Spectral Library (NIST 2005). National Institute of Standards and Technology. Gaithersburg, USA, 2005.

Group E. Environmental fate and aquatic toxicology studies on phthalate esters. Environmental Health Perspectives. 1996; 65: 337.

Кувичкина Т. Н., Будина Д. В., Олькова А. С., Плотникова Е. Г., Макаренко А. А., Решетилов А. Н. Биосенсор для определения динатриевой соли ортофталата в водной среде. Патент РФ на полезную модель. Заявка № 2015125211/04(039242). Зарегистрирован 26.06.2015.

ПЕРСПЕКТИВЫ QSAR МОДЕЛИРОВАНИЯ ДЛЯ ПРОГНОЗИРОВАНИЯ ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКИХ СВОЙСТВ ВЕЩЕСТВ В МОРСКОЙ СРЕДЕ

*А. А. Поромов, С. А. Соколова, Е. С. Дмитриева, А. Г. Тригуб,
А. С. Федотов, Е. В. Микодина, М. В. Медянкина
Всероссийский научно-исследовательский институт
рыбного хозяйства и океанографии, aap1309@gmail.com*

Модели Quantitative structure activity relationship (QSAR) основаны на регрессионном или факторном анализе включающем «независимую» (X) и «зависимую» (Y) переменные, при этом «независимые» переменные подразделены на категории. В моделях QSAR «независимыми» переменными являются физико-химические свойства или особенности молекулярной структуры веществ. «Зависимой» переменной может быть биологическая (токсикологическая) активность этих веществ. Результатами QSAR моделирования является вид связи (например, уравнение регрессии) между структурными особенностями группы молекул (химической категории) и их биологической активностью. Далее, по-

лученную модель QSAR используют для предсказаний биологической активности химических веществ той же группы, на основе имеющихся данных о их молекулярной структуре (Nantasenamat, 2009, 2010).

OECD разработаны принципы разделения веществ на химические категории (Guidance, 2007):

- по общей функциональной группе (например, фенолы, альдегиды и т.п.);
- по общему предшественнику или продукту метаболизма, который образуется в результате преобразования структурно-подобных веществ;
- гомологичные ряды, молекулы которых отличаются одинаковыми группами в структуре;
- функционально аналогичные химические вещества, которые имеют сходные биологические свойства (например, сходные чувствительные тест-объекты, сходные эффекты действия или физико-химические свойства).

При этом функциональные аналоги не обязательно являются и структурными аналогами и наоборот (Saliner, 2005). Общий математический подход к выделению химических категорий основан на использовании алгоритмов и индексов сходства, например, индекс Танимото (также известный как коэффициент Жаккара), Евклидово расстояние, расстояние Хэмминга и другие (Saliner, 2005).

Программное обеспечение и инструменты для создание QSAR моделей описаны в ряде обзоров (Hulzebos et al., 1999; Jensen et al., 2008). Доступны компьютерные программы для определения сходства и выделения химических категорий (Gallegos-Saliner et al., 2008; Patlewicz et al., 2005). Разработаны программы для использования и разработки QSAR моделей (Matthews et al., 2009) такие, как QSAR Toolbox.

Изначально QSAR алгоритмы использовали в основном при разработке лекарственных средств, в настоящее время их широко используют в странах Евросоюза и США для оценки риска в рамках Toxic Substances Control Act (TSCA) и REACH (Zeeman et al., 1995).

Использование QSAR для оценки потенциальных токсических эффектов загрязняющих веществ для окружающей среды и человека в настоящее время используется как эффективный расчетный метод и во многих случаях может служить достоверным альтернативным подходом для определения токсичности веществ, эмпирические данные о токсичности которых отсутствуют.

Поэтапный процесс, составляющий алгоритм анализа данных состоит в следующем:

1. Описание молекулярной структуры вещества, отнесение к определенному классу веществ («категории»).
2. Выявление дескрипторов, ими могут служить такие параметры, как строение молекулы, электронные особенности, гидрофобность, липофильность, растворимость, квантовохимические параметры, стерические эффекты и т.д.
3. Подготовка данных – нормализация, стандартизация, поиск ошибок, гармонизация с подходами принятыми OECD.

4. Мультивариационный анализ – Multiple Linear Regression, Self-Organizing Map, Principal Component Analysis, Partial least squares regression и т. д.
5. Статистический анализ (R , R^2 , Q^2 , MSE, RMSE)

Одним и наиболее важным предварительным шагом в создании алгоритмов анализа экотоксикологических данных является понимание используемого массива данных, классов исследуемых веществ, физико-химических свойств используемых при моделировании.

В работе использованы данные результатов экспериментов проведённых сотрудниками лаборатории эколого-токсикологических исследований в соответствии с «Методическими указаниями по разработке нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения» (утв. Росрыболовство № 695 от 04.08.2009), и более ранними её редакциями, для ряда веществ используемых в морских и прибрежных регионах, таких как компоненты буровых растворов, диспергенты, пестициды с использованием морских гидробионтов в качестве тест-объектов.

Получены QSAR уравнения для следующих параметров морских организмов зоопланктона, фитопланктона, рыб и бактерий: острая и хроническая токсичность, биоразлагаемость, мутагенность.

Принципы валидации QSAR алгоритмов разработаны OECD (Guidance, 2007) и включают:

- Определение тест-параметров. Цель первого принципа заключается в четком определении тест-параметров используемых для данной модели. Так как тест-параметры могут быть определены с помощью разных экспериментальных протоколов и в различных экспериментальных условиях. Поэтому необходимо, определить, унифицировать и стандартизировать экспериментальную систему, в отношении разрабатываемого QSAR алгоритма.

- Определение используемого алгоритма. Цель второго принципа - обеспечение прозрачности в модели алгоритма и его математическом аппарате, с помощью которых прогнозируют токсические свойства веществ на основе химической структуры и/или физико-химических свойств. Следует признать, что, из-за коммерческого характера таких моделей в Евросоюзе и США, эта информация не всегда доступна общественности.

- Область применения. В ходе разработки алгоритмов QSAR и анализа базы данных будет определена область применения, в связи с ограничениями, с точки зрения, типов химических структур, физико-химических свойств и механизмов действия, для которых эта модель может генерировать достоверные результаты (прогнозы).

- Выбор статистических критериев достоверности и надежности прогноза. Для выполнения этого принципа разработано подробное руководство для обеспечения надлежащих мер статистической достоверности (Guidance, 2007).

- Определение механизма действия группы веществ входящих в модель. Однако, не всегда возможно, с научной точки зрения, обеспечить механистическую интерпретацию результатов QSAR. Цель последнего принципа, не отвергать алгоритмы, которые не имеют никакой очевидной механистической осно-

вы, а по возможности, уделять внимание механистической связи между дескрипторами, используемыми в модели и наблюдаемыми биологическими эффектами.

Полученные в нашей работе уравнения QSAR на основе данных экотоксикологического скрининга с морскими организмами, ранее не использовались для целей QSAR моделирования позволяют расширить прогностические возможности этого подхода.

Литература

Gallegos-Saliner, A., Poater A., Jeliaskova N., Patlewicz G., Worth A. A chemical classification and activity prediction tool based on similarity measures // Reg. Toxicol. Pharm. Vol. 52. 2008. P. 77–84.

Guidance Document on the Validation of (Q)SAR Models Series on Testing and Assessment. OECD. No. 69. 2007.

Guidance on Grouping of Chemical series on Testing and Assessment. OECD. №. 80. 2007.

Hulzebos, E., Schielen P., Wijkhuizen-Maslankiewicz L. (Q)SARs for human toxicological endpoints: a literature search // RIVM, National Institute of Public health and the Environment Report. №. 601516.001. 1999 65 p.

Jensen, G. E., Niemela J. R., Wedebye E. B., Nikolov N.G. QSAR models for reproductive toxicity and endocrine disruption in regulatory use – a preliminary investigation QSAR // Environ. Res. Vol. 19(7–8). 2008. P. 631–641.

Matthews, E. J., Ursem C. J., Kruhlak N. L., Benz R. D., Sabate D. A., Yang C., Klopman G., Contrera J. F. Identification of structure-activity relationships for adverse effects of pharmaceuticals in humans: Part B. Use of (Q)SAR systems for early detection of drug-induced hepatobiliary and urinary tract toxicities // Reg. Toxicol. Pharm. Vol. 54. 2009. P. 23–42.

Nantasenamat C., Isarankura-Na-Ayudhya C., Naenna T., Prachayasittikul V. A practical overview of quantitative structure-activity relationship // Excli J. Vol. 8. 2009. P. 74–88.

Nantasenamat C., Isarankura-Na-Ayudhya C., Prachayasittikul V. Advances in computational methods to predict the biological activity of compounds // Expert Opin. Drug Discov. Vol. 5. 2010. P. 633–54.

Patlewicz, G., Saliner A., Pavan M., Worth A., Benigni R., Aptula A., Bassan A., Bossa C., Galk-Filipsson A., Gillet V., Jeliaskova N., McDougal A., Mestres J., Munro I., Netzeva T., Safford B., Simon-Hettich B., Tsakovska I., Wallen M., Yang C. Chemical Similarity and Threshold of Toxicological Concern (TTC) Approaches. Report of an ECB Workshop held in Ispra, November 2005 European Commission, Joint Research Centre, EUR 22657 EN, Ispra, Italy. 2005. 43 p.

Saliner, G., Patlewicz G., Worth A. A similarity based approach for chemical category classification. European Commission. Joint Research Centre Report number: EUR 21867 EN. Institute for Health and Consumer Protection, Toxicology and Chemical Substances Unit, European Chemicals Bureau, I-21020 Ispra (VA) Italy. 2005. 40 p.

ИЗУЧЕНИЕ СОРБЦИИ ПИРОВИНОГРАДНОЙ КИСЛОТЫ НА ПРЕПАРАТЕ ГИДРОЛИЗНОГО ЛИГНИНА

Н. Л. Зобнина, П. И. Цанок

*Кировская государственная медицинская академия,
telec205@mail.ru, biochem.kirovgma.ru*

Пировиноградная (2-оксопропановая кислота) является одним из важнейших продуктов обмена в организме. Большая часть реакций распада белков,

углеводов и липидов заканчивается образованием этого вещества. В тоже время, это соединение участвует в образовании новых, необходимых для анаболических процессов соединений: лактат, оксалоацетат, аспартат, аланин и, наконец, ацетилКоА. В анаэробных условиях образование ацетилКоА составляет большую часть от всех метаболических процессов превращения пирувата. АцетилКоА является субстратом для образования холестерина, жирных кислот и кетокислот, которые являются для некоторых тканей альтернативным источником энергии. При длительных перерывах между приемами пищи кетокислоты накапливаются в крови и моче (кетонемия) и не вызывает заметных сдвигов в метаболических путях (Ковалевская, 2013).

В то же время длительное и систематическое накопление данных соединений в организме способно оказать глубокое и негативное воздействие на метаболические процессы и привести к ухудшению состояния организма в целом. В частности, одним из последствий накопления кетокислот является сдвиг величины рН крови, который может развиваться в ацидоз, а затем привести к коматозному состоянию (Ткачук, 2008). Своевременное выведение кетокислот из организма поможет не только избежать развития негативных состояний, но и будет способствовать снижению негативной тенденции в тех случаях, когда их накоплению носит систематический или хронический характер. В частности, повышенное содержание кетокислот в крови и моче отмечается при таком распространенном заболевании, как сахарный диабет. Причины его развития носят как наследственный, так и приобретенный характер. В частности, привычки в питании, образе жизни (гиподинамия, употребление алкоголя), эндокринные отклонения разного генеза (пубертат, беременность, тиреотоксикоз), возраст (Беляков, 2008).

Проведенные ранее исследования показали, что лигнин способен сорбировать пируват из водных растворов (Зобнина, 2014). Выбор сорбента обусловлен тем, что этот материал относится к малотоксичным и практически не имеет противопоказаний в применении.

Целью нашего исследования является рассмотрение возможности сорбции пировиноградной кислоты, как кетокислоты, на препарате гидролизного лигнина.

В качестве объекта изучения была взята моча больных с установленным диагнозом «сахарный диабет». В настоящий момент в эксперименте приняли участие 16 человек в возрасте от 54 до 81 года. В ходе эксперимента изучалась сорбция пирувата из мочи препаратом на основе гидролизного лигнина, который рекомендован в качестве биодобавки для профилактики сахарного диабета. Препарат помещался в мочу, сорбция изучалась путем фотоколориметрического определения изменения содержания пировиноградной кислоты в моче (Чернов, 2009) до и после помещения сорбента. Результаты исследований приведены в таблицах 1 и 2.

Таблица 1

Сорбция пирувата из мочи на препарате гидролизного лигнина

С ₀ , мкмоль/мл	131	107, 73	95,76	83,79	78,66	71,82	59,85	51,30	47,88	37,62	34,20	32,49	32,49
С _р , мкмоль/мл	114, 57	68,40	64,98	58,14	73,53	54,72	56,43	32,49	29,07	25,65	30,78	27,36	17,10
Г, мкмоль/г	213	491	384,6	320	64,1	213	42,74	235	235	149,5	42,75	64,1	197,5

Примечание: С₀ – начальная концентрация пирувата, мкмоль/мл; С_р – концентрация пирувата, мкмоль/мл; Г – адсорбция пирувата, мкмоль/г

Таблица 2

Степень сорбции пирувата препаратом гидролизного лигнина, %

Пол	Возраст, лет			
	50–60	61–70	71–80	81 и старше
Мужчины	28,8	18,2	–	15,8
Женщины	36,5	26,1	–	47,4

На основании проведенных исследований можно сделать следующие выводы:

1. Препарат на основе гидролизного лигнина обладает сорбционными свойствами по отношению к пирувиноградной кислоте.

2. В случаях высокого содержания пирувата в моче величина сорбции также показывает высокую величину, что может свидетельствовать о физической природе взаимодействия между сорбентом и сорбатом, т.к. эксперимент проводился при постоянной комнатной температуре.

3. Исходя из анализа возрастного контингента, можно отметить, что степень сорбции выше в группе до 60 лет.

Литература

Биологическая химия: учебник для студентов учреждений высшего профессионального образования / Под ред. Н. И. Ковалевской. М.: Издательский центр «Академия», 2013. 320 с.

Биохимия: руководство к практическим занятиям. Учебное пособие / Под ред. Н. Н. Чернова. М.: ГЭОТАР-Медиа, 2009. 240 с.

Беляков Н. А., Чубриева С. Ю. Сахарный диабет как основной компонент патогенеза метаболического синдрома // Медицинский академический журнал. 2008. № 1. Т. 8. С. 116–127.

Зобнина Н. Л., Цапок П. И. Изучение сорбционных свойств гидролизного лигнина с целью использования его в качестве вторичного сырья // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем: Материалы XII Всерос. конф. с междунар. участием. Киров: Изд-во ООО «Веси», 2014. Т. 2. С. 345.

Клиническая биохимия: учебное пособие / Под ред. В. А. Ткачука. М.: ГЭОТАР-Медиа, 2008. 264 с.

СЕКЦИЯ 4 СОЦИАЛЬНАЯ ЭКОЛОГИЯ

ОБ ЭТАПАХ ГОСУДАРСТВЕННОГО РЕГУЛИРОВАНИЯ ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЯ

Н. А. Бурков

*Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
Вятский государственный гуманитарный университет*

Для своевременной реакции на возникающие экологические проблемы важно понимать суть происходящих в природопользовании процессов, особенно в периоды заметных изменений траектории социально-экономического развития, качественных сдвигов в технологическом укладе с тем, чтобы более грамотно прогнозировать экологическую ситуацию, корректировать цели и задачи управления.

Для этого очень полезна хронологическая периодизация систем регулирования природопользования.

В эволюции государственного регулирования развитых стран на протяжении «новой экологической эры» (после 1972 г.) выделяют несколько этапов [1]. Отметим характерные для экологического регулирования в Кировской области черты этих этапов.

На первом этапе (1970–1983 гг.) особое внимание уделялось экологическим аспектам сельского хозяйства, промышленности и транспорта, а также основным промышленным районам с высокой плотностью населения. К числу основных инструментов экологической политики относились доводимые до предприятий региональными органами эмиссионные стандарты, а также специальные разрешения (в России это лицензии) на отвечающий эмиссионным стандартам уровень загрязнения. На втором этапе (1984–1989 гг.) область экологических интересов была существенно расширена, в том числе за счет привлечения внимания к глобальным экологическим проблемам (кислотные дожди, биоразнообразие, истощение озонового экрана), а также к нерешенным на первом этапе вопросам (размещение и утилизация отходов, эвтрофикация почвы и водоемов вследствие избыточного поступления фосфора, шумовое загрязнение, соблюдение стандартов безопасности для здоровья людей).

При сохранении доводимых до предприятий разрешений (лицензий) на загрязнение установление соответствующих эмиссионных стандартов в большей степени стало нацеливаться на меры по предотвращению загрязнения. Были внедрены эмиссионные стандарты для передвижных источников загрязнения, а также для ряда отходов.

В РФ отмеченные этапы можно объединить в один. Его начало приурочено к Стокгольмской конференции ООН (1972 г.) по проблемам ОС, а заверше-

ние – к образованию союзно-республиканского Государственного комитета СССР по охране природы. Огромное организующее значение имели принятые в это время Постановления ЦК КПСС и Совета Министров СССР [2–5]. Они явились той основой, на которой затем происходило зарождение и формирование современного экологического законодательства, государственного управления природоохранной деятельностью, методов регулирования природопользования.

В Кировской области в этот период происходит становление и развитие государственных органов в сферах охраны и регулирования использования водных ресурсов (Кировская гидрохимлаборатория Камского бассейнового управления Министерства мелиорации и водного хозяйства РФ), атмосферного воздуха (государственная инспекция по контролю за работой газоочистных и пылеулавливающих установок Министерства химического машиностроения, государственная инспекция по охране атмосферного воздуха Госкомгидромета). В рамках Госкомгидромета СССР (в г. Кирове – гидрометобсерватория) формируется основа государственного мониторинга окружающей среды; проводится инвентаризация выбросов загрязняющих веществ (ЗВ) в водные объекты и атмосферный воздух; внедряется государственная статистическая отчетность по охране окружающей среды (ОС) и использованию природных ресурсов (ПР). Вводится в действие и внедряется ГОСТ 24525.4-80 «Управление производственным объединением и промышленным предприятием. Управление охраной окружающей среды. Основные положения», давший опору для развития систем экологического менеджмента на предприятиях. На предприятиях формируются службы по охране окружающей среды (первые – на машиностроительных объединениях им. Лепсе, им. XX партсъезда, заводах «Сельмаш», «Маяк», по обработке цветных металлов, шинном; вводится система государственного учета и отчетности по показателям воздействий на окружающую среду и природоохранным мероприятиям. Короче, формируются основы современной системы экологического управления.

В этот период принимается комплексная экологическая программа Кировской области [6], создается областной государственный комитет по охране природы.

Задачи 3-го этапа (1990–1999 гг.) ставились, а новые инструменты экологической политики отрабатывались под воздействием, с одной стороны, катастрофы в Чернобыле и Бхопале (Индия), а с другой – отчета Комиссии ООН по Окружающей Среде и Развитию «Наше общее будущее» (1987 г.). Конкретно ставились следующие цели: повышение уровня экоэффективности путем сокращения выбросов загрязнений на 70–90%, стабилизация уровня использования энергетических ресурсов и выбросов CO₂, достижение рециклирования использованных материалов до 75% и др. Более широкие права в области ООС были предоставлены региональным и местным властям, а также частным предприятиям.

В нашей стране этот этап отмечен распадом Советского Союза, формированием российской государственности, принятием первой Конституции современной России, переосмыслением экологической ситуации в стране на основе ее комплексной оценки, усилением экологических приоритетов в социально-

экономическом развитии, внедрением экономических методов регулирования природопользования, в первую очередь, на основе платежей за выбросы, сбросы ЗВ в ОС, размещение отходов производства и потребления. Формируется правовая основа природопользования путем принятия Земельного, Водного, Лесного кодексов, Закона о недрах, Закона об охране окружающей природной среды и других. Предпринимаются меры освобождения органов государственного управления природопользованием от функций эксплуатации ПР. В это время экологическое управление было наиболее комплексным, ответственным и результативным. После десятилетий закрытости и административного произвола, засилья ведомств этот период воспринимался как подлинный экологический Ренессанс. В то же время структура управления природопользованием была подвержена постоянным не всегда обоснованным реорганизациям и реформациям, снижавшим качество и эффективность управления. Формальным завершением этапа можно считать ликвидацию Госкомэкологии России в 2000 г. с передачей ее полномочий Министерства природных ресурсов.

В Кировской области этот этап отмечен развитием системы экологического управления, всех ее составляющих: усиление координации действий всех природоресурсных служб; активизация научных экологических исследований; начало регулярного издания региональных докладов о состоянии окружающей среды; институциональное оформление государственной экологической экспертизы; внедрение платы за выбросы, сбросы ЗВ в ОС, размещение отходов; образование системы экологических фондов. С появлением экологических фондов как защищенного источника финансирования активизируется строительство природоохранных сооружений, реализуются мероприятия по охране малых рек и родников, строительству прудов. Проводится инвентаризация источников образования твердых отходов и создаются основы системы управления ими. Закладываются основы развития системы экологического образования, экологические дисциплины вводятся в учебные планы школ и учреждений среднего и высшего специального образования, создаются кафедры экологии в основных вузах области. Формируется система особо охраняемых природных территорий, создается первый в области государственный заповедник Нургуш. Этот период характеризуется беспрецедентной открытостью в вопросах экологических последствий хозяйственной и военной деятельности, стремлением изучить их и предложить пути решения с учетом общественного мнения. Именно к этому десятилетию относится невозможный ранее прецедент отказа администрации г. Кирова от строительства опытной парогазовой установки на ТЭЦ-5 под давлением общественности; выявление мазутного озера в воинской части № 44200; изучение и предание гласности информации об экологической ситуации в районе Кирово-Чепецкого промышленного узла; обнаружение проблемы химического оружия. Все эти вопросы, в том числе с использованием ранее закрытых сведений, свободно обсуждаются в средствах массовой информации.

В то же время структура субъекта управления неустойчива, подвержена постоянным изменениям, что понижает ее эффективность.

В числе отличительных особенностей 4-го этапа экологического регулирования (с 2000 г. по настоящее время) - последовательное утверждение межатраслевого подхода к решению экологических проблем с одной стороны, и продолжение поисков эффективных механизмов согласования экологических, экономических и социальных интересов и целей с другой. Для РФ этот этап ознаменовался принятием новой редакции большинства природоресурсных законов, децентрализацией государственного управления природопользованием с усложнением его структуры, активизацией гражданских инициатив в природоохранной деятельности. Аналогичные процессы характерны и для Кировской области. Либерализация экологического законодательства и юридические коллизии приводят к застройке водоохраных зон, сносу зеленых насаждений в населенных пунктах, истощению рыбных запасов, обострению общественных отношений в сфере охотничьего хозяйства. Обнажаются проблемы лесного хозяйства, связанные с некачественным лесоустройством, недофинансированием лесовосстановления и защитой лесов от пожаров. Выявляется несоответствие обязанностей местного самоуправления в ряде вопросов (управление зелеными насаждениями, твердыми отходами, загрязненным снегом) с его готовностью к решению этих проблем и наличием ресурсов. С созданием полноценного управления природопользованием субфедерального уровня усложняется структура субъекта управления, затрудняется координация деятельности всех государственных органов. Этому способствует и передача части полномочий РФ на субфедеральный уровень, эффективность которой нуждается в оценке. Отмечается усиление активности общественных организаций и граждан в сфере защиты экологических прав. В общественной палате создается постоянная комиссия по вопросам ОС и природопользования. В целом для этого периода характерна утрата комплексности экологического управления, усиление регламентирования управленческих процедур, внедрение концепции «государственных услуг» в сферу государственного управления.

В настоящее время на глобальном уровне наблюдается, с одной стороны, углубление планетарных кризисных процессов, наиболее отчетливо проявляющихся в разбалансировании геофизических параметров Земли, прежде всего в изменении климата, с другой стороны, - обострение борьбы за доступ к природным ресурсам. Объективно это приведет к необходимости новой, отличной от концепции устойчивого развития, более жесткой парадигме в отношении сохранения естественной природы. Перманентные изменения экологического законодательства и структуры управления природопользованием являются попыткой найти оптимальное соотношение между экономической целесообразностью и объективными экологическими требованиями. Это неизбежно приведет к новому этапу государственного регулирования природопользования.

Литература

1. Пахомова Н. В. Эндерс А., Рихтер К. Экологический менеджмент. СПб.: Питер, 2003. 544 с.
2. Об усилении охраны природы и улучшении использования природных ресурсов [Электронный ресурс]: постановление ЦК КПСС и Совета Министров СССР от 29.12. 1972 № 898 (ред. от 03.08.1988). Режим доступа: СПС Консультант Плюс.

3. О дополнительных мерах по усилению охраны природы и улучшению использования природных ресурсов [Электронный ресурс]: постановление ЦК КПСС и Совета Министров СССР от 01.12.1978 № 984 (ред. от 03.08.1988). Режим доступа: СПС Консультант Плюс.

4. О коренной перестройке дела охраны природы в стране: постановление ЦК КПСС и Совета Министров СССР от 07.01.1988 № 32 (ред. от 10.03.1988) // СП СССР. 1988. № 6. Ст. 14.

5. О неотложных мерах экологического оздоровления страны: постановление Верховного Совета СССР от 27.11.1989 // Ведомости СНД СССР и ВС СССР. 1989. № 25. Ст. 487.

6. О работе Советов области по охране природы и рациональному использованию природных ресурсов // Кировский областной Совет народных депутатов. Решение 2-й сессии 20-го созыва. Киров, 1987. С. 2–82.

ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ АСПЕКТ УСТОЙЧИВОГО РАЗВИТИЯ СЕЛЬСКОГО ХОЗЯЙСТВА РЕСПУБЛИКИ КОМИ

А. С. Пономарева

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

Согласно общепринятому определению, развитие общества может быть признано «устойчивым», если оно позволяет удовлетворять потребности нынешних поколений, не нанося ущерба возможностям, будущим поколениям для удовлетворения их собственных потребностей (Корепанов, 2014).

Рассмотрение тенденций освоения регионов Севера в частности Республику Коми, их соответствие критериям устойчивого развития, сбалансированности социальных, экономических и экологических аспектов в целях сохранения благосостояния и возможностей развития нынешних и будущих поколений.

Проблема устойчивого развития сельского хозяйства является одной из наиболее актуальных в современной экономической науке. Взаимосвязь между экономическим развитием и ухудшением состояния окружающей среды очевидна, поэтому существует необходимость разумного сочетания интересов в максимизации прибыли, материального благополучия и экологических требований. В связи с резким ухудшением состояния окружающей среды в область повышенного внимания ученых попадает экологический аспект экономической деятельности (Ужегова, 2014).

Анализируя эффективность программ и стратегий устойчивого развития сельского хозяйства, необходимо уделять большое внимание экологическому воздействию на регион. Ведь основной характеристикой регионального развития является способность максимально эффективно использовать, видоизменять и, что не менее важно, замещать ресурсы, имеющиеся на территории региона. При этом предполагается устойчивая положительная динамика по основным показателям, минимизация базовых затрат региона в части невозобновляемых ресурсов. Только при соответствии данному описанию процесса внедрения и стратегий регионального развития АПК можно будет говорить об успешности реформ.

Взаимосвязь экологических процессов с экономическими очевидна. В эколого-экономическом развитии любой территории экономистов интересуют, прежде всего, методы экономического и экологического воздействия на функционирование региона.

Обосновывая взаимосвязь развития с экологией, как неразделимых понятий, представители науки и зарубежные и отечественные специалисты придерживаются концептуального положения, что окружающая среда – это место нашей жизни, а развитие – это действие по улучшению нашего благосостояния в ней.

Фактически, процесс деградации природных ресурсов, загрязнение окружающей среды, сокращение биологического разнообразия отражающих состояние регионов Севера России стали первопричиной, к необходимости обсуждать и решать экологические проблемы в контексте устойчивого развития сельского хозяйства и регионов в целом.

Поскольку социальное и экономическое развитие общества в значительной степени связано с природой, оно является постоянным и мощным фактором разнообразных вредных воздействий на неё. В связи, с чем для обеспечения устойчивости развития сельского хозяйства необходимы учет и выполнение экологических требований, что обуславливает создание эффективной системы управления аграрным сектором и надзора в области охраны окружающей среды и природопользования.

Республика Коми представляет собой типичный сырьевой регион, где основная стоимость валового регионального продукта создается отраслями топливно-энергетического и лесного комплексов.

В 2012 г. валовый региональный продукт составил в абсолютном выражении 481 млрд. руб. (в основных ценах). Доля сельского хозяйства в объеме валовой продукции республики в 2012 г. составила только 18%. Значительная часть этого производства, оказывающего воздействие на окружающую среду, 237,3 млрд. руб. (49,3 %) связана с добычей полезных ископаемых. Однако, затраты бюджета на природоохранную деятельность за 2012 г. составили – 233 млн. руб. (0,048 %) валового регионального продукта Республики Коми. При этом платежи за негативное воздействие на окружающую среду, поступившие в бюджет республики за 2012 г., составили 388,09 млн. руб., а в 2013 г. – 706,483 млн. руб. при этом на реализацию Государственной программы Республики Коми «Воспроизводство и использование природных ресурсов и охрана окружающей среды (2013–2020 годы)» направлено в 2013 г. – 541,409 млн.руб.

Среди одиннадцати регионов Северо-Западного федерального округа Республика Коми занимает 6 место по количеству образующихся отходов (около 1,26% отходов Северо-Западного федерального округа).

Например, оценка состояния экосистем особо охраняемых природных территорий, которых в границах Республики Коми насчитывается 238 регионального и 2 федерального значений (Печоро-Илычский государственный биосферный заповедник и национальный парк «Югыд ва» – включенный в список Всемирного природного наследия ЮНЕСКО, под общим названием «Девствен-

ные леса Коми») показала, что большинство из них испытывают антропогенное влияние.

Оценка экологической составляющей должна производиться с использованием рекомендуемых показателей:

- качество продуктов питания, которые производятся на территории региона;
- эффективность мер по охране природных ресурсов;
- доступность информации об объективном состоянии окружающей среды в регионе для жителей;
- уровень защиты экологических прав граждан;
- степень так называемой экологической образованности населения региона;
- удельные затраты по региону, направленные на охрану или восстановление окружающей среды;
- степень вовлеченности граждан, проживающих в регионе в процессы, связанные с принятием экологических решений (использование ресурсов, охрана окружающей среды) (Соколов, Пономарева, 2014).

Формирование инновационного экономического подхода к сельскому хозяйству Республики Коми, с ориентацией на устойчивое развитие, говорит о трансформации творческого потенциала, интеллекта, повышении конкурентоспособности национального сельскохозяйственного продукта, наряду с максимально эффективным использованием природных ресурсов региона.

Основой формирования нового типа эколого-социально-экономического роста должно стать устойчивое развитие, т.е. идеология, посредством которой должна формироваться экономическая стабильность, экологическое равновесие и социальное благополучие (Белик, Пряхин, 2013).

Переход к устойчивому развитию потребует скоординированных действий во всех сферах жизни республики, адекватной переориентации социальных, экологических и экономических институтов, при этом необходим учет местных особенностей.

При этом устойчивое развитие Республики Коми в целом возможно только в том случае, если будет обеспечено устойчивое развитие всех ее городов и районов. Важное значение в создании методологической и технологической основы этих преобразований должно быть отведено науке.

Статья подготовлена в рамках Программы УрО РАН «Фундаментальные проблемы региональной экономики», проект «Управление продовольственной безопасностью арктических и приарктических территорий Европейского Северо-Востока» (№ 15-14-7-8) и проект «Повышение эффективности сельской экономики северного региона» (№15-14-7-10).

Литература

Белик И. С., Пряхин Д. А. Социально-экологическая составляющая устойчивого развития региона // Экономика региона. 2013. № 3. С. 142–151.

Корепанов Н. А. Экологические аспекты устойчивого развития // Финансово-экономические, управленческие, информационные и правовые механизмы обеспечения благоприятного инвестиционного климата в регионе: Сборник научных трудов научно-

практической конференции в рамках X Международного северного социально-экологического конгресса. М., Сыктывкар, 2014. С. 94–100.

Соколов А. П., Пономарева Е. В. Экологическая составляющая при разработке стратегии устойчивого развития регионального АПК // Вестник Волжского университета имени В.Н. Татищева. 2014. № 4(32). С. 102–105.

Ужегова К. А. Экологическая составляющая как элемент устойчивого развития // Masters journal. 2014. № 2. С. 297–302.

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ТЕМАТИКА В ПРОИЗВЕДЕНИЯХ ВЯТСКИХ АВТОРОВ

И. М. Зарубина¹, Е. А. Тетерятникова²

¹ *Министерство охраны окружающей среды Кировской области,*

² *КОГБУ «Областной природоохранный центр»,
ecokultura43@yandex.ru*

Год литературы в Российской Федерации – прекрасный повод заострить внимание на роли вятской экологической и природоведческой литературы в формировании экологического мировоззрения населения нашей области.

Роль эта двойственна и связана с характером произведения. Научная, научно-методическая и научно-популярная (научно-познавательная, научно-художественная) литература в большей степени связана со знанием, обучением детей и взрослых, развитием их интеллекта. Художественная литература оказывает сильное воздействие на эмоции, формирует нравственное отношение людей к миру природы.

В настоящее время в учреждениях образования и культуры довольно широко используются научные, методические и научно-популярные издания о природе и экологии нашей области.

Самые полноценные фонды данной литературы представлены в Кировской областной научной библиотеке им. А. И. Герцена, в отделе краеведческой литературы. Для удобства читателей библиотекой издавался указатель «Литература о Кировской области» с разделом «Природа. Природные ресурсы» (1969–2005 гг.), а также составленные Г. Д. Скальной библиографические указатели по животному (1968) и растительному миру (1971), охране окружающей среды Кировской области (1991, 1996). Сейчас эта информация аккумулируется в электронных каталогах библиотеки.

В 1960–1980-е гг. большой популярностью у читателей пользовались книги и сборник статей «Природа Кировской области», книга В. А. Меньшикова «Украсим нашу землю», «Природные условия и природные ресурсы административных районов Кировской области», каталог А. Н. Соловьева «Памятники природы Кировской области» и его же книга «Сокровища вятской природы», краеведческий сборник «Вятка». В журнале «Спутник агитатора», единственном тогда в области, печатались статьи Г. Агафонова, А. Кайсина, М. Колотова, В. Копысова, Э. Штиной и др. О природе писали и некоторые известные кировские писатели того времени (например: П. Н. Злыгостев «Любить – значит беречь»; В. А. Ситников «Эта хрупкая природа» и др.).

Активное пополнение фондов учреждений образования и культуры экологической литературой началось в Кировской области после создания в 1988 году Комитета по охране природы. В настоящее время его традиции продолжает департамент экологии и природопользования Кировской области.

За период с 1992 по 2013 гг. было издано свыше 260 наименований экологической и природоведческой литературы: сборники материалов конференций и семинаров, методические рекомендации по ведению исследовательской деятельности, учебные пособия, научно-популярные книги по биологии и экологии родного края.

В том числе за счет средств областного экологического фонда Кировской области и в рамках программы «Экология и природные ресурсы Кировской области» выпущено около 130 наименований различных изданий. Это такие уникальные издания, как «Флора Вятского края» в 3-х томах, комплекс из 4-х книг по региональной экологии, 2 тома «Птицы Кировской области», «Минералы и горные породы Кировской области», «Экологическое образование, воспитание и просвещение в Кировской области» (1996–2005 годы), «Экскурсии по памятникам природы г. Кирова и области» в 2-х частях, «История заповедного дела в Кировской области», «Леса Кировской области» и т.д.

Одним из наиболее востребованных изданий является ежегодный региональный доклад «О состоянии окружающей среды Кировской области», который издается с 1992 года по настоящее время.

В числе последних изданий – комплект из 20 сборников и DVD-диска «Экологическая мозаика», 2-е издание Красной книги Кировской области, DVD-диск «Рекомендации по развитию системы экологического образования и просвещения в Кировской области» (по итогам реализации пилотного проекта «Вятка – территория экологии»).

За прошедшие годы в области сформировалась когорта авторов серьезных научных трудов о природе и экологии Кировской области: Т. Я. Ашихмина, Н. А. Бурков, В. Н. Сотников, Л. В. Кондакова, В. А. Копысов, С. В. Кондрухова, В. М. Рябов, А. Н. Соловьев, Е. М. Тарасова, Э. А. Штина.

И здесь следует подчеркнуть роль Вятского государственного гуманитарного университета, особенно Т. Я. Ашихминой и коллективов кафедры химии, экологии, лаборатории биомониторинга Института биологии Коми НЦ УрО РАН (Л. В. Кондакова, Н. М. Алалыкина, А. А. Хохлов, Е. В. Рябова, С. Ю. Огородникова и др.), которыми подготовлен ряд методических и научных изданий, в том числе востребованных на уровне Российской Федерации учебных пособий по школьному экологическому мониторингу.

К числу авторов-составителей, создавших действительно актуальные и интересные сборники и учебно-методические пособия экологической направленности, относятся Е. В. Бушуева, Л. Л. Балахничева, Г. А. Воронина, З. П. Макаренко, Ю. В. Семенов, Е. А. Чемоданова.

К разряду в большей степени научно-художественной литературы можно отнести произведения следующих популярных вятских авторов, владеющих и литературным словом и профессиональными знаниями: Е. И. Ворончихин, Н. М. Меланина, П. П. Маракулин, С. Ф. Тихвинский, Г. И. Юферев.

С 2004 года в области стал формироваться банк электронных экологических изданий, но недостаточно активно, судя по тому, что к настоящему времени в фонде областной библиотеки им. А. И. Герцена насчитывается менее 40 CD- и DVD-дисков. В том числе материалы о работе библиотек по экологическому просвещению, Библиотечная карта вятского края, выпуски электронного журнала «Родник», «По садам и паркам г. Кирова», «Голубая душа вятского края», Морозов В. И. «Рассказы лесничего» (звукозапись) и пр.

Современная педагогика считает, что для формирования экологического мировоззрения необходимы не только знания о природе, человеке и механизме их взаимодействия, но и воспитание нравственного отношения человека к природе, необходимость ее сохранения. В этом может помочь художественная литература - произведения о природе, растениях, животных вятского края. И здесь задача писателей – изменить взгляд человека на природу, сделать устойчивым понимание кровной связи мира человека и мира природы.

В учреждениях образования и культуры области проводятся занятия и уроки по художественным произведениям вятских писателей. В качестве примеров можно привести Литературно-музыкальную композицию, посвященную творчеству вятского поэта Павла Маракулина «Сам я – вятский уроженец!», «Экологическое воспитание младших школьников через литературное чтение», Уреке Н. Г. (про Чарушина Е. И.).

Не случайно в 2015 году детской библиотеке № 6 города Кирово-Чепецка, которой на протяжении многих лет ведётся работа по сохранению и пропаганде наследия Е. И. Чарушина (именной проект библиотеки «Мы именем этим гордимся»), присвоено постановлением администрации города имя Евгения Чарушина. Сотрудники библиотеки считают, что это станет стимулом для дальнейшего творческого развития коллектива и создания на базе библиотеки центра экологического просвещения для детей и подростков.

К числу наиболее популярных вятских авторов, пишущих о природе, следует отнести Чарушина Е. И., талантливого рассказчика и художника, создавшего свою галерею живых портретов птиц и зверей; Устюгова А. М., натуралиста и писателя, правдиво описывающего природу и взаимоотношения человека с природой; Маракулина П. П., проза и поэзия которого проникнута любовью к природе; Морозова В. И., потомственного лесничего, приоткрывающего «дверь, что ведет из городской квартиры прямо на лесную поляну». Следует отметить, что книги В. И. Морозова «Кто грибы ест: рассказы лесника», «Костява» отмечены дипломами ежегодного областного конкурса «Вятская книга года».

Чтобы нравственное содержание разговора стало яснее ребенку, писатели прибегают к жанру сказки. Так, сказочные герои Русиновой Н. В. (кикиморки, русалочки, водяные) и в мечтах своих не забывают о главном: надо сделать так, чтобы река Вятка стала самой чистой и веселой, чтобы она была Серебряной рекой.

Творчество этих писателей можно рассматривать как «самоучители любви к природе», они воспринимают вятскую природу, как живое существо, с которым находят общий язык. Поэтому очень важно педагогам, библиотекарям и родителям как можно раньше открыть эти книги – самоучители любви к приро-

де, очень важно, чтобы проснулось любопытство Колумба-исследователя родного края.

При этом также очень важно, что научные, научно-популярные и художественные произведения вятских писателей экологической направленности – это произведения высокого уровня. Этот факт доказывается тем, что 20 книг самых разных авторов за период с 1999 по 2013 гг. становились победителями и лауреатами ежегодного областного конкурса «Вятская книга года», в т. ч. «Комплексный экологический мониторинг объектов хранения и уничтожения химического оружия», Ашихмина Т. Я.; «Леса Кировской области», комплект сборников и DVD-диска «Экологическая мозаика», «Экологическая безопасность региона: Кировская область на рубеже веков», «По вятскому краю», Ворончихин Е. И., 3 книги Тарасовой Е. М. о флоре Кировской области, «Птицы Кировской области», Сотников В. Н. и т.д.

Кроме того, авторы 5 экологических изданий, начиная с 2006 г., стали лауреатами Премии Кировской области в области экологии и охраны природы («Леса Кировской области», «Птицы Кировской области» В. Н. Сотников, «Прикладная экология», Н. А. Бурков; серия учебно-методических пособий по разработке экологического паспорта населенного пункта З. П. Макаренко; комплект сборников и DVD-диска «Экологическая мозаика»).

В заключение хочется отметить, что в связи с тем, что воздействие людей на природу становится более мощным и приобретает планетарный характер, все более остро стоит вопрос формирования экологической культуры населения и поэтому природоведческая и природоохранная литература как никогда сегодня важна и нужна нашим детям. Поэтому необходимо более широкое использование возможностей литературных произведений различных жанров для решения экологических проблем России и патриотического воспитания населения.

Для подготовки данной статьи были использованы материалы ежегодных региональных докладов «О состоянии окружающей среды Кировской области» за период с 2001 по 2013 годы, Центра экологической информации и культуры сайта областной библиотеки им. А. И. Герцена (http://www.herzenlib.ru/ecology/-vyat_ekolog_bibl/), информация, предоставленная главным библиографом краеведческого отдела областной научной библиотеки им. А. И. Герцена Г. Д. Скальной.

Литература

Литературно-музыкальная композиция, посвященная творчеству вятского поэта Павла Маракулина «Сам я – вятский уроженец!» (GSUXjSXAG5zqb1NUY5pYyTN-DEdTKlPN0MmoxCBiG-tcpOcllQPfVN0v7OmSQsQ&l10n=ru&cts=1425541943078&mc=-4.1314137918173435

Экологическое воспитание младших школьников через литературное чтение (Программа: литературное чтение для 2–4-х классов), Уреке Наталья Григорьевна, учитель начальных классов <http://festival.1september.ru/articles/516427/>

Электронный ресурс: <https://ru.wikipedia.org/wiki/>

РОЛЬ РЕАЛИЗАЦИИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ОБРАЗОВАНИЯ В СИСТЕМЕ ОБРАЗОВАТЕЛЬНОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ

Н. И. Хотько¹, Н. В. Медведева²

¹ *Российская Академия Естествознания,*

² *Саратовский социально-экономический институт (филиал) РЭУ*

им. Г.В.Плеханова,

nikhotko@yandex.ru, Medvedeva_NV@ssea.runnet.ru

Одной из причин ухудшающегося состояния здоровья населения является высокая степень экологического неблагополучия современных городов. В этих условиях подготовка высококвалифицированных специалистов с использованием современных инновационных технологий по проблемам предупреждения и реабилитации эколого-зависимых нарушений в состоянии здоровья населения, имеют особую актуальность. Экологическое образование — целенаправленно организованный, планомерно и систематически осуществляемый процесс овладения экологическими, знаниями, умениями и навыками (Региональные ..., 1993; Khotko, Dmitriev, 2002).

Указом Президента Российской Федерации «О государственной стратегии Российской Федерации по охране окружающей среды и обеспечению устойчивого развития» (1997 г.) в качестве одного из важнейших направлений государственной политики в области экологии намечено развитие экологического образования и воспитания. Вместе с социально-гуманитарным образованием, экологическое образование в современных условиях призвано способствовать формированию у людей нового экологического сознания, помогать им в усвоении таких ценностей, профессиональных знаний и навыков, которые содействовали бы выходу РФ из экологического кризиса и движению общества по пути устойчивого развития. Действующая в настоящее время в стране система экологического образования носит непрерывный, комплексный, междисциплинарный и интегрированный характер, с дифференциацией в зависимости от профессиональной ориентации. Созданы центры по экологическому образованию населения, апробируется экологическая компонента содержания профессионального образования.

Большое внимание уделяется также экологическому воспитанию, оно призвано формировать активную природоохранную позицию.

Экологическое воспитание, по Н. Ф. Реймерсу (1992), достигается с помощью комплекса природоохранного и экологического обучения, включающего воспитание в узком смысле слова, школьное и вузовское экологическое просвещение, пропаганду экологического мировоззрения (Роль ..., 1996). Экологическое воспитание должно базироваться на основном постулате о том, что выход из экологического кризиса в современных условиях возможен. Ключи к решению глобальной экологической проблемы — в переоценке мировоззренческих ценностей и в «смене приоритетов», а также в нормализации численности населения через планирование семьи, в неустанной практической работе по реализации основных направлений в охране окружающей среды. Высшей стадией

экологизации сознания является экологическая культура, под которой понимают весь комплекс навыков бытия в контакте с окружающей средой. Все большее число ученых и специалистов склоняются к мнению, что преодоление экологического кризиса возможно лишь на основе экологической культуры, центральная идея которой: совместное гармоническое развитие природы и человека и отношение к природе не только как к материальной, но и как к духовной ценности.

Современная экологическая ситуация определяет также острую необходимость формирования экологического мышления. Сегодня в области формируется система непрерывного экологического образования и воспитания, объединяющая образовательные учреждения разных уровней: детские сады, школы, учебные заведения начального, среднего и высшего профессионального образования, учреждения дополнительного образования, направленная на формирование научных и практических знаний, а также ценностных ориентаций, поведения и деятельности. Все это способствует обеспечению ответственного отношения к окружающей среде.

Задачи образовательной программы дошкольного и среднего образования формулируются следующим образом:

1. Объединить и систематизировать разрозненные знания по предметам естественного, общественно-гуманитарного цикла, раскрывающие характер взаимоотношений и взаимодействия природы и человека как в далеком историческом прошлом на современном этапе и в перспективе на XXI в.

2. Провести анализ причин последствий и путей преодоления экологического кризиса.

3. Сформировать у учащихся личностное отношение к сохранению окружающей среды, активную жизненную позицию. Структура этой программы построена по блочно-модульному принципу, что позволяет спроектировать новый учебный план с экологической доминантой. Экологическое образование – это органичная и приоритетная часть всей системы образования, придающая ему новое качество, формирующая иное отношение не только к природе, но и к обществу, к человеку. «Экологизация» образования означает формирование нового миропонимания и новый подход к деятельности, основанный на формировании гуманитарных и экологических ценностей (Мамедов, 1995).

Переходя к вузовскому экологическому образованию, следует отметить постоянное расширение экологической тематики, в том числе её социальной составляющей в высшем педагогическом образовании. Значимость экологического образования закреплена законодательными актами, охватывающими и школу, и профессиональное образование. Недостаточная же степень развитости экологического образования в вузах, объясняется по большому счёту исторической молодостью и экономическим состоянием нашего общества (Назаренко, 1994; Сафронов, 1992). Естественно имеют место и внутривузовские проблемы экологического образования (недостаточное выделение часов на изучение на непрофильных специальностях, отсутствие учебных пособий, далеко не полная оснащённость новейшей техникой исследований и т. п., некоторые изъяны в постановке экологического образования). Для оптимизации экологического об-

разования необходимо активизировать весь потенциал культуры, произвести радикальную, гуманистическую переориентацию всей системы её ценностей, в полной мере раскрыть непреходящую значимость природы для человеческого существования.

Литература

Мамедов Н. М. Теоретические основы экологического образования // Экологическое образование и устойчивое развитие. М., 1995.

Назаренко В. М. Система непрерывного экологического образования в средней и высшей педагогической школе: Дис. ... д-ра пед. наук. М., 1994.

Региональные проблемы здоровья населения России / Отв. ред. В. Д. Беляков. М.: ВИНТИ, 1993. 334 с.

Роль санэпидслужбы в обеспечении санитарно-эпидемиологического благополучия населения Российской Федерации / Е. Н. Беляев. М.: Издательско-информационный центр Госкомитета санитарно-эпидемиологического надзора РФ, 1996. 416 с.

Сафронов И. П. Формирование экологической культуры учителя: Дис. ... канд. философ. наук. М., 1992.

Khotko N., Dmitriev A. Salud e ecologia de los ciudadanos no Regiao~de Volga Los resultados del experimento cientifico toca un problema ecologica // XI Coloquio "supervisión, auditoría, información del sistema para la seguridad médica y ambiental". Costa Daurada, Espagna, maio 27- abr 04, 2002, P 60–63.

«ЭКОЛОГИЯ ЧЕЛОВЕКА» В СИСТЕМЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ОБРАЗОВАНИЯ

М. Ф. Соловьева

Вятский государственный университет,

МОД «Эко-школа/Зеленый флаг», maria1solovyova@mail.ru

Вопросы экологического образования вновь пережили период подъема общественного интереса после принятия Основ экологической политики в 2010 г., подписанных на тот период времени президентом Д. А. Медведевым. Главной особенностью является то, что как специальный предмет и образовательная область тема «ушла» из учебных планов основного и полного общего образования. В настоящее время в Кировской области «экология» как отдельный предмет имеет место быть только в 15 школах, или «образовательных организациях». Основным аргументом в пользу такого явления служит обоснование «внедрения экологической темы во все учебные предметы». Как экономика стала эколого-ориентированной или зеленой, так и в процессе внедрения ФГОС наблюдается эколого-ориентированное содержание каждого учебного предмета. В связи с этим появилась не только экологическая ответственность бизнеса, особенно в развитии социальной или нефинансовой отчетности на основе международного стандарта менеджмента качества (КСО), но и ответственность в области образования и просвещения.

Можно с удовлетворением отмечать рождение таких дисциплин по выбору как [8, 9, 10, 11]: визуальная экология, информационная экология, социаль-

ная экология, историческая экология, педагогическая экология, экологическая социология.

Повышенный интерес вызывают курсы повышения квалификации педагогов в виде образовательных пограмм-экспедиций в страны Европы с целью изучения опыта строительства «Зеленых городов», их архитектуры, социальной направленности инфраструктуры. Так, различают несколько моделей «экосреды»: шведская, финская, немецкая (Германия).

Шведская модель привлекает внимание преподавателей архитектуры и дизайна по теме «Энергосбережение в северном климате». Модель разрабатывается в рамках Концепции устойчивого развития не только по отдельным районам города, а в целостной концепции градостроительства. В одной группе с преподавателями институтов и университетов России участвуют специалисты Центров экологических инициатив, строительных компаний. Все участники программ профессиональной переподготовки или повышения квалификации проживают специально в домах-гостиницах «экогорода».

Финская модель олицетворяется с понятием экологическая устойчивость строительства, проектирования экосреды города в сочетании с концепцией «каждый двор как арт-объект». Архитектура готовит сознание молодежи к экокреативной экономике XXI века.

Идея устойчивого развития находит отражение в реализации концепции «пассивный дом» как в России, так и в Германии. Образовательные программы обеспечивает Национальное агентство устойчивого развития. Оно стремится показать вариативные модели практических решений экономии энергии, тепла, затрат на строительство жилых домов.

Все указанные подходы решаются в системе профессионального образования. Тем не менее, остро обозначена проблема общекультурного развития личности, способной к осознанию саморегулирования поведения в условиях сокращения природных ресурсов на планете.

Экология человека рассматривается современным научным сообществом достаточно неоднозначно. У данного явления существует несколько причин [4].

В процессе социализации человека преобладающее большинство специалистов, педагогов шли от первой ступени «знание», поэтому для нашей страны характерно рассматривать проблемы экологии человека через учебные пособия. Действительно большинство авторов учебных изданий по экологии не менее одной главы уделяют проблемам экологии человека, рассматривая его биосоциальную природу и развивая идеи В. И. Вернадского об ответственности человека за преобразование природы в ущерб антропогенезу (коллектив авторов под руководством В. В. Денисова, С. И. Колесников и др.) [2, 12]. Такая позиция характерна для ученого сообщества, связанного с издательствами Ростова на Дону, которые обеспечивали учебные заведения России учебной литературой в соответствии с образовательными стандартами вузов первого и второго поколения. Некоторые авторские коллективы обращаются к истории развития экологии вообще, но выделяют и конкретные аспекты, например взаимодействие экологии и здоровья человека (В. И. Коробкин, П. В. Передельский) [3].

Однако настораживает тот факт, что в научном сообществе еще нет единого трактования понятия «экология человека». То это многоаспектная область знаний, необходимая для жизни человека, то наука о взаимоотношениях человека с окружающей средой (но одни исследователи придают отношениям характер адаптации, а другие – преобразовательной природы человека. Группы ученых связывают экологию человека и с демографией, здоровьем, потребностями человека). Это и социальная экология: то рассматривается как часть, то наоборот, как целое по отношению к экологии человека. Можно надеяться на особую роль научной конференции «Экология человека: здоровье, культура и качество жизни» в плане развития понятийного аппарата.

Иная группа исследований ставит своей целью сбор эмпирического материала по проблемам взаимодействия человека и среды через достижения теории и практики в области естествознания, гуманитарных дисциплин, медицины. Именно в этом направлении деятельности ученых Томского университета звучат идеи экологии среды, социальной и педагогической экологии (сайт 'Международные телеконференции, научные труды и публикации по медицине, биологии и экологии' <http://tele-conf.ru/>)

Тем не менее, научные монографические исследования в области экологии человека В. В. Ситарова, В. В. Пустовойтова, Б. Т. Лихачева, Н. В. Масловой, широкому кругу специалистов неизвестны, но это уровень академических исследований в области педагогики и методологии [5, 6, 8]. Интересно было бы познакомиться с работами Центра био и экофилософии Института философии РАН, но в научных региональных библиотеках нет необходимой литературы.

Вопросы формирования экологического мировоззрения, безусловно, следует отнести к вопросам экологии человека, но они рассматриваются далеко от человека, но близко к человечеству в целом (А. Е. Воробьев, П. А. Пучков; К. М. Петров) [1, 7]. Авторы обращают внимание на исторические уроки общечеловеческого, христианского мировоззрения в контексте определения роли человека в биосфере, ноосфере, техносфере.

Совершенно новое направление науки – экологическая история, которой не более 30 лет для европейского и американского сообщества и не более 10 лет для отечественной науки. Тем эффективнее опыт совместной деятельности. Успешен проект Европейского университета в Санкт-Петербурге и Института истории общества имени Маска Планка (Германия). Интересен вывод авторов – участников проекта: «К сожалению, неискоренимая тяга отечественного гуманитарного сообщества к историософии и глобалистике сильно мешает укоренению в России методологии экологической истории с ее требованиями детальной проработки материала и анализа взаимоотношений людей и природы в первую очередь на микроуровне.

Действительно система образования России более близка дедуктивному способу мышления (Р. Декарт), нежели методам, предложенным Ф. Бэконом (индукции), характерным для английской и европейской науки (стран северной Европы), а затем и Америки.

Поэтому в условиях расширения способов взаимодействия необходимо и «знание» и «адаптация» и «погружение» в новую для нас методологию и теорию не глобального, а обыденного локального.

Мы имеем ввиду международное общественное движение для реализации программы Юнеско – Эко-школа/Зеленый флаг. Миссия движения определена следующим образом: Множество маленьких дел, которые делаются множеством маленьких людей во многих маленьких местах, могут изменить лицо мира.

В этой программе сегодня участвуют более 50 стран. В России она развивается с 2002 г. Центром притяжения интересов участников Программы является Санкт-Петербург. Непосредственный интерес в программе вызывает технология деятельности «7 шагов». Несмотря на внешнюю простоту именно в ходе работы «по шагам» обнаруживается противоречие в менталитете, методологии. Отечественный педагог, а под его руководством работает и ребенок, как и отметили специалисты исторической экологии и экологической социологии – берется за многое и многое не успевает довести до конца. Его интересуют «общие» проблемы, например, города (недовольство уровнем чистоты), но при этом человек «не видит и не делает» что-либо в школе, дома, во дворе, предпочитая критику, но не конструктивное решение с собственным участием. Поэтому данная образовательная экологическая технология представляет собой способ преобразования смысло-ценностного поведения человека, способного взять на себя и проявлять социальную и личную ответственность.

Образовательные учреждения (организации) г. Кирова и Кировской области участвуют в данной программе с 2006 года. За это период накоплен определенный опыт работ, которым можно делиться на уровне дошкольного, школьного, дополнительного общего и профессионального образования (СПО, ВПО).

Необходимо отметить и опыт работы МОАУ ДО ЦРТДЮ «Лабиринт»: проведения летнего лагеря «Дебаты» по теме «Визуальная /информационная экология», социальный проект «Великорецкие встречи» с созданием эколог-православного лагеря в с. Великорецкое, тематические смены горожского летнего лагеря «Эко-град» и др.

Литература

1. Воробьев А. Е, Пучков Л. А. Человек и биосфера: глобальное изменение климата: учебное пособие. Ч. 1. М.: Изд-во РУДН, 2006. 442 с.
2. Колесников С. И. Экология. Учебное пособие. 3-е изд. М.: Издательский Центр – торговая корпорация «Дашков и К»; Ростов н/Д: академический центр, 2009. 384с.
3. Коробкин В. И. Передельский Л. В. Экология. Ростов н/Д; Изд-во «Феникс», 2000. 576 с.
4. Левит М. В. Личностная педагогика: культурно-исторический анализ. М.: Федеральный институт развития образования, 2010. 212 с.
5. Маслова Н. В. Ноосферное образование: монография. М.: Инст. Холодинамики, 2002. 338 с.
6. Ноосферное образование – фундамент устойчивого развития общества: Материалы XXI Междунар. науч.-практ. конф. Севастополь: Издатель Кручинин Л. Ю., 2007. 188 с.
7. Петров К. М. Экология человека и культура: Учеб пособие. Спб: Химиздат.1999. 384 с.

8. Ситаров В. А. Пустовойтов В. В. Социальная экология. М.: Издательский центр «Академия», 2000. 280 с.
9. Соловьева М. Ф. Педагогическая экология или здоровьесформирование? // Первая международная телеконференция Фундаментальные науки и практика: с материалами 1-ой международной телеконференции. Изд-во: «Крокус», 2010. 216 с.
10. Соловьева М. Ф. Социальная экология – практический опыт // Проблемы и перспективы современной медицины, биологии и экологии: Пятая Междунар. Телеконференция . URL: <http://tele-conf.ru/>
11. Человек и природа: экологическая история / Под общ. ред. Д. Александрова, Ф. Й. Брюггемайера, Ю. Лайус. Спб.: Европейский университет в Санкт-Петербурге; Алетейя, 2008. 349 с.
12. Экология / Под ред. В. В. Денисова. М.: ИКЦ «МарТ» Ростов н/Д «Издательский центр «МарТ», 2006. 768 с.

ИЗУЧЕНИЕ ПРОБЛЕМ ВОДОПОЛЬЗОВАНИЯ В КУРСЕ «РЕСУРСОВЕДЕНИЯ» КАК ВАРИАТИВНОЙ СОСТАВЛЯЮЩЕЙ В ПОДГОТОВКЕ ЭКОЛОГОВ

Н. М. Зимонина

*Вятский государственный гуманитарный университет,
kaf_eco@vshu.kirov.ru*

Необходимость обеспечения устойчивого водопользования в регионе предполагает обязательное знакомство будущих специалистов экологов с проблемой использования и сохранения водных ресурсов области. Структура высшего профессионального образования представлена предметно-деятельностной моделью, развивается в рамках компетентностного подхода, опираясь на систему государственных стандартов, которые обеспечивают известную самостоятельность вузов в подготовке специалистов и творческую инициативу преподавателей в разработке содержания конкретных дисциплин (Методические рекомендации ..., 2007). Успешность формирования профессиональных компетенций экологов определяется содержанием как базовых, так и вариативных дисциплин образовательной программы профессиональной подготовки. Оценка, анализ использования, перспективы сохранения природных ресурсов, в том числе водных, на территории области осуществляется в рамках вариативной дисциплины – «Ресурсоведение». Данная дисциплина является дисциплиной по выбору профессионального цикла в направлении подготовки 05.03.06 Экология и природопользование. Дисциплина «Ресурсоведение» имеет тесную связь с сопутствующими дисциплинами, такими как «Управление природопользованием», «Правовые основы природопользования и охрана окружающей среды».

Цель настоящей работы – раскрыть некоторые особенности изучения проблем водопользования в рамках дисциплины «Ресурсоведение», определить роль и возможности данной дисциплины в формировании профессиональных компетенций.

В числе основных задач курса можно назвать следующие: усвоение знаний о составе, структуре, классификации, оценке и использовании природных ресурсов, формирование умения анализировать природно-ресурсный потенциал

территории. Учебное содержание дисциплины оформлено в виде трёх крупных разделов: «Раздел 1. Концептуальные основы использования, охраны и восстановления природных ресурсов»; «Раздел 2. Оценка природно-ресурсного потенциала территории», «Раздел 3. Проблемы ресурсосбережения». Проблемы регионального водопользования могут быть рассмотрены в одной из тем первого раздела – «Ресурсы пресных вод Экологическая оценка водных ресурсов». На изучение темы отводится 12 часов из которых 6 часов – контактная работа с преподавателем (2 часа лекций и 4 часа лабораторных занятий) и 6 часов – самостоятельная работа студентов. В лекционные часы необходимо раскрыть следующие важные теоретические вопросы: речной сток, его поверхностная и подземная составляющие как основные водно-ресурсные категории территории, подземные воды зоны активного водообмена, важный источник водоснабжения, водные ресурсы России, проблемы водохозяйственного комплекса страны и области, государственное управление водными ресурсами, Государственный водный кадастр. Государственный водный реестр, Федеральные целевые и региональные программы по использованию, охране водных ресурсов. На лабораторных занятиях, работая в малых группах студенты анализируют особенности водообеспеченности стран мира, России и области, основные нормативно-правовые акты регулирующие водные отношения, выявляют проблемы использования и охраны водных ресурсов.

Сцелью решения задач в сфере водных отношений в настоящее время разработаны: Водная стратегия РФ на период до 2020 г.; Федеральная Целевая Программа «Чистая Вода» на 2011–2017 годы, Федеральная Целевая программа «Развитие водохозяйственного Комплекса Российской Федерации в 2012–2020 годах». В содержании данных документов раскрываются возможные пути решения проблем водоресурсного обеспечения экономики, качества питьевой воды; охраны водных объектов, перед органами управления ставятся соответствующие задачи, перечисляются основные мероприятия для их реализации.

Возобновляемые водные ресурсы оцениваются *объемом годового стока* рек (Емельянов, 2012). Благодаря круговороту ежегодно реки сбрасывают в Мировой океан около 40-41 тыс. км³ (табл.). Скорость возобновления определяет доступность человечеству водных ресурсов. Воды рек обновляются примерно за 10–12 суток. Ежегодный объем стока Российских рек составляет в среднем 4262 км³. По объему речного стока Россия занимает второе место в мире. Основной характеристикой водных ресурсов территорий (бассейнов) является балансовая оценка (Хван, 2012). *Вводный баланс* представляет соотношение приходной и расходной частей круговорота воды на каком-либо пространстве. Ведущие показатели, определяющие водообеспеченность территорий приведены в таблице.

**Сравнительная характеристика мировых и региональных
водохозяйственных показателей (Водные ресурсы, 2012)**

Показатели	Мир, в целом	Россия	Кировская область
Объём годового стока рек	40–45 тыс. км ³ /год	4 тыс. км ³ /год	28,4 км ³ /год
Суммарный забор воды из природных водных объектов	6 тыс. км ³ /год	76–89 км ³ /год	228 млн. м ³ /год
Объём сброшенных вод	2,5–3 тыс. км ³ /год	52 км ³ /год	191 млн.м ³ /год

Одной из ведущих *проблем* Водохозяйственного комплекса области в сфере использования водных ресурсов это неудовлетворительное состояние *хозяйственно-питьевого водоснабжения*, которое проявляется в низком качестве подаваемой населению воды и ограниченном уровне доступа населения к централизованным системам водоснабжения. Постановлением Правительства Кировской области от 15 июня 2011 г. № 108/246 утверждена областная целевая программа «Развитие водоснабжения, водоотведения и очистки сточных вод Кировской области» на 2011–2017 гг. Целями Программы являются обеспечение населения Кировской области питьевой водой, соответствующей требованиям безопасности и безвредности, установленным санитарно-эпидемиологическими правилами, рациональное использование водных объектов, охрана окружающей среды и обеспечение экологической безопасности. В рамках самостоятельной работы студенты могут выполнять разработку следующих тем: «Качество вод суши», «Государственный контроль качества питьевой воды», «Комплексное использование и охрана природы речных бассейнов», «Водоохранные и водосберегающие технологии», «Рациональное использования водных ресурсов предприятиями области».

Таким образом, курс «Ресурсоведение» даёт возможность сформировать, как знаниевый, так и практический компонент профессиональных компетенций использования теоретических знаний при анализе природно-ресурсного потенциала территории.

Литература

Огородникова С. Ю., Зимонина Н. М. Водные ресурсы: учебно-методические пособие. Киров: ООО «Типография «Старая Вятка», 2012. 95 с.

Емельянов А. Г. Основы природопользования. М.: Издательский центр «Академия», 2012. 256 с.

Методические рекомендации по разработке и реализации на основе деятельностно-компетентного подхода образовательных программ ВПО, ориентированных на ФГОС третьего поколения / Т. П. Афанасьева и др. М.: Изд-во МГУ, 2007. 96 с.

Хван Т. А., Шинкина М. В. Экология. Основы рационального природопользования: учеб. пособие для бакалавров М.: Изд-во Юрайт, 2012. 319 с.

**РАЗВИТИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ КУЛЬТУРЫ УЧАЩИХСЯ В РАМКАХ
ОРГАНИЗАЦИИ ЛЕТНЕЙ ВЫЕЗДНОЙ ШКОЛЫ «Я – ГЕОГРАФ»
(Летняя выездная школа была организована при грантовой поддержке
Русского географического общества)**

*Г. А. Русских, Е. С. Соболева
Вятский государственный гуманитарный университет
e.s.soboleva.geo@mail.ru, kaf_geo@vshu.kirov.ru*

Роль экологического образования в современном обществе сложно переоценить. Потребительское сознание, незнание основ рационального природопользования, игнорирование элементарных правил поведения в природе приводит к нарастанию негативных последствий антропогенных воздействий в окружающей среде на всех уровнях взаимодействия человека и природы.

Экологическая культура – важная составляющая общей культуры человека, поэтому экологическое образование и воспитание должно начинаться с самого раннего возраста. Несколько лет назад предмет «экология» изучался во многих школах в рамках регионального компонента, а педагогический университет выпускал специалистов – учителей экологии. Сейчас некоторые экологические аспекты введены в школьные курсы географии, биологии, химии, природоведения, но отдельно экология, как правило, не преподаётся. Очевидная проблема недостаточной экологической грамотности школьников, не решённая сейчас, приведёт к ещё более серьёзным последствиям для нашей планеты в обозримом будущем.

На наш взгляд, наиболее эффективными формами целенаправленной работы по повышению экологической культуры школьников являются те мероприятия, которые могут быть проведены непосредственно на местности: экологические экспедиции, акции, походы, десанты и т.п. При этом важным фактором является формирование бережного отношения к природному наследию и соответствующих основ поведения в природной среде.

В 2015 г. при финансовой поддержке Русского географического общества нами была организована Летняя выездная школа «Я – Географ» для учащихся школы с. Тат-Верх-Гоньба Малмыжского района Кировской области.

Деятельность Школы, направленная на изучение природы родного края, выходит за рамки классно-урочной системы и позволяет перевести учебно-воспитательный процесс в формат практико-ориентированной деятельности, осуществляемой в природной среде. Особое внимание при реализации данного проекта было уделено геоэкологическим аспектам взаимодействия человека с окружающей средой.

Участниками Летней школы стали учащиеся 5–9 классов школы с. Тат-Верх-Гоньба, которые под руководством преподавателя кафедры географии и в сопровождении школьного учителя в течение пяти дней выполняли различные виды учебно-исследовательской работы в окрестностях своего села; также участниками проекта являлись студенты-географы, помогающие в проведении мероприятий. Программа работы Школы содержала инвариантную и вариатив-

ную часть. Инвариантной (обязательной для всех) частью являются полевые (экспедиционные) исследования. Вариативная часть включает формы работы, в которых школьники участвуют по желанию. Так, сочетая полевые учебные исследования и занятия вариативного блока, каждый участник создаёт свой индивидуальный образовательный маршрут.

Ниже приведён перечень мероприятий в рамках работы Летней выездной школы «Я – Географ».

В процессе занятий Летней школы «Я – географ» учащиеся начинают выполнять индивидуальный исследовательский проект, материалы для которого собираются в процессе экспедиционных работ. В последний день школьники получают групповые и индивидуальные консультации по оформлению полученных результатов и подготовке своих работ к участию в ежегодном областном конкурсе исследовательских проектов школьников «Природа и общество».

Содержание данного проекта позволяет решать образовательные задачи по развитию экологического мышления, экологической культуры школьников в рамках предметов естественно-научного цикла. Следовательно, проект несёт важную воспитательную функцию. Именно через изучение компонентов ландшафта дети приходят к тому, что природа – не есть нечто чуждое нам, а наоборот, это естественная среда жизни со своими законами и ритмами, обеспечивающая существование, в том числе, виду человек разумный. Осознание этого факта вынуждает пересматривать наше потребительское отношение к окружающей среде и начать выстраивать с ней иной тип взаимодействия, основанный на принципах сохранения и приумножения природных богатств.

ЭКОЛОГО-ГИГИЕНИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ УСЛОВИЙ ОБУЧЕНИЯ СТУДЕНТОВ ВУЗОВ

Н. И. Хотько, А. П. Дмитриев

*Государственный научно-исследовательский институт
промышленной экологии, info@sar-ecoinst.org,
Пензенский государственный университет,
meidpgmi@yandex.ru*

Ухудшение здоровья детей и подростков в последние десятилетия способствовало формированию негативных тенденций в показателях здоровья студенческой молодежи, определяющей интеллектуальный потенциал и будущее развитие России, в обеспечении которого значительную роль играют специалисты с высшим образованием. По мнению ведущих ученых, недостаточно изучены как особенности состояния здоровья современной популяции студенческой молодежи, так и факторы его формирующие на этапе профессиональной подготовки (Беляев, 1996). При современной социально-экономической ситуации рынок труда предъявляет высокие требования к профессионализму выпускников высшей школы. В условиях рыночной экономики появились новые негосударственные типы образовательных учреждений и внебюджетные формы подготовки специалистов в государственных вузах. По данным Федеральной служ-

бы государственной статистики Приволжского Федерального Округа в последнее десятилетие количество вузов и студентов увеличилось более чем вдвое за счет негосударственных образовательных учреждений. Интеграция системы подготовки специалистов страны в международный образовательный процесс в связи с подписанием Болонской Конвенции, развитие коммерческого финансирования обучения, введение новых специальностей и расширение образования за счет освоения смежных профессий способствуют возрастанию учебных нагрузок, меняют информационную базу учебного процесса и требуют оценки и коррекции существующих условий подготовки специалистов высшей школы. При возрастающей численности студентов сохраняются низкие финансово-экономические возможности высших образовательных учреждений и несовременная материально-техническая база, что способствует ухудшению условий обучения. Возникновение и развитие болезней является результатом сложной конвергенции биологических (физиологически и генетически обусловленных), экологических и социальных факторов. Рост числа хронических заболеваний среди молодежи – учащихся вузов – вызывает серьезную озабоченность (Беляков, 1993).

Выделение приоритетных направлений предупреждения нарушений здоровья студентов в период обучения в системе высшего профессионального образования надлежит рассматривать как государственную задачу. Для её решения необходимы новые подходы, направленные на выявление рисков здоровью, связанных с комплексом факторов, характеризующих условия жизнедеятельности студентов.

Период реформ в России сопровождался изменением структуры питания населения, снижением потребления продуктов животного происхождения, фруктов и овощей, дефицитом белков, энергии, биологически активных веществ, что отразилось на состоянии здоровья всех групп населения, в том числе детей и подростков (Беляев, 1996.).

Высшие профессиональные образовательные учреждения, как правило, располагаются в крупных индустриально-промышленных центрах с высокой антропогенной нагрузкой, что также может влиять на здоровье студенческой молодежи. Процессы перманентного реформирования систем здравоохранения и санитарного надзора, повлекшие за собой снижение качества медицинского обеспечения и контроля условий обучения, также содействовали тому, что проблема сохранения здоровья студентов вузов представляется актуальной и требует своего решения.

Одним из важнейших механизмов для управления санитарно-эпидемиологическим благополучием населения в России является выстраиваемая в последнее пятнадцатилетие система социально-гигиенического мониторинга (СГМ) – система наблюдения за изменениями показателей состояния здоровья населения и окружающей среды с целью прогнозирования и управления уровнем здоровья. В этой системе главной задачей является определение причинно-следственных связей, идентификация рисков здоровью разных групп населения (Государственный доклад, 2008). Дальнейшее развитие системы СГМ должно проходить по пути дифференциации и оценки рисков для соци-

ально значимых групп (Кутепов, 2005). При всем при том научная и методическая база, необходимая для включения учащихся высшей школы в СГМ, до настоящего времени не разработана. Необходимость совершенствования стратегии и тактики обеспечения санитарно-эпидемиологического благополучия студентов в период профессионального обучения в образовательных учреждениях высшего профессионального образования позволяют формулировать адекватные целевые установки для специализированных научных коллективов (кафедр гигиены и экологии, лабораторий НИИ).

В связи с вышеуказанным возникает целесообразность научного обоснования системы регионального эколого-гигиенического мониторинга условий обучения и показателей здоровья учащихся высшей школы для обеспечения эколого-гигиенического благополучия и разработки программ управления здоровьем и качеством жизни студентов. Для исполнения формулированной научно-практической работы могут быть определены следующие основные задачи исследования:

1. Выявить закономерности формирования здоровья и адаптационных возможностей студенческой молодежи в динамике обучения в вузах различного профиля.

2. Разработать критерии оценки интенсивности учебного процесса в высшей школе.

3. Изучить особенности фактического питания студентов и оценить его значение в формировании алиментарно-зависимых заболеваний.

4. Изучить во взаимосвязи образ жизни и качество жизни студентов.

5. Установить наиболее информативные показатели в системе «здоровье студентов – среда обучения» для включения в информационные базы данных социально-гигиенического мониторинга.

6. Оценить влияние социально-экономических и антропо-техногенных факторов на здоровье студентов и определить причинно-следственные связи в системе «здоровье студентов – среда жизнедеятельности» (на примере г. Саратова?).

7. Обосновать методологические подходы к совершенствованию санитарно-эпидемиологического надзора за учебными заведениями высшего профессионального образования и включению студентов в систему социально-гигиенического мониторинга.

8. Обосновать комплексную программу оптимизации условий обучения студентов высшей школы и снижения потерь здоровья за время обучения. Решение формулированных целевых установок позволяют: а) установить закономерности формирования здоровья студентов вузов с оценкой показателей физического развития, выполненной на основе разработанных региональных стандартов;

- б) определить величины риска здоровью студентов за время обучения трем группам специальностей высшего профессионального образования (медицинской, педагогической, сервиса).

в) Разработать методику комплексной оценки условий образовательного процесса с учетом шкалы трудоемкости предметов высшей школы, напряженности учебного труда.

г) Получить данные, отражающие вклад комплекса факторов разной природы (условия обучения, загрязнение окружающей среды, социальные условия) в формирование здоровья и качество жизни студентов.

Впервые выделена система маркерных показателей для ведения социально-гигиенического мониторинга за условиями подготовки и здоровьем студентов в высшей школе (Блинов, 2009; 2010).

Литература

Беляев Е. Н. Роль санэпидслужбы в обеспечении санитарно-эпидемиологического благополучия населения Российской Федерации: Дисс. ... д-ра мед. наук. М., 1996. 412 с.

Беляков В. Д. Региональные проблемы здоровья населения. М., ВИНТИ. 1993. 334 с.

Блинова Е. Г. Влияние условий среды жизнедеятельности на заболеваемость студентов // Экология человека. 2009. № 10. С. 12–15.

Блинова Е. Г. Научные основы социально-гигиенического мониторинга условий обучения студентов в образовательных учреждениях высшего профессионального образования: Автореф. ... д-ра мед. наук. М., 2010. 47 с.

Государственный доклад «О санитарно-гигиенической обстановке в РФ в 2008 г.»

Кутепов В. Н. Методические основы оценки состояния здоровья населения при воздействии факторов окружающей среды. Автореф. дис. ... д-ра мед. наук. М., 2005. 41 с.

ЗАЩИТА ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИХ ПРОЕКТОВ КАК ПРИЕМ ОЦЕНКИ ДОСТИЖЕНИЯ ПЛАНИРУЕМЫХ РЕЗУЛЬТАТОВ ЛИЦЕИСТОВ

З. П. Макаренко

Лицей естественных наук

Достижение планируемых результатов в деятельности учителей и учащихся – одно из основных направлений реализации ФГОС второго поколения (Высшее образование ..., 2003; Стандарты ...; ФГОС ..., 2012; Использование ...; Организация ...). В статье мы рассматриваем особенности подготовки исследовательских проектов в процессе лицейского образования и публичную защиту результатов проектной деятельности как прием оценки достижения планируемых результатов. Известно, что цель участия лицеистов в проектной деятельности – развитие универсальных учебных действий и, прежде всего, умений, владение которыми позволяет учащимся создавать качественный авторский продукт, воспитывать у лицеистов инициативность, самостоятельность и предприимчивость. Суть проектного обучения заключается в том, что при подготовке проекта учащиеся ощущают себя первооткрывателями и обучение при этом приобретает для них большой личностный смысл, что заметно повышает мотивацию к обучению. Технология проектного обучения используется при изучении любой школьной дисциплины. И, несмотря на определенные сложности в деятельности учителя и учащихся, с помощью проекта обучение

становится живее и интереснее, чем при традиционном обучении. Совсем не легко научить школьников выдвигать гипотезы и предложения. Очень трудно воспитывать в них готовность к тому, что для получения ответа необходимо заглянуть в справочник, что – то обследовать, проанализировать. На рисунке представлены этапы выполнения проекта, которые стали системой работы лица.

Внедрение Стандарта второго поколения позволяет формировать учебно-исследовательские умения непосредственно во время учебного процесса, что повышает мотивацию к занятиям научно-исследовательской деятельностью, и, как следствие, позволяет формировать научно-исследовательские умения, необходимые для будущего ученого.

Рассмотрим: как в процессе исследовательской деятельности учащихся формируются вышеперечисленные универсальные учебные действия и ключевые компетентности.

При **постановке проблемы (выборе темы исследования)** формируются социальная, информационная, коммуникативная и рефлексивная компетентности.

Социальная компетентность, так как тема выбирается с ориентацией на будущую профессию, востребованную в обществе. Информационная компетентность начинает формироваться при изучении справочной литературы по специальностям, сводок биржи труда, данных СМИ и т. д. Коммуникативная компетентность развивается при общении с выпускниками лица, специалистами, родителями. Рефлексивная компетентность тоже начинает формироваться так как мотивами, побудившими учащегося начать выполнение исследовательского проекта, являются: заслушивание докладов на школьной конференции для 9-х и 10-х классов 1-го сентября, познавательный интерес к какой-либо области знаний, желание самоутвердиться как личность, престижность, желание иметь награды, возможность поступить в вуз и другие. Когда проблема поставлена, то возникает желание заниматься решением этой проблемы.

При поиске и договоренности с тем ученым, специалистом, кто будет осуществлять **научное руководство** данной **темой**, формируются информационная (чтение трудов и работ ученого, специалиста в сборниках, материалах конференций и т.д.), рефлексивная (успешность учеников) и коммуникативная (общение с учениками и выпускниками, выполнившими научно-исследовательские работы под руководством данного ученого или специалиста) компетентности.

Работа с научной литературой и составление библиографического списка формирует информационную компетентность (работа с каталогами научной литературы в областных библиотеках, информационных центрах, патентный поиск, поиск сведений в интернете, работа с научными периодическими журналами и т. д.).

При **выборе и освоении методик исследования** формируется технологическая компетентность: изучаются методики исследований и аналитическое оборудование, готовятся химические реактивы; методики апробируются, дорабатываются и осваиваются.

Выполнение научно-исследовательской работы (планирование эксперимента, исследования, монтаж лабораторных и пилотных установок, изгото-

ление макета установки, производственные испытания, сбор материалов в природе, оформление материалов, математическая обработка результатов исследований, расчет экономических показателей, разработка технологий и технологических схем установок, расчет оборудования, прогнозирование и выдача рекомендаций) формирует проектную компетентность (Хуторский, 2007).

Защита научно-исследовательской работы на конференциях различного уровня формирует коммуникативную и социальную компетентность, так как идет активное общение между сверстниками из разных регионов, беседы со специалистами, учеными, журналистами.

При **хороших результатах ЕГЭ и поступлении в вуз (либо прием в вуз по собеседованию) победителей конференций, выставок, конкурсов** формируется рефлексивная (у учащегося повышается самооценка при получении наград и успешном тестировании и собеседовании) и социальная (выбор факультета вуза и будущей специальности) компетентности.

Исследовательская деятельность в вузе, учеба в аспирантуре, защита диссертации (либо работа по специальности, связанная с темой исследования) продолжает формирование как социальной компетентности, так и других компетентностей.

Считаем, что учебными исследованиями надо заниматься на научной основе с 1-го по 11-й класс, а не считать, что это просто игра. Важно, что учебно-исследовательская и научно-исследовательская деятельность в школьный период носят интегрированный характер. В связи с этим, педагогам-руководителям исследовательской деятельностью школьников не понятно заключение руководства Общероссийского общественного детского экологического движения «Зеленая планета» по работам «Зеленые технологии глазами молодых-2015». Цитирую: «Если на конференции или конкурсе учащиеся представляют действительно научные исследования, то, как правило, это результаты работ их научных руководителей (в лучшем случае), либо материал заимствован где-то в информационном пространстве (обычно в интернете).» Такой непедagogический подход затрудняет «выращивание» подлинных ученых с юных лет. В отличие от этого вердикта приветствуем перспективный подход организаторов и руководителей Всероссийских мероприятий таких как Всероссийский конкурс юношеских исследовательских работ им. В.И. Вернадского, мероприятия Программы «Шаг в будущее» и др., что создают условия для развития будущих ученых.

В лицее 20 лет работает лицейское научное общество «НООСФЕРА», которое насчитывает более 100 учащихся, ежегодно под научным руководством ученых и специалистов выполняется более 50 научно-исследовательских работ.

Мы гордимся результатами. В Лицее естественных наук за 24 года подготовлено 700 научно-исследовательских работ, при защите которых на конференциях, конкурсах, выставках различного уровня и получено 1827 призовых места: 63 – городского уровня; 252 – областного уровня; 962 – регионального уровня; 90 – федерального; 389 – всероссийского уровня; 57 – международного уровня.

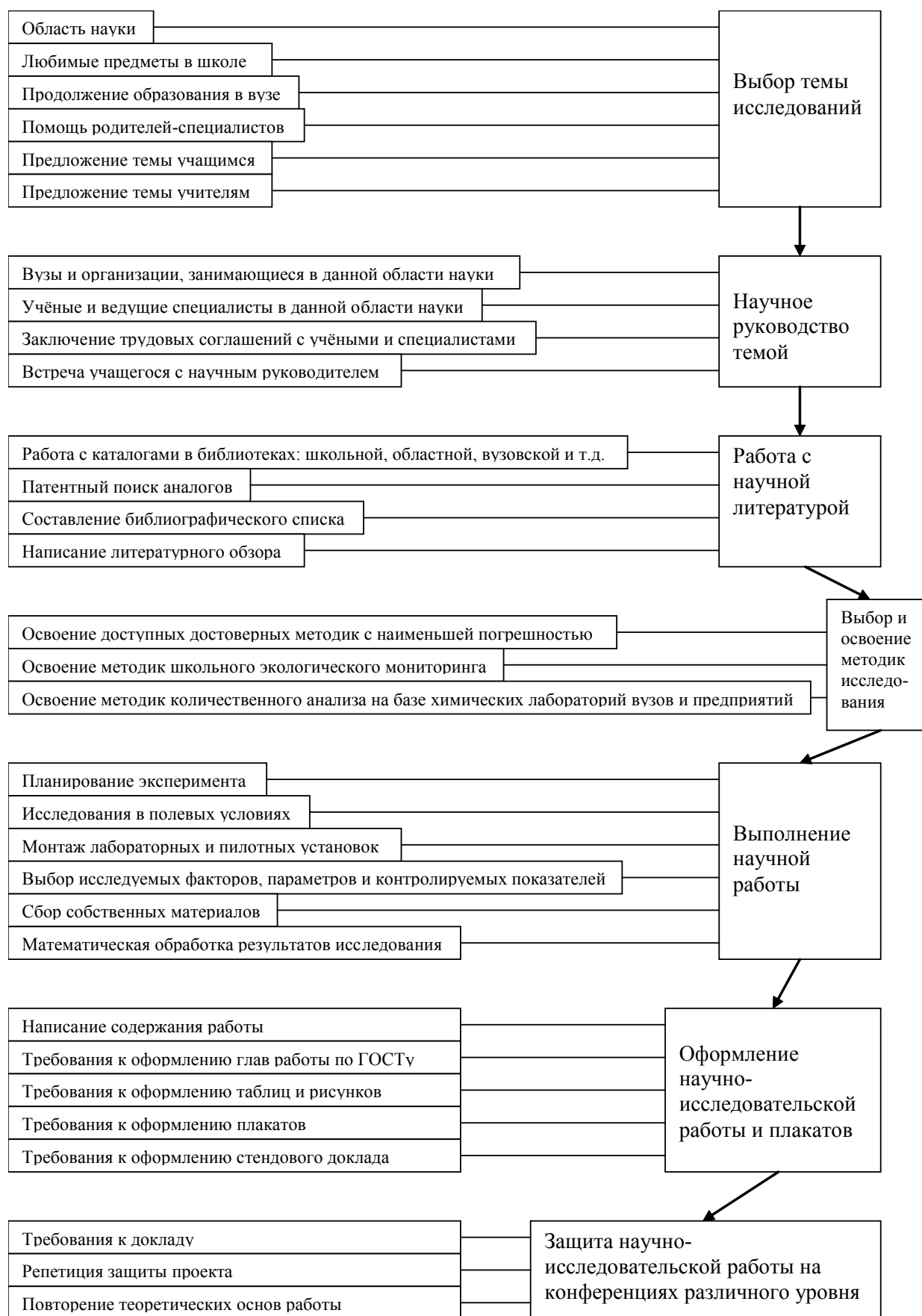


Рис. Система работы в лицее над совершенствованием исследовательских умений учащихся старших классов по каждому этапу исследований

За девятнадцать лет участия в Российских выставках «Шаг в будущее» более 50 лицеистов были включены в состав Национальных команд России для участия в различных международных форумах. С 16 по 22 октября 2000 г. выпускница лицея, студентка МГТУ им. Н. Э. Баумана Трефилова Анастасия приняла участие в Международной выставке «Молодые исследователи всего мира – окружающей среде» в г. Ганновере, Германия. С 3 по 9 февраля 2001 г. выпускница лицея, дипломантка Всероссийской экологической конференции 2000 г., студентка ВГПУ Елена Кочурова приняла участие в фестивале стипендиатов федеральной целевой программы «Одаренные дети» президентской программы «Дети России» за 2000 г. в г. Москве, организованном Министерством образования Российской Федерации; в сентябре 2004 года выпускники лицея Сергей Орлов и Екатерина Куликова приняли участие в 16-ом Национальном соревновании молодых ученых Европейского Союза в г. Дублине, Ирландия. В сентябре 2007 г. Татьяна Пушкарева приняла участие в Национальном соревновании молодых ученых Евразийского Союза (Испания, Барселона). 46 выпускников лицея поступили и учатся или защитили дипломы на кафедре «Промышленная экология» факультета «Энергетическое машиностроение» и других факультетах МГТУ им. Н. Э. Баумана. Более 200 выпускников лицея учатся на факультетах МГУ им. М. В. Ломоносова, РХТУ им. Д. И. Менделеева, Академии тонкого органического синтеза г. Москвы, Нижегородского университета, Пермской фармацевтической академии, вузах г. Кирова: ВятГГУ, ВГУ, КГМА, ВГСХА. Первые выпускники вузов продолжают образование в ординатурах и аспирантурах, работают в областном Краеведческом музее, ВНИИОЗе, «Водоканале», преподают экологию в школе.

Литература

Высшее образование сегодня. 2003. № 5. С. 34–42.

Использование проектной деятельности с введением ФГОС второго поколения <http://nsportal.ru/nachalnaya-shkola/obshchepedagogicheskie-6>.

Лучшие страницы педагогической прессы. 2003. №5. С. 3–10.

Организация проектной деятельности в рамках ФГОС второго поколения. <http://nsportal.ru/nachalnaya-shkola/obshchepedagogicheskie-tekhnologii/2013/06/14/organizatsiya-proektnoy-deyatelnosti>.

Стандарты второго поколения. http://23-school.ru/index/federalnye_gosudarstvennye_obrazovatelnye_standarty_2_pokolenija/0-102.

ФГОС среднего (полного) общего образования – утвержден приказом от 17 мая 2012 года № 413 (зарегистрирован Минюстом России 07.06. 2012, рег. № 24480).

Хуторский А. В. Определение общепредметного содержания компетенций как характеристика нового подхода к конструированию образовательных стандартов // Эйдос: Интернет-журнал. 23 апреля 2002. С. 1–7.

ЭКСПЕДИЦИОННЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ПРИРОДЫ ВОСТОЧНО-ЕВРОПЕЙСКОЙ РАВНИНЫ В КОНЦЕ XIX ВЕКА

***В. А. Снытко, В. А. Широкова, О. С. Романова,
Н. А. Озерова, Н. М. Эрман***

*Институт истории естествознания и техники им. С. И. Вавилова РАН,
snytko@yandex.ru*

Вторая половина XIX века в истории географического изучения России характеризуется проведением активных исследований по изучению природных условий страны. Это был период, когда проводились как специальные геологические, ботанические, почвенные и комплексные работы.

Экспедиционные исследования на территории Восточно-Европейской равнины в этот период проходили под руководством таких выдающихся отечественных географов как Д. Н. Анучин, В. В. Докучаев, А. А. Тилло.

Целую эпоху в отечественной науке составили экспедиционные исследования по изучению источников главнейших рек Европейской России, и в том числе главного водораздела трех морей – Балтийского, Черного и Каспийского (Озерова и др., 2015). Экспедиция по исследованию рек Европейской России под руководством А. А. Тилло в 1894–1902 гг. провела специальные исследования в этом районе. Первоначально экспедиция состояла из трех отделов: лесоводственного под руководством М. К. Турского, гидрогеологического во главе с С. Н. Никитиным и гидротехнического под началом Ф. Г. Зброжека. Позже при экспедиции образовалась особая геодезическая часть и, наконец, метеорологическая и юридическая. Официальным руководителем этой части был назначен А. А. Фок, юридической и М. М. Рейнке, метеорологической и Е. А. Гейнц и В.Х. Дубинский. А.А. Тилло лично курировал работу подразделений. Вскоре были выделены отделы по почвоведению (Н.А. Богословский) и ботанике (Н. И. Кузнецов и А. В. Фомин). Изучением озер верховьев Волги и Западной Двины занимался Д. Н. Анучин.

Экспедицией было выполнено подробное физико-географическое описание бассейна Волги, Днепра, Западной Двины, определены точные координаты истоков главных рек Европейской России, впервые составлены крупномасштабные карты, показывающие территорию водораздела между верховьями этих рек.

Экспедиционным исследованиям Д.Н. Анучина предшествовала его поездка 1890 г. в район Валдайской возвышенности. Эта поездка детально описана в очерках «Из поездки к истокам Днепра, Западной Двины и Волги» (Анучин, 1891). Д.Н. Анучин обосновывает понятие «Средне-Русская возвышенность», давая четкие представления об орографии европейской части России. В этой работе рассмотрены также исторические аспекты представлений о водоразделе в центральной России. Исследования 1894–1895 гг. обобщены Д. Н. Анучиным в особом труде, вобравшем в себя все известное о верховьях Волги и верховью Западной Двины, а главное – результаты экспедиционных и некоторых стационарных исследований (Анучин, 1897). Особое внима-

ние уделено методам, применяемым при изучении озер. Целью исследования явился сбор нового фактического материала и его обработка. Д.Н. Анучин не жалел труда и времени, чтобы собрать наибольшее количество наблюдений. Он с помощниками произвел около 20000 промеров глубин дна озера. Д. Н. Анучин обобщил все собранные сведения об изученных озерах, сопроводив текст фотографиями, картами и таблицами глубин и температуры озер. Изложенные материалы явились основой для создания Д. Н. Анучиным отдельного научного направления – озероведения.

Некоторые исследования экспедиции имели большое значение для развития метеорологии и гидрологии в России. Экспедиция А. А. Тилло заложила фундамент для развития учения о водном балансе. Значение Экспедиции для исследования источников главнейших рек Европейской России точно определил академик Л. С. Берг: «если бы А. А. Тилло ничего больше не сделал, кроме организации экспедиции по изучению истоков рек, то и в таком случае он заслужил бы благодарную память потомств» (Берг, 1950).

Первые научные работы В. В. Докучаева были осуществлены им на своей родине в Смоленской губернии. В течение ряда лет он проводил детальные экспедиционные работы в бассейнах Днепра и Западной Двины, ставившие своей целью выяснение вопроса происхождения долин рек Восточно-Европейской равнины, что представляло в то время актуальную научную задачу. По этой теме существовало довольно значительное количество научных работ. Все они были тщательно проработаны В. В. Докучаевым при написании им магистерской диссертации, впервые опубликованной в 1878 г. и вошедшей в серию «Классики науки» (Докучаев, 1949). Осуществляя экспедиционные поездки в бассейне реки Днепра, В. В. Докучаев обращал внимание на все, визуально наблюдаемые на конкретной территории, а также собирая сведения о прошлом территории, то есть данные, важные с непосредственной географической точки зрения. Так он сообщает интересный факт о многочисленных мельницах в верховье Днепра: «форма речной долины маркирована частыми мельницами» (Докучаев, 1949). В работе «Способы образования речных долин Европейской России» были описаны обнажения четвертичных слоев и сделаны их зарисовки. В. В. Докучаев отмечал, что «мощность и высота на обоих берегах Днепра с наименьшей ясностью свидетельствует, что эти наносы когда-то сплошь заполнили уже готовые котловины среди каменноугольных пород и, таким образом, лишили их возможности так или иначе влиять на первую стадию развития днепровской долины на данном участке» (Докучаев, 1949). Все это дает возможность представить конкретную природную ситуацию, что важно в историко-географическом плане (Снытко и др., 2015; Широкова и др., 2015). В. В. Докучаев обращал внимание на то, что «Днепр на глазах молодого поколения делает чрезвычайно сильные изменения своего русла. Нет сомнения, что, вероятно, даже в историческое время эти изменения были гораздо значительнее, что подтверждается тем фактом, что рассматриваемое нами протяжение живое русло Днепра во многих местах сопровождается слепыми рукавами, озерами и старицами, во множестве рассеянными по его заливной долине» (Докучаев, 1949). Таким образом, собранные сведения о характере берегов Днепра,

их размыве, миграции русла и характере его меандра позволяет делать сравнения с сегодняшним состоянием русла и поймы, подвергшихся антропогенному давлению.

В. В. Докучаев за семь лет упорной работы накопил много фактических материалов по исследованию речных долин. Обобщив накопленные результаты, и на основании личных наблюдений в средней и южной России он создал стройную теорию постепенного развития эрозионных форм рельефа, а его работа «Способы образования речных долин Европейской России» стала источником руководящих идей в области естествознания.

Работа выполнена по проекту РГНФ № 15-03-00749.

Литература

Анучин Д. Н. Из поездки к истокам Днепра, Западной Двины и Волги // Северный вестник. 1891. № 8. С. 119–162.

Анучин Д. Н. Верхневолжские озера и верховья Западной Двины. Рекогносцировки и исследования 1894–1895 гг. / Труды экспедиции для исследования источников главнейших рек Европейской России, издаваемые А. А. Тилло. М., 1897. 156 с.

Берг Л. С. Алексей Андреевич Тилло // Известия Всесоюзного Географического общества. 1950. Т. 82. № 2. С. 113–123.

Докучаев В. В. Способы образования черных долин Европейской России // Избранные труды. Классики науки. М.: Изд-во АН СССР, 1949. С. 139–221.

Озерова Н. А., Снытко В. А., Широкова В. А. Экспедиция для исследования истоков главнейших рек Европейской России (1894–1902) // Известия РАН. Серия географическая. 2015. № 4. С. 113–127.

Снытко В. А., Широкова В. А., Низовцев В. А., Эрман Н. М., Озерова Н. А., Романова О. С. Междуречье Днепра и Западной Двины как полигон исследований В. В. Докучаева // Проблемы устойчивого развития регионов республики Беларусь и сопредельных стран: Сб. науч. статей IV Междунар. науч.-практ. конф. Могилев, 2015. С. 221–225.

Широкова В. А., Снытко В. А., Романова О. С., Озерова Н. А., Собисевич А. В., Эрман Н. М., Низовцев В. А., Чеснов В. М., Нестеров Е. М. Научные исследования Василия Васильевича Докучаева верховий Днепра // Геология в школе и вузе: геология и цивилизация. Материалы IX Междунар. конф. и летней школы. СПб., 2015. С. 44–45.

ИЗ ИСТОРИИ ИЗМЕНЕНИЯ ТРАКТОВКИ ПОНЯТИЯ «ЗАКАЗНИК» И КЛАССИФИКАЦИИ ЗАКАЗНИКОВ

А. Ю. Егоровых, А. А. Хохлов

*Вятский государственный гуманитарный университет,
anastasiya.egorovykh@mail.ru*

В декабре 2006 г. с принятием Лесного кодекса в нашей стране исчезли генетические лесные заказники. Через 2–3 года из кадастров ООПТ исчезли так называемые общезоологические заказники, находящиеся в ведении Управления по охране животного мира или проще охотничьи заказники. Почему это происходит? Возможно ли появление новых лесных и охотничьих заказников в настоящее время? Чтобы ответить на данные вопросы необходимо проанализировать как изменялось во времени понятие «заказник» и как изменялась классификация заказников.

Слово «заказник», так же как и «заповедник», восходит к самой глубокой древности. Слово «заказник» произошло от старого славянского слова «заказать», что означало запретить что-либо (Толковый словарь русского языка А. Д. Ушакова, 1935). Начиная с XV в. на Руси уже существовали охотничьи заказники. Но они не были предназначены для охраны зверей и птиц, а ограничивали лишь список людей, кто мог в них охотиться. В России такие заказники существовали вплоть до 1917 г., но на территории Вятской губернии их не было.

В 1890 г. давалось такое понятие «Заказник – заповедный пруд, заказная роща». При этом давалось пояснение, что «заказ – первого введенного Петром Великим и Екатериной I законоположения для лесных пространств, лежащих на заповедных расстояниях» (Брокгаузен, Эфрон, 1991). То есть, понятия «заповедник» и «заказник» полностью отождествлялось. При этом выделялись гидрологические и биологические (ботанические, лесные) заказники. Начало XX в. ознаменовалось появлением в Вятской губернии первого зоологического, а точнее ихтиологического заказника. (Постановление № 77 Вят. губ. зем. собр. // Журнал 42 очередной сессии Вятского губернского земского собрания, 1910)

В 20-е гг. XX в. понятие «заповедать», то есть предписывать ограничения хозяйственной деятельности полностью или частично, на определенный срок или бессрочно (постоянно) часто отождествлялось с понятием «заказывать», то есть запрещать. Вплоть до начала 50-х гг. понятия «заказник» и «заповедник» почти полностью отождествлялось. Так в Большой Советской энциклопедии, вышедшей в 1933 г. было так и записано: «заказник – см. заповедник» (Большая Советская Энциклопедия, 1933). При этом в Малой Советской энциклопедии было существенное дополнение в котором сказано, что «в заказниках в отличие от полных заповедников заповедность относится только к некоторой части природы» (Малая Советская Энциклопедия, 1959).

В 50-е гг. XX в. под заказником понимались «лесные или водные угодья, временно находящиеся под особой охраной (2–5 лет) в целях увеличения численности охотничьих и промысловых зверей и птиц, а также рыб» (Большая Советская Энциклопедия, 1952; Малая Советская Энциклопедия, 1959), то есть все сводилось только к охотничьим заказникам. При этом выделяли видовые, где охранялся один вид, и комплексные, где охранялось значительное количество видов (Реймерс, Штильмарк, 1978).

В 1956 г. А. А. Насимович, анализируя состояния охраны природы и заповедного дела в зарубежных странах, писал, что в большинстве стран выделяются полные и частичные, краткосрочные и долгосрочные заказники. Долгосрочные заказники, часто называемые резерватами, убежищами, где охраняется лишь часть природного комплекса. По его мнению в нашей стране «полные многолетние заказники, несомненно имеющие положительные стороны, до сих пор не получили распространения. Заказники в нашей стране тогда обычно учреждались на ограниченный срок (от 1 до 3–5 лет, реже на больший срок» (Насимович, 1960). С позиций сегодняшнего дня ландшафтные заказники и являются полными и долгосрочными.

В ст. 9 Закона РСФСР «Об охране природы», принятом в 1960 г., сказано, что «на территории заказников допускается хозяйственное использование лишь

части природных объектов, только в определенные сезоны, на определенный срок лишь в той мере, в какой это не наносит вреда охраняемым объектам» (Закон РСФСР, 1960). Помимо охотничьих заказников в это время стали выделяться ботанические, гидрологические, ландшафтные заказники.

Н. Ф. Реймерс и А. В. Яблоков в «Словаре терминов и понятий, связанных с охраной природы», вышедшем в 1982 г. дают такое определение содержания понятия «заказник – участок, в пределах которого (постоянно или временно) запрещены отдельные виды и формы хозяйственной деятельности для обеспечения охраны одного или многих видов живых существ, биогеоценозов, одного или нескольких экологических компонентов или общего характера охраняемой местности. При этом они предлагают подразделять заказники по срокам существования на бессрочные, долгосрочные (более 5 лет), краткосрочные (до 5 лет). В зависимости от охраняемых объектов выделялись заказники фаунистические, куда включаются заказники для дичи (охотничьи), орнитологические флористические и ландшафтные (Реймерс, Яблоков, 1982).

В 70-е гг. XX в. формулировка понятия была следующая: «Заказник – участок территории или акватории, в пределах которого под особой охраной находится не весь природный комплекс, а лишь отдельные его элементы» (Большая Советская Энциклопедия, 1972.). Через 20 лет под заказником понимается «участок территории или акватории, выделенный для сохранения и восстановления отдельных экосистем или их компонентов, где постоянно или временно запрещены отдельные виды и формы хозяйственной деятельности» (Энциклопедия туриста, 1993).

В 1996 г. при утверждении Минприроды РФ «Примерного положения о заказниках и памятниках природы» было дано такое толкование понятия: «Природными заказниками являются территории (акватории), имеющие особое значение для сохранения или восстановления природных комплексов или их компонентов и поддержания экологического баланса (Положение о государственных природных заказниках). В соответствии с федеральным законом «Об особо охраняемых территориях» заказниками являются участки суши или водных акваторий имеющих особое значение для сохранения или восстановления природных комплексов или их компонентов и для поддержания экологического баланса (ФЗ Об ООПТ, 2001). Из данного толкования понятия «заказник» видно, что предпочтение отдается ландшафтным заказникам.

Следовательно, сегодня общество находясь на рубеже переосмысления понятия «заказник» отдает предпочтение охране не отдельных видов растений или животных, рельефа или минеральных ресурсов, сохранению всего ландшафта.

Литература

- Большая Советская Энциклопедия / Под ред. О. Ю. Шмидт. Т. 26. М., 1933. 815 с.
Большая Советская Энциклопедия / Под ред. Б. А. Введенский Т. 16. М., 1952. 672 с.
Большая Советская Энциклопедия / Под ред. А. М. Прохоров Т. 9. М., 1972. 624 с.
Брокгаузен Ф. А., Эфрон И. А. Энциклопедический словарь. Т. 23. М., 1991 480 с.
Малая Советская Энциклопедия / Под ред. Б. А. Введенский Т. 3. М., 1959. 1277 с.
Малая Советская Энциклопедия / Под ред. Б. А. Введенский Т. 4. М., 1959. 1399 с.

Насимович А. А. Охрана природы и заповедники в зарубежных странах // Бюллетень Московского общества испытателей природы. Новая серия. Отдел биологический. Т. LXI, Вып. 3. С. 80–89.

Об издании обязательного постановления об ограничении рыбной ловли в Ижевском пруду (по просьбе жителей): постановление № 77 Вят. губ. зем. собр. // Журнал 42 очередной сессии Вятского губернского земского собрания 10 января – 3 февраля 1910 года. Вятка, 1910. С. 147–148. Об охране окружающей среды ФЗ от 10 января 2002 г. № 7.

Об охране природы в РСФСР: закон РСФСР // Правда. 1960. 28 окт.

Об утверждении Примерных положений о государственных природных заказниках и памятниках природы: приказ Минприроды РФ от 16.01.1996 № 20 // bestprao.ru.

Реймерс Н. Ф., Штильмарк Ф. Р. Особо охраняемые природные территории. М., 1978. 295 с.

Реймерс Н. Ф., Яблоков А. В. Словарь терминов и понятий, связанных с охраной природы. М., 1982. 144 с.

Толковый словарь русского языка / Под ред. А. Д. Ушаков, Т. I. М., 1935. 1565 с.

Энциклопедия туриста / Под ред. Е. И. Тамм. М., 1993. 607 с.

АНАЛИЗ КАЧЕСТВА ПОДЗЕМНОЙ ПИТЬЕВОЙ ВОДЫ

М. С. Зайцева, Е. В. Береснева

*Вятский государственный гуманитарный университет,
mariyazaitseva@mail.ru, evberesneva@mail.ru*

Роль воды в жизни человека исключительно велика. Вода активно участвует в химических реакциях, проходящих в организме, доставляет питательные вещества в каждую клетку, выводит токсины, шлаки и излишки солей, содействует понижению кровяного давления. Потребление достаточного количества воды – это один из лучших способов предотвратить образование камней в почках. Вода также необходима для нормального пищеварения, поэтому для поддержания хорошего здоровья необходимо пить достаточное количество воды.

Вода используется не только для питья и приготовления пищи. Ею орошают почву в земледелии, так как она является прекрасным растворителем, люди используют её для очистки своего тела и объектов своей деятельности. Вода – сама жизнь. Она служит основой для хорошего функционирования всех живых организмов. И именно поэтому необходимо оберегать её от загрязнения.

В воде находятся различные вещества, характер происхождения которых, как органический, так и неорганический, очень разнообразен (Ефремов, 2010).

Около 80% всех инфекционных болезней в мире связано с неудовлетворительным качеством питьевой воды и нарушениями санитарно-гигиенических норм водоснабжения. Употребление недоброкачественной воды является одной из основных причин ухудшения состояния здоровья населения (Ахманов, 2002).

Химический анализ воды является наиболее эффективным методом её исследования.

Объектом нашего исследования явилась: подземная вода из скважины в д. Кардаковы Котельничского района.

Бурение скважины относится к 1974 г. (по паспорту). Глубина скважины 97 метров, насос погружен на 80 метров. Водой из этой скважины пользуются

жители двух соседних деревень (д. Кардаковы и д. Липичи). Территориальный отдел Управления Роспотребнадзора по Кировской области уведомил главу Биртяевского сельского поселения, что по результатам государственного санитарно-эпидемиологического надзора за организациями, осуществляющими холодное водоснабжение в 2014 г. получены превышения гигиенических нормативов уровней содержания загрязняющих веществ в питьевой воде. Особенно превышено содержание бора. Были высказаны замечания по качеству питьевой воды и от жителей деревень.

В связи с этим, *целью нашей работы* явилось следующее: определить химический состав и проанализировать качество подземная вода из скважины в д. Кардаковы Котельничского района Кировской области.

Для выполнения данной работы были отобраны методики, которые позволяют сделать заключение о качестве воды по следующим показателям: органолептические показатели (запах, вкус, цвет, пенистость, прозрачность), физико-химические показатели (жесткость, сульфат-ионы, ионы аммония, взвешенные частицы, pH, активный хлор, сухой остаток). Определение общей жесткости проводили по ГОСТ 4151-72, сульфат-ионов – по ГОСТ 4389-72, ионов аммония – по ГОСТ 4192-89, активного хлора – по ГОСТ 18190-72, сухого остатка – по ГОСТ 18164-72. Определение органолептических показателей выполнялось по ГОСТ 3351-74.

Органолептические показатели воды определяли с помощью органов чувств. Мутность – показатель качества воды, обусловленный присутствием в воде нерастворённых и коллоидных веществ неорганического и органического происхождения. Вкус воды определяется растворёнными в ней веществами органического и неорганического происхождения и различается по характеру и интенсивности. Различают четыре основных вида вкуса: солёный, кислый, сладкий, горький. Все другие виды вкусовых ощущений называются привкусами (щелочной, металлический, вяжущий и т.п.). Запах – показатель качества воды, определяемый органолептическим методом с помощью обоняния на основании шкалы силы запаха. На запах воды оказывают влияние состав растворенных веществ, температура, значения pH и целый ряд прочих факторов. Цвет воды определялся при помощи сравнения испытуемого раствора с дистиллированной водой. Пенистостью считается способность воды сохранять искусственно созданную пену, больше характерна для сточных и загрязнённых природных вод (ГОСТ 3351-74).

Количественное содержание взвешенных веществ в воде может быть определено или непосредственно – весовым способом, или косвенно – путем определения мутности (или прозрачности) воды. Мутность воды обуславливается наличием в ней различного рода механических примесей, находящихся во взвешенном состоянии: частиц песка, глины, илистых частиц органического происхождения и др. Содержание взвешенных частиц определялось фильтрованием определённого объёма воды и последующим высушиванием осадка на фильтре до постоянной массы.

Водородный показатель (pH) характеризует концентрацию свободных ионов водорода в воде и выражает степень кислотности или щёлочности воды.

Определение pH выполняется колориметрическим или электрометрическим методом. Вода с низкой реакцией pH отличается коррозионностью, вода же с высокой реакцией pH проявляет склонность к вспениванию (Барабанов, 2011).

Жёсткость воды определяли комплексометрическим методом. Метод основан на образовании прочного комплексного соединения трилона Б с ионами кальция и магния. Определение проводили титрованием пробы трилоном Б в присутствии индикатора (ГОСТ Р 52407-2005).

Сульфат-ионы так же определяли комплексометрическим методом, который основан на осаждении ионов хлоридом бария. Осадок сульфата бария растворяли в титрованном растворе трилона Б, избыток которого определяли титрованием раствором хлорида магния. Количество трилона Б, израсходованного на растворение сульфата бария, эквивалентно количеству сульфат-ионов во взятом объёме воды. Оптимальные интервалы концентраций для комплексометрического определения сульфат-ионов находятся в пределах 5-25 мг (ГОСТ 4389-72).

Содержание ионов аммония было определено фотометрическим методом. Он основан на взаимодействии ионов аммония с тетрамеркуратом калия в щелочной среде (реактив Несслера) с образованием коричневой, нерастворимой в воде соли – основания Миллона. Интенсивность окраски раствора, пропорциональная массовой концентрации аммиака и ионов аммония, измеряется на фотокolorиметре при длине волны 400-425 нм (ГОСТ 4192-89).

Содержание активного хлора было определено йодометрическим методом, основанным на окислении иодида активным хлором до йода, который титруют тиосульфатом натрия. Озон, нитриты, оксид железа и другие соединения в кислом растворе выделяют йод из иодида калия, поэтому пробы воды подкисляют буферным раствором с pH 4,5 (ГОСТ 18190-72).

Сухой остаток определялся путём выпаривания профильтрованной анализируемой воды на водяной бане, затем чашку с сухим остатком помещали в термостат и сушили до постоянной массы (ГОСТ 18164-72).

Все исследования проводились в трёх повторностях, полученные значения сравнивались с предельно допустимыми концентрациями (ПДК), которые были взяты из СанПиН 2.1.4.559-96. В ходе эксперимента были получены следующие результаты (табл.).

Таблица

**Результаты эксперимента по определению качества питьевой
подземной воды**

Показатели	Вода	ПДК
Запах, балл	0	2
Цвет, балл	0	0
Прозрачность, балл	0	2
Пенистость	Пены нет	Пены нет
Вкус, балл	0	2
Жёсткость, мг/дм ³	6,75±0,52	7,0
Ионы аммония, мг/дм ³	Менее 0,05	0,5
Сульфат-ионы, мг/дм ³	314,50±3,85	500
pH	6,8	6–9

Показатели	Вода	ПДК
Содержание взвешенных частиц, мг/дм ³	42	5–15
Активный хлор, мг/дм ³	Менее 0,3	0,3–0,5
Сухой остаток	553,2±0,76	1000–1500

Из полученных эВ ходе анализа данных следует, что подземная вода из скважины в д. Кардаковы Котельничского района по органолептическим показателям (цвет, запах, прозрачность, вкус и пенистость) соответствует предельно допустимым значениям. Так же вошли в диапазон предельно допустимых значений и следующие показатели: рН, содержание активного хлора, сульфат-ионов, ионов аммония, сухого остатка и жёсткость воды. Превышает предельно допустимые значения только количество взвешенных частиц. Таким образом, почти по всем исследуемым показателям вода в д. Кардаковы Котельничского района Кировской области соответствует требованиям ГОСТа. Однако чтобы полностью убедиться в том, что она пригодна для питья и безопасна, необходимо определить количество хлорид-ионов, нитрат-ионов, нитрит-ионов и проверить на наличие ионов тяжелых металлов, что планируется сделать в дальнейшем.

Литература

- Ахманов М. И. Книга о проблеме качества питьевой воды. СПб.: Невский проспект, 2002. 192с.
- Барабанов В. И. Жизнь – движение воды в организме. М., 2011. 64с.
- ГОСТ 18164-72 Вода питьевая. Методы определения сухого остатка. М.: Стандартинформ, 2008. 8 с.
- ГОСТ 18190-72 Вода питьевая. Методы определения содержания остаточного активного хлора. М.: Стандартинформ, 2009. 6 с.
- ГОСТ 3351-74 Вода питьевая. Методы определения вкуса, запаха и прозрачности. М.: ИПК Издательство стандартов, 2005. 6 с.
- ГОСТ 4192-89 Вода питьевая. Методы определения сульфат ионов. М.: Стандартинформ, 2008. 13 с.
- ГОСТ 4389-72 Вода питьевая. Методы определения сульфат ионов. М.: Стандартинформ, 2008. 12 с.
- ГОСТ Р 52407-2005 Вода питьевая. Методы определения жесткости. М.: Стандартинформ, 2008. 16 с.
- Ефремов О. П. Вся правда о воде. М.: Издательство Вектор, 2010. 128 с.

БОЛЬШЕДУБРОВСКИЕ МИНЕРАЛЬНЫЕ ИСТОЧНИКИ

Н. А. Попцова, О. Б. Жданова

*Кировская государственная медицинская академия,
natalia.poptsova@yandex.ru*

Богата и разнообразна природа земли Вятской. Увалисто-равнинный рельеф, рассеченный большим количеством рек и речек, лесные массивы, прибрежные луга и лесные поляны создают удивительную и неповторимую красоту, которой можно восхищаться всю жизнь.

Одним из таких живописных уголков является Унинский район. Унинская земля богата необъятными просторами лугов, полей, рек и уникальными заповедными уголками, которые своей красотой трогают до глубины души.

Природных памятников в Унинском районе довольно много: Большедубровские минеральные источники, дуб «Великан», кедры в д. Бродники, кедры у д. Корча, урочище «Шаймы» («Шайвыл»)

Лечебные грязи находятся на берегу реки Лумпун в 500 метрах от деревни Большая Дуброва и в 8 километрах к юго-западу от поселка Уни. Эти грязи относятся к высококачественным сернисто-соленым грязям с обильным содержанием сероводорода. По консистенции лечебная грязь маслянистая, мазеобразная интенсивно-черного цвета.

Кроме того, на этих болотах есть родники, дающие крепкую рассольную хлоридно-натриевую воду (такую же, которая применяется для ванн в Нижне-Ивкино). Не исключена возможность, что при помощи буровых скважин здесь можно вывести на поверхность земли и другие минеральные воды, пригодные для питьевого лечения, как это имеет место в Нижне-Ивкино.

Местные жители издавна лечатся грязью, а за соленой водой сюда приезжали в голодные годы крестьяне даже из Богородского и Фаленского районов.

В 1935 г. по инициативе главного врача Унинской районной больницы М. Г. Кирьянова был сделан анализ сероводородных грязей, и она стала успешно применяться для лечения многих заболеваний. С этого же года грязи использовались в районной больнице, где в подвальном помещении одного из зданий была устроена грязелечебница.

В начале августа 1936 года в краевой санитарно-гигиенической лаборатории состоялось исследование грязи, взятой из грязевого источника около деревни Большая Дуброва. Установлено, что грязь богата сернистым железом со значительной примесью кальция, также было выявлено, что в 100 г сырой грязи содержится 185 мг сероводорода.

Минеральная хлористо-натриевая вода Большедубровских минеральных источников содержит значительную примесь сернокислых и углекислых солей кальция, магния, калия и вполне пригодна для ванн. В 1936 г. на химико-санитарном отделении Вятского бактериологического института было проведено исследование минеральной воды. Из результатов исследования можно сделать вывод о том, что в 1 литре минеральной воды (в мг): железа (закисного) 3,2; окиси калия 1631,2; аммиака (соленого) 0,1; магнезии 64,9; кремнезема 11,2; хлора 2080,0; серной кислоты 255,2; угольной кислоты 211,2; извести 118,4.

Великая Отечественная война внесла свою лепту в развитие медицины, и начатая работа по применению лечебной грязи была приостановлена. Только в 1958 г. было снова организовано грязелечение, а 4 марта 1961 г. в селе Уни была открыта своя грязелечебница. Уже первые недели показали, что местная торфоиловая грязь обладает прекрасными лечебными свойствами. Была возможность создать при Унинской грязелечебнице отделение для бальнеологических процедур (водолечебница), где можно будет, используя специальные стандартные брикеты, наладить лечение хвойными, углекислыми, сероводо-

родными ваннами. Больные, страдающие хроническими заболеваниями костей, суставов, нервной системы, гинекологическими заболеваниями и заболеваниями желудочно-кишечного тракта, нуждающиеся в санаторно-курортном лечении, могли теперь лечиться в грязелечебнице, не выезжая за пределы района. Лечение водой из минеральных источников и торфоиловой грязью в Унинской районной больнице продолжалось до 1965 г.

В настоящее время воды целебного источника и лечебные грязи почти не используются в нашем районе. Не исключено, что люди, которые все-таки пользуются лечебной грязью, даже и не предполагают, что находятся на территории памятника природы областного значения. Поэтому школьники установили небольшой аншлаг на территории Большедубровских минеральных источников и торфоиловых грязей.

ИССЛЕДОВАНИЕ КАЧЕСТВА И БЕЗОПАСНОСТИ СЛИВОЧНОГО МАСЛА НА ПОТРЕБИТЕЛЬСКОМ РЫНКЕ КИРОВСКОЙ ОБЛАСТИ

А. С. Шубин, Е. В. Береснева

*Вятский государственный гуманитарный университет,
hb31@yandex.ru, evberesneva@mail.ru*

В последние годы вопросы безопасности и качества продуктов питания становятся актуальными. Одним из таких продуктов является сливочное масло. Сливочное масло содержит значительное количество жира, а также йод, селен, холестерин, полиненасыщенные жирные кислоты, жирорастворимые витамины А, Д, Е, К, фосфолипиды, что благоприятно влияет на нервную, пищеварительную, сердечнососудистую и другие системы, повышает сопротивляемость организма к инфекционным заболеваниям (Вышемирский, 1988; Технический регламент ..., 2013; Федеральный закон, 2008).

Качество вырабатываемого масла зависит от качества сырья, выполнения технологических требований, соблюдения высокого санитарного режима производства, условий хранения и упаковочного материала.

На Кировском рынке ассортимент сливочного крестьянского масла достаточно велик, но далеко не каждое предприятие соблюдает все нормы и требования к данному продукту. Последние проверки Роспотребнадзора выявили фальсификат сливочного масла некоторых предприятий из «районов».

Цель нашей работы – изучение органолептических и некоторых физико-химических показателей сливочного масла различных производителей.

Для проверки были взяты 3 образца сливочного Крестьянского масла, произведенного на территории Кировской области, пользующегося устойчивым спросом на рынке г. Кирова:

образец № 1; масло сливочное «Крестьянское» ООО «Котельничский молочный завод», с массовой долей жира 72,5% (состав: пастеризованные сливки, масса нетто – 100 г),

образец № 2; масло сливочное «Крестьянское» ООО «Богородский молочный завод», с массовой долей жира 72,5% (состав: пастеризованные сливки, масса нетто – 100 г),

образец № 3; масло сливочное «Крестьянское» ОАО «Унинский маслозавод», с массовой долей жира 72,5% (состав: пастеризованные сливки, масса нетто – 100 г).

Для оценки потребительских свойств масла сливочного применяют органолептические методы. К основным органолептическим показателям относят: вкус и запах, консистенцию и внешний вид, цвет продукта (Технический регламент ..., 2011, Федеральный закон, 2008).

В таблице 1 представлены требования стандарта и фактические результаты органолептических исследований продукции.

Таблица 1

Органолептические показатели сливочного масла

Показатель	Цвет	Запах и вкус	Внешний вид и консистенция	Упаковка и маркировка	Сумма баллов
Требования стандарта (характеристика и оценка в баллах)	От белого до желтого, однородный по всей массе - 2	Выраженный сливочный вкус и привкус пастеризации, без посторонних привкусов и запахов – 10 Выраженный сливочный вкус, но недостаточно выраженный привкус пастеризации, без посторонних привкусов и запахов – 9 Недостаточно выраженный сливочный, без посторонних привкусов и запахов – 8 Сливочный и пастеризации – 7 Слабокормовой – 6 Перепастеризации – 5 Привкус растопленного (топленого) масла – 4	Плотная, однородная, пластичная, поверхность на срезе блестящая, сухая на вид; термоустойчивость не менее – 0,8 – 5 Плотная, однородная, но недостаточно пластичная, поверхность на срезе слабоблестящая или слегка матовая, с наличием единичных мельчайших капелек влаги размером до 1 мм; термоустойчивость – не менее 0,75–4 Недостаточно плотная и пластичная, поверхность на срезе матовая с наличием мелких капелек влаги; термоустойчивость – не менее 0,7–3	Упаковка правильная, маркировка четкая – 3 Поверхность продукта в упаковке слегка неровная – 2	20
Исследуемые образцы					
Образец № 1	От белого до желтого, однородный по всей массе – 2	Выраженный сливочный вкус, но недостаточно выраженный привкус пастеризации, без посторонних привкусов и запахов – 9	Плотная, однородная, пластичная, поверхность на срезе блестящая, сухая на вид; термоустойчивость не менее 0,8 - 5	Упаковка правильная, маркировка четкая – 3	19

Показатель	Цвет	Запах и вкус	Внешний вид и консистенция	Упаковка и маркировка	Сумма баллов
Образец № 2	От белого до желтого, однородный по всей массе – 2	Выраженный сливочный вкус и привкус пастеризации, без посторонних привкусов и запахов – 10	Плотная, однородная, пластичная, поверхность на срезе блестящая, сухая на вид; термоустойчивость не менее 0,8–5	Упаковка правильная, маркировка четкая – 3	20
Образец № 3	От белого до желтого, однородный по всей массе – 2	Выраженный сливочный вкус, но недостаточно выраженный привкус пастеризации, без посторонних привкусов и запахов – 9	Плотная, однородная, пластичная, поверхность на срезе блестящая, сухая на вид; термоустойчивость не менее 0,8–5	Упаковка правильная, маркировка четкая – 3	19

В результате проведенных испытаний все образцы получили оценку 19–20 баллов, что соответствует сливочному маслу высшего сорта, заявленному на упаковке.

Физические и химические лабораторные методы применяются, когда нужно определить содержание отдельных веществ (поваренной соли, влаги, жира). В таблице 2 представлены требования и фактические результаты физико-химических исследований продукции (ГОСТ 3626-73, 2009).

Таблица 2

**Результаты измерения массовой доли влаги и сухого остатка
в образцах масла**

Показатель	Допустимые уровни по нормативным техническим документам (НТД)	Фактическое		
		образец № 1	образец № 2	образец № 3
Массовая доля влаги в масле, %	25,0±0,2	24,6±0,2	25,1±0,2	26,0±0,3
Массовая доля сухого остатка, %	1,8±0,2	1,5±0,3	1,61±0,2	1,72±0,1

Сравнивая фактические исследования с требованиями ГОСТов, можно сказать, что массовая доля влаги составила около 25% (по НТД 25%); массовая доля сухого остатка – около 1,6% (НТД – 1,80%). Таким образом, по всем физико-химическим показателям сливочное масло соответствует требованиям нормативного документа. Небольшие превышения массовой доли влаги наблюдаются в образце № 3.

Выявление тяжелых металлов является немаловажным фактором при определении качества молочных продуктов. В таблице 3 представлены результаты исследований данных ионов веществ в сливочном крестьянском масле (ГОСТ Р 51301-99, 2010; Технический регламент ..., 2013).

Содержание ионов тяжелых металлов в образцах сливочного масла

Показатель	Содержание тяжелых металлов	
	Допустимый уровень мг/кг (л), не более	Фактические результаты мг/кг (л)
Образец № 1	Cu ²⁺ : 5,0 Pb ²⁺ : 0,50 Cd ²⁺ : 0,030	Cu ²⁺ : (1,4±0,4) Pb ²⁺ : (0,11±0,04) Cd ²⁺ : (0,022±0,009)
Образец № 2	Cu ²⁺ : 5,0 Pb ²⁺ : 0,50 Cd ²⁺ : 0,030	Cu ²⁺ : (0,33±0,10) Pb ²⁺ : (0,10±0,04) Cd ²⁺ : (0,025±0,010)
Образец № 3	Cu ²⁺ : 5,0 Pb ²⁺ : 0,50 Cd ²⁺ : 0,030	Cu ²⁺ : (0,42±0,13) Pb ²⁺ : (0,41±0,16) Cd ²⁺ : (0,0176±0,0018)

По показателям безопасности полученные фактические результаты не превышают установленные допустимые уровни. Это свидетельствует о хорошем качестве крестьянского масла.

По органолептическим показателям оценивалось: вкус и запах, консистенция и внешний вид, цвет продукта, упаковка и маркировка. В результате проведенных испытаний все образцы получили оценку от 17 до 20 баллов, что соответствует сливочному маслу высшего сорта, заявленному на упаковке.

Содержание влаги в масле соответствует $25,0 \pm 0,2\%$, лишь в образце № 3 было выявлено превышение нормы. По содержанию сухого остатка все образцы соответствуют стандарту – $1,8 \pm 0,2\%$.

Выявление тяжелых металлов методом инверсионной вольтамперометрии (ИВ) показало, что в сливочном крестьянском масле содержание ионов тяжелых металлов не превышает допустимого уровня.

Литература

ГОСТ 3626-73. Молоко и молочные продукты. Методы определения влаги и сухого вещества (с Изменениями N 1, 2, 3). М.: Стандартинформ, 2009.

ГОСТ Р 51301-99. Продукты пищевые и продовольственное сырье. Инверсионно-вольтамперометрические методы определения содержания токсичных элементов (кадмия, свинца, меди и цинка). М.: Стандартинформ, 2010.

Производство сливочного масла. Справочник / Под ред. Ф. А. Вышемирского. М.: ВО Агропромиздат, 1988. 302 с.

Технический регламент Таможенного союза. О безопасности молока и молочной продукции (ТР ТС 033 / 2013).

Технический регламент Таможенного союза. Пищевая продукция в части ее маркировки (ТР ТС 022 / 2011).

Федеральный закон от 12.06.2008 №88-ФЗ. Технический регламент на молоко и молочную продукцию // Российская газета. Федеральный выпуск № 4688. 2008.

ИССЛЕДОВАНИЕ ПОКАЗАТЕЛЕЙ БЕЗОПАСНОСТИ МОРОЖЕНОГО ПЛОМБИРНОГО

Е. К. Пантелеева, Л. В. Даровских

*Вятский государственный гуманитарный университет,
elena.panteleeva93@yandex.ru, larisa.darovskich@mail.ru*

В мире рынок мороженого является одним из самых насыщенных с точки зрения числа участников. В России производство мороженого осуществляют около 250 предприятия. Особенности российского рынка мороженого – практическое отсутствие иностранных компаний (за исключением «Нестле» и «Баскин Роббинс»), большое число производителей продукции, а также равномерное расположение по территории России.

Потребителями мороженого являются не только дети, большую группу составляют взрослые. К сожалению, сегодня даже настоящее мороженое редко обходится без стабилизаторов, которые связывают свободную влагу и повышают вязкость смесей, увеличивая тем самым сопротивляемость продукта к таянию. Также на упаковке указаны эмульгаторы, стабилизирующие жировые и водные фракции компонентов мороженого, ароматизаторы, красители и усилители вкуса.

Целью данной работы является оценка качества мороженого, представленного в торговой сети г. Кирова, определение содержания в нем токсичных металлов и кишечной палочки.

Объектами исследования явились: пломбирное мороженое «ГОСТ», производитель ОАО «Кировский Хладокомбинат», г. Киров; пломбирное мороженое «Симка», производитель ОАО «Кировский хладокомбинат», г. Киров; пломбирное мороженое «ГОСТ», производитель ООО «Фабрика Грез» г. Н. Новгород; пломбирное мороженое «ГОСТ», производитель ОАО «Челны Холод» г. Набережные Челны.

В качестве показателей безопасности мороженого нами были определены следующие: содержание кишечной палочки и тяжелых металлов.

Анализ на содержание кишечной палочки проводился методом определения количества колиформных бактерий посевом на агаризованные селективно-диагностические среды с лактозой определенного количества продукта, инкубировании посевов, подсчете типичных и атипичных колоний, пересеве типичных и атипичных колоний в жидкую селективную среду с лактозой для определения газообразования, подтверждения, при необходимости, по биохимическим признакам принадлежности выделенных колоний к колиформным бактериям (ГОСТ Р 52816-2007 «Продукты пищевые. Методы выявления и определения количества бактерий группы кишечных палочек (колиформных бактерий)»).

Определение содержания тяжелых металлов проводилось методом, основанным на минерализации продукта способом сухого или мокрого озоления и определении концентрации элемента в растворе минерализата методом пламенной атомной абсорбции (ГОСТ 30178-96 Сырье и продукты пищевые. Атомно-абсорбционный метод определения токсичных элементов).

Определение содержания токсичных металлов показало, что практически все продукты соответствуют ГОСТу, за исключением мороженого «ГОСТ» г. Киров по содержанию меди (табл.). Причиной избытка меди могло стать нарушение технологии производства.

Таблица

Содержание металлов в мороженом, мг/кг

Наименование мороженого	Cu	Pb	Cd	Zn
«Симка», г. Киров	0,755	0,088	0	6,250
«ГОСТ», г. Киров	1,129	0	0	4,282
«ГОСТ», г. Н.Челны	0,627	0,099	0,010	15,657
«ГОСТ», г. Н.Новгород	0,872	0	0	12,032
Норма	< 1,000	< 0,100	< 0,030	не регламентируется

Следует отметить, что ПДК по цинку не регламентируется ни в СанПине, ни в Техническом регламенте таможенного союза о безопасности продуктов питания.

В ходе исследований было установлено, что по содержанию кишечной палочки продукты являются качественными и соответствуют ГОСТу. По содержанию токсичных металлов не имеют отклонений, кроме мороженого «ГОСТ» г. Киров, которое отличается повышенным содержанием меди.

Литература

ГОСТ 30178-96 Сырье и продукты пищевые. Атомно-абсорбционный метод определения токсичных элементов.

ГОСТ Р 52175-2003 «Мороженое молочное, сливочное и пломбир».

ГОСТ Р 52816-2007 «Продукты пищевые. Методы выявления и определения количества бактерий группы кишечных палочек (колиформных бактерий)».

**ОПРЕДЕЛЕНИЕ СОДЕРЖАНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ
В БИСКВИТНЫХ ПИРОЖНЫХ РАЗНЫХ ПРОИЗВОДИТЕЛЕЙ**

К. С. Абрамова, Л. В. Даровских

*Вятский государственный гуманитарный университет,
ksusha.abramowa2014@yandex.ru, larisa.darovskich@mail.ru*

Пирожное — это мучное кондитерское изделие, которое характеризуется художественным декоративным оформлением, высокой калорийностью и огромным разнообразием вкусов и ароматов (ГОСТ 18-102-72). Пирожные изготавливают в соответствии с требованиями стандарта по рецептурам и технологическим инструкциям, с соблюдением действующих санитарных правил, утвержденных в установленном порядке (ГОСТ 10-060-95).

В настоящее время проблема качества выпускаемой продукции пирожных является актуальной, так как она напрямую зависит от качества сырья и оборудования для кондитерского цеха. К тому же, пирожные более востребованный продукт потребления, в отличие от тортов, как более недорогой товар.

Целью работы было определение содержания тяжелых металлов в бисквитных пирожных.

Объекты исследования: пирожное «Бисквитное» с кремом (производитель «Булочно-кондитерский комбинат», г. Киров); пирожное «Крем-брюле» (производитель ООО Ресторан «Хлынов», г. Киров); пирожное «Соблазн» (производитель «ИП Смирнова Т. Ю. ОГРН 30459031030008», г. Пермь).

Был проведен эксперимент по определению содержания тяжелых металлов в бисквитных пирожных с помощью вольтамперометрического метода.

Инверсионный вольтамперометрический метод основан на электрохимическом накоплении определяемых элементов (цинка, кадмия, меди, марганца, висмута, кобальта и никеля) на поверхности рабочего электрода в виде амальгамы при заданном потенциале поляризации с последующей количественной регистрацией величин их анодных токов электрорастворения (окисления), имеющих вид пиков на вольтамперограмме. Определение никеля и кобальта основано на адсорбционном концентрировании диметилглиоксиматных комплексов на поверхности рабочего электрода (ГОСТ Р 51301-99).

Таблица

Определение содержания тяжелых металлов в бисквитных пирожных

Содержание металлов, мг/кг	«Бисквитное»	«Крем-брюле»	«Соблазн»	Норма, мг/кг
Кадмий	0,033±0,013	0,033±0,013	0,015±0,006	Не более 0,1
Свинец	0,09±0,03	0,20±0,08	0,42±0,17	Не более 0,5
Медь	1,27±0,38	1,71±0,51	2,1±0,6	Не более 10
Цинк	2,2±0,4	2,9±0,6	2,7±0,5	Не более 50

В ходе исследований было установлено, что все бисквитные пирожные полностью соответствуют требованиям ГОСТа (табл.). В пирожном «Соблазн» содержание свинца приближено к максимальной отметке, что может объясняться нарушением технологии производства

Литература

ГОСТ 10-060-95 Торты и пирожные. Технические условия (утв. Департаментом пищевой и перерабатывающей промышленности Минсельхозпрода РФ от 30 марта 1995 г.).

ГОСТ 18-102-72 Торты и пирожные.

ГОСТ Р 51301-99 Продукты пищевые и продовольственное сырье. Инверсионно-вольтамперометрические методы определения содержания токсичных элементов (кадмия, свинца, меди и цинка).

СанПиН 2.3.2.1078-01 Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов.

Технический регламент Таможенного союза 021/2011 «О безопасности пищевой продукции».

ИССЛЕДОВАНИЕ КАЧЕСТВА МАЙОНЕЗА РАЗНЫХ ПРОИЗВОДИТЕЛЕЙ

А. А. Наздарская, Л. В. Даровских

*Вятский государственный гуманитарный университет,
I-Nastusha@yandex.ru, larisa.darovskich@mail.ru*

Майонез – это тонкодисперсный однородный эмульсионный продукт с содержанием жира, указанным в маркировке, изготавливаемый из рафинированных дезодорированных растительных масел, воды, яичных продуктов с добавлением или без добавления продуктов переработки молока, пищевых добавок и других ингредиентов (ГОСТ Р 53590-2009). Майонез один из наиболее потребляемых (практически повседневных) продуктов на столе россиян, применяется в качестве приправы для улучшения вкуса и усвояемости пищи, а также в качестве добавки при приготовлении различных блюд. Майонез относится к пищевым жирам. Жиры – основной источник тепловой энергии, необходимый для жизнедеятельности организма. Физиологическая норма потребления человеком жиров – около 100 г в сутки. Недостаточное потребление жиров неблагоприятно влияет на обмен веществ, может привести к нарушениям центральной нервной системы, к изменению функционирования некоторых внутренних органов. Жиры улучшают пищевую ценность, их применяют для придания привлекательного внешнего вида и запаха. Важнейший кулинарный процесс – жаренье – осуществляют с помощью жиров. В связи с таким количеством положительных качеств могут появиться фальсификации данного продукта. Поэтому возникает необходимость оценки его качества (Нечаев и др., 2000).

В составе майонеза содержатся:

- жиры, которые необходимы для выработки многих гормонов. Они играют важную роль в деятельности иммунитета;
- эмульгаторы (лецитин – это основное транспортное средство для доставки питательных веществ, витаминов и лекарств к клеткам. При дефиците лецитина снижается эффективность воздействия лекарственных препаратов. А также он является мощным антиоксидантом, предупреждает образование высокотоксичных свободных радикалов в организме);
- бифидобактерии, являющиеся для организма источником незаменимых аминокислот, в том числе триптофана, снижают уровень холестерина в крови;
- загустители, необходимые для организма человека как основные поставщики углеводов;
- вкусовые добавки (для создания разнообразного специфического вкуса и аромата майонезов и салатных соусов – горчица, перец, корица, гвоздика, имбирь, кардамон, мускатный орех, укроп, петрушка, майоран);
- макро- и микроэлементы;
- витамины (Нечаев и др., 2000).

Целью работы было определение содержания в майонезе кишечной палочки и тяжелых металлов.

Объектами исследования явились: майонез «Здрава» (производитель ОАО «Производственный холдинг «Здрава», г. Киров); майонез «Принто» (производитель ООО «Принто-АГРО», г. Киров); майонез «Ряба» (производитель ОАО «Нижегородский масло-жировой комбинат», г. Нижний Новгород); майонез «Махеев» (производитель ЗАО «Эссен Продакшн АГ», г. Елабуга).

Был проведен эксперимент по определению некоторых показателей качества майонеза. Для выполнения данной работы были отобраны методики, которые позволяют сделать заключение о качестве майонеза по следующим показателям: наличие кишечной палочки и содержание тяжелых металлов.

Анализ на содержание кишечной палочки проводился методом определения количества колиформных бактерий посевом на агаризованные селективно-диагностические среды с лактозой определенного количества продукта, инкубировании посевов, подсчете типичных и атипичных колоний, пересеве типичных и атипичных колоний в жидкую селективную среду с лактозой для определения газообразования, подтверждения, при необходимости, по биохимическим признакам принадлежности выделенных колоний к колиформным бактериям (ГОСТ Р 31747-2012).

Определение содержания тяжелых металлов проводилось методом, основанным на минерализации продукта способом сухого или мокрого озоления и определении концентрации элемента в растворе минерализата методом пламенной атомной абсорбции (ГОСТ Р 51301-99).

По результатам анализа был сделан вывод о том, что в исследуемых продуктах кишечной палочки не содержится (табл. 1).

Таблица 1

Определение наличия кишечной палочки в майонезе

Показатели	«Здрава»	«Принто»	«Махеев»	«Ряба»	Норма
Наличие кишечной палочки	Отсутствует	Отсутствует	Отсутствует	Отсутствует	Отсутствие кишечной палочки

Таблица 2

Определение содержания тяжелых металлов в майонезе

Содержание металлом, мг/кг	«Здрава»	«Принто»	«Махеев»	«Ряба»	Норма
Кадмий	менее $1,25 \times 10^{-6}$	0,003	0,003	0,004	не более 0,05
Свинец	0,011	0,028	0,031	0,030	не более 0,1
Медь	0,209	0,311	0,216	0,235	не более 0,5
Цинк	0,186	0,380	0,185	0,240	не более 5,0

Определение содержания тяжелых металлов показало, что все продукты соответствуют ГОСТу (табл. 2).

В ходе исследований было установлено, что по микробиологическому анализу продукты являются качественными и соответствуют ГОСТу.

Литература

ГОСТ 31747-2012 Продукты пищевые. Методы выявления и определения количества бактерий группы кишечных палочек (колиформных бактерий). Введен 2013-07-01. М.: Стандартинформ, 2013.

ГОСТ Р 51301-99 Продукты пищевые и продовольственное сырье. Инверсионно-вольтамперометрические методы определения содержания токсичных элементов (кадмия, свинца, меди и цинка). Введен 2000-07-01. М.: ИПК Издательство стандартов, 1999.

ГОСТ Р 53590-2009. Майонезы и соусы майонезные. Общие технические условия. Введен 2012-07-01. М.: Стандартинформ, 2010.

Нечаев А. П., Кочеткова А. А., Нестерова И. Н. Майонезы. СПб.: Гиорд, 2000.

ВЛИЯНИЕ ТЕПЛОВОЙ ОБРАБОТКИ НА СОДЕРЖАНИЕ β-КАРОТИНА В ПРОДУКТАХ ПИТАНИЯ

М. В. Вавилова, Е. Н. Резник

Вятский государственный гуманитарный университет

Обеспечить полноценное здоровье без витаминов совершенно невозможно. Человеку требуется около 30 разных витаминов, поддерживающих работоспособность и устойчивость к заболеваниям. Витамины – это группа органических соединений, обладающих высокой биологической активностью. Они поступают с пищей или синтезируются в живом организме. В отдельных случаях вместо витаминов организм может удовлетворяться получением органических веществ, генетически связанных с витаминами, но не синтезируемых самим организмом, однако в процессе обмена веществ способных переходить в организм. Такие вещества получили название провитаминов. Важнейшими провитаминами являются каротиноиды, широко распространенные в растительном мире и являющиеся предшественниками витамина А (Березов, Коровкин, 2002).

Поступление витамина А и β-каротина в организм может быть недостаточным в результате неправильной кулинарной обработки продуктов (нагревания, консервирования, высушивания и замораживания), что приводит к различным нарушениям в работе организма (Гамаюрова, Ржечинская, 2006).

Поэтому в настоящее время актуальной задачей является определение содержания β-каротина в биологических объектах и оценка влияния термической обработки на степень устойчивости β-каротина.

Для определения содержания провитамина А в продуктах питания была апробирована методика с применением спектрофотометрического анализа, спектрофотометр ПЭ-5300В (Пентин, 2003).

Для исследования были отобраны образцы растительного материала, окрашенные в красно-оранжевый цвет: корнеплоды моркови красной (выращены на дачном участке пгт. Даровской), плоды перца красного, томатов и абрикосов (приобретены в магазине). Содержание β-каротина (в %) в продуктах питания приведены в таблице.

Содержание β-каротина в продуктах питания

Исследуемый образец	m, г	D	Xкар, мг %	% потери
1. Морковь красная свежая	1,0120	0,267	8,42	-
a. вареная	1,1058	0,255	7,36	18,2
b. жареная	1,1020	0,218	6,31	29
c. тушеная	1,0591	0,211	6,36	29,3
d. микроволновая обработка	1,1014	0,247	7,15	20,6
2. Перец красный свежий	1,0014	0,290	9,24	-
a. бланшированный	1,0998	0,267	7,74	22,6
b. тушеный	1,0915	0,229	6,69	33,1
c. запеченый	1,1006	0,140	4,06	59,4
d. микроволновая обработка	1,1020	0,223	6,46	35,4
3. Томаты свежие	1,0044	0,141	4,80	-
a. тушеные	1,0120	0,101	3,18	36,4
b. вареные (томат-паста)	1,0920	0,090	2,63	47,4
c. запеченые	1,1020	0,081	2,34	53,2
d. микроволновая обработка	1,0815	0,120	3,54	29,2
4. Абрикосы свежие	1,0570	0,220	6,64	-
a. компот	1,0934	0,201	5,86	16,3
b. соус	1,1050	0,189	5,46	22,0
c. микроволновая обработка	1,1116	0,180	5,17	26,1

Проведенный эксперимент показал, что содержание β-каротина зависит от способа тепловой обработки и вида растительного продукта.

Наибольшие потери β-каротина (59,4% – для перца, 53,2% – для томатов) наблюдаются при запекании, т.е. при воздействии температур свыше 170° С. При тушении (температура – 110–130 °С) растительных продуктов потери β-каротина составляют для моркови, томатов и перца 29,3, 36,4 33,1 % соответственно. При варке (температура – 100 °С) потери β-каротина значительно сокращаются по сравнению с тушением и жарением (для моркови в 1,6 раза). Для абрикоса при приготовлении компота потери β-каротина составляет 16,3%. При бланшировании (кратковременная обработка кипящей водой) потеря β-каротина составляет для перца 22,6%. Для абрикосов % потери β-каротина в компоте меньше, чем в соусе. Это связано с увеличением времени тепловой обработки и частичной экстракцией β-каротина в масло. При обработке в микроволновой печи потери β-каротина для моркови, перца, томатов и абрикосов составляют 20,6, 35,4, 29,2, 26,1% соответственно. Для перца потери β-каротина при микроволновой обработке получаются меньше, чем при тушении и жарении.

Таким образом, можно сделать вывод о сохранности β-каротина: чем выше температура тепловой обработки, тем больше потери β-каротина. При жарке и тушении растительных продуктов с добавлением масла потери β-каротина в 1,4, 1,6 выше, чем при кратковременном бланшировании и варке в воде соответственно. Можно предположить, что наряду с разрушением β-каротина под воздействием высоких температур происходит экстракция β-каротина в жир, т. е. β-каротин разрушается не весь и остается биодоступным в составе экстракта.

Литература

- Березов Т. Т., Коровкин Б. Ф. Биологическая химия. М.: Медицина, 2002. 704 с.
Гамаюрова В. С., Ржечинцкая Л. Э. Пищевая химия. СПб.: ГИОРД, 2006. 65 с.
Кузнецов В. И., Каррер П. Основополагающие работы в области химии каротиноидов и витаминов // Химия в школе. 2001. № 3. С. 89–91.
Пентин Ю. А. Физические методы исследования в химии. М.: Мир, 2003. С. 122–126.
Софронова Л. А. Кармины, каротины, каротиноиды // Пищевые добавки. 2004. № 3. С. 22–28.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ НАЛИЧИЯ ФОСФАТОВ В СИНТЕТИЧЕСКИХ МОЮЩИХ СРЕДСТВАХ

Л. А. Казанцева, Е. Н. Резник

Вятский государственный гуманитарный университет

СМС представляют собой многокомпонентные смеси, которые применяются в виде водных растворов для очистки поверхности твердых тел (тканей, изделий) от загрязнений различной природы. Недостатком СМС является то, что в сточных водах они плохо разлагаются микроорганизмами, так как являются ядами для них. Поэтому вредные компоненты, содержащиеся в СМС, накапливаются в водоемах (реки, озера).

Особенно пагубное действие оказывают фосфаты, которые входят в состав СМС. Они способствуют эвтрофикации водоемов. Эвтрофикация вызывает ускоренный рост водорослей и других водных растений. При этом расходуется кислород, растворенный в водоеме, что может привести к гибели рыбы вследствие недостатка кислорода (Бухштаб, 1988). В настоящее время эта опасность осознается, многие производители декларируют, что их продукция не содержит фосфатов. Однако, возможна информационная фальсификация. В связи с этим, проблема определения фосфатов в СМС является актуальной.

У подавляющего большинства стиральных порошков на нашем рынке основным фосфоросодержащим компонентом является триполифосфат натрия (Неволин, 1971). После стирки с грязной водой триполифосфат непосредственно попадает в реки и озера. Количество триполифосфата накапливается, а потом начинает действовать как удобрение. Такая «подкормка» воды вызывает бурное «цветение», эвтрофикацию водоемов. Фосфаты «благотворно» влияют не только на водоросли. Активно растет и планктон. А чем больше в воде всякой взвешенных частиц, тем меньше возможности использовать реки и водоемы в качестве источников питьевой воды. Кроме того, бурно развивающиеся в результате «цветения» цианобактерии являются источником опасных токсинов – микроцистин и нодулялин (Румянцев и др., 2011).

Но так как другой воды у нас нет, то приходится использовать загрязненную. Круг замкнулся. Мы начали травить фосфатами среду, в которой живем – мы же и получаем назад через еду и питье то, что сами отравили. Отрицательное влияние моющих средств на организм человека обусловлена наличием в их составе фосфатов.

Аллергия, пониженный иммунитет, частые заболевания, а также проблемы бесплодия — одной из причин этих заболеваний являются фосфаты, хлор, цеолиты в составе моющих средств и стиральных порошков. 98% стиральных порошков и моющих средств делаются на основе фосфатов, хлора, цеолитов и других опасных химических элементов.

Кроме воздействия на кожу, фосфаты влияют и на работу организма в целом, так как через кожу они проникают в кровь и изменяют в ней процентное содержание гемоглобина, меняют плотность сыворотки крови, содержание белка. Из-за этого нарушаются функции почек, печени, скелетных мышц, что приводит, в свою очередь к тяжелым отравлениям, нарушению обменных процессов и обострению хронических заболеваний.

Научно установлено, что основной механизм воздействия соединений фосфора — взаимодействие их с липидно-белковыми мембранами и проникновение через них в различные структурные элементы клетки, вызывая тем самым тонкие, глубокие изменения в биохимических и содержание в их составе соединений фосфора (фосфатов), нарушающих кислотно-щелочный баланс клеток кожи, который отвечает за защиту.

Целью нашей работы является контроль содержания фосфатов в стиральных порошках.

Объектом исследования явился — стиральный порошок трех известных марок: «Миф морозная свежесть», «DOSIA Досенька» (для стирки детского белья), «Вітах».

Для определения состава был проведен эксперимент методом капиллярного электрофореза. Метод позволяет эффективно анализировать ионные и нейтральные компоненты различной природы с высокой экспрессностью (Комарова, Каменцев, 2006).

Результаты исследования образцов стиральных порошков методом капиллярного электрофореза представлены на рисунках.

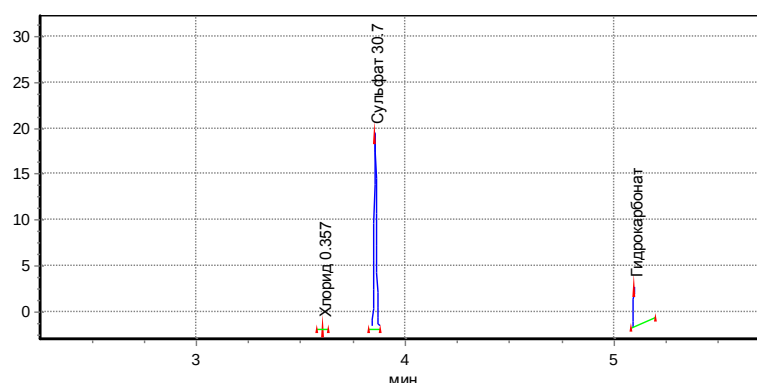


Рис. 1. Образец № 1 «Миф». Фосфат-ионы не обнаружены

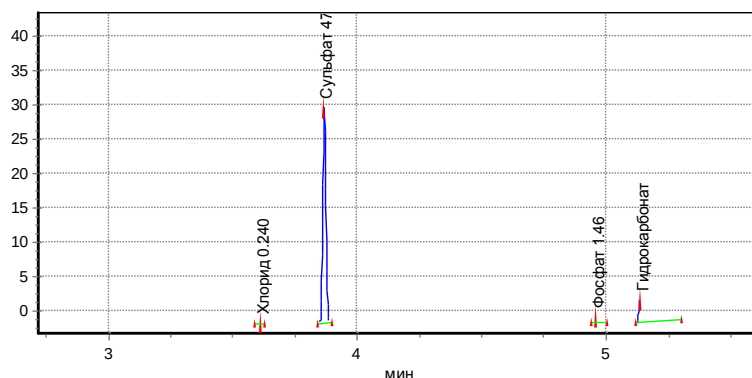


Рис. 2. Образец № 2 «DOSIA Досенька». Содержание фосфат-ионов в исследованном образце составляет 1,46% масс.

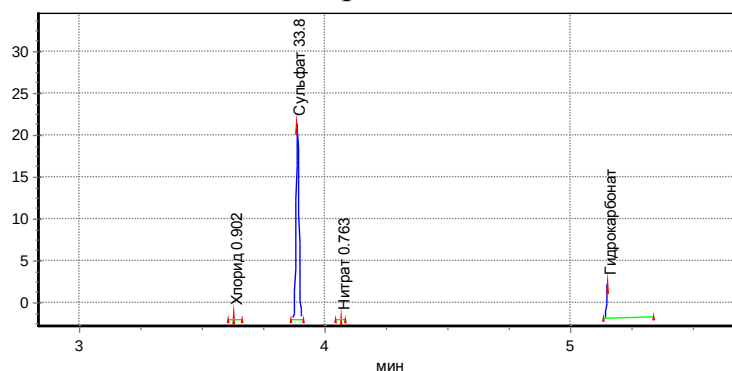


Рис. 3. Образец № 3 «Вітах». Фосфат-ионы не обнаружены

По результатам исследования мы видим, что во втором образце, DOSIA Досенька, содержание фосфат-ионов составляет 1,46% масс. Это не превышает нормы ГОСТа 25644-96 (ГОСТ 25644-96, 1999), но производитель указывал на упаковке, что порошок не имеет в своем составе фосфат-ионов. Тем самым мы увидели информационную фальсификацию.

Дальнейшая разработка и производство синтетических моющих средств должны быть направлены на создание и выпуск совершенно нетоксичных бытовых моющих веществ, которые бы не уступали в этом отношении жировым мылам. Наиболее предпочтительны в этом отношении моющие средства на основе алкилсульфатов с прямой (неразветвленной) цепью, обладающие высокой моющей способностью, полной разлагаемостью в сточных водах и “мягким” действием на кожу человека. Для предупреждения неблагоприятных экологических эффектов необходимо внимательно подходить к контролю фосфатов в СМС.

Литература

- Бухштаб З. И. Технология синтетических моющих средств. М., 1988 С. 306–312.
 ГОСТ 25644-96 «Средства моющие синтетические порошкообразные. Общие технические требования». Введен в Республике Беларусь 01.01.2001. М.: Госстандарт, 1999. 12 с.
 Комарова Н. В., Каменцев Я. С. Практическое руководство по использованию систем капиллярного электрофореза «КАПЕЛЬ». СПб.: ООО «Вед», 2006. С. 10.
 Неволин Ф. В. Химия и технология синтетических моющих средств. М., 1971. С. 290.
 Румянцев В. А. и др. Цианобактериальное «цветение» воды – источник проблем природопользования и стимул инноваций в России // Общество. Среда. Развитие. СПб: Астерион, 2011. № 2. С. 222–228.

СОДЕРЖАНИЕ ФОРМАЛЬДЕГИДА В ПОЛОТНАХ ДЛЯ ДЕТСКОЙ ОДЕЖДЫ

М. А. Трапезникова, С. Н. Слотина, А. С. Ярмоленко, Л. В. Морилова
Вятский государственный гуманитарный университет,
marijatrapeznikowa@yandex.ru

Значительная доля российского потребительского рынка текстильных материалов принадлежит иностранным производителям, а именно: Турция, Узбекистан и Китай. По данным Центрального научно-исследовательского института комплексной автоматизации легкой промышленности в полотнах зарубежных производителей не редко наблюдается повышенное содержание формальдегида, которое в несколько раз превышает предельно допустимые нормы.

Формальдегид входит в состав аппретов, используемых для придания тканям несминаемости, малоусадочности и формоустойчивости. С помощью аппретива достигается устойчивость эффектов тиснения, лощения, серебристо-шелковистой отделки. Наиболее часто в качестве аппрета используют мочевиноформальдегидную смолу. Получают мочевиноформальдегидные смолы при конденсации в водном растворе мочевины с формальдегидом в присутствии катализаторов.

Формальдегид токсичен, оказывает отрицательное влияние на органы дыхания, зрения и кожный покров. Поэтому важен контроль соблюдения предельно допустимых количеств в изделиях, особенно детского ассортимента.

Цель работы: определение остаточного содержания формальдегида в аппретированных полотнах для детской одежды, которые закупает швейная фабрика «ЭЙС» г. Киров для детской одежды.

Исследовано 6 полотен различного химического состава для пошива детской одежды трех производителей-импортеров. Состав полотен для детской одежды определен по ярлычку (табл.).

Таблица

Характеристика исследованных полотен

№ полотна	Химический состав по ярлычку	Страна-производитель
1	100% хлопок	Узбекистан
2	93% хлопок, 7% эластан	Турция
3	50% вискоза, 44% полиэфир, 6% эластан	Китай
4	100% хлопок	Турция
5	100% вискоза	Турция
6	100% хлопок	Узбекистан

В работе для определения количества свободного формальдегида в исследованных полотнах (табл.) использована методика (ГОСТ 25617-83). При проведении исследования построен калибровочный график зависимости значений концентрации формальдегида в мг/м^3 от оптической плотности растворов с заранее известной концентрацией (рис.). Измерение оптической плотности проводили на фотоэлектроколориметре (ФЭК-3) при длине волны 412 нм. Измеряли оптическую плотность вытяжек растворов и находили значения concentra-

ции формальдегида в исследованных полотнах по графику. ПДК формальдегида в полотнах не более 2 мг/м^3 (ТР ТС 017/2011).

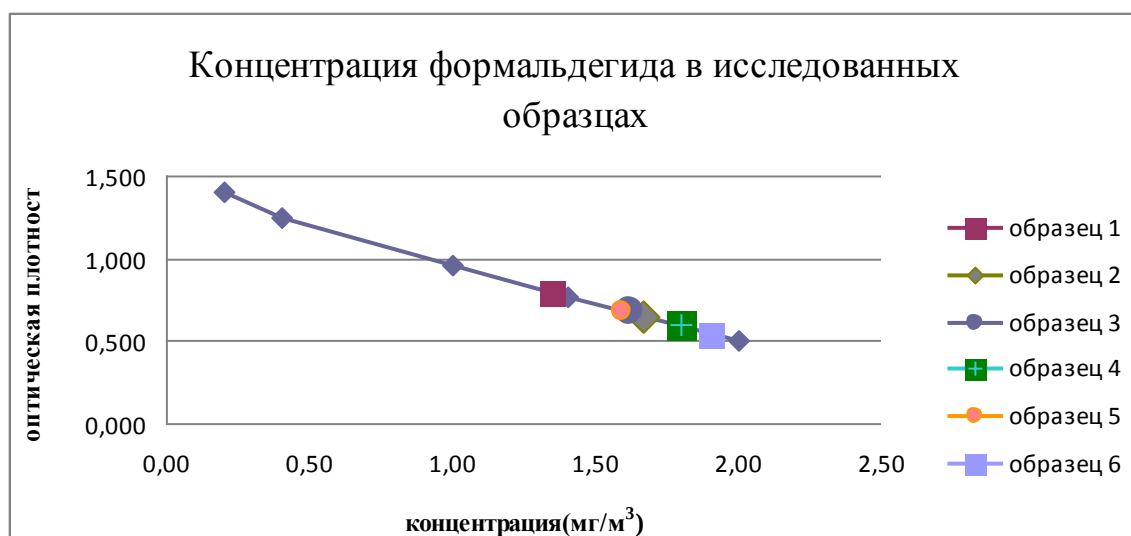


Рис. Зависимость оптической плотности от концентрации формальдегида в растворах вытяжек из исследованных полотен

Установлено, что содержание формальдегида в исследованных полотнах не превышает ПДК (рис.), но близко к его значению. Однако, значение концентрации формальдегида в образцах полотен близко к пороговому значению 2 мг/м^3 . Наибольшее содержание формальдегида в водной вытяжке выявлено в образцах №4 и №6, состоящих из натурального хлопка. Следует отметить, что наименьшее значение концентрации формальдегида наблюдается у образца №1, на основе 100% хлопка. Образцы №2, №3 и №5 имеют близкие значения содержания формальдегида, а именно в пределах $1,6 \text{ мг/м}^3$ (рис.).

Литература

ГОСТ 25617-83. Метод определения количества свободного формальдегида в тканях и изделиях из них с отделками на основе формальдегидсодержащих смол.

ТР ТС 017/2011. О безопасности продукции легкой промышленности.

ОЦЕНКА ЭФФЕКТИВНОСТИ НЕКОТОРЫХ ДЕЗИНФЕКТАНТОВ И ИХ ВЛИЯНИЯ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ

**В. А. Габов¹, О. И. Папина¹, А. А. Игнатьев¹, Л. А. Написанова²,
О. Б. Жданова¹, С. П. Ашихмин¹**

¹ Кировская государственная медицинская академия,

² Всероссийский институт паразитологии им. К. И. Скрябина,
oliabio@yandex.ru

Гельминтозы занимают одно из ведущих мест в структуре инфекционных и паразитарных заболеваний. В течение 2013 г. зарегистрировано в Кировской области 3076 случаев, при этом детская заболеваемость выросла на 6,5% (по сравнению с 2012г). В структуре паразитозов гельминтозы составляют 95,2% из

них самыми опасными являются энтеробиоз, аскаридоз, токсокароз; протозоозы 4,8%; в числе которых лямблиоз. Лямблиоз регистрируется в Кирове и 17 районах области, по сравнению с 2012 г., случаи заражения выросли в 7 раз. Наиболее высокая заболеваемость зарегистрирована в Богородском, Тужинском, Омутнинском, Немском районах. Энтеробиоз распространен в 37/39 районах области, за последний год случаи заражения выросли в 4 раза. Аскаридоз наблюдается в 30 районах области, включая областной центр (но за последние 10 лет заболеваемость снизилась в 1,5 раза). Токсокароз регистрируется в 14 районах, за последний год заболеваемость увеличилась в 2 раза. Поэтому исследования по профилактике токсокароза являются крайне актуальными. В настоящее время предлагается представлять паразитарные зоонозы по степени опасности для человека в следующем порядке: эхинококкоз, трихинеллез, тениозы-цистицеркозы, ларвальные стадии аскаридат, стронгилоидоз, гименолепидоз, трихоцефалез, фасциолез, и нередко за пределами рассмотрения проблем зоонозов паразитологами остаются такие гельминтозы как сифациозы, эуристрематозы, метагонимозы и др. При этом амфибиям отводится роль дополнительных хозяев. Для развития большинства трематод – яйца должны попасть в воду. В воде крышечка открывается и из яйца выходит личинка мирацидий. Для дальнейшего развития она внедряется в моллюсков из сем Planorbidae. В летний период времени при температурах 22–24 °С развитие церкарий завершается через 37–46 дней. Они активно проникают в дополнительных хозяев бесхвостых амфибий, особенно лягушек и их головастика. Таким образом происходит накопление паразитов определенного вида во внешней среде. Однако несмотря на все разнообразие гельминтофауны, наиболее распространенным и довольно опасным гельминтозом остается токсокароз. Токсокароз – заболевание, вызываемое гельминтом токсокарой, имеет всемирное распространение. Заражение может произойти аскаридой собак (*Toxocara canis*) или, реже, аскаридой кошек (*Toxocara cati*). Несмотря на то, что этот паразит во взрослом половозрелом состоянии живет только у собак или кошек, инфицирование токсокарозом представляет немалую опасность для человека, особенно для маленьких детей. В организме человека паразитирует исключительно личиночная стадия. По данным специалистов-паразитологов доля зараженности токсокарозом у городских собак составляет 58,1%, у сельских – 64,3%, а в 1 г собачьих фекалий содержится до 40000 яиц токсокар. Человек для токсокары – «случайный» хозяин, и возбудители в организме. Средняя продолжительность жизни половозрелых особей *Toxocara canis* составляет 4 месяца, максимальная — 6. Самка *Toxocara canis* откладывает более 200 тысяч яиц в сутки, которые выделяются в окружающую среду незрелыми и неинвазионными. Срок созревания яиц зависит от температуры окружающей среды и влажности, в почве они длительное время сохраняют жизнеспособность и инвазионность. Личинка возбудителя токсокароза в организме человека может выживать до 10 лет. Мигрируя в организме человека, личинки возбудителей токсокароза травмируют ткани, оставляя геморрагии, некрозы, воспалительные изменения. У людей, зараженных токсокарами, чаще наблюдаются аллергические реакции на шерсть животных, бронхиальная астма, лихорадка, свистящее дыхание, кашель, увеличение

печени, поражение органов зрения с возможным развитием слепоты. Группы риска в отношении заражения токсокарозом: дети 3–5 лет, интенсивно контактирующие с почвой, песком; ветеринары и работники питомников для собак; продавцы овощных магазинов; владельцы приусадебных участков, огородов; лица, занимающиеся охотой с собаками, водители. Инвазированный токсокарозом больной человек не является источником заражения человека и токсокары не достигают половозрелого состояния. В средней полосе РФ яйца токсокар могут сохраняться изнееспособными в почве в течение всего года, хорошо перезимовывая под снегом. При температуре ниже -15С яйца не развиваются и находятся в состоянии анабиоза (Горегляд, 1971; Жданова, 2007; Сивкова, Калинкина, 2004; Сивкова, 2005). Период развития яиц длится около 5 месяцев (с мая по сентябрь), когда температура и влажность почвы благоприятны. Яйца токсокар сохраняются в почве жизнеспособными в течение нескольких лет в связи с их устойчивостью к различным физическим и химическим факторам. К. И. Скрябин находил живые яйца токсокар даже после одиннадцатилетнего хранения их в 3% растворе формалина.

Исходя из вышесказанного очевидно, что почвы играют огромную роль в современных экосистемах. Исследованию почв городов давно уделяется большое внимание в России и за рубежом. Основными критериями экологического мониторинга являются природно-исторические особенности формирования структуры почв, комплексы показателей различных свойств и загрязнений, аккумулирующихся в верхнем слое почвы и включающихся в почвенно-обменные процессы. С увеличением численности синантропных животных повышается опасность биологического загрязнения в т.ч. домашними плотоядными и грызунами. Проблеме загрязнения почвы и ее дегельминтизации, особенно в местах выгула собак в настоящее время необходимо уделять особое внимание, как и своевременной диагностике и комплексной профилактике токсокароза у домашних плотоядных (Белозеров, 1990; Жданова, 2007; Сивкова, Калинкина, 2004). Проведенный анализ показал, что климатические и почвенные условия Кировской области являются благоприятными для развития яиц гельминтов, поэтому проблеме биологического загрязнения почвы и ее дегельминтизации необходимо уделять особое внимание.

При проведении комплексных исследований почвы парков, приусадебных участков и детских площадок установлено, что 60% проб почвы содержит яйца токсокар с по количеству яиц в пробе лидируют почвы мест выгула собак, из скверов, парков и территорий вокруг жилых домов, но имеются яйца возбудителя и в пробах грунта с пляжа реки Вятки и с детских площадок. Все это создает условия для высокого риска заражения населения, в первую очередь детей, токсокарозом в городах. Учитывая вышесказанное понятно, почему в группах риска в отношении заражения токсокарозом лидируют дети 3–5 лет. Снижение степени паразитарного загрязнения территории Кировской области позволит внести существенный вклад в решение проблемы биобезопасности и паразитарного благополучия населения. Поэтому проводятся исследования по поиску и разработке современных дезинфектантов с достаточным уровнем биобезопасности. К наиболее значимым тенденциям развития дезинфектологии в

настоящее время могут быть причислены нарастание ассортимента и эффективности современных дезинфицирующих средств. Однако повышение химической и/или биологической активности дезинфектантов, как правило, сопровождается параллельным ростом их токсичности. Данный факт требует проведения тщательных испытаний предлагаемого препарата для уточнения этой стороны его действия, с целью чего наиболее часто применяются различные биологические модели, прежде всего лабораторные животные, растения и микроорганизмы. Представляет интерес рассмотрение данной проблемы в ракурсе токсичности как механизма нарушения гомеостаза целостного организма и экосистемы. Однако, в последние десятилетия воздействия человека на окружающую среду приводят к резкому нарушению эволюционно сложившейся сбалансированности экосистем разного уровня, в том числе паразитарных. Следствием дестабилизации паразитарных систем является как паразитарное загрязнение среды в котором значительная роль принадлежит гельминтам, так и дезинфектантами, токсичными для многих животных, растений и микроорганизмов.

Исходя из вышесказанного мы провели сравнительные исследования ряда дезинфектантов (96% спирт, 4% формалин, растворы карболовой кислоты и азида натрия). В наших лабораторных исследованиях наибольшей эффективностью обладало дезинфицирующее средство - азид натрия ($\text{Na} - \text{N} = \text{N}^+ = \text{N}^-$) в 0,3% концентрации 100% яиц токсокар погибало через 12 часов. Учитывая, что токсокары наиболее устойчивы к действию дезинфектантов, помещали в 0,1% раствор азида натрия яйца остальных гельминтов, опасных для человека и животных (фасциол, гименолеписов, алярий и сифаций) и установили, что гибель более чем 90% яиц через 24 часа свидетельствует, о том, что азид натрия можно рекомендовать для дегельминтизации почвы в местах скопления фекалий

Таким образом, теоретически азид натрия можно рекомендовать для дегельминтизации почвы в местах утилизации фекалий плотоядных и грызунов. Однако возникает необходимость проверки безопасности препарата для газонных растений и полезной почвенной микрофлоры. С этой целью были проведены несколько опытов на микроделянках площадью 1 м^2 , урбаноземах г. Кирова в пригородах до 20 км от города и более 20 км. На подготовленные участки в городе высевали смесь газонных трав «SPORT», в пригородах использовали посеы лядвинца рогатого и газонных трав спорт, в удаленных районах исследовали действие на аборигенные травы. До посева и во время вегетации проводили обработку соответствующих вариантов раствором азида натрия 0,5%; 0,5% карболовой кислоты, 4% формалина и спирта. Исходя из результатов микроделяночного опыта, проведенного в городе, применение азида натрия в концентрации 0,5% нельзя считать безопасным для флоры высших растений, хотя почвенные микробоценозы угнетения не испытывают, наоборот, наблюдается стимуляция размножения различных групп микроорганизмов: бактерий-аммонификаторов, микромицетов, водорослей и цианобактерий, остальные дезинфектанты действуют губительно и на аборигенную микрофлору. Одним из путей, снимающих стрессовое воздействие азида натрия на высшие растения, может быть предварительная обработка почвы данным препаратом до посева семян и внесение инокулята цианобактерий.

Литература

- Белозеров С. Н. Иммунологическая диагностика гельминтозов: Автореф. дис. ... д-ра вет. наук. М., 1990. 44 с.
- Горегляд Х. С. Болезни диких животных. М.: Наука, 1971.
- Жданова О. Б. Паразитозы плотоядных (иммуноморфология и профилактика): Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. М., 2007. 44 с.
- Сивкова Т. Н., Калинкина Н. Г. Анализ зараженности собак г. Перми кишечными гельминтозами // Актуальные вопросы ветеринарной медицины мелких домашних животных: Материалы Всерос. конф. Екатеринбург, 2004. С. 89.
- Сивкова Т. Н. Гельминтозы домашних плотоядных города Перми // Вузовская наука – сельскому хозяйству: Материалы докладов междунар. науч.-практ. конф. Барнаул, 2005. С. 121–124.

ИССЛЕДОВАНИЕ ДЕНАТУРИРУЮЩЕЙ СПОСОБНОСТИ ЛЕКАРСТВЕННЫХ ПРЕПАРАТОВ

Е. Л. Рычкова, Е. Н. Резник

Вятский государственный гуманитарный университет

Человек – это живой организм, состоящий из множества белков, одним из главных химических свойств которых является их способность к денатурации. Заболевая, человек стремится скорее вылечиться, для чего принимает разные лекарственные препараты, не зная, что эти самые препараты обладают денатурирующей способностью, то есть способны свертывать белки. В результате использования таких препаратов могут проявляться тяжелые постинъекционные последствия.

Оценка качества лекарственных препаратов до сих пор производится без учета их денатурирующей активности, а существующие стандарты качества не исключают наличие в готовых препаратах таких денатурирующих веществ, как спирты, альдегиды, неорганические кислоты и катионы металлов, поэтому даже качественные лекарственные средства способны вызывать денатурацию белков и постинъекционные некрозы (Ураков и др., 2007; практическое руководство ..., 2001).

Кроме этого, лекарственные средства, предназначенные для инъекций в различные ткани, производятся в соответствии только с одним стандартом качества. В то же время, процессы постинъекционного рассасывания медикаментозных инфильтратов в различных тканях имеют различную интенсивность и продолжительность, что определяет различную продолжительность и степень прямого физико-химического воздействия в них. Поэтому инъекция препарата в различные ткани завершается различным локальным воздействием на них (Ураков и др., 2008).

Во избежание тяжелых последствий важно знать, имеет ли препарат способность к денатурации белка и, если имеет, по возможности подбирать аналогичные препараты или тот же препарат, но другого производителя.

Поэтому в настоящее время актуальной задачей является разработка методов экспрессного определения денатурирующей активности лекарственных препаратов непосредственно перед их применением.

В описании к патенту РФ №2325641 предложен метод экспресс-оценки денатурирующей способности лекарственных препаратов. Данный метод заключается в наложении тестируемого препарата на яичный белок и определении степени денатурирующей способности препарата на глаз (пат. RU 2325641 C1).

Мы предлагаем использовать для осуществления данного метода технические средства визуализации и обработки полученных цифровых изображений.

В соответствии с этим был проведен эксперимент с использованием микроскопа «LEVENHUK D2L NG» снабженного цифровой насадкой, USB кабелем для соединения микроскопа с компьютером и ПО для обработки изображений.

Была исследована денатурирующая способность следующих лекарственных препаратов: дексаметазон; артрозан; комбилипен; кеторолак; димедрол; анальгин (табл.).

Таблица

Исследуемые препараты

№	Название препарата	Состав и формулы действующих веществ	Действие
1	Артрозан	Зеленовато-желтый прозрачный раствор для внутримышечного введения, содержащий в 1 мл 6 мг мелоксикама	Оказывает жаропонижающее, противовоспалительное и анальгезирующее действие
2	Комбилипен	Тиамин гидрохлорид (витамин В ₁ (в 1мл-50 мг)) + Пиридоксин гидрохлорид (витамин В ₆ (в 1 мл – 50 мг)) + Цианокобаламин (витамин В ₁₂ (в 1 мл-500мкг)) + Лидокаин гидрохлорид (в 1 мл – 10мг) + вспомогательные вещества	Комбинированный поливитаминный препарат. Действие препарата определяется свойствами витаминов, входящих в его состав (Тиамин гидрохлорид (витамин В ₁), пиридоксин гидрохлорид (витамин В ₆), цианокобаламин (витамин В ₁₂))
3	Анальгин	1-фенил-2,3-диметил-4-метиламинопиразолон-5-N-метансульфонат натрия	Противовоспалительное, анальгезирующее действие, жаропонижающие свойства
4	Кеторолак	В 1 мл раствора содержится - действующее вещество: кеторолака трометамин – 30 мг; вспомогательные вещества: натрия хлорид, динатриевая соль этилендиамина тетрауксусной кислоты, спирт этиловый ректификованный, трометамин, вода для инъекций	Нестероидное противовоспалительное средство (НПВС), оказывает выраженное анальгезирующее действие, обладает также противовоспалительным и умеренным жаропонижающим действием
5	Дексаметазон	Раствор для инъекций прозрачный, бесцветный или бледно-желтого цвета.	Препарат оказывает сильное противовоспалительное действие, антиаллергическое и

№	Название препарата	Состав и формулы действующих веществ	Действие
	Дексаметазон	Действующее вещество: дексаметазона натрия фосфат (в пересчете на дексаметазона фосфат) Вспомогательные вещества: метилпарабен, пропилпарабен, натрия метабисульфит, динатрия эдетат, натрия гидроксид, вода д/и	десенсибилизирующее действие, способствует отложению гликогена, имеет высокие антиэкссудативные и антифиброblastогенные свойства, незначительно задерживает натрий и воду в организме
6	Димедрол	β -диметиламиноэтилового эфира бензгидрола гидрохлорид	Обладает противоаллергическим, противорвотным, снотворным, местноанестезирующим, спазмолитическим, седативным действием

На предметное стекло помещали каплю белка и вводили в нее раствор препарата при помощи микрошприца.

Проводили сравнение полученных цифровых изображений на мониторе компьютера (рис.).

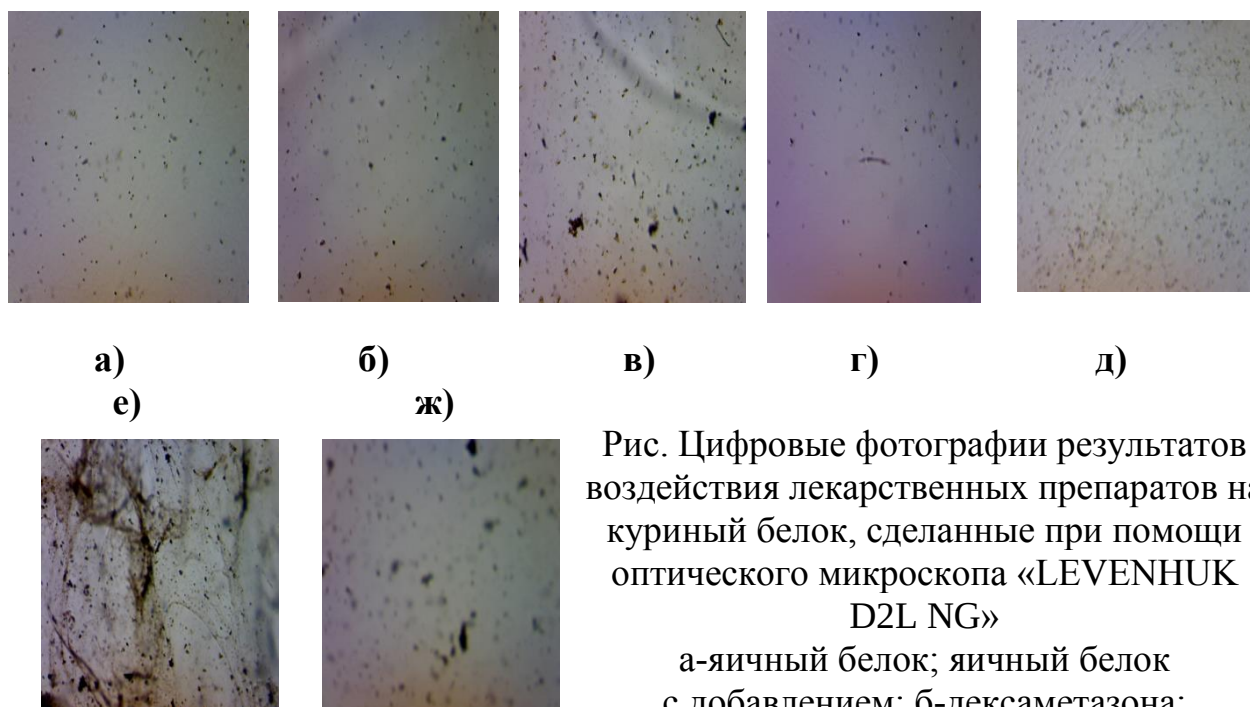


Рис. Цифровые фотографии результатов воздействия лекарственных препаратов на куриный белок, сделанные при помощи оптического микроскопа «LEVENHUK D2L NG»

а-яичный белок; б-яичный белок с добавлением: б-дексаметазона; в-артрозана; г-комбилипена; д-кеторолака; е- димедрола; ж-анальгина

На полученных изображениях четко фиксируются различия в денатурирующей активности лекарственных препаратов.

Из всех препаратов, которые были исследованы на предмет наличия у них денатурирующей активности, абсолютную постинъекционную безопасность проявили дексаметазон, комбилипен и кеторолак – при контакте данных препаратов с белком не произошло никаких существенных изменений.

При наложении димедрола, напротив, процесс денатурации пошел быстро и интенсивно, что указывает на низкую безопасность при введении в организм данного препарата.

Артрозан и анальгин показали слабую денатурирующую активность. При наложении этих препаратов обнаружены признаки частичной денатурации. Это значит, что денатурация белка происходит, но в незначительной степени.

Полученные цифровые изображения можно наблюдать на мониторе, делать более обоснованные заключения о результатах действия препаратов, проводить обработку полученных данных при помощи компьютерных программ, полученная информация может быть зафиксирована в памяти компьютера и использована в любое время. Легко исследовать динамику процесса.

Применение методов анализа цифровых изображений позволяет быстро получить большой объем необходимой информации и проводить быстрое сравнение денатурирующей активности различных препаратов.

Литература

Ураков А. Л., Уракова Н. А., Михайлова Н. А., Решетников А. П., Шахов В. И. Местная постинъекционная агрессивность растворов лекарственных средств в инфильтрированных тканях и способы ее устранения // Медицинский альманах. № 1. 2007. С. 95–97.

Ураков А. Л., Уракова Н. А., Михайлова Н. А., Решетников А. П. Экспресс-оценка денатурирующей активности лекарственных препаратов // Проблемы экспертизы в медицине. Т. 8. 2008. С. 25–26.

Способ экспресс-оценки степени безопасности лекарственных средств для инъекций: пат. RU 2325641 С1 / А. Л. Ураков, Н. А. Уракова, Н. А. Михайлова, П. Ю. Садилова, В. В. Ватулин, К. В. Гасников; заявители и патентообладатели Ижевск. Заявл. 20.11.2006; опубл. 27.05.2008, бюл. № 15. 7 с.

Практическое руководство по регистрации лекарственных средств. М.: «Информ.-издат. агентство «Ремедиум», 2001. 256 с.

НАРУШЕНИЯ ЭНДОЭКОЛОГИИ КИШЕЧНИКА КАК ФАКТОР РИСКА РАЗВИТИЯ МЕТАБОЛИЧЕСКОГО СИНДРОМА

Е. В. Частоедова, М. С. Истомина, Е. П. Колеватых, О. Б. Жданова
*Кировская государственная медицинская академия,
chastoedova-liza@mail.ru*

В последние годы повышенное внимание медицинской науки привлечено к широко распространенной болезни цивилизации, которая носит название «метаболический синдром» (МС). Основным проявлением данного синдрома является центральный (абдоминальный) тип ожирения — жир откладывается в области живота. Риск метаболических нарушений возрастает уже при окружности талии 94 см — у мужчин и 80 см — у женщин.

По данным ВОЗ в Европе от 40 до 60 млн. человек страдает метаболическим синдромом. По прогнозу в ближайшие 20 лет ожидается увеличение распространенности метаболического синдрома на 50% (Мамедов, 2005; Метаболический синдром, 2007; Невзорова, Морозова, 2010). В России на 100 тысяч человек в 2013 г. приходилось 913,9 случаев ожирения. Кировская область вхо-

дит в число регионов с высокой частотой встречаемости ожирения у взрослого населения и занимает 10-е место по этому показателю.

До настоящего времени нет единого мнения о первопричине метаболических нарушений в развитии метаболического синдрома. Основными этиологическими факторами МС являются: генетическая предрасположенность, избыточное потребление жиров и гиподинамия. Метаболический синдром можно выявить у 5% людей с нормальной массой тела, у 22% людей с повышенной массой тела и у 60% страдающих ожирением.

Нарушения, объединенные рамками метаболического синдрома, длительное время протекают бессимптомно, нередко начинают формироваться в подростковом и юношеском возрасте, задолго до клинических проявлений. Наиболее ранними проявлениями метаболического синдрома являются дислипидемия и артериальная гипертензия. Разумеется, не все компоненты метаболического синдрома встречаются одновременно. Каким фенотипом проявится метаболический синдром, зависит от взаимодействия факторов генетических и внешней среды (Бутрова, 2002).

В настоящее время все более убедительное обоснование получает точка зрения, согласно которой органы желудочно-кишечного тракта играют непосредственную роль в развитии нарушений обмена веществ в организме, приводящих к развитию инсулинорезистентности, дислипидемии, ожирению, при этом они сами становятся органами-мишенями (Лазебник, 2009). Исследования, проведенные в лаборатории Джеффри Гордона (США), позволили связать видовое разнообразие бактерий желудочно-кишечного тракта с диетой и особенностями обмена веществ индивидуума. Так, при введении диеты больным с ожирением, у них менялось соотношение двух основных групп микроорганизмов кишечника: количество клеток Firmicutes снижалось, а количество Bacteroidetes, наоборот, росло. Помимо важной информации о «микробной» составляющей ожирения авторам удалось показать принципиальную схожесть микрофлор страдающих ожирением людей и мышей, что открывает новые перспективы в исследовании проблемы избыточного веса, а возможно, и разрешения этой проблемы путем «пересадки» здоровой микрофлоры или ее формирования у пациентов, страдающих ожирением (Поройко, 2008).

Гипотеза исследования: видовой состав микрофлоры кишечника людей зависит от массы тела.

Для подтверждения гипотезы проведены исследования состава микрофлоры у женщин в возрасте 20–23 года в количестве 18 человек: 8 – страдающих ожирением (I группа), 10 – практически здоровые (II группа).

Исследование проводилось в лаборатории на кафедре микробиологии с вирусологией и иммунологией Кировской ГМА. Использовали бактериологический метод: исследовали кал на содержание микрофлоры согласно Отраслевому стандарту (ОСТ 91500.11.0004-2003 «Протокол ведения больных. Дисбактериоз кишечника»). Для идентификации микроорганизмов использовали газожидкостный хроматограф, амплификатор IQ5 Real-Time PCR фирмы BIO-RAD (USA) для проведения полимеразной цепной реакции с целью выявления

нуклеиновых кислот бактерий. Для обработки полученных результатов использовали программу «БИОСТАТ».

При оценке состояния микробиоценоза кишечника у исследуемых групп были получены результаты, свидетельствующие о различии в количественном составе микрофлоры.

Таблица 1

Выраженность нарушений биоценоза кишечника

Пациенты	Число обследованных	Степени дисбиоза							
		0		1		2		3	
		абс.	%	абс.	%	абс.	%	абс.	%
I группа	8	0	0	2	25	3	37,5	3	37,5
II группа	10	4	40	6	60	0	0	0	0

Как видно из таблицы у представителей I группы преобладают дисбиотические изменения в кишечнике, преимущественно 2 и 3 степени нарушений. Качественный состав микроорганизмов показал, что микроорганизмы в обеих группах используют бродильный (анаэробный) метод запасания энергии, отмечается преобладание анаэробов в I группе в соотношении 1:9 (в норме 2:8).

Таблица 2

Частота выделения аэробных, анаэробных и факультативно-анаэробных микроорганизмов

Пациенты	Микроорганизмы (%)		
	аэробные	анаэробные	факультативно-анаэробные
I группа (n=8)	2	90	8
II группа (n=10)	15	70	15

Распределение анаэробных микроорганизмов по родовой и видовой принадлежности выявило преобладание у лиц I группы бактероидов и клостридий, а во II группе – бифидобактерий.

При использовании метода газожидкостной хроматографии было показано, что функциональная патология кишечника и дисбиотические изменения определяются уровнем содержания короткоцепочечных жирных кислот в кале.

Таблица 3

Среднее содержание короткоцепочечных жирных кислот

Группы обследованных	Количество короткоцепочечных жирных кислот				
	уксусная кислота C ₂	пропионовая кислота C ₃	масляная кислота C ₄	изокислоты $\sum$ изо C _m	«АИ»
норма	0,634 ±0,014	0,189±0,011	0,176±0,011	0,059±0,015	-0,576(±0,012)
I группа		0,371±0,01*		0,029±0,010	-0,676 *
II группа	0,632±0,014	0,191±0,011	0,180±0,01	0,060±0,015	-0,581(±0,012)

Примечание: * статистически достоверные показатели

Среди пациенток I группы отмечается повышение активности бактерий родов *Bacteroides* и *Propionibacter*.

При анализе полученных данных было установлено, что в I группе имеется как повышение абсолютного содержания короткоцепочечных жирных кислот в кале до 16,5 мг/г по сравнению с контрольной группой – 9,0 мг/г у 31% обследованных, так и снижение до 5 мг/г – у 40 % пациентов.

Результаты исследования подтверждают, что нарушения эндоэкологии кишечника взаимосвязаны с развитием метаболического синдрома.

Литература

Бутрова С. А. Метаболический синдром: патогенез, клиника, диагностика, подходы к лечению // Русский медицинский журнал. 2002. № 2. С. 56–60.

Лазебник Л. Б., Звенигородская Л. А. Метаболический синдром и органы пищеварения. М., 2009. 182 с.

Мамедов М. Н. Руководство по диагностике и лечению метаболического синдрома. М.: Мультипринт, 2005. С. 13–24, 59–65.

Метаболический синдром / Под ред. Г. Е. Ройтберга. М.: МЕДпрессинформ, 2007. 224 с.

Невзорова В. А., Морозова А. М. Метаболический синдром: от факторов риска до сосудистых катастроф. Владивосток: Медицина ДВ, 2010. 160 с.

Поройко В. Глубокоуважаемый микроб // Популярная механика. № 4. 2008.

ОСОБЕННОСТИ РЕАКТИВНОСТИ РЕГУЛЯТОРНЫХ СИСТЕМ ЮНЫХ ЛЫЖНИКОВ С НОРМОТОНИЧЕСКИМ ТИПОМ ВЕГЕТАТИВНОЙ РЕГУЛЯЦИИ

Р. И. Ефремова¹, А. П. Спицин², Г. А. Воронина

¹ Вятский государственный гуманитарный университет,

*² Кировская государственная медицинская академия,
rufina_85@inbox.ru*

В современной жизни, вследствие высокого уровня развития техники степень мышечной активности человека заметно снижается, меняются условия внешней среды, которые предъявляют организму высокие требования. Поэтому здоровье – это не только нормальная структура и функция органов и систем, но и возможность приспособиться к повышенным и меняющимся требованиям и условиям среды. Вследствие чего резко повышается оздоровительное значение физических упражнений (Иорданская, Юдинцева, 2006). Существенную информацию о функциональном состоянии организма дает метод анализа вариабельность сердечного ритма (ВСР), который выявляет скрытые изменения со стороны механизмов регуляции (Баевский, Берсенева, 1997; Баевский, 1999; Шлык, 2009).

Цель исследования – проанализировать реактивность регуляторных систем у юных лыжников с нормотоническим типом вегетативной нервной системы (ВНС) в ответ на ортостатическую пробу в начале годичного тренировочного цикла.

В исследовании принимали участие лыжники 10 и 11 лет (n=46), занимающиеся в группе начальной спортивной подготовки. На начало исследований

стаж занятий лыжными гонками составлял 1–2 года. Обследовались только здоровые лица, которых отбирали согласно официальным критериям ВОЗ, согласно которым здоровыми считаются те, кто не имеет хронических заболеваний, освобождения от работы по острому заболеванию, жалоб в день обследования и у кого при обследовании не обнаружили скрытую патологию органов дыхания и сердечно-сосудистой системы. Все школьники в начале годичного периода спортивной подготовки были разделены на три группы в зависимости от преобладающего типа вегетативной регуляции (симпатотоники, эйтоники и ваготоники), которые определяли по показателям вариабельности сердечного ритма (BCP). Регистрацию электрокардиограммы осуществляли с использованием электрокардиографа компании «Нейро-Софт», кардиоритмограмма регистрировалась по стандартной методике. Длительность регистрации кардиоинтервалограммы составляла 300 с (не менее 512 интервалов RR). Затем рассчитывали характеристики динамического ряда кардиоинтервалов: частоту сердечных сокращений (ЧСС, уд/мин), среднеквадратичное отклонение последовательных RR-интервалов (SDNN, м/с), стандартное отклонение разности последовательных RR-интервалов (RMSSD, м/с), частоту последовательных RR-интервалов с разностью более 50 м/с (pNN50, %), амплитуду моды (АМо, %), индекс напряжения (ИН, усл. ед.). Также рассчитывали и анализировали частотные параметры: общую мощность спектра (TP), мощности в высокочастотном (HF, 0,16–0,4 Гц), низкочастотном (LF, 0,05–0,15 Гц) и очень низкочастотном (VLF, <0,05 Гц) диапазонах, вычисляли коэффициент LF/HF, отражающий баланс симпатических и парасимпатических регуляторных влияний на сердце. Условные обозначения показателей BCP представлены в соответствии с международными стандартами оценки. Для оценки исходного вегетативного тонуса (ИВТ) в период тренировочного цикла использовали интегральный показатель средней длительности интервалов – R-R (RRNN). К эйтоникам (нормотоникам) относили спортсменов с RRNN от 701 до 900 м/с и индексом напряжения (ИН) в пределах 30,0–90,0 усл. ед. Статистическая обработка полученных результатов исследования проведена с помощью программы Statistica 6.0. Достоверность сдвигов оценивали с помощью U-критерия Манна – Уитни, для оценки отличий между двумя независимыми выборками вычисляли коэффициент ранговой корреляции Спирмена (r). Результаты считали достоверными при $p < 0,05$.

В первую группу (n=14) были отнесены спортсмены с нормотоническим типом вегетативной нервной системы (ВНС), значение RRNN составил $777,44 \pm 19,11$ мс, ИН составил $52,42 \pm 6,76$ ед.

Установлено, что при проведении активной ортостатической пробы происходят качественные сдвиги в показателях BCP, характеризующие состояние автономного контура регуляции. Достоверно уменьшаются RMSSD с $71,56 \pm 6,78$ мс до $25,14 \pm 4,69$ мс ($p = 0,000$), pNN50 с $43,56 \pm 4,24\%$ до $7,65 \pm 3,25\%$ ($p = 0,000$), SDNN с $70,11 \pm 5,19$ мс до $51,86 \pm 4,79$ мс ($p = 0,031$). Так же достоверно увеличиваются показатели ИН с $52,42 \pm 6,76$ ед. до $155,39 \pm 35,65$ ед. ($p = 0,002$) и АМо с $29,33 \pm 2,04\%$ до $40,44 \pm 3,78\%$ ($p = 0,042$). Таким образом, по мнению ряда авторов (Сапожникова Е.Н., 2003; Спицин А.П., Шестопалова О.М., 2005; Шлык Н.И., 2009) качество и выраженность реакции регуляторных систем у

спортсменов при переходе в вертикальное положение тела зависит от преобладающего типа вегетативной регуляции.

Со стороны волновой структуры спектра сердечного ритма (СР), которая в большей степени характеризует центральный канал регуляции установлены следующие изменения. Наблюдается понижение общей мощности спектра у спортсменов с нормотоническим типом регуляции с $5621,33 \pm 784,30 \text{ мс}^2$ до $4397,86 \pm 705,07 \text{ мс}^2$ ($p=0,351$). Так же понизились значения LF с $1503,00 \pm 215,23 \text{ мс}^2$ до $1302,57 \pm 208,29 \text{ мс}^2$ ($p=0,408$) и HF с $2845,22 \pm 507,31 \text{ мс}^2$ до $703,14 \pm 250,04 \text{ мс}^2$ ($p=0,002$). Значение VLF достоверно повысилось до $2392,43 \pm 391,40 \text{ мс}^2$ ($p=0,008$). Соответственно LF/HF достоверно повысилось с $0,62 \pm 0,15$ до $3,18 \pm 1,02$ ($p=0,001$), что указывает на сдвиг симпато-вагального баланса в сторону симпатического отдела ВНС. По мнению ряда авторов (Сапожникова, 2003; Спицин и др., 2005; Шлык, 2009) функциональный резерв можно определить по соотношению мощности вазомоторных волн в положении «стоя» и «лежа». В нашем случае данная реакция на ортостаз является оптимальной.

Практически у всех спортсменов отмечается снижение реактивности парасимпатического отдела ВНС. Вегетативное обеспечение деятельности характеризуется адекватной активацией симпатического отдела ВНС.

Подобные изменения в регуляторных механизмах организма у данных спортсменов под действием ортостатической пробы можно трактовать как повышенное функциональное состояние и высокий уровень подготовленности к предстоящему периоду тренировочного цикла.

Литература

Баевский Р. М., Берсенева А. П. Оценка адаптационных возможностей организма и риск развития заболеваний. М.: Медицина, 1997. 236 с.

Баевский Р. М. Научно-теоретические основы использования анализа вариабельности сердечного ритма для оценки степени напряжения регуляторных систем организма // Компьютерная электрокардиография на рубеже столетий XX–XXI. Материалы Междунар. симпозиума. М., 1999. С. 45–47.

Иорданская Ф. А., Юдинцева М. С. Мониторинг здоровья и функциональная подготовленность высококвалифицированных спортсменов в процессе учебно-тренировочной работы в соревновательной деятельности. М.: Советский спорт, 2006. 184 с.

Сапожникова Е. Н. Ритм сердца у школьников с различной степенью напряжения механизмов вегетативной регуляции в покое и при ортоклиноостатическом тестировании: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Казань, 2003. 24 с.

Спицин А. П., Шестопалова О. М., Негодяева Н. Л., Бяков И. С. Особенности реакции сердечно-сосудистой системы на ортостатическую пробу в зависимости от исходного вегетативного тонуса // Методы восстановительной медицины и рефлексотерапии при мультифакторной патологии и стрессовых воздействиях: Тезисы межрегион. науч.-практ. конф. Киров, 2005. С. 29–30.

Шлык Н. И. Сердечный ритм и тип регуляции у детей, подростков и спортсменов: монография. Ижевск: Изд-во «Удмуртский университет», 2009. 255 с.

ОЦЕНКА ВОЗМОЖНОСТИ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ПРИРОДНЫХ КРАСИТЕЛЕЙ В КАЧЕСТВЕ КИСЛОТНО-ОСНОВНЫХ ИНДИКАТОРОВ

О. В. Навалихина¹, А. С. Шапкина¹, М. А. Зайцев², А. А. Агалаков²

¹ *Лицей естественных наук,*

² *Вятский государственный гуманитарный университет*

Индикаторы – это органические и неорганические вещества, изменяющие свою окраску в зависимости от реакции среды. Название «индикаторы» происходит от латинского слова *indicator*, что означает «указатель» (Карасек, Клемент, 1993; Лейстнер, Буйташ, 1990; Баффингтон, Уилсон, 1993).

Известно, что многие растительные пигменты изменяют свой цвет в зависимости от кислотности среды.

Целью данной работы является изучение возможности получения веществ, являющихся кислотно-основными индикаторами из растительного сырья и применение их для определения pH.

Исследованы субстанции природных красителей, которые предполагали использовать в качестве природных индикаторов: морс из черничного варенья; морковный и свекольный соки; спиртовой и ацетоновый экстракт из зеленых листьев бегонии; отвары лепестков пиона (малинового цвета) и календулы; настой черного чая; водно-спиртовую настойку молотого красного перца, сок краснокочанной капусты и черной смородины.

Значительное изменение окраски в сильноокислой и сильнощелочной средах отмечено при использовании чая и настойки красного перца. Наиболее заметное изменение окраски в растворах с различным значением pH продемонстрировали сок черной смородины, морс из черничного варенья, свекольный сок и, особенно, сок краснокочанной капусты.

Таким образом, наибольшую зависимость окраски от значения pH среды продемонстрировали красно-фиолетовые природные красители.

С целью выявления наиболее чувствительной группы природных пигментов было решено провести физико-химический анализ качественного и количественного состава сока краснокочанной капусты, так как именно этот объект дает наибольшее количество различных окрасок.

Сок краснокочанной капусты был исследован методом хромато-масс-спектрологии на газовом хромато-масс-спектромерте GCMS-QP2010 Plus фирмы Shiadzu (Япония).

Параметры снятия спектра:

- капиллярная колонка длиной 30 м с неподвижной фазой полидиметилфенилсилоксана (5% фенильных групп);
- газ-носитель – гелий, скорость потока 1 мл/мин.;
- температура начала хроматографирования 70°C, повышение температуры на 10°C/мин., температура окончания хроматографирования 300°C;
- тип ионизации – электронный удар (70 эв);
- компьютерная идентификация результатов по библиотеке NIST 05.

В результате был получен хромато-масс-спектр (рис.), на котором пики 21 и 22 соответствуют фрагментам красителей антоцианового ряда (индекс сходимости 90%).

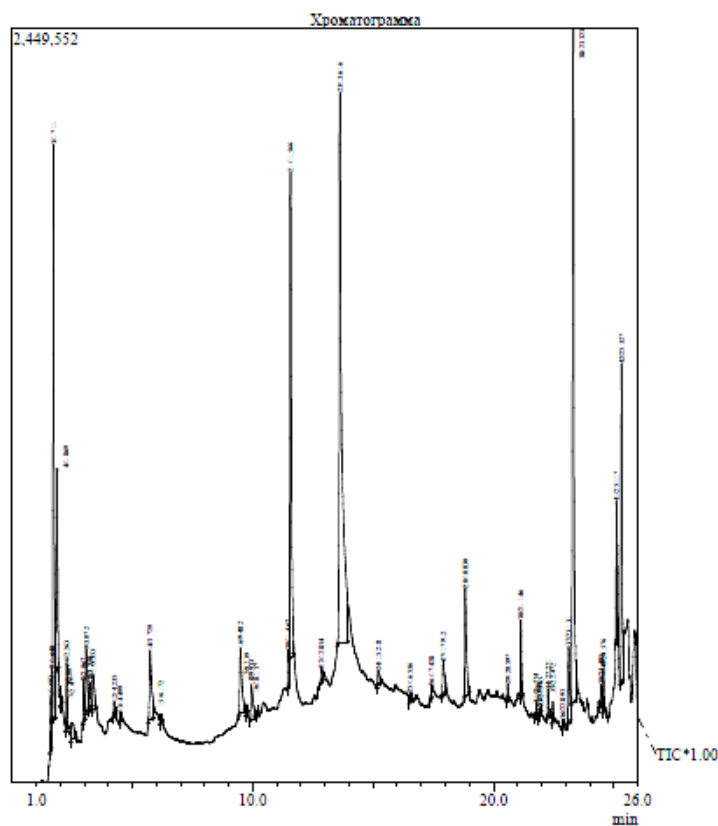


Рис. Хроматограмма сока краснокочанной капусты

На заключительном исследовании этапе мы решили оценить возможность применения сока капусты краснокочанной в качестве индикатора кислотно-основного титрования. Исходя из полученной нами шкалы, мы посчитали, что капустный сок может быть использован для установления точки эквивалентности в титровании сильной щелочи сильной кислотой.

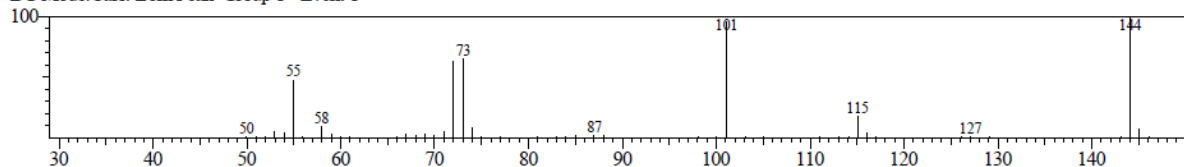
Метод – ацидиметрия, прямое титрование со свидетелем.

В колбу для титрования мы брали аликвоту раствора гидроксида натрия объемом 10 мл, добавляли 1 мл сока краснокочанной капусты. Титровали 0,1 М раствором хлороводородной кислоты трижды. При приготовлении раствора–свидетеля была взята свежеприготовленная дистиллированная вода объемом 20 мл и 1 мл капустного сока. Титрование вели до совпадения окраски исследуемого раствора с окраской раствора–свидетеля.

Особенностью титрования с капустным соком является то, что индикатор в раствор необходимо добавлять непосредственно перед титрованием, так как по прошествии некоторого времени окраска изменяется вследствие окисления кислородом воздуха.

Результаты титрования, проведенного с капустным соком, согласуются с результатами реверсивного титрования в присутствии фенолфталеина.

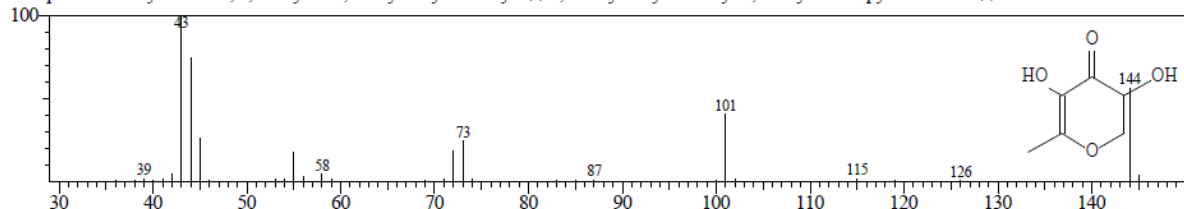
Line#:21 R.Time:11.567(Scan#:1365) MassPeaks:52
RawMode:Averaged 11.558-11.575(1364-1366) BasePeak:144.05(331729)
BG Mode:Calc. from Peak Group 1 - Event 1



Hit#:1 Entry:7403 Library:NIST05s.LIB

SI:90 Formula:C6H8O4 CAS:28564-83-2 MolWeight:144 RetIndex:1269

CompName:4H-Pyran-4-one, 2,3-dihydro-3,5-dihydroxy-6-methyl- \$\$\$ 3,5-Dihydroxy-6-methyl-2,3-dihydro-4H-pyran-4-one # \$\$\$

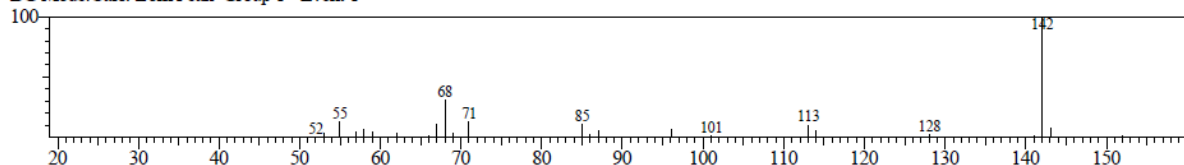


<< Target >>

Line#:22 R.Time:12.850(Scan#:1519) MassPeaks:35

RawMode:Averaged 12.842-12.858(1518-1520) BasePeak:142.05(15875)

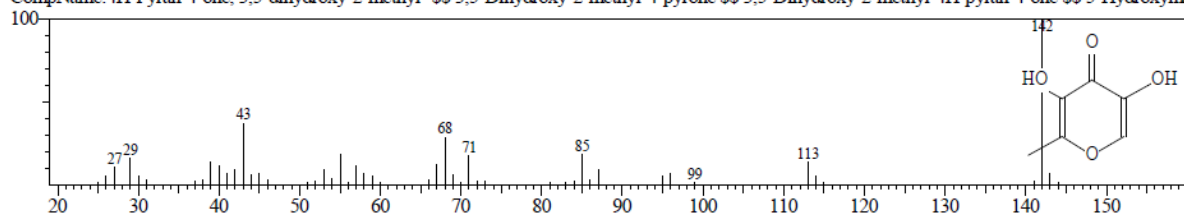
BG Mode:Calc. from Peak Group 1 - Event 1



Hit#:1 Entry:11541 Library:NIST05.LIB

SI:90 Formula:C6H6O4 CAS:1073-96-7 MolWeight:142 RetIndex:1193

CompName:4H-Pyran-4-one, 3,5-dihydroxy-2-methyl- \$\$\$ 3,5-Dihydroxy-2-methyl-4H-pyran-4-one \$\$\$ 5-Hydroxymal



Таким образом, выявлены растения, отвары и спиртовые растворы которых могут использоваться в качестве растительных индикаторов для определения pH среды раствора.

Литература

Карасек Ф., Клемент Р. Введение в хромато-масс-спектрометрию. М.: Мир, 1993. 237 с.

Лейстнер Л., Буйташ П. Химия в криминалистике. М.: Мир, 1990. 302 с.

Баффингтон Р., Уилсон М. Детекторы для газовой хроматографии. М.: Мир, 1993. 80 с.

Научное издание

**Актуальные проблемы региональной экологии и
биодиагностика живых систем**

Материалы
XIII Всероссийской научно-практической
конференции с международным участием

1–2 декабря 2015 г.
Книга 2

Редактор: Т. Я. Ашихмина

Верстка: Е. М. Кардакова

Издательство ООО «ВЕСИ»
610000, г. Киров, ул. Казанская, 50 а,
E-mail: ooovesy@yandex.ru

Подписано в печать 16.11.2015 г.
Формат 60х84 1/16. Бумага офсетная. Гарнитура Times New Roman.
Усл. п. л. 22,68. Заказ № . Тираж 200 экз.

Отпечатано в типографии ООО «Лобань»,
610000, г. Киров, ул. Московская, 52.
тел./ф.: (8332) 69-50-15

Вятский государственный гуманитарный университет,
610002, г. Киров, ул. Красноармейская, 26.